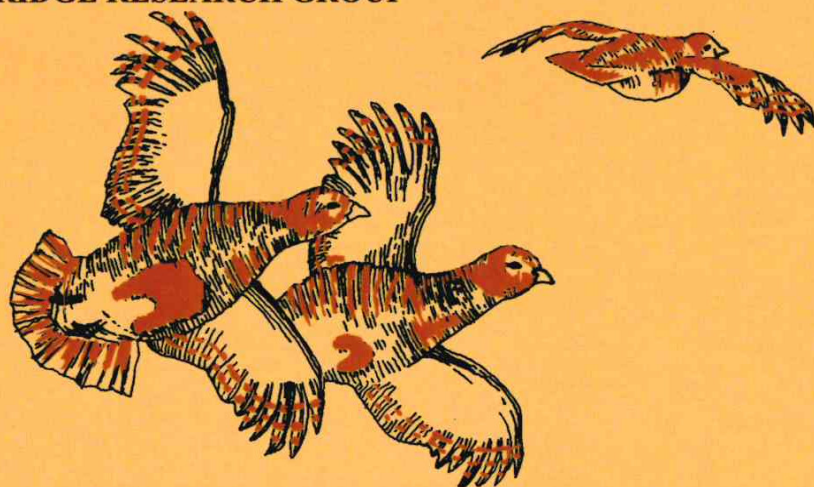


SOPRONI EGYETEM, VADGAZDÁLKODÁSI ÉS GERINCES ÁLLATTANI INTÉZET,  
MAGYAR FOGOLY KUTATÓ CSOPORT

UNIVERSITY OF SOPRON, INSTITUTE OF WILDLIFE MANAGEMENT AND VERTEBRATE ZOOLOGY,  
HUNGARIAN PARTRIDGE RESEARCH GROUP



# Magyar Apróvad Közlemények

Hungarian Small Game Bulletin

No. 13.

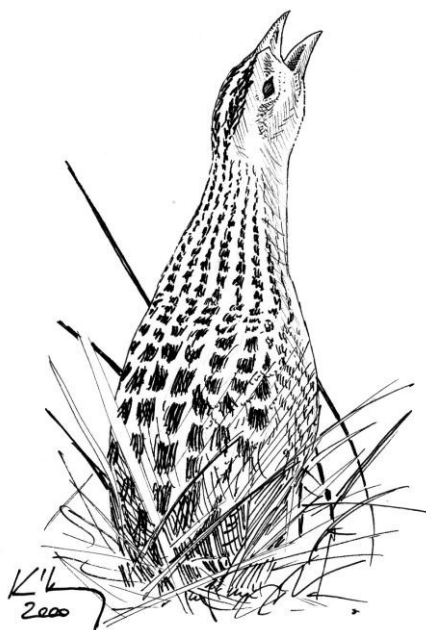


Szerkeszti / Editor: FARAGÓ, Sándor

SOPRON  
2017

SOPRONI EGYETEM, VADGAZDÁLKODÁSI ÉS GERINCES ÁLLATTANI INTÉZET  
UNIVERSITY OF SOPRON, INSTITUTE OF WILDLIFE MANAGEMENT AND VERTEBRATE ZOOLOGY

**MAGYAR APRÓVAD KÖZLEMÉNYEK**  
**Hungarian Small Game Bulletin**  
**No. 13.**



**Szerkeszti / Editor: FARAGÓ, Sándor**

**SOPRONI EGYETEM KIADÓ – UNIVERSITY OF SOPRON PRESS**

**SOPRON**  
**2017**

### **Szerkesztőbizottság**

**Főszerkesztő:** Prof. Dr. Faragó Sándor (Sopron)  
**Tagok:** Prof. Dr. Bartha Dénes (Sopron)  
Prof. Dr. Náhlik András (Sopron)  
Doc. Dr. habil Jánoska Ferenc (Sopron)  
Dr. Kalotás Zsolt (Tolna)  
Doc. Dr. habil Winkler Dániel (Sopron)

**ISSN 1418 – 284X**

---

Soproni Egyetem Kiadó 9400 Sopron, Bajcsy-Zsilinszky utca 4.  
Felelős kiadó: Dr. Alpár Tibor  
Címlapfotó: Dr. Winkler Dániel  
Belső címlapkép: Kókay Szabolcs  
Technikai szerkesztő: Dr. Winkler Dániel  
Nyomta és kötötte a Lővér Print Nyomdaipari Kft. 9400 Sopron, Ady Endre utca 5.

**TARTALOMJEGYZÉK**  
**CONTENTS**

Faragó Sándor G. RICHARD (DICK) POTTS (1939–2017).....	1
Faragó Sándor, Kovács Gyula & Hajas Péter Pál A DOLMÁNYOS VARJÚ KEZELÉSI TERVE MAGYARORSZÁGON Management plan for Hooded Crow ( <i>Corvus cornix</i> ) in Hungary .....	15
Faragó Sándor, Kovács Gyula & Hajas Péter Pál A SZARKA KEZELÉSI TERVE MAGYARORSZÁGON Management plan for Magpie ( <i>Pica pica</i> ) in Hungary .....	49
Tirják László A MEZEI NYÚL ( <i>Lepus europaeus</i> ) ÁLLOMÁNYÁNAK VÁLTOZÁSA A DÉVAVÁNYAI TÚZOKVÉDELMI MINTATERÜLETEN ÉS KÉT KONTROLLTERÜLETEN (2008–2012) Changes in the brown hare ( <i>Lepus europaeus</i> ) population on the Dévaványa Great Bustard Conservation Site and on two control sites (2008–2012) .....	83
Varga Szabolcs, Kelemen Petra, Csiszár Ágnes & Winkler Dániel A SORDÉLY ( <i>Emberiza calandra</i> ) ÉLŐHELYVÁLASZTÁSÁNAK VIZSGÁLATA A MOSONI-SÍKON Habitat selection of the corn bunting ( <i>Emberiza calandra</i> ) in the Mosoni-Plain .....	125
Németh Tamás Márton AGRÁRTÁJHOZ KÖTŐDŐ MADÁRFAJOK („FARMLAND BIRDS”) ÁLLOMÁNYÁNAK VÁLTOZÁSA, HELYZETE EURÓPÁBAN Population changes and status of farmland birds in Europe – a review .....	143
Győri-Koósz Barbara & Faragó Sándor AZ ÜRGE ( <i>Spermophilus citellus</i> ) TÁPLÁLÉKNÖVÉNYEI, MINT POTENCIÁLIS ELTERJEDÉSI TÉNYEZŐK, ÖKOLOGIAI ÉRTÉKELÉSÜK ALAPJÁN Foodplants as potential distribution factors of the European Ground Squirrel ( <i>Spermophilus citellus</i> ) based on ecological evaluations. ....	161
Kanyó Csaba & Váczi Miklós A PARLAGI SAS ( <i>Aquila heliaca</i> ) KÖLTÉS- ÉS TÁPLÁLKOZÁSBIOLOGIAI VIZSGÁLATA VADKAMERA ALKALMAZÁSÁVAL Study on nesting and feeding biology of the Imperial Eagle ( <i>Aquila heliaca</i> ) using scouting camera .....	177



Hámori Dániel KUVIKVÉDELEM EGY KÖZÉP-MAGYARORSZÁGI MEZŐGAZDASÁGI TERÜLETEN: KÖLTÉSI ADATOK ÉS A MESTERSÉGES FÉSZEKODVAK PARAMÉTEREINEK ÖSSZEFÜGGÉSEI Little owl conservation in farmland areas of Central-Hungary: relationships between the nesting data and nestbox parameters.....	187
Harta István, Winkler Dániel & Erdő Ádám A ZÖLD GYÍK ( <i>Lacerta viridis</i> ) HABITAT-VÁLASZTÁSÁNAK VIZSGÁLATA A FERTŐMELLÉKI-DOMBSÁG TERÜLETÉN Habitat selection of the European Green Lizard ( <i>Lacerta viridis</i> ) in the Fertőmelléki Hills.....	201
Winkler Dániel & Traser György TALAJLAKÓ MEZOFAUNA (COLLEMBOLA) VIZSGÁLATOK A LAJTA PROJECT TERÜLETÉN Study on the soil mesofauna in the Lajta PROJECT. ....	213
Rudolf Triebel VOLEGBEOBACHTUNG IM FORSTBEZIRK BAKONYSZENTLÁSZLÓ 2003–2016 Madármegfigyelések a Bakonyszentlászlói Erdészet területén (2003–2016) Bird observations in the Forest District of Bakonyszentlászló (2003–2016).....	225
Kiss Csilla, Winkler Dániel, Komlós Mariann & Gyurácz József EGYES IDŐJÁRÁSI TÉNYEZŐK HATÁSA A BARÁTPOSZÁTA ( <i>Sylvia atricapilla</i> ) KÖLTÉSI SIKERÉRE Effect of meteorological factors on the breeding success of Blackcap ( <i>Sylvia atricapilla</i> ). ...	255
Jánoska Ferenc A 'MAGYAR FOGOLY' ( <i>Perdix perdix</i> L.) BETELEPÍTÉSÉNEK TÖRTÉNETE AZ ÉSZAK-AMERIKAI KONTINENSRE Introduction history of Hungarian Partridge ( <i>Perdix perdix</i> L.) into the North American continent.....	267
Németh Tamás Márton & Winkler Dániel THE IMPACT OF UNMOWN REFUGE-STRIPS ON THE BREEDING SITE FIDELITY OF COMMON QUAIL ( <i>Coturnix coturnix</i> ) – A CASE STUDY Búvósávok hatása a fűj ( <i>Coturnix coturnix</i> ) területhűségére fészkelési időszakban – esettanulmány.....	289

## G. RICHARD (DICK) POTTS (1939–2017)

### Faragó Sándor

Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet  
University of Sopron, Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology  
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs u. 4., Hungary, email: farago.sandor@uni-sopron.hu

### ABSTRACT

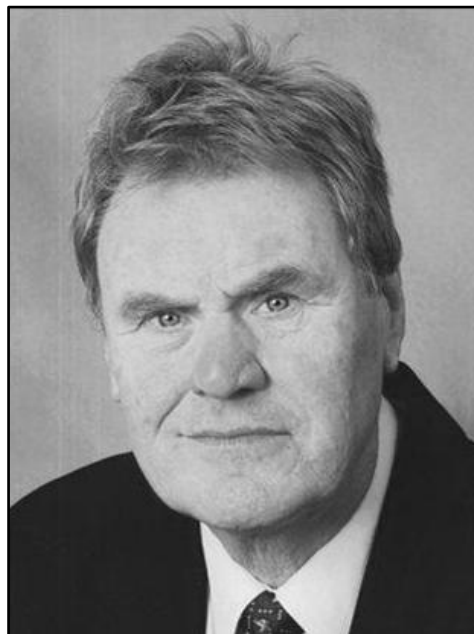
FARAGÓ S.: G. RICHARD (DICK) POTTS (1939–2017): OBITUARY. *Hungarian Small Game Bulletin* **13**: 1–14. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2017.001>

DR. RICHARD (DICK) POTTS, world-renowned British wildlife biologist, ornithologist, retired Director-General of The Game Conservation and Wildlife Trust, and Honorary Doctor of the University of Sopron (Dr. h. c.) due to an unexpected disease, passed away on 30 March, 2017. His funeral was held on 25 April, 2017 in Fordingbridge (Sussex, United Kingdom). To honour the memory of DR. H. C. RICHARD POTTS, the University of Sopron presents an obituary recounting his career and connections in Hungary.

**KULCSZAVAK:** G. RICHARD (DICK) POTTS, nekrológ

**KEY WORDS:** G. RICHARD (DICK) POTTS, obituary

2017. március 30-án rövid betegség után elhunyt G. RICHARD (DICK) POTTS világhírű angol vadbiológus, ornitológus, a The Game and Wildlife Conservation Trust nyugalmazott vezérigazgatója, a Soproni Egyetem tiszteletbeli, honoris causa doktora (Dr. h. c.). Temetése április 25-én volt Fordingbridge-ben (Sussex, Egyesült Királyság). A Soproni Egyetem szeretettel búcsúzik Dr. h. c. Dr. RICHARD POTTS-tól, díszdoktorától és megőrzi emlékét. A nekrológ bemutatja szakmai életútját és magyar kapcsolatait.



**1. ábra: G. RICHARD (DICK) POTTS (1939–2017)**

*Figure 1: G. RICHARD (DICK) POTTS (1939–2017)*

## Élete és munkássága

Dr. G. R. (DICK) POTTS (**1. ábra**) 1939-ben született az Egyesült Királyságbéli Richmondban (North Yorkshire) egy farmer családban. Már kora gyermekkorában érdekelte a családi birtok állat és növényvilága.

Alap és középfokú iskolái után 1958-1962 között zoológiát tanult a Durhami Egyetemen (University of Durham), ahol ökológiára és rovartanra specializálódott. Tanulmányai idején 1960–1961-ben részt vett az egyetem két éves Feröer-szigeteki expedícióján, amely a tengeri madarakat tanulmányozta. 1965-ben doktorált (PhD) az üstökös kárókatona (*Phalacrocorax aristotelis*) költésökológiájából, amely munkát a Farne-szigeteken (Northumberland) valósította meg: „*Studies on a marked population of the Shag (Phalacrocorax aristotelis) with special reference to the breeding biology of birds of known age*”. Kutatásai során tanúja lehetett az algavirágzás tengeri madarakra gyakorolt pusztító hatásának. Ez a jelenség megerősítette érdeklődését a környezetben tapasztalható mérgezések irányába, amelyet már gyermekkorában a szülői farmon, vagy doktori cselekménye közben, az üstökös kárókatonák fészekaljai vizsgálatokor is észlelt. Ezen érdeklődéséből fakadt, hogy kutatásait a későbbiekben is folytatta és kiterjesztette a tengeri ökoszisztémákban megjelenő inszekticidek hatásaira. 1965-ben kezdett dolgozni a Durhami Egyetemen, mint tudományos munkatárs (Research Associate) és a zoológia tanára (lecturer).

1968-ban tudományos főmunkatárs (Senior Scientific Officer) lett. Ekkor kezdett el foglalkozni a South Downs-i (North Farm, West Sussex) fogoly populáció vizsgálatával (*The Partridge Survival Project*). Természetes kutatásfilozófiai megközelítése volt az, hogy ha meg akarja érteni a fogolyállomány csökkenésének okát és azt meg kívánja fordítani, akkor ahhoz egyetlen út vezet, a fogolyállomány környezetében bekövetkezett változások megismerése. Ekkor kezdődött el az a mélyreható, tartamos és másoknak példaadó kutatás, amely a fogolyállomány és a mezei, szántóföldi környezet viszonyának feltárását tűzte ki célul.

Vizsgálatai eredményeként meghatározta a fogolyállomány csökkenésének *három* legfontosabb okát, úgymint (1) a gyomirtó-szereknek az ízeltlábú táplálék drasztikus csökkentésén keresztül megnyilvánuló, a csibék túlélését/felnevelési arányát jelentős mértékben korlátozó hatását, (2) a megtelepedési sűrűséget befolyásoló, fészkelőhelyek (szegély-élőhelyek) visszaszorulását, eltűnését, hiányát és végül (3) a predációs nyomásból eredő alacsony szaporodási sikert.

Az általa kidolgozott szimulációs modellel megerősítve megfogalmazta, hogy a fenti három tényező közül egy, vagy több érvényesül egy területen, akkor a fogolyállomány összeomlik. Látható, hogy a kellő megérzéssel korábban megfogalmazott és feltárt súlyos aggályok, tehát a peszticidek hatásainak kérdése, súlypontja volt e projektnek is.

Kutatócsoportja – amelyben olyan nevek dolgoztak, mint STEPHEN TAPPER, PAUL VICKERMAN és KEITH SUNDERLAND – DICK POTTS javaslatára – a fogolykutatásokra alapozva, de azt lényegesen kibővítve – elkezdett foglalkozni a gabonáknak, mint ökoszisztémáknak a kutatásával (**2. ábra**), amely azután a napjainkig jól csengő THE SUSSEX STUDY-ban öltött testet.

A kutatások új irányvonalat jelentettek a védelmi munkában, új lehetőségeket határoztak meg, szemben a megelőző gyakorlattal, amely a védelmet csak az „ősi”, természetes élőhelyeken tudta elképzelni.

1974-ben DICK POTTS és PAUL VICKERMANN „*Kutatások gabona ökoszisztémákban*” (*Studies on the Cereal Ecosystems*) címmel egy dolgozatot publikáltak az *Advances in Ecological Research* című folyóiratban. Ez a cikk ökológus nemzedékek számára lett alapmunka. A Southampton University-vel együttműködve csak abban az intézményben

legalább 20 doktori értekezés született a gabona ökoszisztémák vizsgálata tárgyában. Mindez DICK POTTS úttörő munkája által inspirálva valósult meg.



**2. ábra: DICK POTTS rovarvizsgálat közben (D-vac) (COLES, 1971)**

*Figure 2: DICK POTTS at insects investigation (D-vac) (COLES, 1971)*

A sussexi kutatócsoport 1976-ban áttelepült a *The Game Conservancy Trust* Fordingbridge-i központjába (**3. ábra**), ahol DICK POTTS 1977-ben kutatási igazgatói kinevezést kapott.

POTTS ebben az időben arra helyezte a hangsúlyt, hogy a Sussex-i kutatások elméleti megállapításaiból a gyakorlat számára hasznosítható megoldásokat javasoljon, azaz hogyan tud a fogoly (és általában a mezei vadállomány) együtt létezni a modern mezőgazdasággal.



**3. ábra: A The Game & Wildlife Conservation Trust főépülete (Foto: AEBISCHER N.)**

*Figure 3: The main building of the Game & Wildlife Conservation Trust (Photo: AEBISCHER N.)*

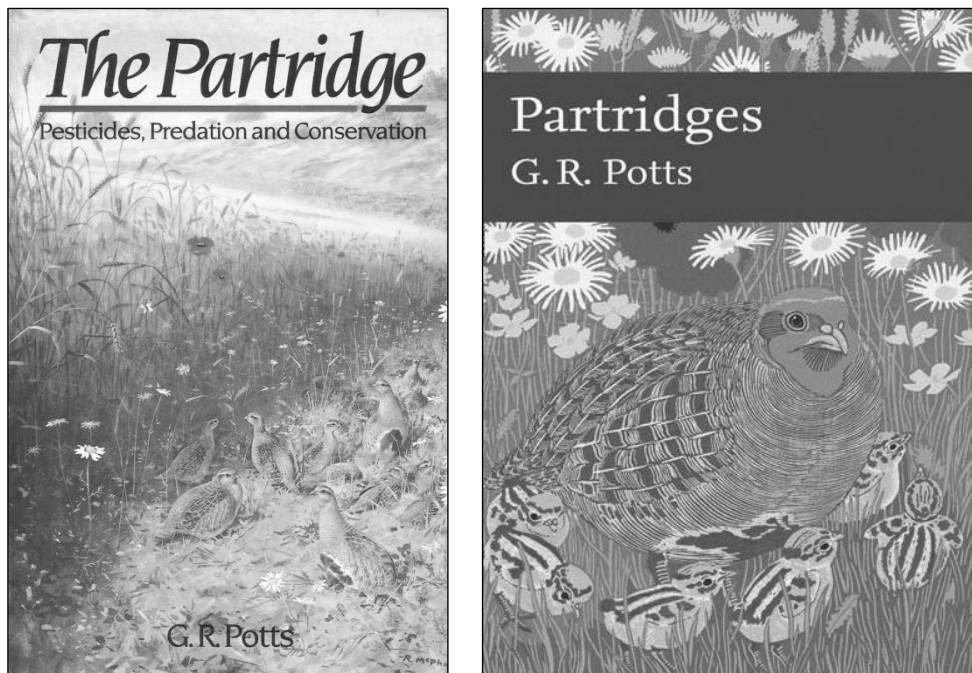


E munkának első állomása a *Cereal and Gamebirds Project* (Gabona és Szárnyasvad Project) volt, amely olyan élőhely javító megoldásokat kínált, mint a nálunk is alkalmazott vegyszermentes táblaszegély, vagy Game Conservancy mezsgye (*conservation headlands*), vagy a táblák közepében kialakított rovarteleltető bakhátak (*beetle bank*). Mindezeket már farm méretek között is kipróbálta, és bevezetését a tesztek alapján javasolták a gazdálkodóknak a tanácsadói hálózaton keresztül.

A második állomás a *Salisbury Plan Experiment* (Salisbury-síksági Kísérlet) volt. A kutatások meggyőzően igazolták, hogy a generalista predátorok nem csak a foglyok költési eredményére, de azok fészkelési sűrűségére is hatással vannak. E megállapítások – szemben a elfogadott ökológiai nézettel – megegyeztek a vadőrök tapasztalataival és véleményével.

A foglyokra vonatkozó kutatásait két mértékadó, elvülhetetlen, klasszikus alapmunkának tekinthető kötetben tette közzé.

Első kötete 1986-ban jelent meg *The Partridge – Pesticides, Predation and Conservation* (A fogly – Növényvédőszer, zsákmányolás és védelem) címmel, amiben a Sussex-i kutatási tapasztalatait és javaslatait foglalta össze. Második kötete a *Partridges – Countryside Barometer* (Foglyok – A vidék barométere) már valamennyi foglyfajt tárgyalja, s megfogalmazza e fajok életterükben betöltött indikátor szerepét (**4. ábra**). E két kötet mellett kutatási eredményeit további több mint 100 tudományos közleményben tette közzé (listát lásd megemlékezés után).



**4. ábra: DICK POTTS két fontos könyvének címlapja**

*Figure 4: Covers of two important books of DICK POTTS*

DICK POTTS nemcsak a foglyokkal foglalkozott, általában a madarak szerelmese volt, bármerre is járt a világban. Távcsöve mindig vele volt, s feljegyzett minden megfigyelést. Ezért is lehetett elnöke a *World Pheasant Association*-nak, alelnöke a *British Ornithologists Union*-nak, elnöke a *C.I.C. Small Game Commission*-nak, a *Trustee of the African Game Research and Education Trust*-nek. Sok, a természeti erőforrásokkal és természetvédelemmel foglalkozó kormányzati tanácsadó testületnek és tanácsnak volt a tagja, ugyanilyen szerepet vállalt a *The Wildfowl and Wetlands Trust*-nél, a *British Trust for Ornithology*-nál és a *British*

*Ornithologist Union*-nál. Az *European Journal of Wildlife Research* szerkesztőbizottságának is tagja volt.

1991-ben vezérigazgató helyettesé léptették elő, egyúttal az *Allerton Research and Educational Trust Farm Management Committee* elnöke lett. A Loddington Farmot Lord és Lady ALLERTON ajándékozta a *Game Conservancy Trust*-nek, amelyből egy bemutató farmot alakítottak ki. A folyamatot már DICK POTTS felügyelte.

1993-2001 között a *The Game Conservancy Trust* (ma *Game and Wildlife Conservation Trust* – Európa legnagyobb vadbiológiai kutatóintézete: 100 fő, ebből mintegy 70 kutató, éves költségvetése 8,4 millió £ = 3,1 milliárd Ft) vezérigazgatója volt.

Ugyancsak ő volt a mozgatórugója a *Joint Raptor Project*-nek, amelynek során számszerűsítették a kékes rétihéja (*Circus cyaneus*) zsákmányolásának a skótfajd (*Lagopus lagopus scotica*) állományváltozására gyakorolt hatását a dél-skóciai Langholm Moor-on.

DICK POTTS nevéhez köthető a „*conservation through wise use*” – „védelem a bölcs hasznosítás révén” – jelmondat, amely a vadfajok fenntartható hasznosításának szállóigéjévé vált.

Haláláig dolgozott szeretett *Sussex Study* területén, a GWCT konzultánsa volt és független tanácsadóként működött hazájában, Spanyolországban, Ausztriában, Dániában és Oroszországban.

Munkáját számos tudományos és szakmai díjjal ismerték el. A „*The Partridge: Pesticides, Predation and Conservation*”, könyvével az Egyesült Államokban elnyerte a legrangosabbnak tartott, a The Wildlife Society „*Év Könyve*” Díjat. 1999-ben megkapta a British Ornithological Union *Godman-Salvin Medal* elismerését.

Egykori munkatársai NICHOLAS AEBISCHER és NICK SOTHERTON a GCWT honlapján közzétett méltató megemlékezésükben összefoglalták DICK POTTS általuk legeredetibbnek tartott gondolatait (AEBISCHER & SOTHERTON, 2017):

- A növényvédőszeres kezelés a mezei szárnyasvad fajok tápláléklánca megszakításának révén eltávolíthatja a csibék által fogyasztott rovarokat és ugyancsak eltávolítja e rovarok gazdanövényeit, így ugyancsak a rovarmennyiség csökkenését okozza.
- A farmerek és a földművelés kezében van a mezei szárnyasvadfajok állománycsökkenése megfordításának kulcsa, és lehetséges olyan gazdálkodási megoldás kimunkálása, amely összeegyeztethető a modern mezőgazdálkodással.
- A gyakori predátorok szezonális és törvényes csökkentése/eltávolítása következtében megnőhet mind az alföldi, mind a felföldi, talajon-fészkelő madarak költési eredményessége és költési sűrűsége.
- A ragadozómadarak zsákmányolása meggátolhatja a hajtott skótfajd vadászatát és csökkentheti a felföldi költő gázlómadarak állományait, így határozott beavatkozásra van szükség a skótfajd–ragadozómadár konfliktus célszerű megoldásához.

### **RICHARD POTTS magyar kapcsolatai**

RICHARD POTTS már az 1970-es években ellátogatott Magyarországra, ahol a növényvédelemmel kapcsolatos kérdéseket és annak az apróvadállományra gyakorolt hatását is tanulmányozta.

A kapcsolatok kiszélesedtek akkor, amikor az általa vezetett The Game Conservancy Trust képviselői 1991-ben részt vettek a gödöllői XX. Vadbiológiai (IUGB) Kongresszuson. STEPHEN TAPPER-rel együtt a predátor szabályozásnak a fogolypopulációra gyakorolt hatását

mutatták be mára már legendássá vált Collingbourne-i és Milstoni- kísérleteik alapján. E megemlékezés szerzőjének is ez volt a kapcsolatfelvétel ideje Dick Potts intézetével. A kapcsolatfelvételt kölcsönös látogatások, szakmai információcserék követték Magyarországon és Angliában is. 1995-ben vettünk részt először a fogolykutatók rendszeresen megrendezésre kerülő PERDIX szimpóziumán a franciaországi Dourdanban (az a PERDIX VIII. volt), ahol személyesen is megismerhettük DICK POTTS-ot. A Konferencián bemutatott LAJTA PROJECT és a MAGYAR FOGOLYVÉDELMI PROGRAM kutatási eredményei olyan átütő sikert hoztak, hogy POTTS javaslatára 1998-ban minket kértek fel a PERDIX VIII. megrendezésére.

1996 februárjában együtt voltunk Sevillában előadni (PAUL GORIUP és HANS-PETER KOLLAR társaságában) a spanyol tűzokos kollégák meghívására. Ekkor fordult figyelme a tűzok dél-angliai visszatelepítése felé. Tartalmas terepi programok keretében a személyes kapcsolatok is elmélyültek.

POTTS részt vett a NATUREXPO idején (1996. augusztus 26-29.) Budapesten rendezett nemzetközi konferencián, amelyet követően hosszú tanulmányutat tettünk a Dél-Heves és Hortobágy vidékén, valamint a LAJTA Projectben.

Miközben folyamatosan készítettük elő a PERDIX VIII szimpóziumot Sopronban, POTTS jelezte, hogy megtalálta azon levelezést és magyar adatszolgáltatást, amely a herceg ESTERHÁZY birtokról származott 1922-1933 időszakából, s a fogolyállományról és annak szaporodásáról adott híreket. Az egykori angol-magyar levelezés alapja az volt, hogy a híres angol lőszergyáros H. G. ELEY őrnagy (aki egyébként alapítója volt a The Game Conservancy jogelődjének) 1934 decemberében vadászatra érkezett Magyarországra, s Mosonmagyaróváron találkozott KARKOVÁNY ÁKOS professzorral az Óvári Akadémia tanárával. A találkozásnak és a kapcsolatnak az volt a háttere, hogy ELEY őrnagy családjáé volt a maig fennálló ELEY LŐSZERGYÁR, KARKOVÁNY Professzor pedig szakmai kapcsolatban volt az ugyancsak Mosonmagyaróváron működő magyar vadászlőszergyárral. KARKOVÁNY kérésére az ESTERHÁZY vadászterületek fővadásza SEYWERTH RICHÁRD 12 éven át szervezte a fogolyszámlálásokat és jegyezte fel azok eredményeit. Az éves eredményeket RIMLER PÁL hercegi erdőigazgató 1935-ben küldte meg ELEY őrnagynak. POTTS 1998-ban újabb adatsort és terítékadatra vonatkozó adatközlést talált 1931-1939 időszakra vonatkozóan.

A régi adatok és a LAJTA Project eredményei alapján közös dolgozattal is jelentkeztünk a PERDIX VIII. soproni szimpóziumon (POTTS & FARAGÓ, 2000).

A folyamatos együttműködés, információ- és szakirodalom csere, kölcsönös látogatások, szaktanácsadások (fogoly, tűzok, predátor-gazdálkodás stb.), közös konferencia részvételek által elmélyített kapcsolat vezetett oda, hogy Dr. RICHARD POTTS 2007-ben a Soproni Egyetem tiszteletbeli doktora lett (5-6. ábra).

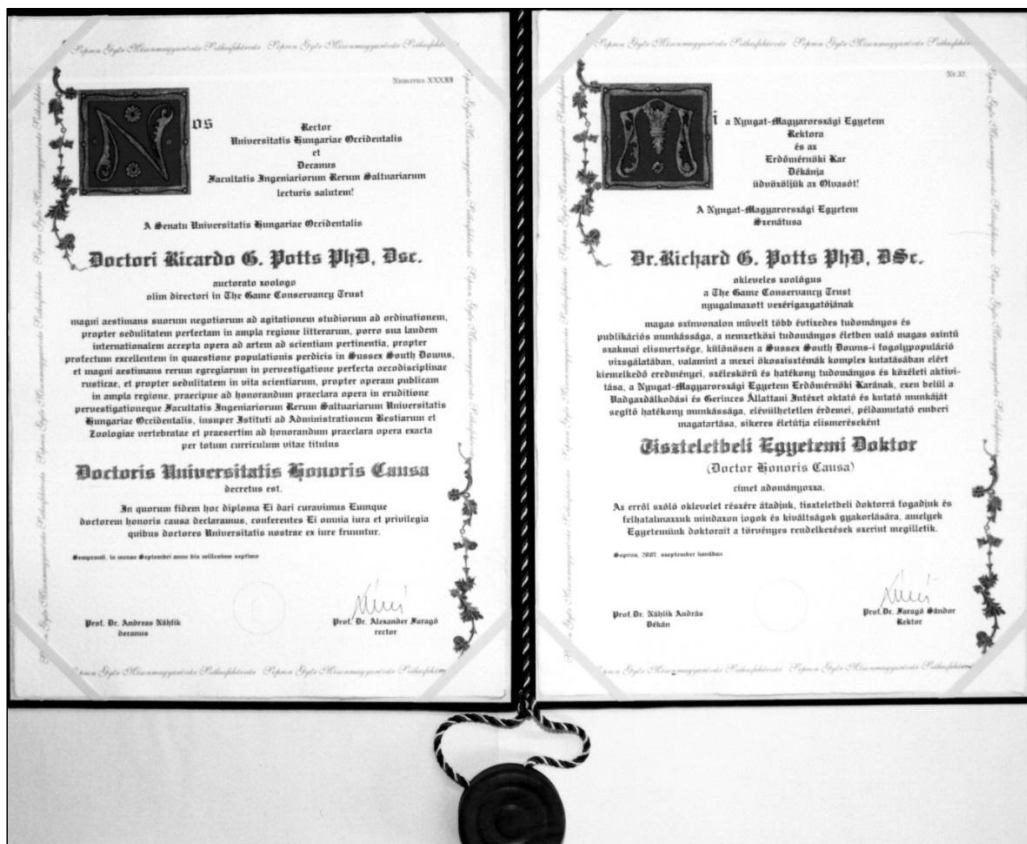
Az oklevélen a cím odaitélésének indokaként az alábbi olvasható: *„nagyra becsülve magas színvonalon művelt több évtizedes tudományos és publikációs munkásságát, a nemzetközi tudományos életben való magas szintű szakmai elismertségét, különösen a Sussex South Downs-i fogolypopuláció vizsgálatában, valamint a mezei ökoszisztémák komplex kutatásában elért kiemelkedő eredményeit, széleskörű és hatékony tudományos és közéleti aktivitását, a Nyugat-Magyarországi Egyetem (ma Soproni Egyetem) Erdőmérnöki Karának, ezen belül a Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet oktató és kutató munkáját segítő hatékony munkásságát, elévülhetetlen érdemeit, példamutató emberi magatartását, sikeres életútját..”*

Avatása után kerestük fel az általa nagyon tisztelt és elismert gróf KÁROLYI LAJOS – a CIC alapítása kezdeményezőjének – tótmegyeri kastélyát és vadászterületét SUBA IMRE kíséretében.



5. ábra: Dr. POTTS átveszi *honoris causa doctor* oklevelét (átadja FARAGÓ SÁNDOR a Nyugat-magyarországi Egyetem rektora)

Figure 5: Dr. POTTS takes his „doctor honoris causa” – honorary doctor diploma (SÁNDOR FARAGÓ, rector of the University of West Hungary, passes the diploma)



6. ábra: Dr. POTTS *honoris causa doctor* oklevele  
Figure 6: Honorary doctor diploma of Dr. POTTS



Ebben az időben nevezettek mindnyája dolgoztunk a CIC valamelyik szervezetében, POTTS éppen az Apróvad Bizottságot (*Small Game Commission*) vezette (később volt az Alkalmazott Tudomány Divízió – *Applied Science Division* vezetője is), ez további kapocs volt együttműködésünkben. Vadbiológusként úgy volt a fenntartható vadgazdálkodás, a bölcs hasznosítás elkötelezett híve, hogy maga nem vadászott.

Élete végén visszahúzódott a nemzetközi szereplésektől, otthon munkálkodott, szeretett foglyait, a világhírű SUSSEX STUDY területét vizsgálva élete végéig.

Dr. POTTS Rockbourne-ben, Salisbury mellett élt, felesége OLGA természetfestő.

### **Dr. G. R. POTTS, DSc. tudományos publikációinak jegyzéke**

[POTTS (2007) actualized by AEBISCHER, N.]

### **Scientific publications published by Dr. G. R. POTTS, DSc.**

(After POTTS (2007) actualized by AEBISCHER, N.)

1. POTTS, G.R. (1959): Studies on mallard (*Anas platyrhynchos*) numbers at Hornby Lakes 1952–1959. *Proceedings of the Natural History Society of University of Durham* **12**: 2–11.
2. POTTS, G.R. (1960): Observations on the birds of the Faroes. *Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift* **55**: 152–160.
3. BAYES, J.C., DAWSON, M.J. & POTTS, G.R. (1964): The food and feeding behaviour of the great skua (*Catharacta skua*) in the Faroes. *Bird Study* **11**: 272–279.
4. BAYES, J.C., DAWSON, M.J., HOLM-JOENSEN, A. & POTTS, G.R. (1964): The distribution and numbers of the great skua (*Catharacta skua*) breeding in the Faroes. *Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift* **58**: 36–41.
5. POTTS, G.R. (1966): *Studies on a marked population of the Shag (Phalacrocorax aristotelis) with special reference to the breeding biology of birds of known age*. PhD. Thesis, University of Durham.
6. BOURNE, W.R.P., PARRACK, J.D. & POTTS, G.R. (1967): Birds killed in the Torrey Canyon disaster. *Nature* **215**: 1123–1125.
7. POTTS, G.R. (1967): Urban starling roosts in the British Isles. *Bird Study* **14**: 25–42.
8. ROBINSON, J., RICHARDSON, A., CRABTREE, A.N., COULSON, J.C. & POTTS, G.R. (1967): Organochlorine residues in marine organisms. *Nature* **214**: 1307–1311.
9. COULSON, J.C., POTTS G.R., DEANS, I.R. & FRASER, S.M. (1968): Dinoflagellate crop in the North Sea. *Nature* **220**: 21–27.
10. COULSON, J.C., POTTS, G.R., DEANS, I.R. & FRASER, S.M. (1968): Exceptional mortality of shags and other seabirds caused by paralytic shellfish poison. *British Birds* **61**: 381–404.
11. POTTS, G.R. (1968): Success of eggs of the shag on the Farne Islands, Northumberland, in relation to their content of dieldrin and pp'DDE. *Nature* **217**: 1282–1284.
12. COULSON, J.C., POTTS, G.R. & HOROBIN, J. (1969): Variation in the eggs of the shag (*Phalacrocorax aristotelis*). *Auk* **86**: 232–245.
13. POTTS, G.R. (1969): The influence of eruptive movements, age, population size and other factors on the survival of the shag (*Phalacrocorax aristotelis*). *Journal of Animal Ecology* **38**: 53–102.

14. MACDONALD, J.W. & POTTS, G.R. (1970): New species of sub-cutaneous mite in shags and cormorants. *British Birds* **63**: 80–81.
15. POTTS, G.R. (1970): Recent changes in the farmland fauna with special reference to the decline of the grey partridge (*Perdix perdix*). *Bird Study* **17**: 145–166.
16. POTTS, G.R. (1970) The effects of the use of herbicides in cereals on the feeding ecology of partridges. *Proceedings of the British Weed Control Conference* **10**: 299–302.
17. POTTS, G.R. (1970): Studies on the changing role of weeds of the genus *Polygonum* in the diet of the partridge (*Perdix perdix*). *Journal of Applied Ecology* **7**: 567–576.
18. POTTS, G.R. (1971): Moults in the shag *Phalacrocorax aristotelis* and the ontogeny of the "Staffelmauser". *Ibis* **113**: 298–305.
19. POTTS, G.R. (1971): Facteurs régissant le taux de survie des jeunes chez la Perdix grise (*Perdix perdix*). *Bulletin Spécial du Conseil Supérieur de la Chasse* **15**: 23–34.
20. POTTS, G.R. (1971): Agriculture and the survival of partridges. *Outlook on Agriculture* **6**: 267–271.
21. COULSON, J.C., DEANS, I.R., POTTS, G.R., ROBINSON, J. & CRABTREE, A.N. (1972): Changes in organochlorine contamination of the marine environment of eastern Britain monitored by shag eggs. *Nature* **236**: 454–456.
22. POTTS, G.R. (1972): Factors governing the chick survival rate of the grey partridge (*Perdix perdix*). *Proceedings of the International Union of Game Biologists* **10**: 85–94.
23. POTTS, G.R. (1973): Pesticides and the fertility of the grey partridge (*Perdix perdix*). *Journal of Reproduction and Fertility* **19**: 391–402.
24. POTTS, G.R. (1974): Gamebird farming, partridge survival and disease. *Veterinary Record* **95**: 129.
25. POTTS G.R. & VICKERMAN G.P. (1974): Studies on the cereal ecosystem. *Advances in Ecological Research* **8**: 107–197.
26. POTTS, G.R. (1974): The grey partridge; problems of quantifying the ecological effects of pesticides. *Proceedings of the International Union of Game Biologists* **11**: 405–413.
27. POTTS, G.R. & VICKERMAN, G.P. (1975): Arable ecosystems and the use of agrochemicals. *The Ecology of Resource Degradation and Renewal: Symposia of the British Ecological Society* **15**: 17–29. Blackwell Oxford.
28. POTTS, G.R. (1977): Some effects of increasing the monoculture of cereals. *Origins of Pest, Parasite, Disease and Weed Problems: Symposia of the British Ecological Society* **18**: 183–202. Blackwell, Oxford.
29. POTTS, G.R. (1977): Population dynamics of the Grey Partridge: overall effects of herbicides and insecticides on chick survival rates. *Proceedings of the International Union of Game Biologists* **13**: 203–211.
30. VICKERMAN, G.P. & POTTS, G.R. (1977): The 1975 cereal aphid outbreak. *Journal of Applied Ecology* **14**: 167–177.
31. POTTS, G.R. (1977): Current studies on wild partridge management in England. *Ecologie du petit gibier, et aménagement des chasses* (eds PESSON P. & BIRKAN M.G.) pp. 119–135. Gauthier-Villars, Paris.
32. POTTS, G.R. (1978): Mathematical models as an aid to studies of gamebird populations. *Proceedings of the Grouse Symposia* **1**: 115–119. World Pheasant Association.
33. POTTS, G.R., DÖRING, V., SCHULZ, R. & HOFMANN, R.R. (1979): Zur Beurteilung des Rebhuhn-Bestandes (*Perdix perdix*) und seiner Umweltfaktoren auf Grund Vergleichender Untersuchungen (Wetterau und Sussex). Arbeitskreis für Wildbiologie und Jagdwissenschaft, Giessen.

34. POTTS, G.R. (1979): Can the methods of wild partridge management in Britain also help endangered pheasants in Asia? *Pheasants in Asia* (Ed.: SAVAGE C.D.W.), pp. 92–95. World Pheasant Association.
35. POTTS, G.R. (1980): The effects of modern agriculture, nest predation and game management on the population ecology of partridges, (*Perdix perdix* and *Alectoris rufa*). *Advances in Ecological Research* **11**: 1–82.
36. POTTS, G.R., COULSON, J.C. & DEANS, I.R. (1980): Population dynamics and breeding success of the shag, *Phalacrocorax aristotelis*, on the Farne Islands, Northumberland. *Journal of Animal Ecology* **49**: 465–484.
37. POTTS, G.R. (1980): Sheep, sheep ticks, grouse and hill farming. *The Game Conservancy Annual Review* **11**: 24–30.
38. POTTS, G.R. (1980): Population regulation mechanisms in partridges and the use of computer simulation models. *Perdix* **2**: 137–146.
39. POTTS, G.R. (1980): Simple computer models as aids to studies on the regulation of *Alectoris* population densities. *Les Perdrix du Genre Alectoris* (Eds.: COLES C.L., REYDELLET M., van TUYLL G., von MALTZAHN L. & BUGALHO J.), pp. 62–70. Conseil International de la Chasse et de la Conservation du Gibier 1980.
40. POTTS, G.R. (1982): Population regulation mechanisms in partridge and the use of computer simulation models. *Proceedings of the International Union of Game Biologists* **14**: 39–45, Dublin.
41. POTTS, G.R. (1983): Conservation of pheasant habitat in Asia and a possible role for hunters and aviculturists. *Pheasants in Asia 1982* (Ed. SAVAGE C.D.W.), pp. 109–114. World Pheasant Association, Reading.
42. POTTS, G.R. & HIRONS, G.J.M. (1983): Towards a realistic simulation model for woodcock populations. *Proceedings International Waterfowl Research Bureau* **2**: 83–91.
43. POTTS, G.R. (1984): Grey partridge population dynamics: comparisons between Britain and North America. *Perdix* **3**: 7–12.
45. POTTS, G.R., TAPPER, S.C. & HUDSON, P.J. (1984): Population fluctuations in Red Grouse: analysis of bag records and a simulation model. *Journal of Animal Ecology* **53**: 21–36.
46. POTTS, G.R. (1984): Monitoring changes in the cereal ecosystem. *Proceedings of the NERC ITE Symposium: Agriculture and the Environment* (Ed: JENKINS, D.) **13**: 128–134. Monks Wood Experimental Station, Monks Wood.
47. POTTS, G. R. (1985): The partridge situation in Italy: a view from Britain. *Seminario tenuto all'Universita della Calabria 'Biologia dei Galliformi, Problemi di gestione venatoria e conservazione'* (Eds: DESSI FULGHERI, F. & MINGOZZI, T.), pp. 9–13. Dipartimento di Ecologia dell'Universita della Calabria, Arcavacata.
48. POTTS, G.R. (1985): Herbicides and the decline of the partridge: an international perspective. *Proceedings of the British Crop Protection Conference* **15**: 983–990.
49. POTTS, G.R. (1986): *The Partridge: Pesticides, Predation and Conservation*. Collins, London. 274 p.
50. POTTS, G.R. (1986): A need for more research on the causes of the decline of the grey partridge in the Nordic countries. *The Nordic Council for Wildlife Research Symposium, 1983, Lund, Sweden*.
51. POTTS, G.R. (1986): The red-legged and the grey partridge. *The Atlas of Wintering Birds in Britain and Ireland* (Ed: LACK P.), pp. 162–165. Poyser, Calton.
52. POTTS, G.R. (1987): Are the results of research on the partridge in Britain relevant to the conservation of this species in North America? *Perdix* **4**: 31–37.

53. POTTS, G.R. (1987): Pesticides and the conservation of game and wildlife on farmland – synopsis. *Agriculture – Chemical Industry – Game and Wildlife*, pp. 7–9. Conseil International de la Chasse et de la Conservation du Gibier & Fondation Internationale pour la Sauvegarde du Gibier, Paris.
54. POTTS, G.R. (1987): Avoiding the adverse effects of pesticides. *Agriculture – Chemical Industry – Game and Wildlife*, pp. 11–25. Conseil International de la Chasse et de la Conservation du Gibier & Fondation Internationale pour la Sauvegarde du Gibier, Paris.
55. POTTS, G.R. (1987): *Studies in the ecology and conservation of birds*. DSc. Thesis, University of Durham.
56. POTTS, G.R. (1988): Causes of the decline of the partridge in Europe and North America and recommendations for future management. *Proceedings of the Common Partridge (Perdix perdix L.) International Symposium* (Ed: ARCIMOWICZ A.), pp. 129–134. Polish Hunting Association, Warszawa.
57. POTTS, G.R. (1988): Farming and the grey partridge. *Journal of the Royal Agricultural Society of England* **148**: 92–100.
58. POTTS, G.R. (1988): Heather moors – questions of overgrazing, Hen Harriers and biodiversity. *Game Conservancy Trust Review* **19**: 34–40.
59. POTTS, G.R. & SOTHERTON, N.W. (1988): Investigation of farming systems on integrated crop protection in cereals. *Integrated Crop Protection in Cereals* (Eds: CAVALLORO, R. & SUNDERLAND, K.D.), pp. 305–315. Balkema, Rotterdam.
60. POTTS, G.R. (1989): The impact of releasing hybrid partridges on wild Red-legged Partridge populations. *Game Conservancy Trust Review* **20**: 81–85.
61. POTTS, G.R. & AEBISCHER, N.J. (1989): Control of population size in birds: the grey partridge as a case study. *Symposium of the British Ecological Society* (Eds: GRUBB, P.J. & WHITTAKER, J.B.) **30**: 141–161. Blackwell, Oxford.
62. POTTS, G.R. (1990): The causes of the decline in population of the partridge (*Perdix perdix*) and effect of the insecticide dimethoate on chick mortality. *The Future of Wild Galiformes in the Netherlands* (Eds: LUMEIJ, J.T. & HOOGEVEEN, Y.R.), pp. 62–71. Gegevens Koninklijke Bibliotheek, The Hague.
63. POTTS, G.R. (1990): Agricultural programs: the European perspective. *Perdix* **5**: 347–358.
64. AEBISCHER, N. J. & POTTS, G.R. (1990): Sample size and area: implications based on long-term monitoring of partridges. *Pesticide Effects on Terrestrial Wildlife* (Eds: SOMERVILLE, L. & WALKER, C.H.), pp. 257–270. Taylor & Francis Ltd, London.
65. AEBISCHER, N.J. & POTTS, G.R. (1990): Long-term changes in numbers of cereal invertebrates assessed by monitoring. *Proceedings 1990 British Crop Protection Conference* **20**: 163–172.
66. FIRBANK, L.G., CARTER, N., DARBYSHIRE, J.F. & POTTS, G.R. (Eds.) (1991): *The Ecology of Temperate Cereal Fields*. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
67. POTTS, G.R. & AEBISCHER, N.J. (1991): Modelling the population dynamics of the Grey Partridge: conservation and management. *Bird Population Studies: Relevance to Conservation and Management* (Eds: PERRINS, C.M., LEBRETON, J.D. & HIRONS, G.J.M.), pp. 373–390. Oxford University Press, Oxford.
68. POTTS, G.R. (1991). The environmental and ecological importance of cereal fields. *The Ecology of Temperate Cereal Fields* (Eds: FIRBANK, L. G., CARTER, N., DARBYSHIRE, J.F. & POTTS, G.R.), pp. 3–21. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
69. POTTS, G.R., LECOCQ, Y., SWIFT, J. & HAVET, P. (1991): *Wise Use as a Conservation Strategy*. *Gibier Faune Sauvage* **8**: 1–422.



70. TAPPER, S.C., BROCKLESS, M. & POTTS, G.R. (Eds.) (1991): The effect of predator control on populations of Grey Partridge (*Perdix perdix*): *Transactions of XX<sup>th</sup> IUGB Congress Gödöllő Hungary, 1991*. (Eds. CSÁNYI, S. & ERNHAFT, J.), Part 2. pp. 398–403.
71. BIRKAN, M.G., POTTS, G.R., AEBISCHER, N.J. & DOWELL, S.D. (1992): *Proceedings of Perdix VI: The first International Symposium on Partridges, Quails and Francolins. Gibier Faune Sauvage* **9**: 1–918.
72. POTTS, G.R. (1992): Conservation through wise-use hunting? *Wildlife 2001: Populations* (Eds: MCCULLOUGH, D.R. & BARRETT, R.H.), pp. 718–726. Elsevier, New York.
73. TAPPER, S.C., BROCKLESS, M. & POTTS, G.R. (1993): Effet de la limitation des prédateurs sur les populations de perdrix grise (*Perdix perdix*) et de lièvre d'Europe (*Lepus europaeus*). *Actes du colloque predation et gestion des predators* **20**: 37–44.
74. POTTS, G.R. (1993): Agriculture fit for the countryside. *Environmental aspects of the Reform of the Common Agriculture Policy*. pp. 86–104. House of Lords, London.
75. POTTS, G.R. (1993): The Grey Partridge and the Red-legged Partridge. *The New Atlas of Breeding birds in Britain and Ireland* (Ed: GIBBONS D. W.), pp. 134–137.
76. POTTS, G.R. & ROBERTSON, P.A. (1994): Gamebird research in North America and Europe: The way forward, a critique and a plea. *Transactions of the North American Wildlife & Natural Resources Conference* **59**: 415–420.
77. AEBISCHER, N.J. & POTTS, G.R. (1994) Chukar *Alectoris chukar*, Rock Partridge *A. graeca*, Red-legged Partridge *A. rufa*, Barbary Partridge *A. barbara*, Grey Partridge *Perdix perdix*, Quail *Coturnix coturnix*. *Birds in Europe: Their Conservation Status* (Eds: TUCKER, G.M. & HEATH, M.F.), pp. 210–223. Bird Life, Cambridge.
78. POTTS, G.R. (1994): Set-Aside – Benefits to the Farmland Environment? *Journal of the Royal Agricultural Society* **155**: 45–47.
79. POTTS, G.R. & AEBISCHER, N.J. (1995): Population dynamics of the grey partridge *Perdix perdix* 1793–1993: monitoring, modeling and management. *Ibis* **137**: 29–37.
80. AEBISCHER, N.J., POTTS, G.R. & COULSON, J.C. (1995): Site and mate fidelity of shags *Phalacrocorax aristotelis*. *Ibis* **137**: 19–28.
81. POTTS, G.R. (1995) Foreward. *Proceedings of Long Ashton International Symposium* **13**: xi–xii.
82. POTTS, G.R. (1996) Of partridges. *British Birds* **89**: 418–419.
83. TAPPER, S.C., POTTS, G.R. & BROCKLESS, M.H. (1996): The effect of an experimental reduction in predation pressure on the breeding success and population density of grey partridges *Perdix perdix*. *Journal of Applied Ecology* **33**: 965–978.
84. POTTS, G.R. (1996): Introduction. In *The Partridge* (Ed: MCKELVIE, C.), Signet, Lockerbie.
85. POTTS, G.R. (1997): Cereal farming, pesticides and grey partridges. *Farming and Birds in Europe* (Eds: PAIN, D.J. & PIENKOWSKI, M.W.), pp. 150–177. Academic Press, London.
86. POTTS, G.R. (1998): Global dispersion of nesting hen harriers *Circus cyaneus*. *Ibis* **140**: 76–88.
87. AEBISCHER, N.J. & POTTS, G.R. (1998): Spatial changes in grey partridge distribution in relation to 25 years of changing agriculture in Sussex, U.K. *Gibier Faune Sauvage* **15**: 293–308.
88. EWALD, J.A., AEBISCHER, N.J. & POTTS, G.R. (1998): Increasing pesticide use: impacts on wildlife based on 30 years of monitoring. In: *Proceedings of the Wildlife, Pesticides, and People Conference, chapter 15*: 1–16. Rachel Carson Council, Fairfax, Virginia, USA.

89. AEBISCHER, N.J., POTTS, G.R. & REHFISH, M. (1999): Using ringing data to study the effect of hunting on bird populations. *Ringing and Migration* **19**: 67–81.
90. POTTS, G.R. (2000): Using the scientific method to improve game bird management and research: time. *National Quail Symposium Proceedings* **4**: 2–6.
91. POTTS, G.R. & FARAGÓ, S. (2000): Partridges in Hungary. *Hungarian Small Game Bulletin* **5**: 267–290.
92. AEBISCHER, N. J., EWALD, J. A. & POTTS, G.R. (2001): Preliminary results from using GIS to examine spatial variation in grey partridge demography over 30 years in Sussex, UK. *Proceedings of the International Union of Game Biologists* **24**: 23–33.
93. POTTS, G.R. (2002): Grey Partridge. *The Migration Atlas: Movements of the birds of Britain and Ireland* (Eds: WERNHAM, C.V., TOMS, M.P., MARCHANT, J.H., CLARK, J.A., SIRIWARDENA, G.M. & BAILLIE, S.R.), pp. 259–260. Poyser.
94. POTTS, G.R. (2002): Arable farming: The options for game and wildlife. *Journal of the Royal Agricultural Society* **163**: 72–82.
95. EWALD, J.E., AEBISCHER, N.J. BRICKLE, N.W., MOREBY, S.J., POTTS, G.R. & WAKEHAM-DAWSON, A. (2002): Spatial variation in the densities of farmland birds in relation to pesticide use and avian food resources. *Avian Landscape Ecology, IALE(UK)* **11**: 305–312.
96. POTTS, G.R. (2003): Balancing Biodiversity and Agriculture. *British Crop Protection Council: Crop Science and Technology* **2003**: 35–44.
97. POTTS, G.R. (2003): The myth of the over-wintered stubble. *Bird Study* **50**: 91–93.
98. POTTS, G.R. (2004): Myth of the over-wintered stubble: reply. *Bird Study* **51**: 95–96.
99. POTTS, G.R. (2005): Incidence of ingested lead gunshot in wild grey partridges (*Perdix perdix*) in the UK. *European Journal of Wildlife Research* **51**: 31–34.
100. BUTLER, D.A., SAGE, R.B., DRAYCOTT, R.A.H., CARROLL, J.P. & POTTS, G.R. (2005): Lead exposure in ring-necked pheasants on shooting estates in Great Britain. *Wildlife Society Bulletin* **33**: 583–589.
101. WATSON, M., AEBISCHER, N.J., POTTS, G.R. & EWALD, J.E. (2007): The relative effects of raptor predation and shooting on over-winter mortality of grey partridges in the UK. *Journal of Applied Ecology* **44**: 972–982.
102. POTTS, G.R. (2007): Global biodiversity conservation: we need more managers and better theorists. *Frontiers in Wildlife Science: Linking Ecological Theory with Management Applications* (eds. T.E. Fulbright & D.G. Hewitt), pp. 43–63. CRC Press, Boca Raton.
103. POTTS, G.R. (2008): The Eagle Owl in Britain – response. *British Birds* **101**: 685–686.
104. POTTS, G.R. (2009): Long-term changes in the infection rates of caecal nematodes and histomonosis in gamebirds in the UK and the interaction with poultry. *Veterinary Record* **164**: 715–718.
105. POTTS, G.R. (2009): Restoring a grey partridge (*Perdix perdix*) population and the future of predation control. *Gamebird 2006: Quail VI and Perdix XII* (Eds: CEDERBAUM, S.B., FAIRCLOTH, B.C., TERHUNE, T.M., THOMPSON, J.J. & CARROLL, J.P.), pp. 24–25. Warnell School of Forestry and Natural Resources, Athens, USA.
106. POTTS, G.R. (2010): Pheasants, parasites and partridges. *British Birds* **103**: 123.
107. POTTS, G.R., EWALD, J.A. & AEBISCHER, N.J. (2010): Long-term changes in the flora of the cereal ecosystem on the Sussex Downs, England, focusing on the years 1968–2005. *Journal of Applied Ecology* **47**: 215–226.
108. EWALD, J.A., POTTS, G.R. & AEBISCHER, N.J. (2012): Restoration of a wild grey partridge shoot: a major development in the Sussex study, UK. *Animal Biodiversity and Conservation* **35**: 363–369.

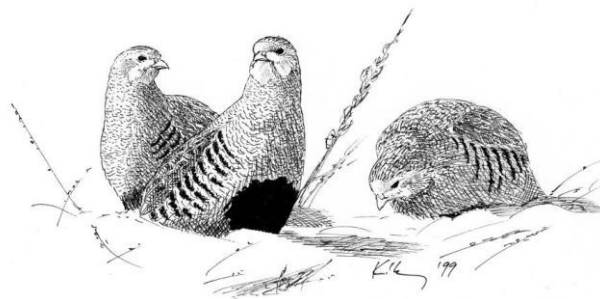
109. POTTS, G.R. (2012): *Partridges. Countryside Barometer*. New Naturalist Library Book 121. Collins, London, 465 p.
110. POTTS, G.R. (2013): Some differences in the breeding ecology of *Alectoris* and *Perdix* partridges and implications for the conservation of *Alectoris*: a review. *Avocetta* **37**: 107–110.
111. COLLAR, N.J. & POTTS, G.R. (2014): John Ash (1925–2014): obituary. *Ibis* **156**: 907–910.
112. EWALD, J.A., AEBISCHER, N.J., MOREBY, S.J. & POTTS, G.R. (2015): Changes in the cereal ecosystem on the South Downs of southern England, over the past 45 years. *Aspects of Applied Biology* **128**: 11–19.
113. EWALD, J.A., POTTS, G.R., AEBISCHER, N.J., MOREBY, S.J., BURRELL, R. & WHEATLEY, C.J. (in prep.): Forty-six years of monitoring changes in the abundance of invertebrates in the cereal ecosystem of the Sussex Downs, England.
114. POTTS, G.R. (in prep.): Long-term changes in the abundance of Carabidae and Staphylinidae in relation to the modernisation of farming: The Sussex Study 1968–2016.

## KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

RICHARD POTTS közölt bibliográfiájának alapját 2007-es autobibliográfiája jelentette. 2007-től napjainkig megjelent közleményeinek aktualizálásáért köszönet illeti NICHOLAS AEBISCHERT (*The Game & Wildlife Conservation Trust*, Fordingbridge, UK).

## IRODALOMJEGYZÉK

- AEBISCHER, N. & SOTHERTON, N. (2017): DICK POTTS (1939–2017) – Obituary on the home page of the Game & Wildlife Conservation Trust.
- COLES CHARLES (Ed.) (1971): *The Complete Book of Game Conservation*. Barrie & Jenkins London, Communica Europa. 381 p.
- POTTS, G.R. & FARAGÓ, S. (2000): Partridges in Hungary. *Hungarian Small Game Bulletin* **5**: 267–290.



## A DOLMÁNYOS VARJÚ (*Corvus cornix*) KEZELÉSI TERVE MAGYARORSZÁGON

**Faragó Sándor, Kovács Gyula & Hajas Péter Pál**

Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet  
University of Sopron, Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology  
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs u. 4., Hungary  
email: farago.sandor@uni-sopron.hu; gyuszkovar@yahoo.com; pphajas@gmail.com

FARAGÓ S., KOVÁCS GY. & HAJAS P.P.: MANAGEMENT PLAN FOR HOODED CROW (*Corvus cornix*) IN HUNGARY. *Hungarian Small Game Bulletin* 13: 15–48. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2017.015>

### 1. A DOLMÁNYOS VARJÚ (*Corvus cornix*) BIOLÓGIÁJA ÉS ÖKOLÓGIÁJA, A KEZELÉSI GYAKORLAT ÉRTÉKELÉSE

#### 1.1. BEVEZETÉS

Európában stabil (S) állományú faj (TUCKER & HEATH 1994). A Berni Egyezmény III. Mellékletében és az EU Madárvédelmi Irányelvek II/2 Mellékletében található. A dolmányos varjú korábban egész évben vadászható volt Magyarországon, amit az EU madárvédelmi irányelv – fészkelő populáció védelme – alapján július 1. – február 28(29). közti időszakra kellett módosítani. E változás következményei beláthatatlanok lennének mind a vadgazdálkodás, mind a természetvédelem számára – a faj madárfészkekben okozott kártétele miatt –, de a vadászati rendelet, apróvadás vadászterületeken, az apróvad szaporodási időszakában, a vadászati hatóság külön engedélyéhez kötve lehetővé teszi gyérítését. Mivel fészke a később érkező kékvércse (*Falco vespertinus*) és a másodköltést folytató erdei fülesbagoly (*Asio otus*) számára igen fontos, célszerű a gyérítését a fészkepítés, vagy tatarozás után megkezdeni. Így a védett madarak is fészkelő helyhez jutnak és a vadászható fajok fészkeinek kifosztása is megelőzhető. Természetvédelmi szempontból is indokolt állományának alacsony sűrűségeen való tartása.

Egybehangzó vizsgálatok mutatják szerte Európában, hogy a földön fészkelő szárnyas apróvad állomány egyik legfontosabb predátora, fészkeinek pusztítója. A vadászható fajokon kívül a védett fajokra is kedvezőtlen a hatásuk, ezért gyérítése minden a jog keretei között alkalmazható eszközzel szükséges, sőt kötelező.

Az ismertetésre kerülő táplálkozási vizsgálatok alapján a kedvezőtlen megítélése ugyan eltúlzott, viszont az is igaz, hogy a tojásfogyasztás nehezen mutatható ki a gyomortartalomból. A szárnyas apróvad, különösen a fogoly természetes populációinak fenntartása magas dolmányos varjú (és szarka) sűrűség mellett nagy nehézségekbe ütközik (POTTS, 1986). Ez a szerepe nem tudatosult a vadgazdákban, amit igazol a folyamatosan csökkenő teríték. Mivel a korábban használt preparált tojások felvétele után az elpusztult dolmányos varjak tetemeinek egy része elveszett, bizonyos, hogy az eltávolított egyedek száma a statisztikákban a korábban közölnél is jóval magasabb volt.



## 1.2. ÖKOLÓGIA

### 1.2.1. Élőhelyi feltételek

A dolmányos varjú mindenütt előfordul hazánkban, de az összefüggő nagy erdőségeknél csak a peremén telepedhet meg. Kedveli a fasorokkal, erdősávokkal, erdőfoltokkal tarkított mezőgazdasági tájat, ártéri liget- és galériaerdőket. Európa más területein gyakori jelenség, de nálunk is megkezdődött települések belsejébe való költözése, amely főként Budapesten, de pl. a Balaton parton öltött jelentős méretet. A kormos varjú Magyarországon a mezőgazdasági területeket tagoló fasorokban, erdősávokban, ligeterdőkben, galériaerdőkben és erdőszegélyekben telepszik meg, táplálékát pedig a mezőgazdasági területeken gyűjti (FARAGÓ, 2015).

### 1.2.2. Szaporodás

A két faj (korábban alfaj) szaporodása igen hasonló, ami lehető is teszi hibridizációjukat.

**Ivarérettség:** Az egyedek biológiailag már első éves korukban érettek, de csak a 3-5. évben fognak hozzá a szaporodáshoz (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER, 1993).

**Ivari kapcsolata:** A dolmányos varjú monogám, tartós párkapcsolattal. A még szaporodásra nem kész, fiatal madarak a szaporodási időszakban is többé-kevésbé zárt csapatokban maradnak. Párképzés már ekkor megfigyelhető, ami a közös repülésekkel is igazolható. Tavasszal egyes egyedek, vagy párok csapataik fő táplálkozó területeit rövid időre elhagyják és felderítik a környéket. Olykor ezek a madarak végül territóriumot foglalnak, de továbbra is a csapat közös pihenőhelyén éjszakáznak. Mások csak a következő évben foglalnak territóriumot, vagy az előző évben felderített területen, vagy annak közelében. A szülők általában segítik a fiatalokat a szomszédokkal szemben a territórium megszerzésében. Az udvarlás viszonylag egyszerű mozdulatokkal és hangadással történik, minél régebbi a párkapcsolat, annál egyszerűbb annak lefolyása. A párzás rendszerint a fészeken, vagy annak közvetlen közelében játszódik le, időtartama 10-15 másodperc. Territoriális, vagy territórium nélküli hímnek a szomszéd territóriumában kotló tojón elkövetett erőszakos párzását csakúgy megfigyelték, mint egy közelben kotló egerészölyv (!) tojón tett, erőszakos párzási kísérletét (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER, 1993).

**Költési idő:** Március elején történik a fészkelő helyek elfoglalása, a fészektatarozás, vagy új fészkek építése. Közép-Európában március közepén kezdődik és május elejéig tart a tojások lerakása.

**A fészkek helye:** A fészkeket réteken és szántókon növe magányos fákon, fasorokban, erdősávokban, erdők szegélyében rakja. Magyarországon gyűjtött dolmányos varjú fészkek aljak (n=46) tartófa fajai az alábbiak voltak: fűzek – 22 fészkek (47,8%), nyárok – 8 fészkek (17,3%), akác – 4 fészkek (8,7%), éger és kőris – 3-3 fészkek (6,5-6,5%), erdei fenyő, vadrózsa, mezei juhar, cser, gyertyán, eper (*Morus alba*) – 1-1 fészkek (2,2-2,2%). A fészkek átlagos magassága (n=45): 6,4 (3-13) m (FARAGÓ, 2001a).

**Fészke:** Fészket, amely elég terjedelmes és stabil alkotmány, a két szülő fák lombkoronájának felső felében építi meg. A hím elsősorban a fészkekanyagok hordását végzi. A fészkek alapját (átmérője mintegy 40 cm) száraz faágakból, gallyakból, gyökerekből készíti, majd nedves sárral belülről kitapasztja és puha anyagokkal (toll, fűszálak stb.) béleli. A fészkek szélessége 16 cm széles és 12 cm mély (MAKATSCH, 1976).

**Tojásrakás, költsésszám:** Évente egy költsése van, de fészekaljának pusztulása esetén sarjűfészket rak.

**A fészekalj nagysága:** (4-)5(-7) (HARRISON, 1975; MAKATSCH, 1976). Magyarországon gyűjtött 58 fészekalj közül 4 tojás 15 esetben (25,9%), 5 tojás 31 esetben (53,4%), 6 tojás pedig 12 esetben (20,7%) fordult elő. Az átlagos fészekalj nagyság 4,9 tojás volt (FARAGÓ, 2001a).

A tojások mindhárom európai (al)fajnál azonosak, többnyire oválisak, de előfordulnak rövid ovális, hegyes ovális és nyújtott hegyes ovális formájúak is. Alapszínük zöldeskék – ritkán kékes árnyalattal – barna foltozással. A *C. cornix* tojások átlagméretei az alábbiak: Közép-Európa – D<sub>154</sub>: 42,26 × 29,53 mm (MAKATSCH, 1976), Csehszlovákia – D<sub>334</sub>: 41,49 × 29,19 mm (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER, 1993). A *C. cornix sardonius* tojások átlagméretei: Görögország – D<sub>174</sub>: 41,43 × 29,19 mm (MAKATSCH, 1976). A *C. corone* tojások átlagméretei: Közép-Európa – D<sub>67</sub>: 42,52 × 29,63 mm (MAKATSCH, 1976). A tojás tömege 19,1 g (MAKATSCH, 1976). A Magyarországon mért *C. cornix* tojások (n=287) jellemző értékei az alábbiak voltak (FARAGÓ, 2000d).

D <sub>287</sub> :	41,82 × 29,26 mm	H <sub>max.</sub>	48,19 × 27,83 mm
H <sub>min.</sub>	36,85 × 28,64 mm	H <sub>max.</sub>	44,60 × 31,30 mm
Sz <sub>min.</sub>	40,57 × 25,83 mm		
I	1,431		
I <sub>min</sub>	1,27	I <sub>max</sub>	1,73

**Kotlás:** Csak a tojó kotlik, a kotlás elkezdésében nagy egyedi változatosság tapasztalható. Megkezdhetik a kotlást az 1-3. tojások valamelyikének lerakása után, de az utolsó letojását követően is. Kotlása közben a hím eteti a tojót a fészken, vagy annak közelében. A fiókák 18-20 nap után kelnek ki.

**Fiókanevelés:** A kelést követően is a hím szerzi a táplálékot, de kezdetben csak a tojó eteti a fiatalokat, később mindkét szülő kínálja nekik a táplálékot. A fiatalok 4-5 hetes korban hagyják el a fészket. Először a fészek környékén tartózkodnak, majd egy ideig még együtt jár a család. Augusztusban nagyobb csapatokba is verődnek.

**Költési eredmény, halandóság, életkor:** Egy dél-svédországi dolmányos varjú vizsgálat során a tojások (n=617) 8%-a terméketlen volt, vagy korai stádiumban halt el az embrió, s fészekaljanként további 3 fióka pusztult el a kelés során. A 115 fészekaljból 93 kikelt, ez a fészkek 81%-át, a tojások ≥ 75%-át jelentette. A 20 napos kort közülük 60 fészekalj érte el. Az elpusztult fészekaljak 34%-át a szülők sarjű-fészekaljakkal pótolták. A 4,3 tojás/fészekalj primer natalitáshoz 3,4 kikelt fióka/fészekalj szekunder natalitás és 2,8 fiatal/fészekalj felnevelt szaporulat, tercier natalitás volt rendelhető (LOMAN idézi GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER, 1993). Az első évben 73%-os, később 27%-os a halandóság. A legmagasabb ismert életkor dolmányos varjú esetében 19 év.

### 1.2.3. Táplálkozás

Magyarországon a dolmányos varjú (n=275) első táplálkozásvizsgálata (CSIKI, 1914) során 36 gyomor tisztán növényi, 86 egyednél tisztán állati, a fennmaradók vegyes táplálékmaradványokat tartalmaztak. A növényi komponens zömét természetett növények (kukorica, búza, árpa, zab) magvai, a nyári időszakban gyümölcsök (cseresznye, eper – *Morus*, szeder) képezték. A táplálékban – főleg a tavaszi időszakban – a bogaraké (Coleoptera) volt a domináns szerep, legalább 120 bogárfajt mutatott ki a szerző. Emellett az alábbi

taxonok játszottak fontos szerepet: puhatestűek (Mollusca), százlábúak (Chilopoda), szitakötők (Odonata), egyenesszárnyúak (Orthoptera), poloskák (Heteroptera), lepkék (Lepidoptera), kétszárnyúak (Diptera), hártýásszárnyúak (Hymenoptera), pókalakúak (Araneidea), halak (Pisces), kétélttűek (Amphibia), hüllők (Reptilia), madarak (Aves), emlősök (Mammalia).

Több mint 50 évvel később STERBETZ (1968) a dolmányos varjú (n=256) táplálékában – gyakoriságot tekintve – ugyancsak az állati eredetű táplálékot találta meghatározónak (**1. táblázat**). A tavaszi időszakban 64%-os, nyáron 87%-os, ősszel pedig 58%-os gyakorisággal vett fel rovarokat, emlősöket, madarakat, tojásokat, hüllőket. Az állati eredetű táplálék gyakorisága még télen is 42% volt, emlősök, madarak, hús (dög?) fogyasztásával. A haszonnövények magvai a téli időszakban a táplálék tömegének 32%-át, tavasszal 22%-át, nyáron 11%-át, ősszel pedig 33%-át tették ki.

Ha a tömegviszonyokat is figyelembe vesszük, mint ahogy azt KOSARAS (1986) is tette (**2. táblázat**), akkor kiderül, hogy az állati táplálék csak a tavaszi aspektusban meghatározó (43,5 tömeg %), nyáron és ősszel viszonylag még magas (19,3 és 17,7%), télen viszont elenyésző mértékű (6,8 tömeg %). A táplálékban – a tavaszt leszámítva – mindig a haszonnövények magvai domináltak, nyáron 43,0%, ősszel 52,0%, télen pedig 73,6% értékkel. Tavasszal mindössze 0,3 tömeg %-ban fogyasztotta haszonnövények magvait. Gyomnövény csak nyáron volt értékelhető mennyiségben (2,2 tömeg %) a gyomrokban. Az egész év során magas (19,6-56,2%) volt az egyéb növényi részek részesedése táplálékában, különösen kitűnt ez a tavasz folyamán.

### 1. táblázat: A dolmányos varjú táplálékának összetétele STERBETZ (1968) alapján

Table 1: Composition of Hooded Crow's diet in Hungary (STERBETZ, 1968)

Táplálék (%) – Diet	Dec. – Márc.	Ápr. – Máj.	Jún. – Aug.	Szept. – Nov.
Emlős – Mammals	12	18	7	18
Madár – Birds	5	2	2	2
Tojás – Eggs	–	5	3	1
Hús – Meat	5	7	4	5
Kétélttű, hüllő – Amphibians, Reptiles	–	1	2	–
Hal – Fishes	–	5	1	4
Puhatestű – Molluscs	10	5	6	3
Rovar – Insects	10	21	62	25
Magvak – Seeds	32	22	11	33
Zöld növényi részek – Green parts of plants	3	3	–	1
Emészthetetlen anyag – Indigestible pieces	23	11	2	8
Összesen	100	100	100	100

A faj közép-európai táplálkozási vizsgálatait FARAGÓ (1991) összefoglalója alapján az alábbiakban adhatjuk meg.

Szlovákiában FERIANC (1979) mindenevőnek tartotta, amely a hústáplálékot előnybe részesíti. Kiemelte az ízeltlábú fogyasztását, de megemlítette halfogyasztó és fészekrabló mivoltát is. Ugyancsak Szlovákiában BRTEK (1971, idézi HUDEC, 1983) 512 teljes emésztőrendszer elemzése alapján 55,6%-ban állati eredetű, 44,4%-ban növényi eredetű táplálék összetételt talált. Az állati táplálékból 18,4% (ennek mintegy fele döghús), származott emlősöktől, 2,7% kétélttűektől, 2,5% volt madártojás és 1,4% madár (ennek ugyancsak mintegy fele döghús volt). Az állati eredetű táplálék jórészt gerinctelenek tették ki: ízeltlábúak 35,6%, puhatestűek és férgek 10,0%.

**2. táblázat: A dolmányos varjú táplálék-összetételének változása az év folyamán, Magyarországon (KOSARAS, 1986)**

Table 2: Monthly changes in Hooded Crow's diet composition, Hungary (KOSARAS, 1986)

Időszak – Period	Dec. – Febr.		Márc. – Máj.		Jún. – Aug.		Szept. – Nov.	
Mintaszám – Sample	17		30		26		11	
Táplálék – Diet	gyakoriság	tömeg	gyakoriság	tömeg	gyakoriság	tömeg	gyakoriság	tömeg
	frequency %	mass %	frequency %	mass %	frequency %	mass %	frequency %	mass %
Haszonmagvak – Seeds of cultivated plants	39,5	73,6	2,0	0,3	16,7	43,0	22,2	52,0
Gyommag – Weed seeds	–	–	–	–	2,8	2,2	–	–
Egyéb növényi eredetű – other plant diet	18,4	19,6	20,0	56,2	20,6	35,5	27,8	30,3
Annelida, Gastropoda	18,4	3,5	12,0	2,3	21,5	1,9	5,6	0,7
Arthropoda	2,6	–	39,0	21,5	28,0	9,5	36,1	9,4
Vertebrata	15,1	2,1	20,0	13,9	8,4	7,0	5,6	7,2
Madártojás – Eggs	–	–	1,0	0,4	–	–	–	–
Egyéb állati eredetű – other animal diet	5,3	1,1	6,0	5,4	1,9	0,9	2,8	0,4
Összesen	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Csehországból HUDEC (1983) idézte FARSKY (1928) vizsgálatait, aki 468 gyomorból 432-ben talált növényi maradványokat, 324 esetben kultúrnövények hajtásait, 146 esetben, kis mennyiségben gyommagvakat. Az állati eredetű táplálék nemek közül a rovarok és más ízeltlábúak voltak a leggyakoribbak (338 esetben). Puhatestűek 198 esetben, pocokok 80 esetben szerepeltek tápláléklistáján.

Németországban a XIX. század végén végzett RÖRIG (idézi MELDE, 1984) 3259 dolmányos varjú és kormos varjú gyomortartalom vizsgálatot (akkor e két fajt egy fajnak tartották). RÖRIG a növényi táplálék túlsúlyát (57,6%) találta, döntően a természetett növények majvai alapján. Az állati komponenst 23,9%-ban adta meg, főként rovar (8,3%), pocok (5,8%), döghús (5,0%), madártojás (3,1%) és hal (1,7%) fogyasztása alapján.

DECKERT (1980) Kelet-Németországban (az egykori NDK-ban) 134 dolmányos varjú köpete alapján (3. táblázat) főleg az április–júniusi időszakban talált legtöbb esetben ízeltlábúakat, illetve más állatok maradványait. Meglepő viszont a többi – fent említett – vizsgálathoz képest a gabona magvak alacsony előfordulási gyakorisága és aránya.

Összefoglalva megállapítható, hogy a dolmányos varjú felnőtt példányai tavaszi és nyári táplálékában az állati hányad jelentős, de nem döntő (19-43%), nem feltétlenül meghatározóak az ízeltlábúak (9-22%) (FARAGÓ, 1991) a dolmányos varjú táplálkozási viszonyaiban észlelhető tavaszi ízeltlábú részarány növekedés nem igazolja azok hiányát a mezei ökoszisztémákban. A nyári állati eredetű táplálékcsökkenést, ami egyúttal a haszonnövények magvainak részarány-növekedését mutatja (43%-os tömegarány) a betakarítási veszteségek következtében fellépő táplálékkínálat által előidézte táplálkozási stratégiaváltásnak tekinthetjük, egyúttal a faj nagyfokú adaptivitására is utal. A táplálékvizsgálatokból – a tojástartalom állaga miatt a fészekalj zsákmányolása csak néhány közlésből igazolható, ugyanakkor más módszer szerinti megfigyelések ezt kétséget kizáróan valós veszélyeztető tényezőként említik.

**3. táblázat: A dolmányos varjú táplálék-összetétele Kelet-Németországban  
(134 köpet elemzése alapján) (DECKERT, 1980)**

Table 3: Diet composition of Hooded Crow based on 134 pellets, Ost Germany (DECKERT, 1980)

Táplálék (%) Diet (%)	Nov. – Márc. Nov. – March	Ápr. Apr.	Máj. – Jún. May – June	Júl. – Aug. July – Aug.	Szept. – Okt. Sept. – Oct.
Gabonamaradvány (főként rozs) – <i>Crops (mostly ryes)</i>	15	6	4	4	6
Tyúktóráshéj – <i>Hen egg-shell</i>	36	5	2	4	3
Gyümölcs magvak – <i>Fruit pips</i>	4	–	–	–	2
Papír és egyéb – <i>Paper and other rests</i>	51	–	–	–	–
Gumi – <i>Rubber</i>	13	–	–	–	–
Salak, cserépdarab – <i>Slag, tile parts</i>	17	–	2	–	–
Napraforgó – <i>Sunflower seeds</i>	1	–	–	–	–
Mollusca	17	2	–	4	1
Curculionidae	3	5	8	1	–
Geotrupinae	2	2	4	–	3
Elateridae	–	2	2	2	–
Egyéb Coleoptera – <i>Other Coleoptera</i>	10	–	1	–	–
Heteroptera	1	3	4	–	2
Orthoptera	1	–	1	2	4
Formicoidea	–	–	2	–	–
Vespidae	3	–	–	–	1
Egyéb Hymenoptera – <i>Other Coleoptera</i>	–	1	–	–	–
Halak – <i>Fishes</i>	–	–	4	2	1
Cickányok – <i>Shrews</i>	3	–	–	1	–
Pockok – <i>Voles</i>	5	–	–	1	–
Madárfióka – <i>Nestlings</i>	–	–	1	–	–
Nagyobb csont töredéke – <i>Bone fragments</i>	12	–	–	–	–
Meghatározhatatlan növénymaradvány – <i>unidentifiable plant parts</i>	4	1	2	–	–
Összes köpetszám	90	7	14	10	13

### 1.3. ELTERJEDÉS

Korábban egy *Corvus corone* szuperfaj tagjaként a *Corvus cornix*-szal (és esetleg a *Corvus pectoralis*-sal) együtt tartották nyilván, azok alfajaiként. Egy a Nyugati- és egy a Keleti-Palearktiszban előforduló, egységesen fekete tollazattal jellemezhető alfajcsoportot egy másik, a háton és a hason szürke tollazattal jellemezhető alfajcsoport tagolta két részre (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER, 1993).

Fenti rendszer szerint (A) *corone* alfajcsoportba (kormos varjak) – tehát az egyöntetűen fekete tollazatú madarak közé – tartozott egyrészt a Ny-Európában honos (1) *C. corone corone*, másrészt a Kelet-Palearktiszban élő (2) *C. corone orientalis*. A *C. c. corone* Angliától és Schleswig-Holsteintől D-re, illetve az Elbától nyugatra

Ausztriáig és a Déli-Alpok olasz területéig, Franciaországig és az Ibériai-félszigetig fordul elő. A *C. c. orientalis* elterjedési területe Szibéria egy részére, Közép-Ázsiára tehető, keleti határa egészen Japánig terjed.

A közöttük élő (B) *cornix* alfajcsoport (dolmányos varjak) nagyságában és színintenzitásában klinálisan változik. A (3) *C. corone cornix* Írorszáiban, Észak-Skóciában, Dániában, Észak- és Kelet-Európában az Elbától K-re az Urálig és a Krímig, délen Erdélyig, a Balkán- és az Appennin-félsziget északi területeiig költ. Keleti irányba csatlakozik hozzá az ugyancsak szürke tollú (4) *C. corone sharpii* Nyugat-Szibériában, a Kaukázusban, Észak- és Közép-Iránban (kevésbé hamvas szürke), valamint Irakban és DNy-Iránban (a csaknem fehér) (5) *C. corone capellanus*. Korzika és Szardínia, Délkelet-Európa, Elő-Ázsia és Egyiptom kisebb testű, vékonyabb csőrű, halványabb tollazatú populációit (6) *C. corone sardonius* néven ismerték el alfajként. Különböző finomabb színváltozatait, amelyeket korábban alfajként leírtak, már csak földrajzi változatoknak tekintették (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER, 1993). Így tartotta számon egyébként az 1998-as magyar madárnévjegyzék is (MAGYAR *et al.*, 1998)

Ma két elkülönülő fajként tartják nyilván (MADGE, 2016a; 2016b), amelynek tagolása a következő:

- *Corvus corone* – Kormos varjú – amelynek két alfaja van:
  - Corvus corone corone*
  - Corvus corone orientalis*
- *Corvus cornix* – Dolmányos varjú – amelynek négy alfaját ismerik el:
  - Corvus cornix cornix*
  - Corvus cornix sharpii*
  - Corvus cornix pallescens*
  - Corvus cornix capellanus*

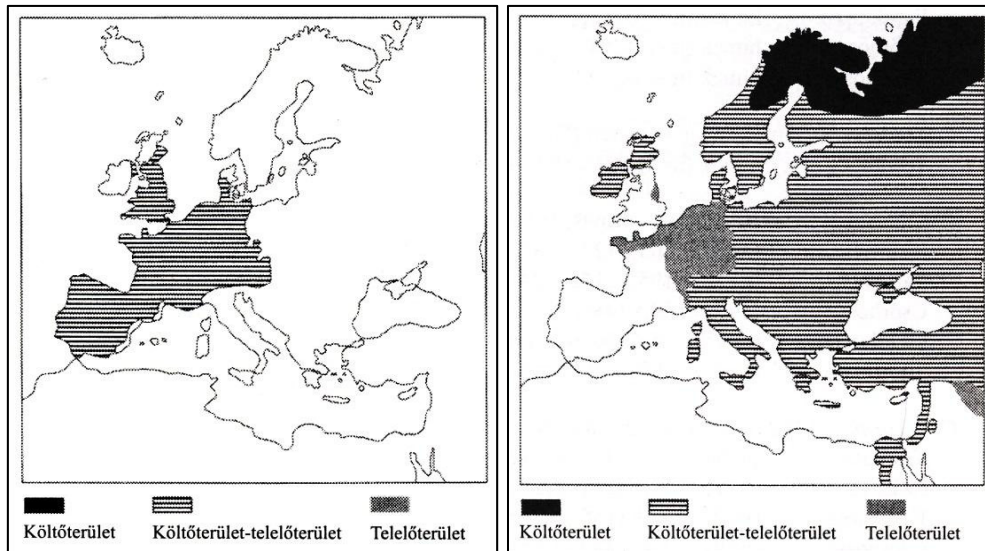
A két fajra való különítés szerepelt KEVE (1960; 1984) névjegyzékeiben, 1960-ban csak a két faj törzsalakjaival, 1984-ben már megjelent a *Corvus cornix sardonius*, tehát nem a *C. corone* alfajként (lásd GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER, 1993 fenti beosztása).

A ma érvényes magyar névjegyzék szerint (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008) Magyarországon a

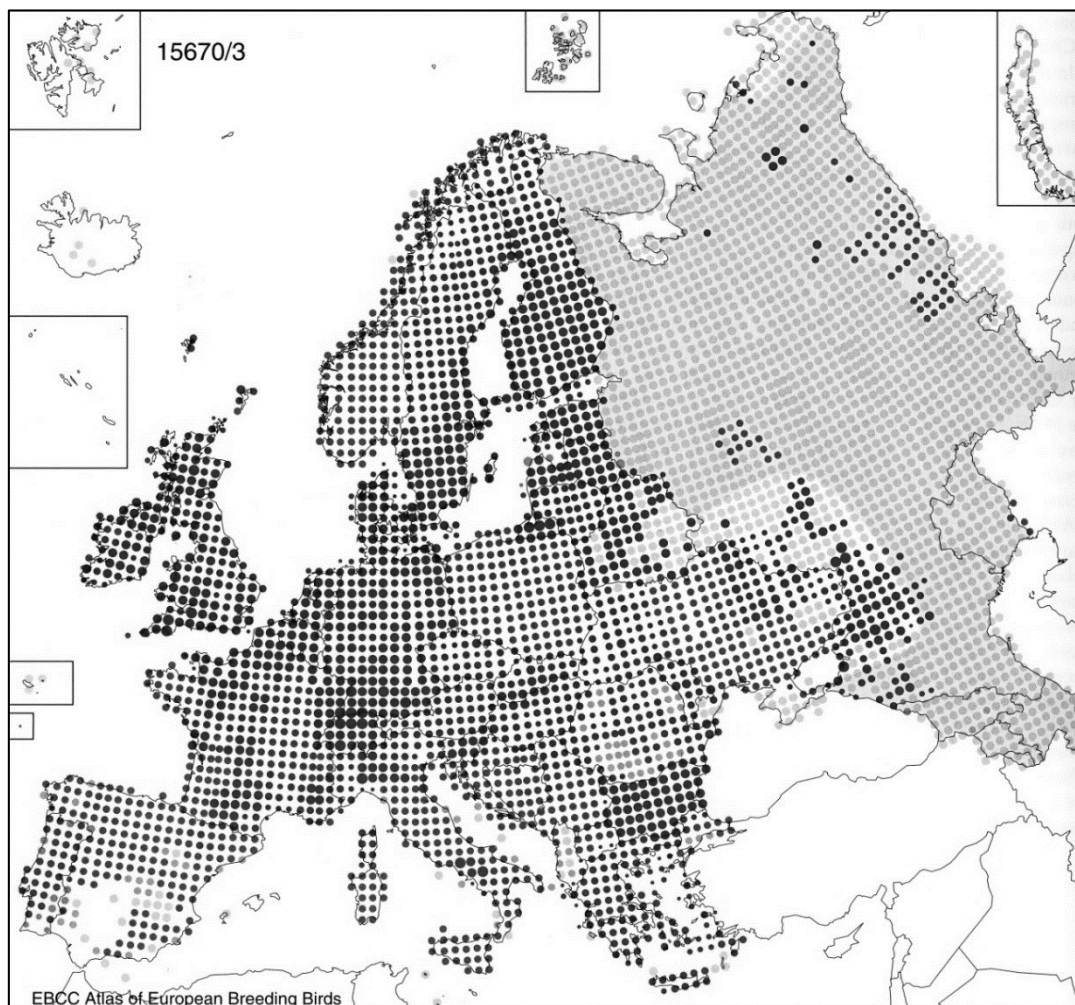
- *Corvus corone* és annak
  - Corvus corone corone* törzsalakja
- *Corvus cornix* és annak
  - Corvus cornix cornix* törzsalakja, valamint
  - Corvus cornix sharpii* alfaja fordul elő.

Megjegyzendő, hogy a 2008-as névjegyzékben tévesen a *Corvus corone sharpii* alfajnév szerepel a *Corvus cornix* fajnév alatt, illetve hogy a *C. cornix sharpii* alfaj magában foglalja a korábban KEVE (1984) által közölt *Corvus cornix sardonius* is, utóbbi tehát annak szinonimája.

Európában tehát 2 fajja él (**1-2. térkép**). Magyarországon a *C. corone* fajból a *C. corone corone* az ország Ny-i területein ritka, rendszertelen fészkelő, a *C. cornix* fajból a *C. cornix cornix* gyakori és széles körben elterjedt, elsősorban a sík- és dombvidékeinken (**3-6. térkép**), a *C. cornix sharpii* (korábban *sardonius*) ritka kóborlóként jelent meg, két hiteles adata: (1) Taktaszada, 1928. december 28. (KEVE, 1972b), (2) Bácsalmás-Sós-tó, 1969. szeptember 19. (RÉKÁSI, 1975b). A *C. c. corone* és a *C. c. orientalis*, illetőleg a *C. c. cornix* és a *C. c. sharpii* areái Európában mintegy 2100 km, Szibériában és Közép-Ázsiában több mint 3300 km hosszan érintkeznek, és ezen az ún. hibridizációs vonal mentén kereszteződnek is egymással. A hibridek termékenységéről még kevés bizonyosat tudunk (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER, 1993). A hibridizációs vonal Nyugat-Magyarországon a Hegyeshalom-Iván-Ikervár-Körmend-Csákánydoroszló-Ivánc településekkel kitzúzóhóon húzódik (CSABA, 1963), de a dolmányos varjú tollszínezetében a másik alfaj még körülbelül a Balaton vonaláig érezteti hatását (KEVE, 1972). A déli alfaj (*C. c. sharpii* syn. *sardonius*) világosabb színe viszont Dél-Magyarországon észlelhető a Lovászi – Baláta – Sellye – Vajszló – Bácsszentgyörgy – Zsombó – Szeged vonalig (KEVE, 1972).

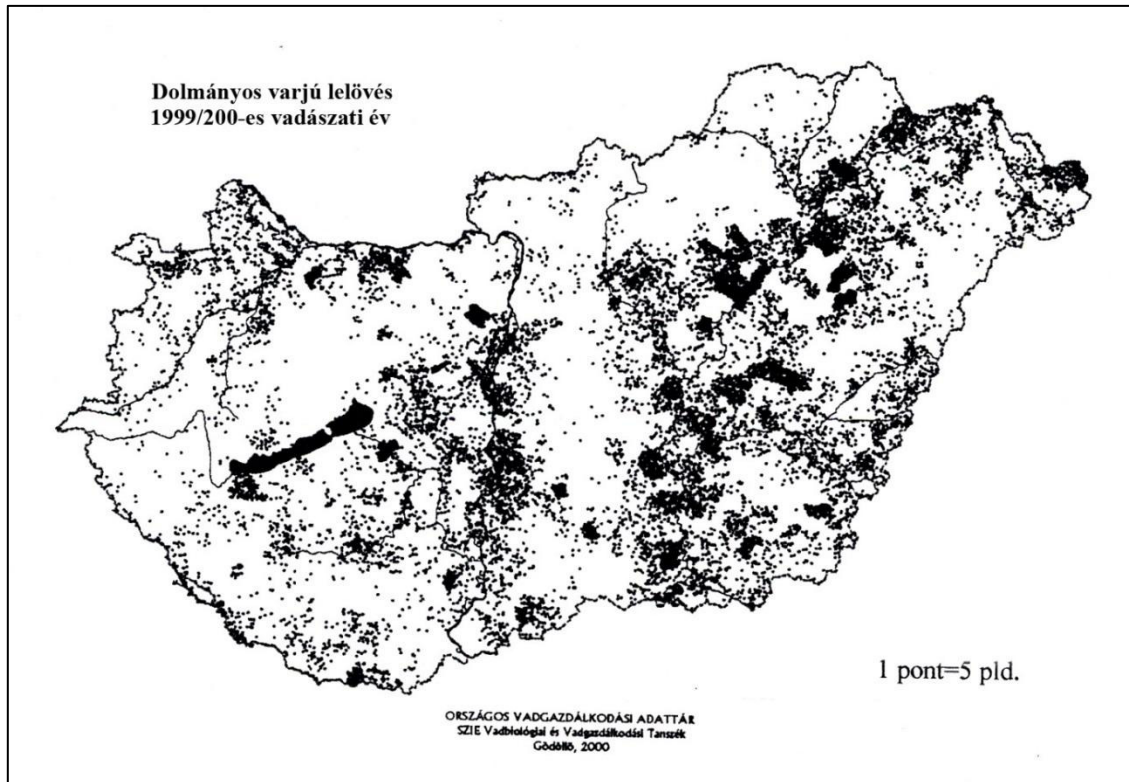


1. térkép: A kormos varjú és dolmányos varjú elterjedése Európában (JONSSON, 1993)  
Map 1: Distribution of Carrion Crow and Hooded Crow in Europe (JONSSON, 1993)



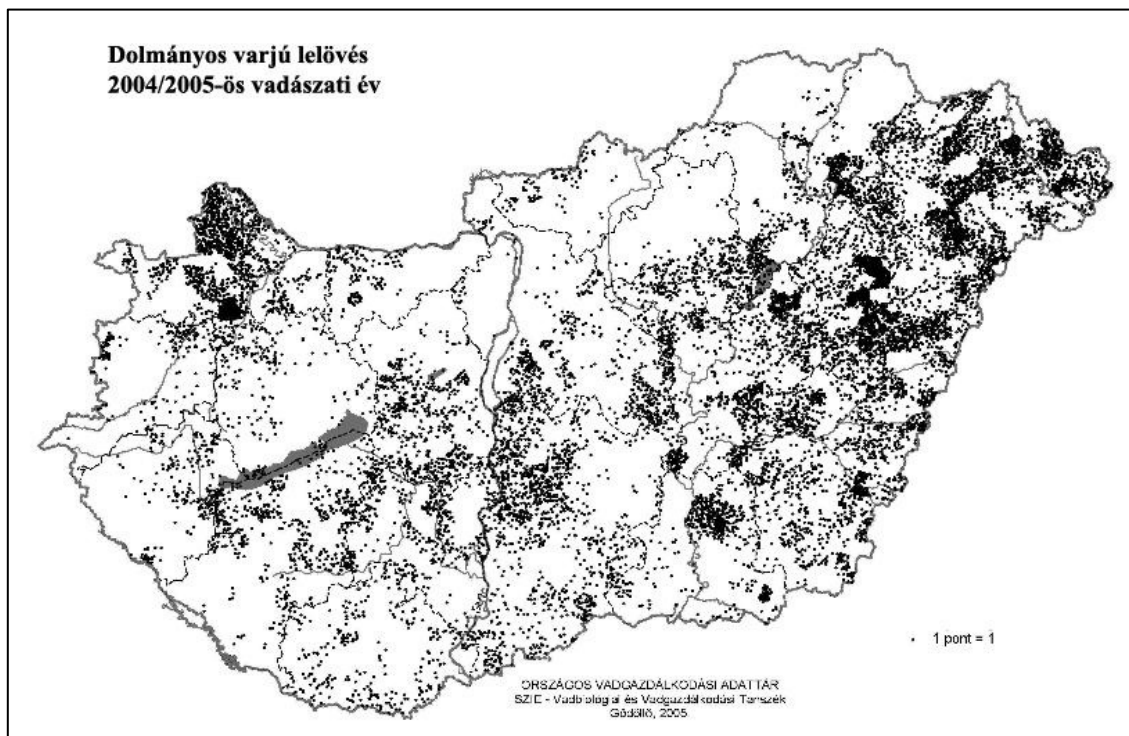
2. térkép: A kormos varjú és a dolmányos varjú elterjedése Európában (HOUSTON, 1997)  
Map 2: Distribution of Carrion Crow and Hooded Crow in Europe (HOUSTON, 1997)





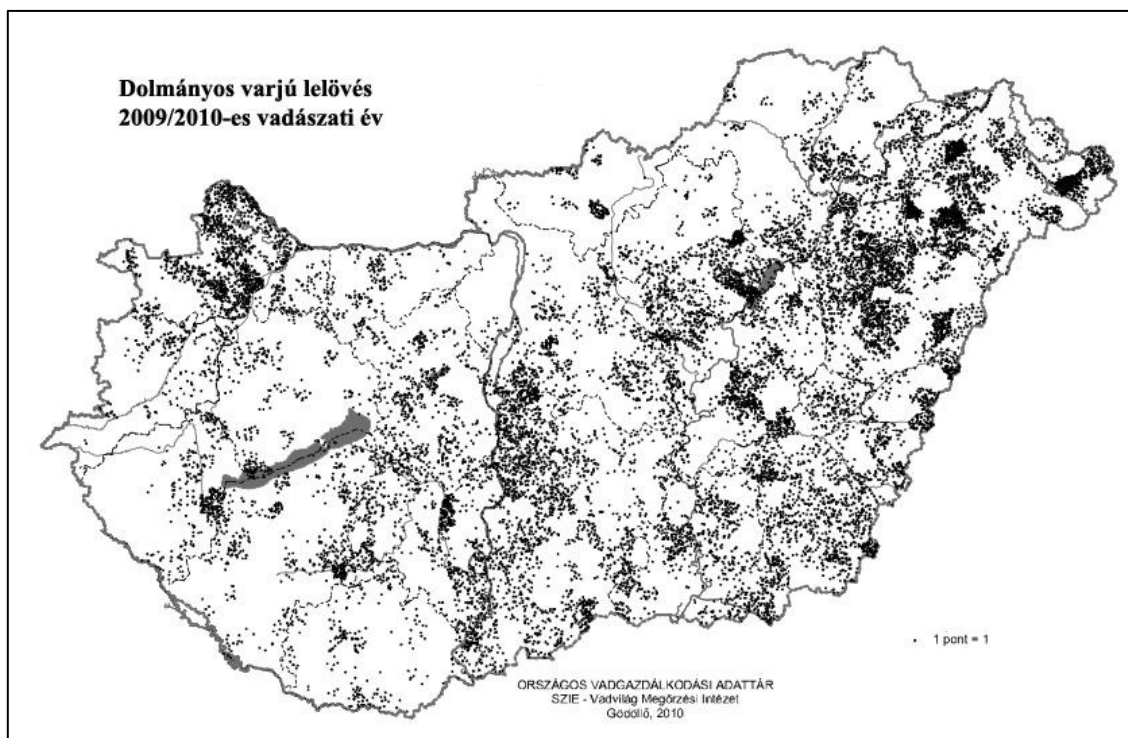
**3. térkép: A dolmányos varjú terítékének eloszlása Magyarországon az 1999/2000-es vadászati évben (ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR alapján)**

*Map 3: Distribution of Hooded Crow (after bags) in Hungary, in 1999/2000 (based on the NATIONAL GAME MANAGEMENT DATABASE)*



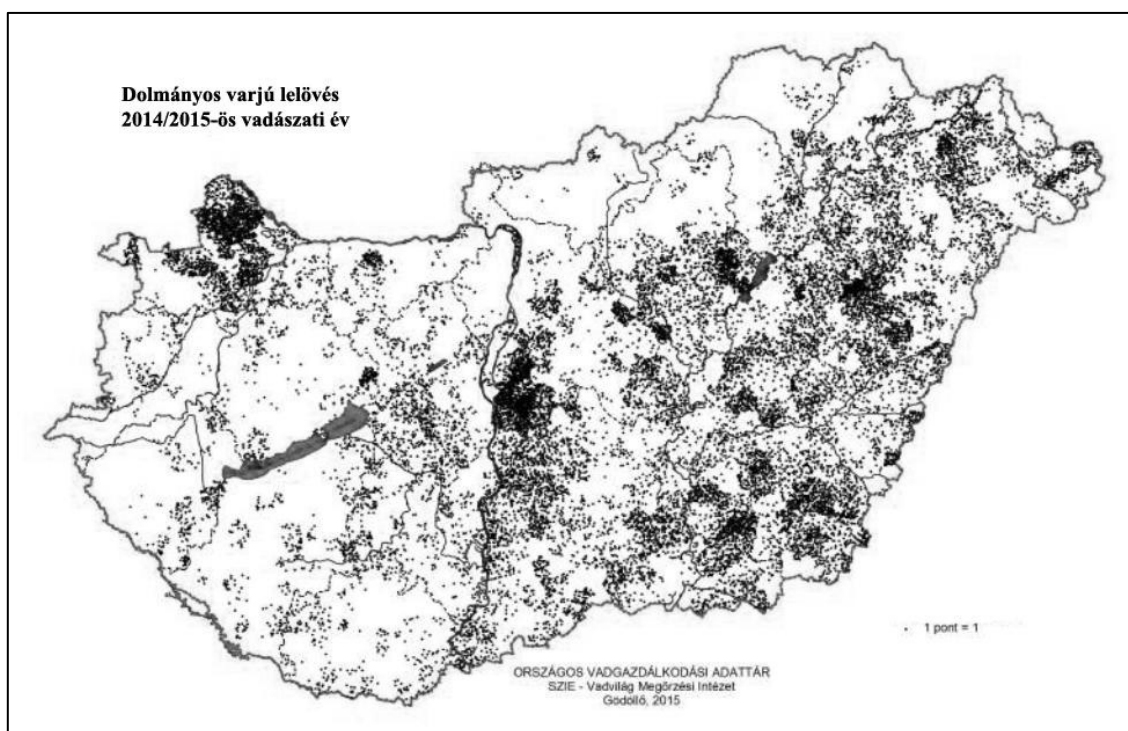
**4. térkép: A dolmányos varjú terítékének eloszlása Magyarországon a 2004/2005-ös vadászati évben (ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR alapján)**

*Map 4: Distribution of Hooded Crow (after bags) in Hungary, in 2004/2005 (based on the NATIONAL GAME MANAGEMENT DATABASE)*



**5. térkép: A dolmányos varjú terítékének eloszlása Magyarországon a 2009/2010-es vadászati évben (ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR alapján)**

*Map 5: Distribution of Hooded Crow (after bags) in Hungary, in 2009/2010 (based on the NATIONAL GAME MANAGEMENT DATABASE)*



**6. térkép: A dolmányos varjú terítékének eloszlása Magyarországon a 2014/2015-ös vadászati évben (ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR alapján)**

*Map 6: Distribution of Hooded Crow (after bags) in Hungary, in 2014/2015 (based on the NATIONAL GAME MANAGEMENT DATABASE)*

## 1.4. VÁNDORLÁS ÉS TELELÉS

Közép-Európában állandó madár, csak költési időszak után figyelhető meg 10-20 km-es migrációja, néha összeverődve, olykor vetési varjakhoz csatlakozva. A Skandináviában fészkelők a tengerpart mentén DNy-i irányba, a tőlünk K-re fészkelők D-DNy-i irányba vonulhatnak. Egyetlen hazai gyűrűs madár került meg külföldön, 16 km-re a határtól; 1949-ben Sopronnál jelölték, s még abban az évben a Fertő keleti partjánál, Ilmitzben (Ausztria) került kézre. Egy Eszéken (Horvátország) jelölt madár Beremenden (→ 38 km), egy Zombornál (Szerbia) jelölt példány pedig 4 év után Baján (→ 48 km) került meg (FARAGÓ, 2001b; BANKOVICS & VADÁSZ, 2009).

## 1.5. ÁLLOMÁNYNAGYSÁG

Európában stabil (S) állományú faj (TUCKER & HEATH, 1994). Összes európai állományát az 1990-es években 5 715 000-6 986 000 példányra, oroszországi állományát 1 000 000-10 000 000 példányra, a török populációt 100 000-1 000 000 példányra becsülték (HUOSTON, 1997). A *C. corone* faj európai állományát az ezredfordulón 6 100 000-20 000 000 párban adták meg (BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL, 2000), négy évvel később pedig 7 000 000–17 000 000 párnak (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004) (**4. táblázat; 7. térkép**).

Magyarországon az 1984. évi országos felmérés alapján a fészkelő állomány mintegy 49 500 pár volt, 0,52 pld/km<sup>2</sup> állománysűrűséggel (KALOTÁS, 1988). Az 1990-es években mintegy 70 000-80 000 pár fészkelhetett országunkban (MAGYAR *et al.*, 1998). A 2000-es évek elején a kormos varjú (*Corvus corone*) fészkelő állományát 20-50 párra, a dolmányos varjúét (*Corvus cornix*) pedig 51 000-84 000 párra becsülték (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

A vadászati statisztika alakulása támpontot szolgáltat az állományváltozáshoz. A vadlelővési statisztikák szerint az 1970-es években 80 000 pld-t lőttek évente. Kiemelkedett 1974, amikor 131 000 pld esett. Az 1980-as évek elején 60 000-65 000 pld volt az évi teríték, 1990-ben azonban már csak 48 000, az ezredfordulón 20 000 példány alá csökkent úgy hogy 2006-ban 14 000 példányos minimummal érte el legalacsonyabb értékét. A 2010-es években újra megközelítette a 20 000 példányt, 2014-ben pedig már 23 260 példány esett.

Az Országos Vadgazdálkodási Adattárban 2004-2015 viszonylatában rendelkezésre állnak a dolmányos varjú megyénkénti, vadgazdálkodók által becsült fészkelő állománya (**5. táblázat**). Az értékeket (maximum 2015: 99 915 pld azaz mintegy 50 000 pár – összevetve a terítékadatokkal, illetve az MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008) adataival (51 000 – 84 000 fészkelő pár), azt erősen alulbecsültnek kell tekintenünk.

## 1.6. TERMÉSZETES KORLÁTOZÓ TÉNYEZŐK

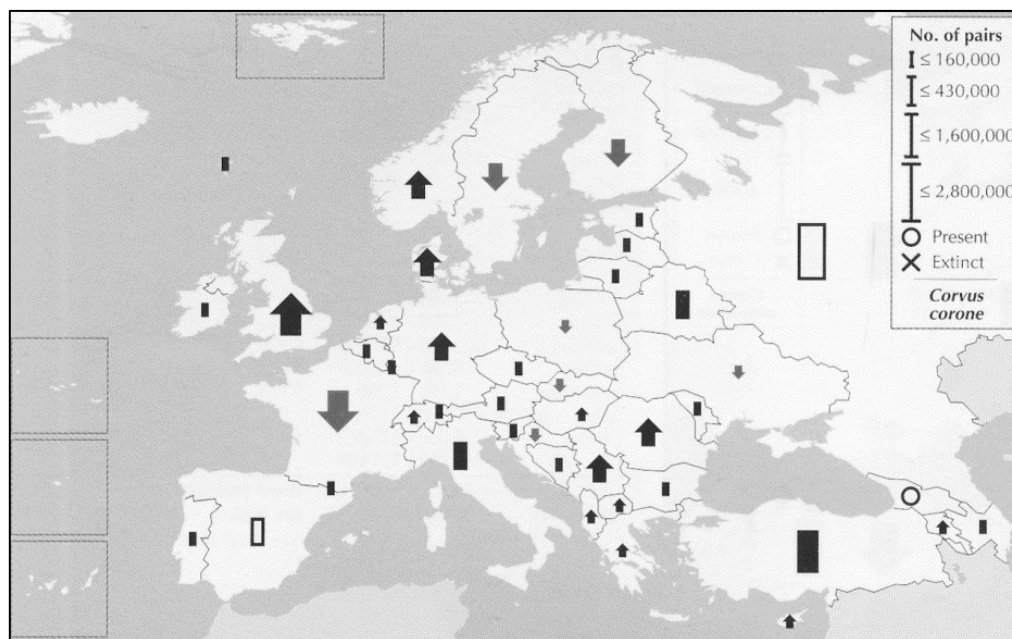
### 1.6.1 A populáció sűrűségét befolyásoló elsődleges paraméterek

A természetes populációsűrűséget a termékenység, a halandóság illetőleg a be-és elvándorlás határozza meg a dolmányos varjú esetében is. A vadgazda feladata – mivel dúvad fajról van szó –, hogy a termékenység növekedését elősegítő faktorokat gyengítse, a halandóságot növelőket pedig a faj megtartása mellett erősítse. Az állománynövelő bevándorlást szabályozott keretek között folytatott dúvadgazdálkodás segítségével lehet kontrollálni.

**4. táblázat: A dolmányos varjú állományok nagysága Európa országaiban  
(BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004)**

Table 4: Hooded Crow populations in European countries (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004)

Ország <i>Country</i>	Fészkelő állomány (pár) <i>Breeding pop. Size (pairs)</i>	Év(ek) <i>Year(s)</i>	Trend <i>Trend</i>	Mag. % <i>Mag. %</i>
Albania	10,000 – 30,000	02	(+)	(0–19)
Andorra	(100 – 200)	99–01	(0)	(0–19)
Armenia	10,000 – 15,000	01–02	+	0–9
Austria	(40,000 – 80,000)	98–02	(0)	(0–19)
Azerbajjan	(2,000 – 20,000)	96–00	(0)	(0–19)
Belarus	280,000 – 320,000	97–02	(0)	(0–19)
Belgium	20,000 – 100,000	01–02	(0)	(0–19)
Bosnia & HG	(20,000 – 50,000)	90–00	(0)	(0–19)
Bulgaria	50,000 – 120,000	96–02	0	0–9
Croatia	(40,000 – 50,000)	02	(–)	(>80)
Cyprus	(20,000 – 60,000)	94–02	(+)	(10–19)
Czech Rep.	12,000 – 24,000	00	0	0–19
Denmark	(150,000 – 300,000)	00	+	10–19
Faroe Is	1,500 – 1,500	95	(0)	(0–19)
Estonia	(50,000 – 100,000)	98	0	0–19
Finland	160,000 – 230,000	98–02	–	20
France	(800,000 – 3,200,000)	98–02	–	9
Georgia	Present	03	?	–
Germany	300,000 – 600,000	95–99	+	0–19
Greece	(50,000 – 100,000)	95–00	(+)	(0–19)
Hungary	51,000 – 84,000	99–02	+	20–49
Rep. Ireland	100,000 – 250,000	88–91	0	0–19
Italy	(110,000 – 520,000)	03	(0)	(0–19)
Latvia	20,000 – 60,000	90–00	(0)	(0–19)
Liechtenstein	40 – 80	98–00	0	0–19
Lithuania	(50,000 – 70,000)	99–01	(0)	(0–19)
Luxembourg	3,000 – 4,000	02	0	0–19
Macedonia	(20,000 – 50,000)	90–00	(+)	(20–29)
Moldova	8,000 – 8,500	90–00	0	1–19
Netherlands	70,000 – 100,000	98–00	+	33
Norway	(200,000 – 700,000)	95–02	+	0–19
Poland	50,000 – 150,000	00–02	(–)	(0–19)
Portugal	(5,000 – 50,000)	02	(0)	(0–19)
Romania	240,000 – 320,000	98–02	+	0–19
Russia	(1,500,000 – 5,000,000)	90–00	?	–
Serbia & MN	160,000 – 250,000	90–02	+	0–9
Slovakia	8,000 – 15,000	80–99	–	30–49
Slovenia	10 – 50	94	(0)	(0–19)
Spain	(310,000 – 530,000)	92	?	–
Sweden	240,000 – 500,000	99–00	–	7
Switzerland	80,000 – 150,000	93–96	+	10–19
Turkey	(500,000 – 1,500,000)	01	(0)	(0–19)
Ukraine	(95,000 – 130,000)	90–00	–	20–29
UK	1,202,000 – 1.202.000	00	+	25
<b>Össz. - Total</b>	<b>7,500 000 – 17,000,000</b>	<b>Trend: stabil – stable</b>		<b>25–49</b>



7. térkép: A dolmányos varjú állományok dinamikája Európa egyes országaiban (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004)

Map 7: Hooded Crow population dynamics in European countries (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004)

5. táblázat: A dolmányos varjú megyei állománybecslési adatai az ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR alapján

Table 5: Hooded Crow population estimates in Hungarian counties (based on the NATIONAL GAME MANAGEMENT DATABASE)

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Baranya	2758	2400	2148	2342	2382	2346	2578	2430	2812	3319	3649	3578
Bács-Kiskun	6397	7057	6772	7477	8356	8359	8993	8772	9780	9582	9496	10256
Békés	4393	4551	5377	6222	6300	6549	6915	7117	7389	7938	7843	7698
Borsod-Abaúj-Zemplén	2542	2544	2626	2612	3091	3253	3652	3417	3710	3998	4188	4097
Csongrád	1984	2246	2595	2535	3139	3422	3249	3482	3787	4066	4116	4579
Fejér	2490	3215	3420	4208	4209	4691	4493	4573	4926	5332	5375	5818
Győr-Moson-Sopron	4613	4890	4724	5101	6128	6319	6564	6465	6206	6451	6621	6494
Hajdú-Bihar	4799	4661	5402	6174	6033	6548	6868	6396	7304	6931	6796	7533
Heves	1326	1681	1396	1675	1790	1723	1846	1687	2252	2145	2235	2510
Komárom-Esztergom	1279	1404	1372	1391	1347	1443	1563	1582	1494	1812	1856	2118
Nógrád	1173	1019	913	1020	1019	1045	1060	1125	958	981	957	1066
Pest	3278	3416	3754	4195	3620	3713	4219	4386	5369	5464	5912	5873
Somogy	4081	3661	4196	5029	5857	5903	5565	6106	6152	6952	6790	6561
Szabolcs-Szatmár-Bereg	5526	5773	6338	6946	7471	7533	6977	6901	7321	7419	7048	7798
Jász-Nagykun-Szolnok	3218	3538	4034	4953	5251	4836	4958	5035	5250	6025	6726	7369
Tolna	3630	3786	3649	4075	3524	4040	4998	4125	4718	5270	5505	5068
Vas	1918	1849	2010	2114	2193	2278	2513	2577	2504	2510	2656	2676
Veszprém	2862	3124	2958	3101	3414	3791	4277	3571	3787	3825	4256	4536
Zala	1983	1904	1810	2407	2395	2992	3282	3311	3525	3727	3780	4287
<b>Magyarország összesen</b>	<b>60250</b>	<b>62719</b>	<b>65494</b>	<b>73577</b>	<b>77519</b>	<b>80784</b>	<b>84570</b>	<b>83058</b>	<b>89244</b>	<b>93747</b>	<b>95805</b>	<b>99915</b>

A termékenységet

- (1) a mezőgazdasági technológiák károkozásának mértéke,
- (2) a táplálékforrás (állati, növényi) mennyisége és minősége, illetőleg
- (3) a fészkelőhelyek hiánya korlátozza.

Az ezzel összefüggő halandóságot

- (1) a táplálékforrás mennyisége és minősége
- (2) a dúvadszabályozás és
- (3) az agrotechnológiák határozzák meg.

### 1.6.2. A populáció sűrűségét befolyásoló környezeti tényezők

A dolmányos varjú – mint azt az 1.2.1. fejezetben láttuk – maga is tagja annak a bonyolult mezei környezeti rendszernek, mint az szárnyas apróvad fajainkról (fácán, fogoly, mezei nyúl) ismeretes. A dolmányos varjú Magyarországon napjainkban döntően mezőgazdasági (szántó) környezetben, s kisebb arányban városi/települési környezetben él. Hazai elterjedése – amelyet terítékének megoszlásával (**3–6. térkép**) igazolhatunk leginkább egyértelműen ezt mutatta.

Az agrár-környezetben élő populációk állománysűrűségét általában a populáció 4 elsődleges paraméterén keresztül az élőhely szerkezete, a táplálékforrás kínálata, a mezőgazdasági technológiai folyamatok, az időjárási tényezők és a predáció határozzák meg. A dolmányos varjú, mint predátor faj esetében a zsákmányolás korlátos, lényegében eltekinthetünk tőle.

A faj fészkelőhely (általában élőhely) választásának ökológiai motivációi az alábbiak:

1. Az *élettér szerkezete* még viszonylag nagytablás növénytermesztés mellett is, egész évben biztosítja a dolmányos varjú életfeltételeit.
2. A legfontosabb a dolmányos varjú fészkelésére alkalmas élőhelyek – fasorok, facsoportok, erdősávok, erdőszegélyek – *növényállományainak vertikális szerkezete* megfelelő fészkelő helyet biztosít.
3. Az agrár-élőhelyek, a fészkelés és a fiókanevelés során megfelelő mennyiségben és minőségben kínálják az *állati eredetű táplálékot* (lásd **1.2.3. fejezet**)
4. Az eltérő vetésidejű, tenyészidőszakú, s így különböző betakarítási idejű termesztett növénykultúrák táplálékkínálata részben kiegészíti, részben helyettesíti a visszaszoruló, vagy betakarított növények kínálta táplálékforrást, így a teljes vegetációs időszak kielégíti mind a felnőtt madarak, mind a fiókák állati és növényi eredetű táplálék szükségletét.

### 1.6.3. A vadászat hatása

A dolmányos varjú terítéke – bizonyosan nagyobb állomány nagyság mellett – az 1970-es évek elején 65 000 példányról 1973-ra 95 600 példányra nőtt. Ezt követően egészen 2006-ig folyamatosan csökkent a statisztikákban kimutatott éves lelőtt mennyisége. A jelenség – hasonlóan játszódtott le, mint a szarka esetében – azonban magyarázatra is szorul, ugyanis az 1970-es évek második felében kezdték kiterjedten használni a 3-kloro-4-metilanilin-hidroklorid hatóanyaggal preparált ún. F-2-es tojásokat, amelyek a varjúfélékre szuperszelektív hatással bírva gyérítették az állományokat. A szer hatásmechanizmusából fakadóan (az állatok ismeretlen helyen, a felvétel után néhány nappal pusztultak el), az elpusztult madarak nem kerültek be a statisztikákba, illetőleg a hatására erőteljesen csökkent

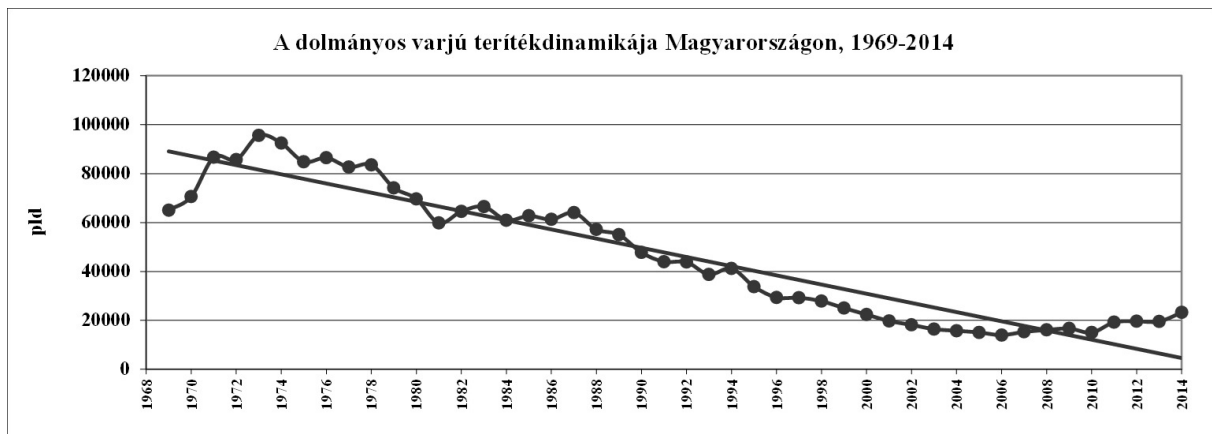


populációból hagyományos fegyveres gyérítéssel csak csökkenő mennyiségben lehetett terítékre hozni.

Az igazsághoz az is hozzátartozik, hogy a rendszerváltoztatás után az új vadászterületeken az apróvadgazdálkodás, benne a dúvadszabályozás hatékonysága meg sem közelítette az 1970-es évek gyakorlatát.

Mindehhez hozzájárult az is, hogy a fent említett szer amerikai licence lejárt, illetve EU-s tagságunkkal más engedélyeztetési eljárások léptek életbe. A gyártás korszerű kapacitása is nagy összegeket venne igénybe. Mindezen technikai-jogi korlátok mellett a holló (*Corvus corax*) elterjedési területének és állománysűrűségének növekedése – amelyre ugyancsak letális a szer –alkalmazhatósági kiterjedését is erősen beszűkítette.

Terítékdinamikája az utóbbi években a következőképpen alakult – 1995: 33 805 pld, 2000: 22 400 pld, 2005: 15 096 pld, 2010: 15 029 pld, 2011: 19 262 pld, 2012: 19 627 pld, 2013: 19 581 pld, 2014: 23 260 pld (CSÁNYI, 1999, 2001; 2005; 2015; CSÁNYI *et al.*, 2005; 2010; 2012a; 2012b; 2014) (**1. ábra**), amelynek megyei szintű megoszlását a **6. táblázat** mutatja. A teríték csökkenésével együtt járt az állomány-növekedés.



**1. ábra: A dolmányos varjú teríték alakulása 1969–2014 között Magyarországon (ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR alapján)**

Figure 1: Hooded Crow bags between 1969 and 2014 in Hungary (based on the NATIONAL GAME MANAGEMENT DATABASE)

#### 1.6.4. A dolmányos varjú állományt szabályozó tényezők összefoglalása

A dolmányos varjú állományt – mint láttuk – a fészkelőhelyek megléte, vagy hiánya, a táplálék mennyisége, a betelepülések mértéke és a vadászati szabályozás hatékonysága befolyásolhatják.

Paradoxon, hogy mindazon a fás formációk, amelyek kedvezőek a fácán és a fogoly megtartása, védelme szempontjából, fészkelőhelyet biztosítanak fészek-predátoraioknak, tehát a dolmányos varjúnak is. Az élete nagy részében állat-, sőt ízeltlábú fogyasztó faj táplálékforrása ugyanolyan mértékben biztosított, mint a szárnyas apróvad esetében.

Az apróvadás élőhely-védelem és élőhely fejlesztés – a bölcs hasznosítás folyamánként – a fészkelőhely és táplálékforrás biztosítása révén, egyúttal a dolmányos varjú populáció megsegítését is jelenti. Éppen ezért az apróvadgazdálkodás semmivel sem helyettesíthető, kiemelt fontosságú része a dúvad-szabályozás/gazdálkodás, benne a dolmányos varjú állomány szabályozása, immár megkettőzött súllyal és hangsúllyal.



**6. táblázat: A dolmányos varjú terítékének megyénkénti alakulása Magyarországon (ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR alapján)**  
 Table 6: Hooded Crow bags in Hungarian counties in the period 1994-2014 (based on the NATIONAL GAME MANAGEMENT DATABASE)

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Baranya	1868	1373	1417	760	718	621	566	401	421	503	285	192	195	284	224	269	218	321	359	402	436
Bács-Kiskun	2497	2561	2430	2902	2202	2084	2024	1499	1619	1403	1244	1394	1267	1746	1632	1708	1503	1993	2222	2463	2989
Békés	3095	2593	2265	1801	1930	1766	1778	1748	1610	1394	1269	1244	1369	1618	1492	1532	1521	2330	2083	1983	2379
Borsod-Abaúj-Zemplén	1670	1663	1178	1215	1007	1017	991	849	839	770	673	505	471	617	716	718	575	704	745	665	744
Csongrád	1051	1599	1089	1132	1112	773	704	930	664	603	586	640	672	885	902	838	996	1496	1370	1613	1920
Fejér	1724	899	1038	932	896	807	626	699	623	742	597	551	401	642	607	619	577	879	799	811	877
Győr-Moson-Sopron	3942	2838	3021	3447	3301	2720	1871	1770	1536	1777	1388	1457	1258	1142	1171	1422	1216	1763	2073	2400	2308
Hajdú-Bihar	6538	4375	3258	4035	4054	3418	3272	2759	2592	2373	2781	2326	2081	1865	2102	2170	1813	2343	2264	1800	2786
Heves	707	1007	663	559	802	731	692	625	770	519	416	419	413	377	614	723	578	569	684	680	1171
Komárom-Esztergom	551	400	426	297	386	236	243	273	203	173	147	244	89	169	164	168	172	261	229	198	218
Nógrád	499	367	274	138	157	189	114	33	75	131	102	91	171	178	89	142	105	59	52	93	55
Pest	1707	1630	1543	1448	1278	1329	1117	850	759	675	684	745	659	618	725	879	915	1099	1389	1758	1992
Somogy	2418	1988	1376	735	870	749	866	813	660	497	544	465	533	386	364	511	422	407	331	313	326
Szabolcs-Szatmár-Bereg	7172	6054	5335	5519	5579	5012	3946	2917	2491	2416	2629	2625	2639	2186	2365	2230	2045	2107	2037	1775	1744
Jász-Nagykun-Szolnok	1995	1643	1652	1666	1278	1518	1895	1688	1911	1376	1248	1002	684	1462	1543	1252	1092	1404	1402	1349	1883
Tolna	1651	1391	1139	1329	1028	916	675	633	507	426	463	577	525	484	680	717	571	688	712	522	537
Vas	705	309	316	405	400	355	288	531	353	173	208	161	186	172	179	205	194	302	279	274	181
Veszprém	752	499	605	440	476	476	435	527	329	321	253	242	210	273	266	286	265	331	344	286	429
Zala	690	616	333	547	394	294	297	231	235	175	247	216	192	219	271	311	251	206	253	196	285
<b>Magyarország összesen</b>	<b>41232</b>	<b>33805</b>	<b>29358</b>	<b>29307</b>	<b>27868</b>	<b>25011</b>	<b>22400</b>	<b>19776</b>	<b>18197</b>	<b>16447</b>	<b>15764</b>	<b>15096</b>	<b>14015</b>	<b>15323</b>	<b>16106</b>	<b>16700</b>	<b>15029</b>	<b>19262</b>	<b>19627</b>	<b>19581</b>	<b>23260</b>

## 1.7. A VADÁSZATI SZABÁLYOZÁSI GYAKORLAT ÉRTÉKELÉSE

A dolmányos varjú korábban egész évben vadászható volt Magyarországon, amit az EU madárvédelmi irányelv – fészkelő populáció védelme – alapján július 1. – február 28(29). közti időszakra kellett módosítani. E változás következményei beláthatatlanok lennének mind a vadgazdálkodás, mind a természetvédelem számára – a faj madárfészkekben okozott kártétele miatt –, de a vadászati rendelet, apróvadás vadászterületeken, az apróvadás szaporodási időszakában, a vadászati hatóság külön engedélyéhez kötve lehetővé teszi gyérítését. E lehetőséggel a vadgazdálkodóknak szinte kötelezően élniük kell.

Mivel nem vonuló madár, azért állományszabályozását télen is lehet végezni, amit lehetővé is tesz a február 28(29)-ig tartó vadászati idénye.

A szaporodási időszakban végzendő, tulajdonképpen fészkelő-állomány szabályozás alapfeltétele a fészkek helyének ismerete, azaz fészkekataszter és fészektérkép készítése (2. ábra). Ez sajnálatosan a magyar apróvadás vadászterületeken nem gyakorlat. Ennek ismeretében lehet akár a fészkeknél való fegyveres szabályozást, akár csapdázást elvégezni. Tavasszal – a fészkek környékén – elsősorban a LARSEN-csapda különböző változatainak, valamint a TROLLE-LJUNGBY L84 csapdának a használata eredményes (HAJAS, 2007; 2011; 2012) – ezért kell ismerni a lakott fészkek helyét.

Nyár derekától tél végéig terjedő időszakban eredményesebb a létrás- és varsás varjúcsapdák alkalmazása.

Minden csapdatípus sikeres alkalmazásának a kulcsa – a vonatkozó szabályok betartása mellett – az élő csaliállat használata. TAPPER *et al.* (1991) felmérése szerint a LARSEN-csapdák élő csalival 10-15-ször hatékonyabbak. (A csalimadarak következő szezónra történő eltárolásával és átteleltetésével szemben, jóval költségkímélőbb és egyszerűbb alternatíva az új szezón elején, jól álcázható csapóhálók használatával új csalimadarak befogása).

A varjúfélék, így a dolmányos varjú vadászatára – klasszikus módszerekként – a fészkekről való ugrasztás, a dögön való vadászat, esti beszállóhelyen történő vadászat, illetve a műuhu alkalmazása kínálkozik napjainkban.

A fészkekről való ugrasztás – mivel a szaporodási időszakot megelőző időszakban, vagy a fészkelés során alkalmazható – csak hatósági engedéllyel folytatható (lásd korábban). A még ki nem lombosodott fán messziről megfigyelt és bizonyítottan dolmányos varjú által lakott fészket két oldalról mintegy 15-20 m-re közelíti meg két vadász, lezárva a menekülés irányait. Harmadik társuk megkopogtatja a fészektartó fa törzsét, s a kiugró dolmányos varjút a két vadász közül valamelyik meglőheti. Előrehaladott kotlottság esetén a kotló madár nem ugrik le a fészkekről. Régen ilyenkor azt javasolta a szakirodalom, hogy 8-as söréttel alulról löje ki a vadász a kotló madarat és a tojásokat is. Ma úgy gondoljuk, hogy a hatékony riasztással, és a tojások elszedésével humánusabb megoldást is javasolhatunk. A legjobb megoldás azonban az, ha a később felsorolásra kerülő módszerekkel minél előbb, már a tél végén élünk.

A dolmányos varjút (és a szarkát) döggel is lépre csalhatjuk. A kellő helyen elhelyezett dög messziről vonzza e két fajt, s a lesben ülő vadász kigolyóssal egyenként kilőheti a dögre szállt madarakat. A meglőtt példányok jelenléte nem hat taszítóan a fajtársakra. Ugyanilyen hatékony lehet az éjszakai helyek ismeretében a beszállófáknál történő esti és hajnali vadászat is.

Külön kell szólni a műuhuval történő vadászatról. A módszer a ma már fokozottan védett uhu (*Bubo bubo*) tiltott használatát hivatott kiváltani. A módszer azon a mélységes ellenszenvre alapszik, amivel a varjúfélék – és a nappali ragadozó madarak is – viseltetnek az

éjszakai szárnyas ragadozókkal szemben. Minél nagyobb a madár, annál nagyobb a gyűlölet, következésképpen a legnagyobb testű baglyunk jelenléte váltja ki a szarkánál a legnagyobb indulatokat. A műuival való vadászat előkészítését a helymegválasztással kell kezdeni, azaz meghatározni a kialakítandó leskunyhó helyét. Ennek vagy valamilyen magaslaton, de mindenképpen jól látható helyen kell lennie azért, hogy messziről belátható legyen. A leskunyhó biztosítja a megfelelő takarást, ugyanakkor a vadász védelmét az időjárás ellen. A vadászat másik fontos kelléke a műuhu (praktikusan műanyag uhu), ami egy szárnyait, sőt fejét is mozgatni képes mechanikus szerkezet, amelyet zsinórok segítségével a kunyhóból lehet mozgatni. Tudni kell, hogy a támadás intenzitása szoros összefüggést mutat az „uhu” aktivitásával, azaz minél jobban rázza szárnyait, annál inkább vonzza ellenségeit. A szűk helyre való tekintettel különösen figyelni kell a szabályos fegyverkezelésre (FARAGÓ, 2006).

**7. táblázat: A dolmányos varjú (*Corvus cornix*) teríték dinamikája a LAJTA Projectben (1992–2015)**

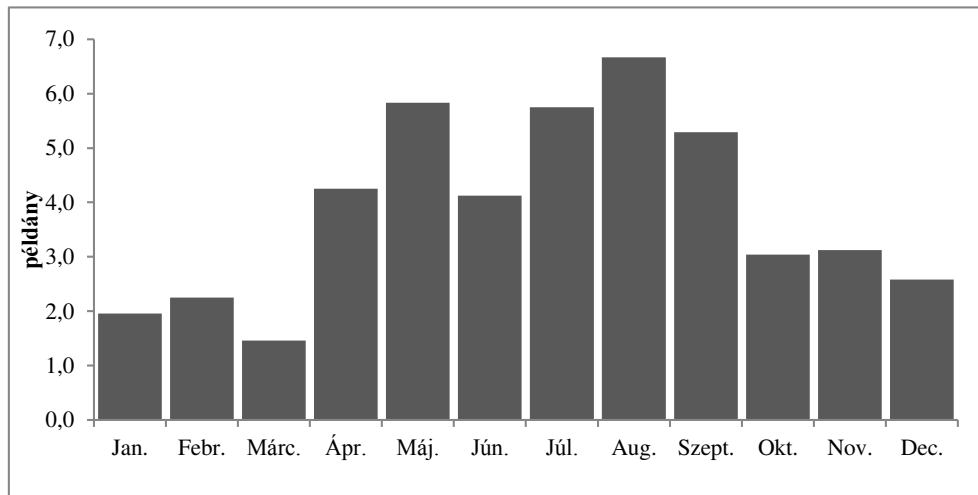
Table 7: Dynamics of Hooded Crow bags in the LAJTA Project (1992-2015)

Év Year	Jan. Jan.	Febr. Febr.	Márc. March	Ápr. Apr.	Máj. May	Jún. June	Júl. July	Aug. Aug.	Szept. Sept.	Okt. Oct.	Nov. Nov.	Dec. Dec.	Összes Total
1992	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	5	0	7
1993	0	5	0	4	0	5	4	6	2	4	0	0	30
1994	0	0	2	1	2	5	1	0	1	2	0	0	14
1995	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1996	2	1	0	4	6	9	4	12	5	0	6	0	49
1997	0	0	2	3	1	3	2	3	2	1	0	0	17
1998	0	1	1	0	1	4	2	4	2	5	8	8	36
1999	3	3	3	4	3	3	4	3	3	5	3	0	37
2000	2	2	5	4	4	4	2	4	1	0	0	1	29
2001	1	0	0	1	0	0	2	1	0	2	1	0	8
2002	1	1	1	6	6	7	9	5	0	5	3	10	54
2003	0	4	5	4	7	0	4	0	0	1	6	0	31
2004	2	0	0	0	0	0	6	9	5	3	1	4	30
2005	0	0	0	5	6	4	11	6	1	2	2	0	37
2006	0	0	0	0	0	0	9	2	7	0	2	0	20
2007	4	7	0	0	0	0	13	7	3	2	3	5	44
2008	0	3	0	7	6	3	2	9	5	6	2	2	45
2009	3	4	6	7	12	5	13	11	5	6	3	4	79
2010	4	0	2	2	4	5	12	9	3	4	1	2	48
2011	4	4	2	0	0	6	2	7	10	8	9	7	59
2012	7	5	0	4	8	7	5	16	14	7	6	4	83
2013	6	5	6	6	16	5	4	4	5	3	6	6	72
2014	8	9	0	16	32	20	6	7	4	5	5	7	119
2015	0	0	0	23	26	4	20	35	49	2	3	2	164
Átlag - Mean	1,5	2,0	1,3	4,2	5,3	4,0	5,9	6,4	4,9	2,9	2,9	2,4	39,9

Fenti módszerek mellett a hivatásos vadászok rendszeres területellenőrzéseik során bármikor elejthetik a dolmányos varjút. A LAJTA Projectben (3060 ha) csaknem negyed század alatt elejtett dolmányos varjak havi átlagos dinamikája szerint (7. táblázat; 2. ábra) a fészkelési és fiókanevelési időszakban (április–szeptember) lőtték a legtöbb példányt. A nyári

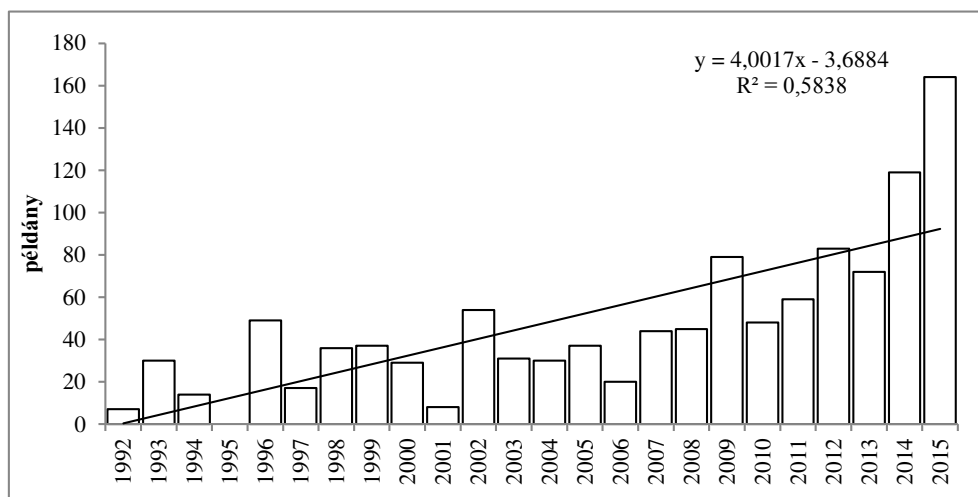
megnövekedett teríték a kirepült és kóborló (beleértendők a szomszédos területekről betelepülők is) példányok megnövekedett számának a folyamánya. Ilyenkor lehet hatékony, jövőt alapozó állományszabályozást végezni, ugyanis a fiatal madarak még tapasztalatlanok és könnyebben becserkelhetők.

Fészekfoglalástól az élve fogó csapdák használhatók hatékonyan. Tanácsos megvárni a fészek kitarozását, vagy új fészek megépítését, hogy a dolmányos varjú kifogása után lakatlanná vált fészek otthona lehessen védett fajoknak (kékvércse, kerecsensólyom, vörös vércse, erdei fülesbagoly stb.).



**2. ábra: A dolmányos varjú teríték éven belüli megoszlása a LAJTA Projectben**

*Figure 2: Monthly distribution of Hooded Crow bags in the LAJTA Project*



**3. ábra: A dolmányos varjú teríték negyedszázados dinamikája a LAJTA Projectben**

*Figure 3: Hooded Crow bag dynamics in the LAJTA Project during the last quarter of century*

A tartamos dolmányos varjú állományszabályozás egy vadászterületen azonban ökológiai vákuumot okoz, azaz a szomszédos területekről egyre több példány települ be (**3. ábra**), ami a regionális szabályozás összehangolását kívánja, sőt kényszerít ki.

## 2. CSELEKVÉSI TERV

### 2.1. CÉLKITŰZÉS

A magyar vadgazdálkodás – benne az apróvad-gazdálkodás – célja az apróvad populációk egyedszámának és a fajok elterjedési területének növekedését. Ennek a célnak a megvalósításához az élőhelyek védelmén, fejlesztésén és a dúvadfajok állományszabályozásán keresztül vezet az út. A szárnyas dúvadfajok, azaz a varjúfélék szabályozása a fészkelő vadászható és természetvédelem alatt álló madárfajok támogatását szolgálja. Közülük kiemelt szerepe van a dolmányos varjú populációk kezelésének, szabályozásának.

A dolmányos varjú korábban egész évben vadászható faj volt Magyarországon, amit az EU madárvédelmi irányelv – fészkelő populáció védelme – alapján július 1. – február 28(29). közti időszakra kellett módosítani. E változás következményei – alternatív rendelkezések híján – beláthatatlanok lennének mind a vadgazdálkodás, mind a természetvédelem számára – a faj madárfészkekben okozott, fent is említett kártétele miatt. Ennek áthidalására a vadászati rendelet, apróvadas vadászterületeken, az apróvad szaporodási időszakában, a vadászati hatóság külön engedélyéhez kötve lehetővé teszi gyérítését.

Rövidtávú cél, a jelenlegi dolmányos varjú populációk csökkentése a hazai elterjedési terület egészén, de különösen az alföldi apróvadas vadászterületeken. Közép- és hosszútávon, olyan dolmányos varjú állomány-kezelési programot kell megvalósítani, amely alacsony egyedszámú, de önfenntartó dolmányos varjú állománnyal biztosítja a szárnyasvadgazdálkodás és a természetvédelem eredményességét, a faj megőrzése mellett.

Vadvédelmi kötelezettségünknek megfelelően prioritásként kell kezelni a dolmányos varjú állományok szabályozását mind apróvad-védelmi, mind természetvédelmi megfontolásból.

### 2.2. FELADATOK

#### 2.2.1. Állományszabályozás szükségessége és jogi keretei

A célkitűzésekben megfogalmazott rövid-, közép- és hosszú távú célok a fenntartható predátor szabályozást erősítik. Rövidtávú cél, a jelenlegi dolmányos varjú populációk csökkentése a hazai elterjedési terület egészén, de különösen az alföldi apróvadas vadászterületeken. Közép- és hosszútávon, olyan dolmányos varjú állomány-kezelési programot kell megvalósítani, amely alacsony egyedszámú, de önfenntartó dolmányos varjú állománnyal biztosítja a szárnyasvadgazdálkodás és a természetvédelem eredményességét, a faj megőrzése mellett.

Magyarország EU tagságából adódóan a dolmányos varjú és összességében a vadászható varjúfélék vadászatára az Európai Parlament és a Tanács a vadon élő madarak vélelméről szóló 2009/147/EK irányelve (a továbbiakban Madárvédelmi Irányelv) rendelkezései az irányadók, amelyek beépültek a vad védelméről, a vadgazdálkodásról, valamint a vadásatról szóló 1996. évi LV. törvénybe (a továbbiakban Vtv.) és az annak végrehajtásáról szóló 79/2004 (V.4.) FVM rendeletbe (a továbbiakban Vhr.). A hivatkozott jogszabályok egyértelműen rendelkeznek a vadászható fajok köréről, a vadászati módokról és idényekről.

Magyarország, a Madárvédelmi Irányelv 7. cikk (3) bekezdése, valamint a II. melléklet B része alapján azon tagállamok közé tartozik ahol a dolmányos varjú, a szarka és a szajkó, valamint a vetési varjú vadászata engedélyezhető. A Vhr. 1. § (1) bekezdés bb) 9-11. pontjai

alapján az első három faj vadászható, egyúttal a (2) bekezdés alapján közösségi jelentőségű vadászható fajnak minősül, míg 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 szóló 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet 2. számú mellékletében felsorolt vetési varjú védett.

A Madárvédelmi Irányelv 7. cikk (4) bekezdése alapján a hatályos nemzeti előírások szerint történő vadászat meg kell, hogy feleljen az ésszerű hasznosítás és az ökológiailag kiegyensúlyozott állományszabályozás elveinek, továbbá a vadászható fajok esetében is biztosítandó, hogy azokat ne lehessen sem a fészekrakás, sem a fiókanevelés, vagy a szaporodás különböző szakaszaiban vadászni. Előzőeknek megfelelően a Vtv. 28. § (4) bekezdésének a) pontja általánosan tiltja a madárfajok fészkének és fészkelésének zavarását, megromlását, vagy elpusztítását, míg a 38.§ (4) bekezdése alapján a vadászható madárfajok egyedeire, a fészekrakás és fiókanevelés időszakában, illetve a szaporodási időszakban – vonuló fajok esetében a fiókanevelési területükre történő visszatérésük során történő vadászatot. A Vhr. 5. számú mellékletében megállapított vadászati idenye a vadászható varjúféléknek a hivatkozott rendelkezésekkel összhangban július 1-én kezdődik és február utolsó napjáig tart.

Figyelemmel kell azonban arra is lenni, hogy a Madárvédelmi irányelv 1. cikkében meghatározottak szerint az a tagállamok Szerződésben érintett európai területén természetesen előforduló összes vadon élő madárfaj védelmére vonatkozik. Továbbá arra is, hogy a 2. cikk alapján szükséges az 1. cikkben meghatározott fajok állományait (így az apróvadfajokét is) megfelelő szinten fenntartani, vagy olyan szintre hozni, amely megfelel különösen az ökológiai, tudományos és kulturális követelményeknek, figyelembe véve a gazdasági és rekreációs követelményeket is, ezért szükségessé válhat a varjúfélék gyérítése a vadászati idenyen kívüli időszakban is.

A dolmányos varjú, a szarka és a szajkó idenyen kívüli vadászatát a Vtv. 38. § (3) bekezdésének b) pontjára alapozottan a vadászati hatóság – közösségi jelentőségű vadászható vadfaj vonatkozásában a 38/A. § (1)–(3) bekezdésében foglaltak szerint engedélyezheti, egészen pontosan a Vhr. 27. § (7) bekezdésében foglaltaknak megfelelően, apróvas vadászterületeken, az apróvad szaporodási időszakában. Ezen rendelkezés, összhangban áll a Madárvédelmi irányelv 9. cikk (1) bekezdése alatt meghatározott feltétellel, amely kimondja, „ha nincs más megfelelő megoldás” a tagállamok „eltérhetnek az 5-8. cikk rendelkezéseitől az a), b) és c) pontok alatt felsorolt okok miatt, amelyeket a Vtv. 38/A. § (1) bekezdésének a) – f) pontjai tartalmaznak. Tételesen felsorolva ezek a következők:

- a) közegészségügyi, illetve közbiztonsági okból,
- b) a légi közlekedés biztonsága érdekében,
- c) a növényi kultúrák, a termés, az állatállomány, az erdők, a halállományok, a vizek súlyos károsodásának megelőzése érdekében,
- d) kutatás és oktatás, állományfeljavítás, visszatelepítés és az ezekhez szükséges tenyésztés céljából,
- e) egyes vadászható madárfajok – az érintett állomány nagyságához mérten – kisszámú szelektív befogásának, tartásának, illetve hasznosításának érdekében, vagy
- f) a vadon élő állatok és növények, valamint a természetes élőhelyek védelme érdekében.

A vadgazdálkodás és a természetvédelem számára legfontosabb a felsorolt indokok között a vadon élő növény- és állatvilág védelme érdekében engedélyezett eltérési lehetőség (lásd Vhr. 27. § (7) bekezdése), ami jelentős mértékben járulhat hozzá az apróvad, valamint a földön fészkelő védett madárfajok (pl. túzok, szikipacsirta, haris, bíbic) megőrzési erőfeszítéseinek sikeréhez. Az idényen kívüli vadászat engedélyezéséről szóló hatósági döntésnek a Vtv. 38/A § (2) bekezdés a) – e) pontjai szerint meg kell határoznia

- a) a vadfajt és az egyedek számát,
- b) a befogás vagy elejtés módját, eszközeit,
- c) azt a területet, amelyen a tevékenység gyakorolható,
- d) a tevékenység időtartamát, és
- e) a tevékenység vadászati hatóság általi ellenőrzésének módját.

Ezekon túlmenően, az engedélyes a tevékenység végrehajtásáról a vadászati hatóságnak, míg utóbbi a földművelésügyi miniszternek tartozik beszámolási kötelezettséggel, aki a természetvédelemért felelős miniszter útján – közösségi jelentőségű vadászható vadfaj – esetében két évente (derogációs) jelentést küld az Európai bizottság részére.

A Vtv. 30. § (1) bekezdése rendelkezik arról, hogy a vadat elejteni, elfogni, kizárólag a törvényben meghatározott módon szabad, egyúttal tiltja a mérge alkalmazását. Utóbbi tiltás alól ugyanezen jogszabályhely (2) bekezdése ad felmentést, azzal a kitételrel, hogy – közösségi jelentőségű vadászható vadfaj vonatkozásában a 38/A. § (1)–(3) bekezdésében foglaltak szerint – a mérgező hatású anyagok használatára vonatkozó külön jogszabályok figyelembevételével engedélyezhető szelektív mérge alkalmazása. A Vhr. 60. § (2) bekezdése szerint a szelektív hatású vegyszer abban az esetben használható többek között dolmányos varjú, szarka és szajkó elpusztítására, amennyiben az védett állatot nem veszélyeztet. Mivel mind a holló, mind pedig a vetési varjú védett, kézenfekvőbb a varjufélék gyérítését csapdázásra alapozottan végezni.

A Vtv. 67§ (3) kezdése a vad elfogását az e célra szolgáló hálóval, befogó karámmal, altató-, bénítólovédékes fegyverrel, valamint a vonatkozó közösségi rendeletben nem tiltott, illetve megengedett csapdázási módszerrel teszi lehetővé. A Madárvédelmi Irányelv 8. cikke és IV. melléklete alatt meghatározott tiltott befogási eszközöket és módszereket a Vtv. 68. § (1) bekezdésének f) és g) pontjai, valamint a Vtv. 71. § (2) bekezdésének f), g), j) l) és m) pontjai tartalmazzák. Előbbi jogszabályhelyek tiltják a hurok, a horog, a madárlép, valamint a működése, vagy felhasználása körülményei folytán nem szelektív háló alkalmazását. Az utóbbi rendelkezések szerint pedig a vadászat rendje megsértésének minősül a vad megtevesztésére szolgáló elektronikus akusztikai eszköz, vagy mesterséges anyag, valamint a vak és megcsonkított élő csali-állat, a tükör és más vakító eszköz, a mérgezett vagy altató csalétkék, továbbá a madarak tömeges, vagy nem szelektív befogását, vagy elpusztítását eredményező, illetve a fajok helyi eltűnését eredményező csapdázási eszköz, illetve eljárás és módszer.

Tekintettel az élő csali-állat gyakori alkalmazására meg kell említeni, hogy a Madárvédelmi Irányelv 6. cikk (1) bekezdésére alapozottan, a Vhr. 45. § (2) bekezdése nem engedi többek között a dolmányos varjú, a szarka és a szajkó élő vagy elpusztult, illetve elejtett egyedeinek és származékainak vagy könnyen felismerhető részeinek eladását, eladásra történő szállítást, eladásra történő tartását, valamint eladásra történő felkínálását sem.



### 2.2.2. Az állományszabályozás információsüksége

Az apróvadas vadászterületeken a predátorok (köztük a dúvadfajok) populációinak ismerete nélkülözhetetlen. A szőrmés és szárnyas ragadozók állományainak szabályozása, illetve a vadfajok és a velük együtt élő védett fajok védelme szükségessé teszi, hogy a vadgazda mindezekről információkat szerezzen. A vadfajok szaporodási időszakát megelőzően, illetve részben az alatt, a predátor fajok állományait úgy ismerhetjük meg és úgy szabályozhatjuk, ha ismerjük otthonaik helyét. A varjú-félék és a ragadozó madarak fészkei, illetve a róka és a borz kotorékai könnyen megtalálhatók és ellenőrizhetők.

A ragadozó madarak és varjúfélék – közöttük a dolmányos varjú – fészkefeldmérésével az adott évi fészkelő állomány nagysága és diszperziója viszonylag könnyen meghatározható. Segítségünkre van ebben az, hogy az említett fajok vagy korábbi fészkeket tataroznak ki költésükhöz, vagy még a fák kilombosodása előtt építik fészkeiket. A fészkekataszter, melyet évről-évre vezethet a hivatásos vadász (vagy vadászok), segít a könnyebb megtalálásban, illetőleg az új fészkek helyének rögzítésében. (A varjúfélék fészkeinek környékén elhelyezett LARSEN- vagy TROLLE-LJUNGBY L84 csapda alkalmazásával a dúvadgyéritést is hatékonyá lehet tenni. Példaként **(6. térkép)** a LAJTA Project fészkefeldméréseit mutatjuk be (FARAGÓ *et al.*, 2012 és aktualizálva).

A vadászterület (vizsgálati terület) térképén bejelölendő minden fészkek helye, s azok mindegyike sorszámot, illetve önálló kartont kap (természetesen napjainkban már a számítógépes nyilvántartás is szóba jön.). A kartonokra évről-évre fel kell jegyezni az a fészkekben található fajokat, az esetleges szaporulatot, a gyérités módját és eredményességét. Ha új fészkek készül az idők során, akkor azt új sorszámmal kell szerepeltetni. A kartonokra a mennyiségi adatokon túl szaporodásbiológiai és fenológiai adatok is rögzíthetők. A lakott fészkek számából és az abban észlelt egyedszámból az aktuális állomány nagyság, a szaporodási rátákból pedig a populáció változásának gyérités nélküli dinamikája is előremetszhető, s a szükséges mérvű beavatkozás is megtervezhető (FARAGÓ & NÁHLIK, 1997).

A dolmányos varjú (és más dúvad fajok) állomány nagyságának ismerete legalább olyan fontos az apróvaddal foglalkozó vadgazda számára, mint magának az ún. haszon vadnak az ismerete, hiszen anélkül és a velük való gazdálkodás híján munkájának hatékonysága alacsony fokú lesz.

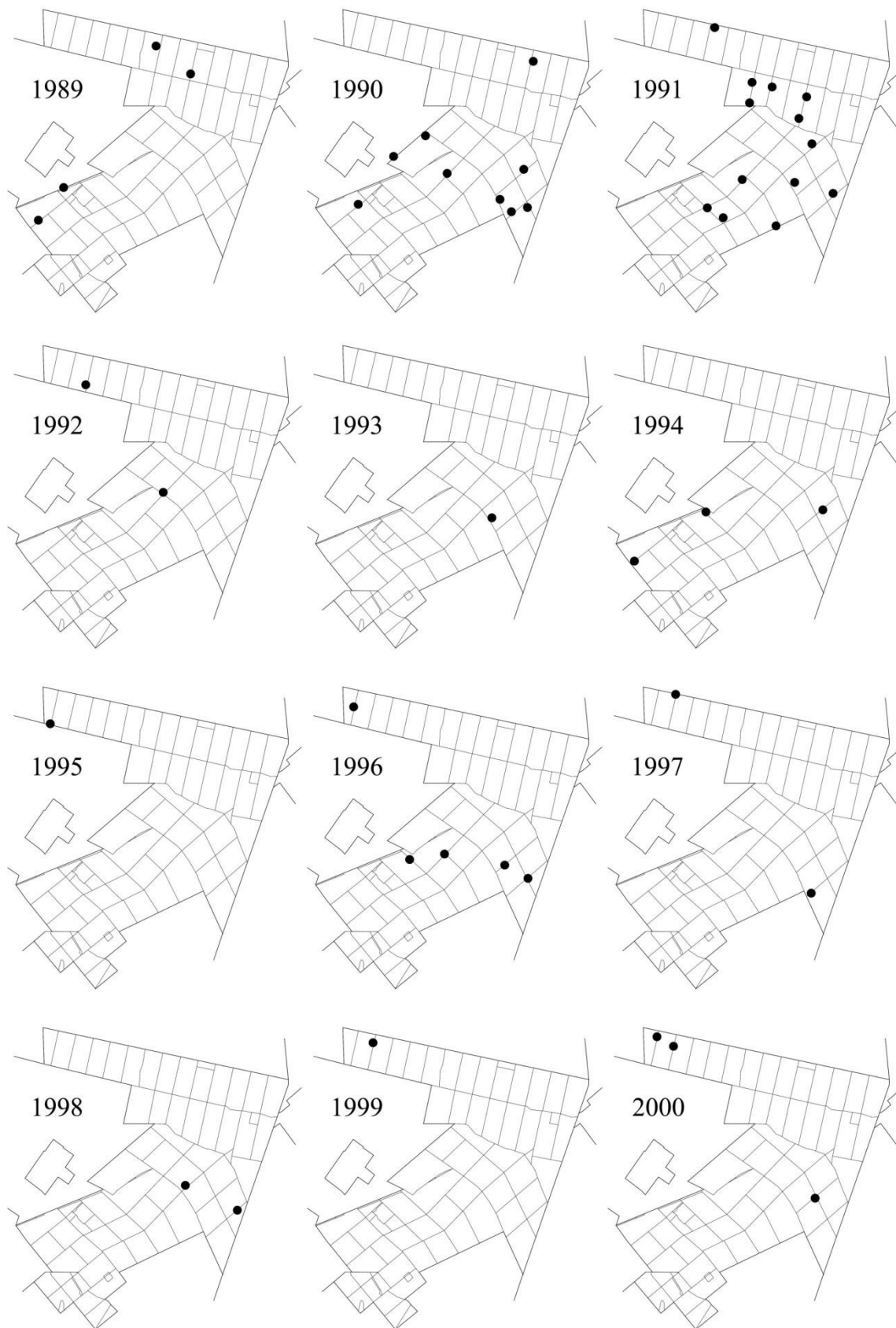
Jelentőség: Magas (8-10)

Hatékonyság: Magas (9)

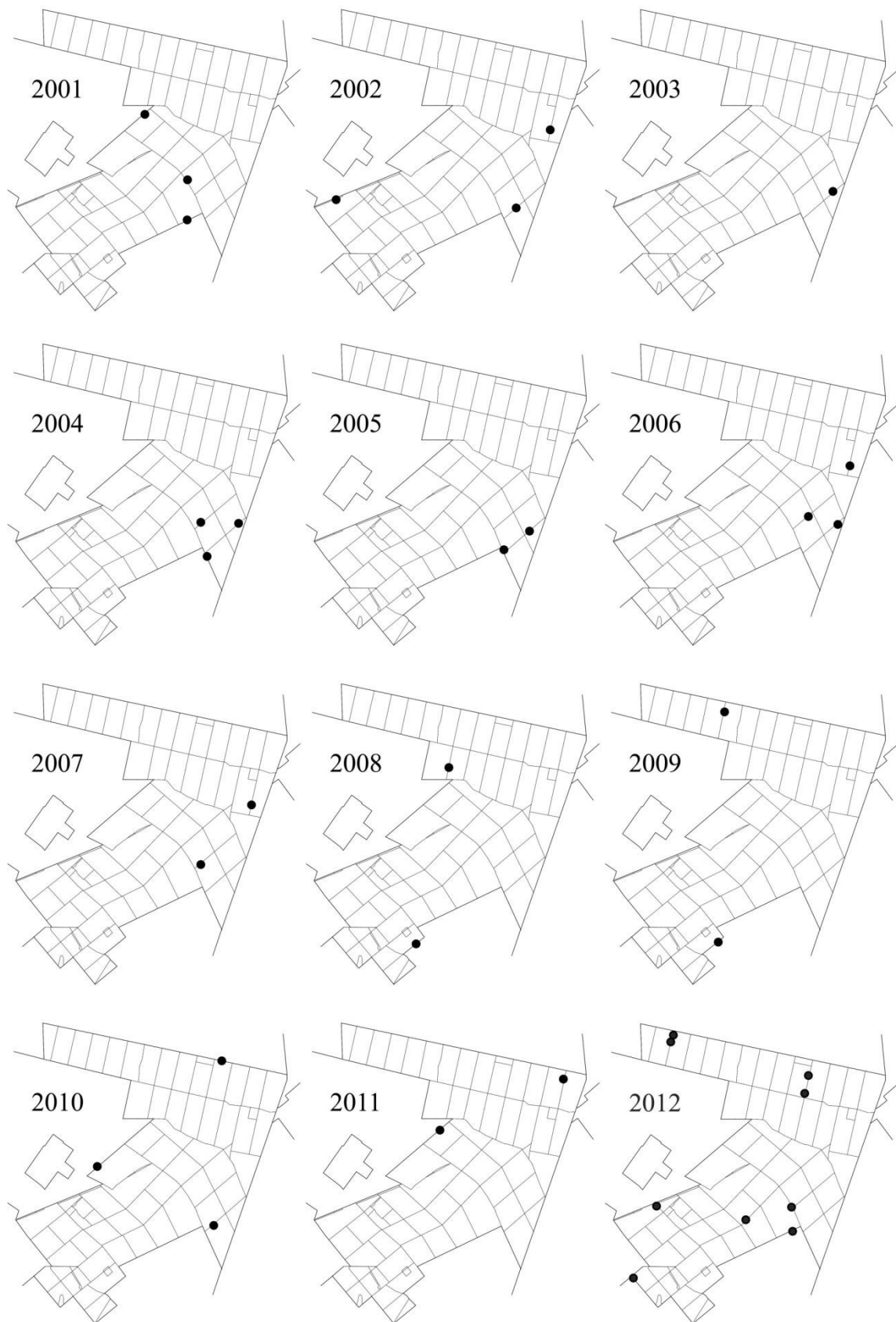
Ütemezés: folyamatos, de különösen s fészkelési időszak előtt és alatt

Felelős: Földművelésügyi Minisztérium, megyei Kormányhivatalok, OMVV, OMVK,

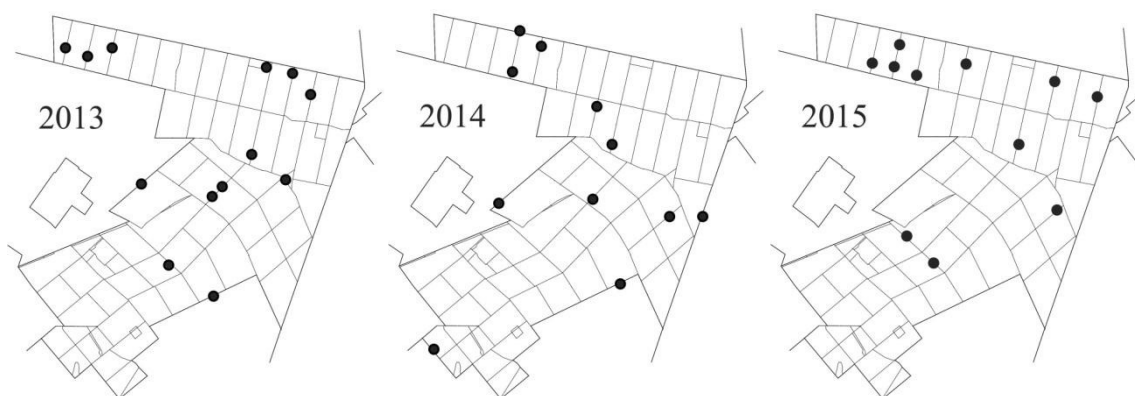
Együttműködők: Vadgazdálkodók, természetvédelmi hatóságok, Nemzeti Parkok



**6. térkép: A dolmányos varjú fészkek elhelyezkedése a LAJTA Projectben**  
Map 6: Distribution of Hooded Crow nests in the LAJTA Project



6. térkép (folyt.): A dolmányos varjú fészkek elhelyezkedése a LAJTA Projectben  
Map 6 cont.: Distribution of Hooded Crow nests in the LAJTA Project



### 6. térkép (folyt.): A dolmányos varjú fészkek elhelyezkedése a LAJTA Projectben

Map 6 cont.: Distribution of Hooded Crow nests in the LAJTA Project

#### 2.2.3. Az állományszabályozás ideje

A dolmányos varjú állományszabályozását a Vt. végrehajtási rendelete határozza meg. Július 1. – február 28(29). közötti időszakban gyéríthető (lőhető, csapdázható). A fészkelési időszak (mind a dolmányos varjú, mind a zsákmányolt madárfajok esetében) kizárása beláthatatlan következményekkel járna mind a vadgazdálkodás, mind a természetvédelem számára – a faj madárfészkekben okozott kártétele miatt –, de a vadászati rendelet, apróvadás vadászterületeken, az apróvad szaporodási időszakában, a vadászati hatóság külön engedélyéhez kötve lehetővé teszi gyérítését.

A jó gyakorlat (2. ábra) azt mutatja, hogy egész évben kell a szabályozást folytatni, de különösen az április-augusztus időszak a hatékony.

#### 2.2.4. Az állományszabályozás eszköztára

##### 2.2.4.1. Fegyveres szabályozás

A fegyveres szabályozás folytatható egész évben, de egyes időszakokban az eltérő módszerek hatékonysága eltérő, illetve kizárólagos lehet.

A fészkekről történő ugrasztás értelemszerűen a fészkelési időszakra összpontosít. Dögön történő vadászat mindenkor, de különösen a táplálékban szegényebb időszakokban hatékony. Ugyanez mondható el a műhuval való vadászatról is. Utóbbi inkább a kóborlás időszakában lehet eredményes. Rendkívül fontos a hivatásos (és sport) vadászok esetében a lőjellel való elszámolás, annak nyilvántartása. A dolmányos varjú szabályozás lőjelek utáni premizálása (lőszer, vagy pénz) a hajlandóságot erősíti, és a hatékonyságot növeli.

Jelentőség: Magas (8-10)

Hatékonyság: Magas (8–10)

Ütemezés: Egész évben

Felelős: megyei vadászati hatóságok

Együttműködők: OMVV területi szervezetei, vadgazdálkodók, nemzeti parkok

#### 2.2.4.2. Élve fogó csapdázás

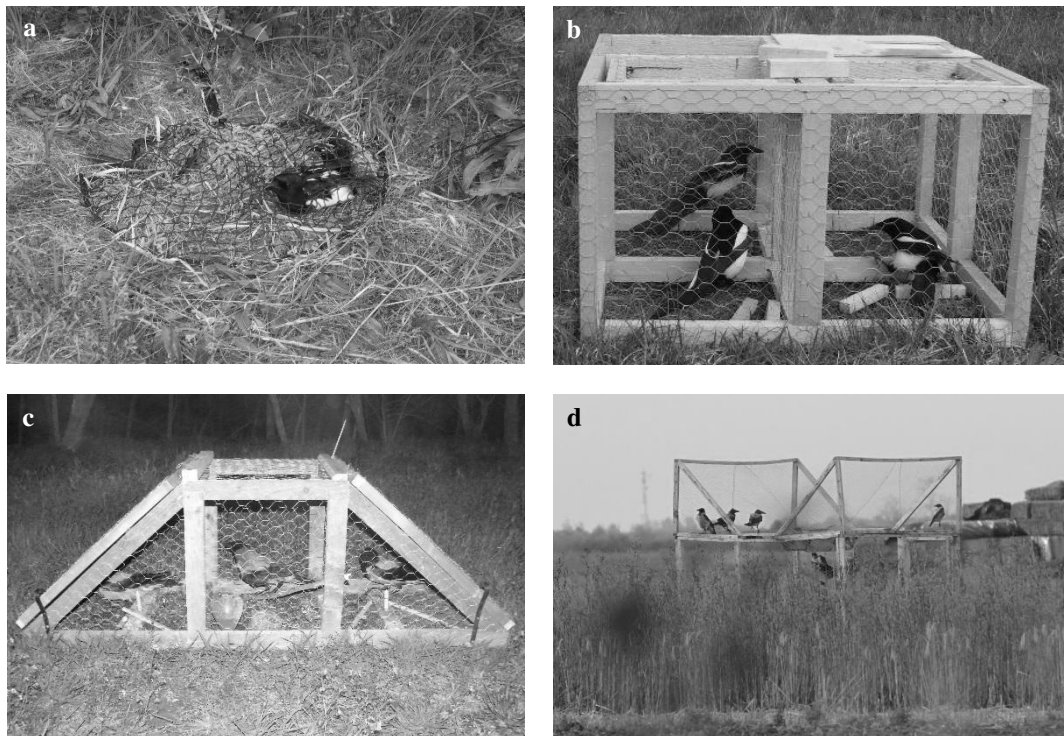
A varjúfélék, elsősorban a szarka, a dolmányos varjú (és Nyugat-Európában a kormos varjú) csapdázása általánosan elterjedt vadgazdálkodási és természetvédelmi gyakorlat, amelyet Európa mindegyik vadászati kultúrkörébe tartozó területen alkalmaznak. Eredményességét több szerző pl. STUBBE (1977) TAPPER *et al.* (1991), TAPPER *et al.* (1996), FARAGÓ (1997), ADVISORY SERVICE OF GAME CONSERVANCY LTD (2005), WESTERKAMP (2006), SAULNIER (2008), HAJAS (2009) és KARLSSON (2009) is említi.

A **4. ábrán** láthatók azok az eszközök, amelyekkel szarka (valamint a dolmányos varjú) eredményesen csapdázható.

A kandli elsősorban a csalimadár fogás, míg a 4.2 képen bemutatott LARSEN csapda (HAJAS, 2007, 2011) és a svéd TROLLE-LJUNGBY L84 csapda (HAJAS, 2012) a tavasszal territóriumot foglaló és párba állt szarkák, illetve varjak gyérítésének eszközei.

A létrás csapda (STUBBE, 1977; BUB, 1995) optimális használati időszaka nyár közepétől tél végéig tart, azonban elsősorban a dolmányos varjú csapdázásának elengedhetetlen berendezése.

A kandli kivételével mind a LARSEN- és a TROLLE-LJUNGBY L84, mind pedig a létrás csapdához élő csalimadár használatára van szükség.



**4. ábra: Varjúcsapdák: a. Kandli (Fotó: NAGY B.), b. LARSEN csapda (Fotó: HAJAS P.P.), c. TROLLE-LJUNGBY L84 svéd csapda (Fotó: TÖRÖK P.), d. Létrás csapda (Fotó: HAJAS P.P.)**

*Figure 4: Crow traps: a. Bow net (Photo: B. NAGY), b. Larsen trap (Photo: P.P. HAJAS), c. TROLLE-LJUNGBY L84 swedish trap (Photo: P. TÖRÖK), d. Ladder trap (Photo: P.P. HAJAS)*

Szabadterületen csalimadarat legkönnyebben kandlival lehet befogni, amelyet a szarkák és a dolmányos varjak kedvelt beülőfái közelében célszerű elhelyezni – kellő gondosságu álcázást követően. A csali lehet mesterséges fészkekben elhelyezett tojás (lehetőleg galamb, vagy fácán), dög, de akár kenyér is. A kialakított fészkekből egy tojást lehetőleg össze kell törni, hogy az már prédálnak tűnjön, ezáltal is növelve a megfogni kívánt szarka, vagy dolmányos varjú érdeklődését.

A csalimadarak számára kellő takarást, ülő rudat, valamint tiszta vizet és állati fehérjében dús takarmányt kell biztosítani. Az állatjóléti szempontokon túlmenően, a hatékonyság szempontjából is fontos, hogy a csalimadarak kondíciója jó legyen, ugyanis a leromlott állapotú „betolakodó” nem jelent kihívást a territóriumát védő pár számára. Esős időszak során a csalimadarakat a számukra kialakított, nagyobb mozgást és szárítkozást lehetővé tévő röpdében kell tárolni, amely szolgálhat a befogott madarak egy részének átteleltetésére is, hogy könnyebben lehessen megkezdeni a rákövetkező év tavaszán induló csapdázási kampányt. Egy röpdében csak egy fajhoz tartozó csalimadarakat szabad tárolni. A dolmányos varjú leghatékonyabb csapdázási időszaka április 15. és május 31. közötti, amikor fiókákat nevelő felnőtt madarak sokkal érzékenyebben reagálnak a fészkek közelében megjelenő idegen fajtársra és a mellette elhelyezett élelemre. Amennyiben a társfészkelő fajok számára fontos a fészkek rendbetétele, a szaporodási időszak elején még nem, csak a költési időszak kezdetével szabad a csapdázást megkezdeni. Általában a tojókat sikerül elsőként megfogni, amelyekkel a csalimadarat kicserélve a párjuk is megfogható.

Az élő csali mellett a fent leírt okokból a fogórekeszekben egy-egy tojást, vagy más táplálékforrást kell elhelyezni. Amint a territoriális pár egyedeit a fészkek közelében elhelyezett csapdával sikerült megfogni, azt tovább lehet mozgatni.

Létrás, vagy varsás csapdát szarka befogására a nyár közepétől tél végéig terjedő időszakban legfeljebb nagyvárosok, vagy személtlerakók környékén érdemes használni, ahol a nagy mennyiségben gyülekező madarak egyidejű befogásával megkönnyíthető a következő tavaszi szezon munkája.

A varjúfélék csapdázására használt eszközöket a tanulás és a csapdához való hozzászokás elkerülése érdekében lehetőleg a madarak aktív időszakán kívül, kora hajnalban, vagy az esti órákban kell telepíteni és ellenőrizni, ez különösen a dolmányos varjú esetében fontos. Kötelező a napi rendszerességgel történő ellenőrzés!

A csapdákkal megfogott nem célfajok egyedeit, eltérő módon rendelkező engedély hiányában a befogás helyén, az észlelést követően haladéktalanul szabadon kell engedni. A megfogott szarkákat és dolmányos varjakat kíméletesen és gyorsan kell elpusztítani.

Jelentőség: Magas (9-10)

Hatékonyság: Magas (9-10)

Ütemezés: évente március 1. és május 31. között

Felelős: FM Erdészeti és Vadgazdálkodási Főosztály, megyei vadászati hatóságok

Együttműködők: vadgazdálkodók, Országos Magyar Vadászati Védegylet

#### **2.2.4.3. Kémiai szabályozás lehetőségei és korlátai**

A varjúfélék szabályozásánál/gyérítésénél meg kell említenünk az F-1 és F-2 néven, korábban Fácánkerten előállított, varjú-félékre szelektív szerrel (hatóanyaga 3-kloro++-4-metilánilin-hidroklorid) preparált tojások alkalmazását (KALOTÁS & NIKODÉMUSZ, 1982). Rendkívül hatékony módszer volt. Alkalmazása során kizárták azokat a területeket, ahol a holló (*Corvus corax*) fészkel. Mivel a holló elterjedése – nem utolsósorban a jelentősen megnövekedett nagyvad állomány vadászata során keletkezett és a vadászterületeken hagyott zsigerek fogyasztása következtében – jelentősen megnőtt, egyre szűkebb volt felhasználhatóságának közege. Emellett hatékonyságának túlzott eredményessége okán, a drámain lecsökkent állományú, ezért 2000-ben védetté váló fészkelő vetési varjú (*Corvus frugilegus*) elvárt kímélete miatt, a szer használatát előbb fel kellett függeszteni, külön engedélyhez kellett kötni, majd betiltásra került. Más módszer a kémiai szabályozásra nem ismert, így ezt a szabályozási lehetőséget – említett okok miatt – a jövőben nem lehet számításba venni.

Jelentőség: Magas (8-10) – de tiltott alkalmazás!

Hatékonyaság: Magas (8-10) – de tiltott alkalmazás!

### 2.2.5. A szabályozás természetvédelmi vonatkozásai

A dolmányos varjú állomány szabályozásának – mint láttuk – egyik leghatékonyabb eszköze a fészkelő állomány alacsony szinten tartása. Ennek végzése során messzemenően figyelembe kell venni a természetvédelem érdekeit. A dolmányos varjú potenciális „szálláscsinálója” védett, olykor ritka ragadozó madaraknak (pl. kékvércse, kerecsensólyom, vörös vércse, erdei fülesbagoly stb.). Ezért a fészeknél történő tevékenységnél fokozottan kell figyelni annak időbeli lehetőségeire. Csak a fészektatarozás, vagy megrakás után történjen meg a dolmányos varjú pár eltávolítása.

A fészekről való ugrasztás során győződjön meg a vadász, hogy valóban dolmányos varjú lakja a fészket és nem történt meg időközben gazdacseré, azaz védett faj fészkefoglalása, ezáltal megelőzhető a tévedésen alapuló törvénysértés

Jelen körülmények között – tekintettel a holló (*Corvus corax*) széleskörű elterjedésére, a 3–kloro–4–metilanilin–hidroklorid hatóanyaggal preparált – varjúfélékre szelektív – tojások alkalmazása a jövőben sem engedélyezhető.

Jelentőség: Magas (8-10)

Hatékonyaság: Közepes (6)

Ütemezés: folyamatos

Felelős: megyei vadászati és természetvédelmi hatóságok

Együttműködők: OMVV és területi szervezetei, vadgazdálkodók, OMVK és területi szervezetei, nemzeti parkok

### 2.2.6. Tanácsadás vadgazdálkodók számára

Minden lehetséges módon (különösen a hivatásos vadász továbbképzéseken) meg kell ismertetni a gazdálkodókkal a dolmányos varjú (általában a dúvad fajok) tényleges vadgazdálkodási jelentőségét, predációs súlyát.

Jelentőség: Magas (8-10)

Hatékonyaság: Közepes (6)

Ütemezés: Költési és fiókanevelési időszak előtt, évente ismételve

Felelős: megyei vadászati hatóságok

Együttműködők: vadgazdálkodók, Országos Magyar Vadász Kamara

### 2.2.7. Oktatás és továbbképzés

A dolmányos varjú szabályozására vonatkozó ismeretek oktatása és annak folyamatos aktualizálása fontos az alap-, közép- és felsőfokú vadgazdálkodási (és természetvédelmi) szakemberképzésben. Az oktatást végző intézmények tananyagai, tankönyvei és jegyzetei tartalmazzák a predátor gazdálkodás elméleti és gyakorlati ismeretanyagát. A vadgazdálkodási szakemberek rendszeres továbbképzései során ugyancsak ismertetni kell szabályozás célkitűzéseit, módszereit és eredményeit.

Jelentőség: Magas (8-10)

Hatékonyaság: Közepes (6)

Ütemezés: Folyamatosan

Felelős: OMVV, OMVK országos és megyei területi szervezetei, NyME-EMK Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet

Együttműködő: szakirányú képzést folytató alap-, közép- és felsőfokú oktatási intézmények

### **2.2.8. Kutatás és monitoring**

A kutatásnak a faj hazai jobb megismerését szolgáló célt kell szolgálnia. Ezek főbb elemei a következők:

- Populáció diszperziója, szaporodási viszonyai
- Táplálkozása megváltozott körülmények között
- Élőhely-monitoring (fészkelőhely, táplálkozóhely)
- A vadászati nyomás vizsgálata
- Csapdázási eredményesség elemzése

Jelentőség: Magas (8-10)

Hatékonyság: Közepes (6-7)

Ütemezés: Folyamatosan

Felelős: NymE EMK Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet

Együttműködő: más felsőoktatási intézmények, vadgazdálkodók

### **2.2.9. Kommunikáció és nyilvánosság**

#### ***2.2.9.1. Kommunikáció az érintett hatóságokkal***

A predátor (benne a dolmányos varjú) állományok szabályozásának hatékonysága érdekében a vadgazdálkodóknak jó kapcsolatokat kell kialakítani valamennyi, annak sikerességét elősegítő hatósággal:

- megyei vadászati hatóságok
- FM Erdészeti és Vadgazdálkodási Főosztály
- NÉBIH
- természetvédelemért felelős hatóságok
- Területileg illetékes rendőrkapitányságok és ügyészségek

Jelentőség: Magas (8-10)

Hatékonyság: Jó (8)

Ütemezés: Folyamatosan

Felelős: FM Erdészeti és Vadgazdálkodási Főosztály

Együttműködők: vadgazdálkodók, Országos Magyar Vadász Kamara, Országos Magyar Vadászati Védegylet

#### ***2.2.9.2. Kommunikáció a nagyközönséggel***

Kellő rendszerességgel tájékoztatni kell a nagyközönséget a dúvadszabályozás szükségességéről és helyzetéről.

Különösen fontos a nagyközönséggel megismertetni az írott és elektronikus médián keresztül a dúvadszabályozás szerepét, fontosságát és szabályozottságát. A kommunikáció súlyát növeli annak állatvédelmi vonzatai miatt. Kiemelt jelentősége van a helyi sajtón, információs anyagokon, plakátokon keresztüli tájékoztatásnak.



Jelentőség: Magas (8)

Hatékonyság: Közepes (6)

Ütemezés: Aktualitások figyelembe vételével, évente ismételve

Felelős: Földművelésügyi Minisztérium, megyei Kormányhivatalok, OMVV, OMVK, NyME-EK Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet

### **2.2.10. Felülvizsgálat**

A Dolmányos Varjú Kezelési Terv megvalósítását évente áttekinti az Országos Vadgazdálkodási Tanács, és állásfoglalása alapján értékeli az FM Erdészeti és Vadgazdálkodási Főosztálya, amely azután – ha a szükség úgy kívánja – meghozza a szükséges intézkedéseket.

## **3. ÖSSZEFOGLALÁS**

### **3.1. ÁLLOMÁNYSZABÁLYOZÁSI HELYZET**

A 2000-es évek első évtizedében 51 000-84 000 párban adták meg a hazai fészkelő szarkapopulációt (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008). A korábban ennél feltételezhetően lényegesen magasabb állomány elsősorban a kémiai szerekkel történő szabályozás hatására csökkent le. Napjainkban 20 ezer példányos terítéke az apróvadgazdálkodási célok teljesítéséhez nem elégséges.

### **3.2. KEZELÉSI PRIORITÁS**

A dolmányos varjú, mint a szárnyasvadfajok egyik legfontosabb fészekpredátora, a vadgazdálkodási intézkedések tekintetében a magas prioritást érdemel.

### **3.3. CÉLOK**

Rövidtávon, a jelenlegi dolmányos varjú populációk csökkentése a hazai elterjedési terület egészén, különösen a Duna-Tisza közén és a Tiszántúlon. Közép- és hosszútávon, olyan dúvadszabályozási programok megvalósítását kell szorgalmazni, amelyek lehetővé teszik a populációk egyedszámának csökkentését és alacsony szinten tartását.

### **3.4. ÁTFOGÓ KEZELÉSI POLITIKA**

Prioritás kell, hogy legyen a dúvadszabályozás – lelövésével és csapdázással.

### **3.5. CSELEKVÉSI TERV**

#### **1. Élőhely-gazdálkodás**

C1.1. A dúvad-gazdálkodást kiemelten kell kezelni, és az éves tervekben rögzíteni kell előírásait. A hatósági munka során érvényt kell szerezni betartásuknak.

Nagy jelentőségű, hatékony. Felelős szervezet: megyei vadászati hatóságok, OMVV megyei szervezetei

## 2. Politika és jogalkotás

C.2.1. Biztosítani kell a csapdázás és a szelektív gyérítési eljárások jogi és gazdasági feltételeit.

Nagy jelentőségű, hatékony. Felelős szervezet: FM Erdészeti és vadgazdálkodási Főosztály

## 3. Tanácsadás, oktatás

C3.1. Minden lehetséges módon (különösen a hivatásos vadász továbbképzéseken) meg kell ismertetni a gazdálkodókkal a dolmányos varjú (általában a dúvad fajok) tényleges vadgazdálkodási jelentőségét, predációs súlyát, szabályozásának jogi lehetőségét, technikai eszköztárát és a jó gyakorlatot.

Nagy fontosságú, nagy hatékonyságú. Felelős: OMVV, OMVK országos és megyei területi szervezetei, NyME-EMK Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet.

## 4. Kutatás és monitoring

A kutatás során az alábbi prioritásokat kell szem előtt tartani:

C.4.1. Populáció diszperziója, szaporodási viszonyai

C.4.2 Táplálkozása megváltozott körülmények között

C.4.3. Élőhely-monitoring (fészkelőhely, táplálkozóhely)

C.4.4. A vadászati nyomás vizsgálata

C.4.5. Csapdázási eredményesség elemzése

Nagy fontosságú, közepes hatékonyságú. Felelős: Földművelésügyi Minisztérium, megyei vadászati hatóságok, NymE-EMK Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, SZIE Vadvilág Megőrzési Intézet

## 5. Kommunikáció és nyilvánosság

C.5.1. A dúvadgazdálkodás hatékonysága és elfogadtatása érdekében a vadgazdálkodásnak jó kapcsolatokat kell kialakítani valamennyi hatósággal.

Nagy jelentőségű, nagy hatékonyságú. Felelős: FM, Kormányhivatalok

C.5.2. Kellő rendszerességgel tájékoztatni kell a nagyközönséget a dúvadgazdálkodás fontosságáról, helyzetéről.

Nagy fontosságú, közepes hatékonyságú. Felelős: megyei vadászati hatóságok, OMVV, OMVK, NymE-EMK Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, SZIE Vadvilág Megőrzési Intézet

## IRODALOMJEGYZÉK

BANKOVICS A. & VADÁSZ CS. (2009): Dolmányos varjú – *Corvus cornix* Linnaeus, 1758. – Kormos varjú – *Corvus corone* Linnaeus, 1758. 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. pp. 580–581.

BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (2000): *European bird population: estimates and trends*. Cambridge, UK: BirdLife International, BirdLife Conservation Series 10. 160 p.

BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): *Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status*. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 12.). 374 p.

BUB, H. (1995). *Bird Trapping & Bird Banding: A handbook for trapping methods all over the world*. Ithaca, New York: Cornell University Press.

- CSABA, J. (1963): Das Vorkommen der Rabenkrähe (*Corvus corone* L.) und ihrer Bastarde in West-Ungarn. *Savaria* **1**: 39–48.
- CSÁNYI S. (szerk.) (1999): *Vadgazdálkodási Adattár, 1994-1998*. Gödöllő, Országos Vadgazdálkodási Adattár.
- CSÁNYI S. (szerk.) (2001): *Vadgazdálkodási Adattár – 2000/2001. vadászati év*. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő.
- CSÁNYI S. (szerk.) (2005): *Vadgazdálkodási Adattár – 2004/2005. vadászati év*. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő.
- CSÁNYI S. (2015) (szerk.): *A 2014/2015. vadászati év vadgazdálkodási eredményei valamint a 2015. tavaszi vadállomány-beclsési adatok és vadgazdálkodási tervek*. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő. 152 p.
- CSÁNYI S., LEHOCZKY R. & SONKOLY K. (szerk.) (2005): *Vadgazdálkodási Adattár – 2005/2006. vadászati év*. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő. 64 p.
- CSÁNYI S., LEHOCZKY R. & SONKOLY K. (szerk.) (2008): *Vadgazdálkodási Adattár – 2007/2008. vadászati év*. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő. 64 p.
- CSÁNYI S., LEHOCZKY R. & SONKOLY K. (szerk.) (2010): *Vadgazdálkodási Adattár – 2009/2010. vadászati év*. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő. 56 p.
- CSÁNYI S., LEHOCZKY R. & SONKOLY K. (szerk.) (2012a): *Vadgazdálkodási Adattár – 2010/2011. vadászati év*. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő. 52 p.
- CSÁNYI S., LEHOCZKY R. & SONKOLY K. (szerk.) (2012b): *Vadgazdálkodási Adattár – 2011/2012. vadászati év*. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő. 52 p.
- CSÁNYI S., TÓTH K. & SCHALLY G. (szerk.) (2012c): *Vadgazdálkodási Adattár – 2012/2013. vadászati év*. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő. 52 p.
- CSÁNYI S., TÓTH K., KOVÁCS I. & SCHALLY G. (szerk.) (2014): *Vadgazdálkodási Adattár – 2013/2014. vadászati év*. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő. 48 p.
- CSIKI E. (1914): Biztos adatok madaraink táplálkozásáról – Kilencedik közlemény. 58. *Corvus cornix* L. *Aquila* **21**: 210–221.
- DECKERT, G. (1980): Siedlungsdichte und Nahrungssuche bei Elster, *Pica p. pica* (L.) und Nebelkrähe, *Corvus corone cornix*. *Beiträge zur Vogelkunde* **26** (6): 305–334.
- FARAGÓ S. (1991): Vizsgálatok a szárnyasvad állati eredetű táplálékbázisáról mezőgazdasági környezetben Magyarországon. I. A szárnyasvad tápláléka, a táplálékbázis-vizsgálatok anyaga és módszere. *EFE Tudományos Közleményei* 1989(2): 153–192.
- FARAGÓ S. (2001a): Adatok a magyarországi mezei szárnyasvad fajok fészekalj nagyságaihoz és tojásméreteihez. *Magyar Ápróvad Közlemények* **6**: 113–132.
- FARAGÓ S. (2001b): Mezei szárnyasvad fajok vonulása Magyarországon, jelölt madarak megkerülése alapján. *Magyar Ápróvad Közlemények* **6**: 133–161.
- FARAGÓ S. (2006): Varjúfélék vadászata. In: FARAGÓ S. (szerk.): *Magyar Vadász Enciklopédia*. Totem Kiadó, Budapest. pp. 519–520.
- FARAGÓ S. (2015): *Vadászati állattan*. Negyedik, átdolgozott kiadás. Mezőgazda Kiadó Budapest.
- FARAGÓ S., JÁNOSKA F., DITTRICH G. & GICZI F. (2012): Varjúfélék (*Corvidae*) állomány- és teríték monitoringja a LAJTA Projectben. In: FARAGÓ S. (szerk.): *A LAJTA Project. Egy tartamos mezei vad és ökoszisztéma vizsgálat 20 éve*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. pp. 353–363.
- FARAGÓ S. & NÁHLIK A. (1997): *A vadállomány szabályozása. A fenntartható vadgazdálkodás populációökológiai alapjai*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. 315 p.
- FERIANC, O. (1979): *Vtáky Slovenska 2*. Vyd. Slov. Akad. Vied, Bratislava.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K.M. (1993): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 13/III. Passeriformes (4. Teil Corvidae – Sturnidae). Aula Verlag, Wiesbaden.
- HAJAS P.P. (2007): Csapdázással a Fogoly Repatriációs Program sikeréért. *Nimród Vadászujság* **95** (11): 21.
- HAJAS P.P. (2009). Az élvefogó csapdák alkalmazásának tapasztalatai a szörmés és szárnyas kártevők korlátozásában. In: NAGY, E. (szerk.): *Vadgazdálkodásunk fejlesztésének lehetőségei. A vadgazdálkodás időszerű kérdései* **9**. pp. 59–64.
- HAJAS P.P. (2011): Oldalajtós Larsen-csapda. *Magyar Vadászlap* **20** (4): 267.

- Hajas P.P. (2012): A Larsen-csapda északi változata: Trolle-Ljungby L84. *Magyar Vadászlap* **21**(5): 316.
- Harrison, C. (1975): *Jungvögel, Eier und Nester aller Vögel Europas, Nordafrikas und des Mittleren Ostens*. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- Houston, D. (1997): Carrion Crow. In: Hagemeljer, W.J.M. & Blair, M.J. (szerk.) (1997): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their distribution and abundance*. T and D Poyser, London
- Hudec, K. (szerk.) (1983): *Ptáci – Aves III/2*. Fauna Csr. Academia, Praha.
- Jonsson, L. (1993): *Birds of Europe with North-Africa and Middle East*. C. Helm Publisher Ltd/A. & C. Black Publisher Ltd. London.
- Kalotás Zs. (1988): Adatok a dolmányos varjú (*Corvus corone cornix* L.) és a szarka (*Pica pica*) magyarországi állományviszonyaihoz. *Aquila* **95**: 162–170.
- Kalotás, Zs. & Nikodémusz, E. (1982): Controlling magpies (*Pica pica*) and hooded crow (*Corvus cornix*) with 3-chloro-4-methylaniline-HCl using egg-baits. *Zeitschrift für Angewandte Zoologie* **69** (3): 275–281.
- Karlsson, B. (2009). *Fångst av kråkfåglar*. Svenska jägareförbundets Förlag, Stockholm
- Keve A. (1960): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium*
- Keve, A. (1972): Systematische Studien über die Corviden des Karpatenbeckens, nebst einer Revision ihrer Rassenkreise. IV. *Corvus cornix* L. *Vertebrata Hungarica* **13**: 105–162.
- Keve A. (1984): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 100 p.
- Kosaras Z. (1986): *A dolmányos varjú (Corvus cornix) és a szarka (Pica pica) gazdasági jelentősége és állományapasztásának lehetőségei*. Diplomamunka, Erdészeti és Faipari Egyetem, Vadgazdálkodási Tanszék, Sopron. 51 p.
- Madge, S. (2016a): Carrion crow (*Corvus corone*). In: Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D. A. & de Juana, E. (szerk.): *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. (retrieved from <http://www.hbw.com/node/60794> on 22 June 2016)
- Madge, S. (2016b): Hooded crow (*Corvus cornix*). In: Del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D. A. & de Juana, E. (szerk.): *Handbook of the Birds of the World Alive*. Lynx Edicions, Barcelona. (retrieved from <http://www.hbw.com/node/60795> on 22 June 2016)
- Magyar G., Hadarics T., Waliczky Z., Schmidt A. & Bankovics A. (1998): *Nomenclator Avium Hungariae. Magyarország madarainak névjegyzéke*. Madártani Intézet – MME – Winter Fair, Budapest-Szeged. 202 p.
- Makatsch, W. (1976): *Die Eier der Vögel Europas*. Band 2. Neumann Verlag, Leipzig-Radebeul.
- Melde, M. (1984): *Raben- und Nebelkrähe Corvus corone*. Neue Brehm Bücherei. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt. 2. Auflage
- MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae. An annotated list of the birds of Hungary*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest. 278 p.
- Potts, G.R. (1986): *The Partridge. Pesticides, Predation and Conservation*. Collins, London. 274 p.
- Saulnier, J.C. (2008). *L'incontournable du piégeur*. Le Mesnil le Roi: Editions Chasse-Sports.
- Sterbetz, I. (1968): A magyarországi szürkevarjak táplálkozásának újabb értékelése. *Aquila* **75**: 151–157.
- Tapper, S., Swan, M. & Reynolds, J. (1991): Larsen Traps: A survey of members' results. *The Game Conservancy Review of 1990*, Vol. **22**., pp. 82–86.
- Tucker, G.M. & Heath, M.F. (1994): *Birds in Europe: their conservation status*. Cambridge, U.K. *BirdLife Conservation Series* 3.
- Westerkamp, A. (2006). *Fangjagd*. Franckh-Kosmos Verlags GmbH & Co. KG. Czech Republic.

## A SZARKA (*Pica pica*) KEZELÉSI TERVE MAGYARORSZÁGON

**Faragó Sándor, Kovács Gyula & Hajas Péter Pál**

Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet  
University of Sopron, Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology  
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs u. 4., Hungary  
email: farago.sandor@uni-sopron.hu; gyuszkovar@yahoo.com; pphajas@gmail.com

FARAGÓ S., KOVÁCS GY. & HAJAS P.P.: MANAGEMENT PLAN FOR MAGPIE (*Pica pica*) IN HUNGARY. *Hungarian Small Game Bulletin* 13: 49–81. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2017.049>

### 1. A SZARKA (*Pica pica*) BIOLÓGIÁJA ÉS ÖKOLÓGIÁJA, A KEZELÉSI GYAKORLAT ÉRTÉKELÉSE

#### 1.1. BEVEZETÉS

Európában stabil (S) állományú faj (TUCKER & HEATH, 1994, BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004). A Berni Egyezmény III. Mellékletében és az EU Madárvédelmi Irányelvek II/2 Mellékletében található. A szarka korábban egész évben vadászható volt Magyarországon, amit az EU madárvédelmi irányelv – fészkelő populáció védelme – alapján július 1. – február 28(29). közti időszakra kellett módosítani. E változás következményei beláthatatlanok lennének mind a vadgazdálkodás, mind a természetvédelem számára – a faj madárfészkekben okozott kártétele miatt –, de a vadászati rendelet, apróvadás vadászterületeken, az apróvad szaporodási időszakában, a vadászati hatóság külön engedélyéhez kötve lehetővé teszi gyérítését. Mivel fészke a később érkező kék vércse (*Falco vespertinus*) és a másodköltést folytató erdei fülesbagoly (*Asio otus*) számára igen fontos, célszerű a gyérítését a fészkepépítés, vagy tatarozás után megkezdeni. Így a védett madarak is fészkelő helyhez jutnak és a vadászható fajok fészkeinek kifosztása is megelőzhető. Természetvédelmi szempontból is indokolt állományának alacsony sűrűségben való tartása.

Még a dolmányos varjúnál is nagyobb fészkekrabló, ezért évszázadok óta pusztítják. Az ismertetésre kerülő táplálkozási vizsgálatok alapján e megítélése eltúlzott, viszont az is igaz, hogy a tojásfogyasztás nehezen mutatható ki a gyomortartalomból. A szárnyas apróvad, különösen a fogoly természetes populációinak fenntartása magas szarkasűrűség mellett nagy nehézségekbe ütközik (POTTS, 1986). Ez a szerepe nem tudatosult a vadgazdákban, amit igazol a folyamatosan csökkenő teríték. Mivel a korábban használt preparált tojások felvétele után az elpusztult szarkák tetemeinek egy része elveszett, bizonyos, hogy az eltávolított egyedek száma a statisztikákban a korábban közölnél is jóval magasabb volt.

#### 1.2. ÖKOLÓGIA

##### 1.2.1. Élőhelyi feltételek

Élőhelyét tekintve inkább a nyílt vidékeket kedveli, de ugyanakkor a változatosságot is igényli. A kultúra elősegítette terjedését. Tipikus élőhelyei a ligetekkel, fasorokkal, erdősávokkal, fa- és bokorcsoportokkal tagolt rétek-legelők, szántóterületek, nem hiányzik

azonban az árterekről, a víz menti galériaerdőkből, nagyobb parkokból, olykor a nádasokból sem. Azt, hogy emberi településektől viszonylag távol él Európában – szemben az ázsiai vagy amerikai megfigyelésekkel – már emberi hatásnak (vadászati gyérítés) tulajdoníthatjuk. Csak a nagyvárosokban – pl. Budapesten – figyelhető meg fokozódó urbanizációja, amely a gyérítés elmaradása mellett az egészséves bőséges (hulladék) táplálékkínálatra is visszavezethető. Budapesten nem ritka a téli időszakban az éjszakázni behúzódó több százas szarkacsapat (KALOTÁS szem. közl. in FARAGÓ, 2015).

### 1.2.2. Szaporodás

**Ivarérettség:** Habár a fiatalok már születésük évének októberében párba állhatnak, költésük első, második, olykor csak harmadik éves korukban történik. A későbbi költéskezdés inkább a hímekre jellemző (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER, 1993).

**Ivari kapcsolata:** A szarka monogám állat, a tartós párkapcsolat jellemzi. A madarak már a tél folyamán egyre több időt töltenek egymással, és anélkül, hogy különösebb viselkedésmintát mutatnának, megtörténik a párba állás. Ezt követően a pár kijelöli a territóriumot, megszemléli a potenciális fészkelő helyeket, egymástól elválaszthatatlanoknak tűnnek. Mégis, ha valamelyik példány elpusztul (pl. kilövik), a túlélő gyakran még ugyanazon a napon új párt talál magának. A tojó már január végén megkezdheti a kéregetést azzal, hogy lábát megroggyantja, szárnyait leengedi, és evezőit remegteti. Ez a feltűnő és hangos kéregetés egészen a tojásrakásig eltarthat. Erre a jelre a hím vagy a fészkekben, vagy annak környékén – esetleg a talajon – elkezd etetni a tojót. A párzás előtt a hím közelít párjához, feltartott, vagy előrenyújtott nyakkal megkerüli azt, fehér oldalát mutatja, farkát oldalra, a tojó felé fordítja, halkán énekel, farkát billegteti fel-le illetve jobbra-balra, és rezegteti szárnyait. Ritkán „ajándékot” – levelet, fadarabkát – is tart a csőrében. Ez a kerülgetési ceremónia a fán is megtörténhet, ilyenkor a fa törzse körül spirális vonalban haladnak feljebb és feljebb. Az udvarlás során akár hullámos, páros repülés is megfigyelhető, ilyenkor a hím a lehetséges fészkelő hely felé tereli a tojót. Az udvarlás a tojó elszaladásával, vagy elröppenésével ér véget. A párzás olykor kis előjátékkal, más esetben minden különösebb bevezető nélkül történik meg (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER, 1993).

**Költési idő:** Közép-Európában március végétől május közepéig tart a költés, sarjú fészkealjakkal esetén ennél is tovább.

**A fészkek helye:** Fészket ágak sűrűjében fákra vagy bokrokra rakja. Kedveli az olyan tuskés, tövises fákat és bokrokat, mint az akác, a krisztustövis, a galagonya, az ezüstfa, a kökény, de ezek híján más fa- és cserjefajokon is megtelepszik. Van feljegyzés nádban való fészkeléséről is. Magyarországon gyűjtött – ismert tartó-fájú – szarka fészkealjakkal (n=73) tartó-fa és -cserje fajtái: kökény – 20 fészkek (27,4%), fűzek – 18 fészkek (24,6%), csere galagonya (*Crataegus oxyacantha*) – 9 fészkek (12,3%), akác – 8 fészkek (10,9%), mezei szil (*Ulmus minor*) – 4 fészkek (5,4%), nyárok – 3 fészkek (4,1%), szilva (*Prunus domestica*) – 2 fészkek (2,7%), valamint éger, cseresznye, vadrózsa, virágos köris (*Fraxinus ornus*), kocsánytalan tölgy, ostorménfa (*Viburnum lantana*), kutyabenge (*Frangula alnus*), ördögcérna (*Lycium barbarum*) és nád 1-1 fészkek (1,4-1,4%). A fészkek (n=59) magassága: 3,2 (1-11) m (FARAGÓ, 2001a). A MAGYAR FOGOLYVÉDELMI PROGRAM APAJ Projectjében 1998-ban vizsgált szarkafészkek (n=54) közül ezüstfán (*Elaeagnus angustifolia*) – 43 fészkek (79,6%), akácon – 10 fészkek (18,5%) és szürke nyáron – 1 fészkek (1,9%) épült. A fészkek 4,1 (2-8) m magasan épültek. A DUNAVECSE Projectben a fészkek akácon – 28 fészkek (73,8%), ördögcérnán (*Lycium barbarum*) – 3 fészkek (7,9%), ezüstfán – 2 fészkek (5,3%), mezei szilen, japán akácon (*Sophora japonica*), vadrózsan, bálványfán (*Ailanthus altissima*) és csere

galagonyán – 1-1 fészkek (2,6-2,6%) épültek. A fészkek 5,1 (1,5-12) m magasan voltak (FARAGÓ, 2015). A fészkek építési magassága a zavartság függvénye, háborítatlan területeken alacsonyan, másutt egész magasan fészkel. A magasságot a fás növényzet minősége is befolyásolja.

**Fészke:** A fészkepítést vagy renoválást már márciusban megkezdji. Rendszerint a hím hordja a fészekanyagot (ágakat, gyökérdarabokat), a tojó építi, vagy javítja a fészket. A fészkeknek általában teteje, egy vagy két bejárata van és belül sárral tapasztott. Ennek megépítése után a szülők kibélelik a stabil építményt a környéken található puha anyagokkal, fűvel, tollal, szőrrel stb. Általában egyes fészkei, legfeljebb laza fészekcsoportosulásai általánosak, de feljegyezték, hogy Abán (Fejér-megye) 1927-ben, szőlőben álló gyümölcsfán 50-60 fészekből álló telepe volt (FARAGÓ, 2001a).

**Tojásrakás, költésszám:** Tojását naponként rakja le, évi egy költése van, pótköltése lehetséges.

**A fészekalj nagysága:** (3–)6–7(–10) tojás (HARRISON, 1975), 5-8(-9) tojás (MAKATSCH, 1976), 3-8(-9) tojás (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER, 1993). Magyarországon gyűjtött 97 fészekalj közül 5 tojás 19 esetben (19,6%), 6 tojás 33 esetben (34,0%), 7 tojás 30 esetben (30,9%), 8 tojás 12 esetben (12,4%), 9 tojás pedig 3 esetben (3,1%) fordult elő. Az átlagos fészekalj nagyság 6,5 tojás volt (FARAGÓ, 2001a). A MAGYAR FOGOLYVÉDELMI PROGRAM APAJ Projectjében 1998-ban vizsgált szarka fészekaljak (n=17) közül 4 tojás 2 fészekben (11,8%), 5 tojás 3 fészekben (17,6%), 6 és 7 tojás 5-5 fészekben (29,4-29,4%), 8 tojás pedig 2 fészekben (11,8%) volt. Az átlagos fészekalj nagyság 6,1 tojás volt. A DUNAVECSE Projectben (n=11) %, 6 tojás 4 fészekben (36,4%), 7 tojás 6 fészekben (54,5%), 8 tojás pedig 1 fészekben (9,1%) volt. Az átlagos fészekalj nagyság 6,7 tojásnak adódott (FARAGÓ, 2015).

**A tojások** többnyire oválisak, de lehetnek rövid oválisak, nyújtott oválisak, illetve nyújtott hegyes oválisak. Színük kékes, vagy zöldeskék, olykor olívvzöld alapszínezetű, barna apró pettyekkel és foltokkal tarkítva. Közép-európai tojások átlagos mérete  $D_{169}$ :  $33,60 \times 23,84$  mm, tömege 9,55 g (MAKATSCH, 1976), a csehszlovákoké  $D_{658}$ :  $33,69 \times 23,58$  mm (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER, 1993). Magyarországon mért tojások (n=626) jellemző értékei az alábbiak voltak (FARAGÓ, 2001a).

$D_{626}$ :	$33,68 \times 23,54$ mm	$H_{max}$ :	$38,72 \times 22,29$ mm
$H_{min}$ :	$28,17 \times 20,35$ mm	$H_{max}$ :	$34,65 \times 28,07$ mm
$Sz_{min}$ :	$28,17 \times 20,35$ mm		
I	1,431		
$I_{min}$	1,23	$I_{max}$	1,74

**Kotlás:** Csak a tojó ül a tojásokon, s már az első tojás lerakása után megkezdji azt. A fiókák 17-18 nap után kelnek ki.

**Fiókanevelés:** Mindkét szülő eteti a fiókákat. A fészek elhagyása az elhúzódó kelés miatt különböző időpontban történik, 22-28 napig is eltarthat. A fiókák ezt követően a fészek környékén, az ágak közt kapják a táplálékot, de éjszakázni még visszajárnak a fészekbe. Az egy hónapos madarak végleg elhagyják a fészket, de a család még sokáig összetart.

**Költési eredmény, halandóság, életkor:** A szarka költési eredményét a fészkelhagyás, a ragadozók okozta veszteségek, valamint a dúvadgyérítés befolyásolják leginkább. Az európai vizsgálatok 1-2 kirepült fióka/költő pár értékkel számolnak (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER, 1993). A MAGYAR FOGOLYVÉDELMI PROGRAM APAJ Projectjében ismert 54 szarkafészekből a vadgazdálkodó 20 fészket felszámolt (37%), 8 fészket (15%) erdei fülesbagoly és vörös vércse foglaltak el, azaz ténylegesen 26 fészekben (49%) történt nevelés. A fészekaljak (n=17) nagysága még 6,1 tojás volt, a fiókaszám azonban már csak 4,9. A költő

párokra vonatkoztatva 2,0-2,5 repülős fiókat lehetett számolni. A DUNAVECSE Projectben a fészkek (n=38) 34%-át felszámolta a vadgazdálkodó, ténylegesen 25 fészekben (66%) történt fiókanevelés. A fészkek nagyság (n=13) 6,7 tojás, a fióka szám 5,0 volt fészkeként. Számításunk szerint költő páronként 3,0-3,5 fióka repült ki (FARAGÓ, 2015). Svéd és angol vizsgálatok szerint a szarka várható élettartama 2-2,5 év, viszont a legmagasabb ismert korú madár legalább 15 éves volt (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER, 1993).

### 1.2.3. Táplálkozás

Magyarországon egy korai vizsgálat (CSIKI, 1919) 74%-ban állati eredetű, ezen belül 45% rovar, 16% kisemlős 4% kétéltű és hüllő, 3% puhatestű, 2-2% madár és hús összetevőt mutatott ki a szarka táplálékaként. Ugyanerre a következtetésre jutott később STERBETZ (1964) is. Ő az állati eredetű részarányon belül a rovarok (39%), a puhatestűek (3%), a halak, a kétéltűek és a hüllők (1-1%), a madarak és madártojások (2-2%), a kisemlősök (14%) és hús (dög?) (10%) fogyasztását határozta meg. Az összesen 73%-nyi állati táplálék mellett 24%-ban magvakat, 2%-ban zöld növényi részeket, 1%-ban emészthetetlen anyagokat is felvett.

#### 1. táblázat: A szarka táplálékának összetétele CSIKI (1919) és STERBETZ (1964) alapján

Table 1: Composition of Magpie's diet in Hungary (CSIKI, 1919 and STERBETZ, 1967)

Táplálék (%) – Diet (%)	CSIKI (1919)	STERBETZ (1964)
Rovarak – <i>Insects</i>	45	39
Puhatestűek – <i>Molluscs</i>	3	3
Halak – <i>Fishes</i>	1	2
Kétéltűek, hüllők – <i>Amphibians, Reptiles</i>	4	1
Madarak – <i>Birds</i>	2	2
Tojás – <i>Eggs</i>	1	2
Kisemlősök – <i>Small mammals</i>	16	14
Hús – <i>Meat</i>	2	10
Növényi részek – <i>Plant parts</i>	10	2
Magvak – <i>Seeds</i>	16	24
Emészthetetlen anyagok – <i>Indigestible pieces</i>	0	1
Összesen – <i>Total</i>	100	100

A szarka rovertápláléka – a téli hónapok alacsony értékeit nem számítva – mindig jelentős volt, júniusban elérte a 75%-ot, s annak nagy része Coleoptera volt. A puhatestűek az őszi, a kétéltűek és hüllők a tavaszi hónapokban képviseltek jelentősebb részarányt (10%, illetve 17%). A kisemlős fogyasztás a téli időszakban a 20–24%-ot is elérhette (**2. táblázat**).

KOSARAS (1986) állati eredetű táplálékot a minták 88%-ában talált, ami az összes tömeg 23,5%-át jelentette. A fogyasztott állati eredetű táplálék összetevők gyakorisági sorrendje az alábbi volt: emlősök (66,7%), döghús (40,5%), ízeltlábúak (40,5%), puhatestűek (11,9%). Tömeg szerinti sorrend – döghús (17,5%), emlősök (4,9%), ízeltlábúak (1,0%), puhatestűek (0,1%). Domináns tehát a növényi rész (főként haszonnövények magvai) volt, amit a minták 92,9%-ából, 76,5 tömeg %-ban lehetett meghatározni.

Hasonló eredményt kapott Szlovákiában SOVIŠ (1968; 1970; idézi FARAGÓ, 1991). A felnőtt madarak táplálékában 57,7 tömeg %-ban a növényi eredetű táplálék dominált, 33,3%-



ban állati táplálékot, a maradék mennyiségben zúzóköveket fogyasztott. Az állati eredetű táplálék zömét a rovarok (27,8%) képezték. A fiókák táplálékában az állati eredetű részarány 90,4% volt, közülük az ízeltlábúak domináltak (51,9%), de megjelent a kisemlős (36,1%), a madár és madártojás, a puhatestű (együttesen 2,4%), a gyümölcs (4,8%), más esetekben a hulladék és dög (kenyér, hús) is. A fészket elhagyó fiatalok fokozatosan rátértek a felnőtt madarak táplálékára (53,35% állati és 25,62% növényi komponens).

**2. táblázat: A szarka táplálék-összetételének változása az év folyamán, Magyarországon (STERBETZ, 1964)**

Table 2: Monthly changes in Magpie's diet composition, Hungary (STERBETZ, 1964)

Táplálék (%) – Diet	Jan.	Feb.	Márc.	Ápr.	Máj.	Jún.	Júl.	Aug.	Szept.	Okt.	Nov.	Dec.
Rovarok – <i>Insects</i>	14	24	31	46	57	75	60	60	48	53	25	33
Puhatestűek – <i>Molluscs</i>	–	4	6	5	5	4	2	2	7	10	10	–
Halak – <i>Fishes</i>	–	–	–	1	–	–	2	–	–	–	16	–
Kétéltűek, hüllők – <i>Amphibians, Reptiles</i>	–	–	–	2	17	1	–	1	2	–	1	–
Madarak – <i>Birds</i>	2	2	2	2	1	5	6	–	–	–	1	2
Madártojás – <i>Eggs</i>	–	–	1	4	1	4	4	–	2	–	–	–
Kisemlősök – <i>Small mammals</i>	24	20	15	24	12	3	2	10	8	14	16	23
Hús – <i>Meat</i>	12	3	9	3	1	–	2	1	–	1	8	2
Növényi részek – <i>Plant parts</i>	16	12	14	4	–	1	4	3	4	2	4	5
Magvak – <i>Seeds</i>	28	35	21	17	4	7	12	22	23	19	19	33
Emészthetetlen anyagok – <i>Indigestible pieces</i>	4	–	1	2	2	–	6	1	6	1	–	2
Összesen	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Kelet-Németországban DECKERT (1980) köpetelemzésen nyugvó vizsgálatai szerint (**3. táblázat**) a téli időszakban gabonamaradványok és tyúktojáshéj, a tavaszi, nyári és őszi időszakban pedig az ízeltlábúak, jelesen a bogarak, egyenesszárnyúak és hártýásszárnyúak fordultak elő legnagyobb gyakoriságban étlapján.

Franciaországban BALANCA (1984) szarkafiókák táplálék összetevőit vizsgálta öt fészeknél alkalmazott nyakelkötéses módszerrel. Az összes táplálék 95,80%-a állati eredetű volt, azon belül az ízeltlábúak részaránya 89,20% nak adódott, közte 62,35% bogár részarányal (**4. táblázat**). A bogarak között domináns (80,42%) volt a futóbogarak részesedése.

Nagy Britanniában OWEN (1956) és TATNER (1983) kutatásaiban 98-99%-os volt az állati eredetű táplálékhányad (**5. táblázat**).

Összefoglalva megállapítható, hogy a szarkafiókák táplálékában domináns az állati eredetű komponens (90-99%), amelyet főként az ízeltlábúak (80-92%) alkotják. A kirepült fiókák még mindig kétszer annyi állati eredetű táplálékot vesznek fel, mint növényit. A felnőtt madarak tavaszi és nyári táplálékában is az állati hányad a döntő (74-96%), kiemelten az ízeltlábúak (57-75%) (FARAGÓ, 1991).

A táplálékvizsgálatokból – a tojástartalom állaga miatt a fészekalj zsákmányolása nem igazolható, ugyanakkor más módszer szerinti megfigyelések ezt kétséget kizáróan valós veszélyeztető tényezőként említik.

**3. táblázat: A szarka táplálék-összetétele Kelet-Németországban (160 köpet elemzése alapján)  
(DECKERT, 1980)**

Table 3: Diet composition of Magpie based on 160 pellets, Ost Germany (DECKERT, 1980)

Táplálék (%) – Diet (%)	Nov.–Márc.	Ápr.	Máj.–Jún.	Júl.–Aug.	Szept.–Okt.
Gabonamaradék – <i>Crop rests</i>	26	3	–	5	10
Tyúktojáshéj – <i>Hen egg-shell</i>	23	8	6	21	11
Gyümölcsmag – <i>Fruit pips</i>	7	–	–	24	13
Papír és más hulladék – <i>Paper and other rests</i>	5	2	2	5	3
Napraforgó – <i>Sunflower seeds</i>	–	–	–	2	2
Egyéb növényi rész – <i>Other plant parts</i>	5	–	8	13	8
Mollusca	–	3	8	7	7
Curculionidae	2	7	22	25	12
Geotrupinae	2	11	10	23	6
Carabidae	–	–	–	5	5
Elateridae	–	–	2	–	–
Egyéb Coleoptera – <i>Other Coleoptera</i>	–	2	3	19	7
Heteroptera	2	3	8	12	11
Orthoptera	–	–	–	1	10
Formicoidea	–	2	2	2	4
Vespidae	2	–	–	13	5
Egyéb Hymenoptera – <i>Other Hymenoptera</i>	–	1	6	5	2
Ismeretlen rovar – <i>Unidentifiable insects</i>	2	–	–	2	–
Pókok – Spiders	–	–	1	–	2
Halak – Fishes	2	–	8	2	3
Cickányok – <i>Shrews</i>	2	1	1	2	–
Egerek – <i>Mice</i>	2	–	–	1	3
Madártojás – <i>Eggs</i>	–	2	–	–	–
Madárfióka – <i>Nestlings</i>	–	–	1	1	–
A vizsgált köpetek száma <i>Number of pellets</i>	38	15	32	46	29



**4. táblázat: A szarkafiókák táplálék-összetevői Franciaországban (BALANCA, 1984)**

Table 4: Diet composition of Magpie chicks in France (BALANCA, 1984)

Taxon	Táplálék – Diet (n=571)	
	szám – piece	%
Coleoptera	356	62,35
Diptera	25	4,40
Lepidoptera	7	1,20
Hymenoptera	5	0,88
Dermatoptera	3	0,53
Neuroptera	2	0,35
Heteroptera	2	0,35
Orthoptera	1	0,18
Insecta lárva – <i>Insecta larvae</i>	62	10,90
Insecta összesen – <i>Total Insecta</i>	463	81,10
Arachnoidea	20	3,50
Myriapoda	17	3,00
Isopoda	9	1,60
Annelida	28	4,90
Gastropoda	1	0,18
Aves	2	0,35
Aves-tojás – <i>Eggs</i>	4	0,72
Mammalia	3	0,53
Vertebrata összesen – <i>Vertebrate total</i>	9	1,60
Gyümölcs – <i>Fruit</i>	7	1,20
Kenyérdarab – <i>Bred pieces</i>	9	1,60
Húsdarab – <i>Meat pieces</i>	8	1,40

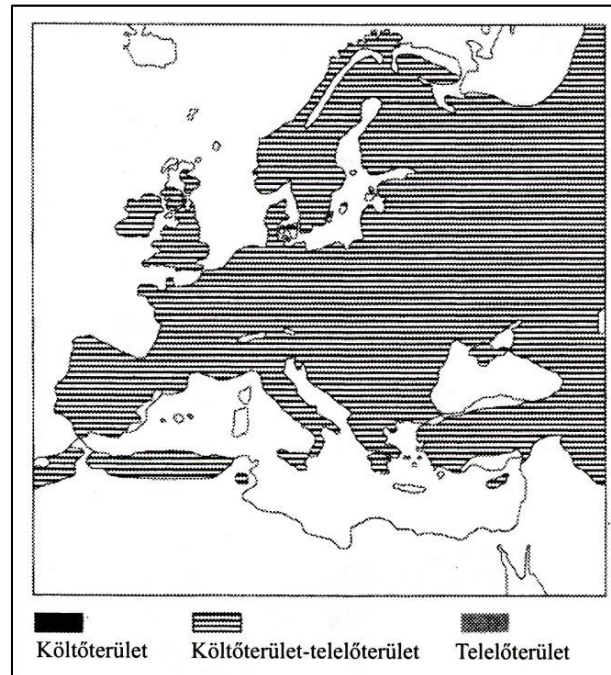
**5. táblázat: A szarkafiókák táplálékának összetétele Nagy-Britanniában (OWEN, 1956; TATNER, 1983)**

Table 5: Diet composition of Magpie chicks in Great Britain (OWEN, 1956; TATNER, 1983)

Táplálékneve <i>Diet</i>	Nagy-Britannia – <i>Great Britain</i>	
	n=357	n=4092
	OWEN (1956)	TATNER (1983)
Coleoptera	21	53,45
Diptera	19	10,8
Rovarlárva – <i>Insect larvae</i>	46,2	1,88
Rovarak összesen – <i>Total insects</i>	91,6	88
Egyéb gerinctelenek – <i>Other invertebrates</i>	8,1	10,3
Gerincesek - <i>Vertebrates</i>	0	0,5
Gyümölcsösök – <i>Fruits</i>	0,3	0,9
Gabonaszemek – <i>Crops</i>	0	0,44

### 1.3. ELTERJEDÉS

Az egész Palearktiszban előfordul a Brit-szigetektől Kamcsatkaig, sőt areája átnyúlik az észak-amerikai kontinens nyugati felére, valamint Észak-Afrikára, Arábiára és India északi részeire is. Elterjedési területén belül 5, földrajzilag többé-kevésbé elszigetelt csoportját lehet kimutatni. Európában mindenhol közönséges (**1–2. térkép**).

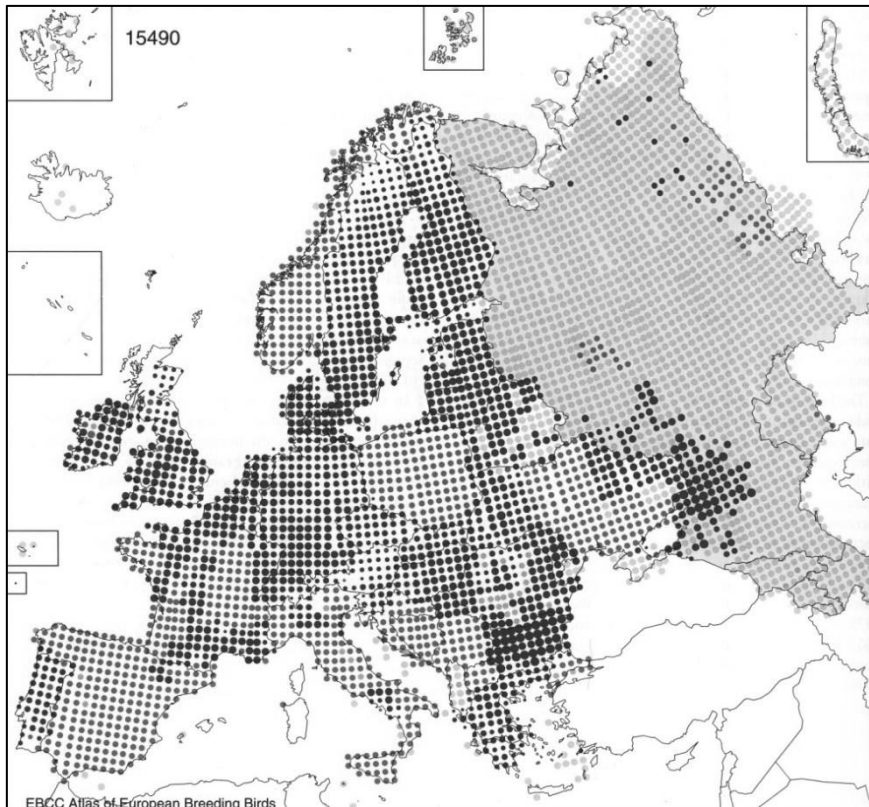


#### 1. térkép: A szarka elterjedése Európában (JONSSON, 1993)

Map 1: Distribution of Magpie in Europe (JONSSON, 1993)

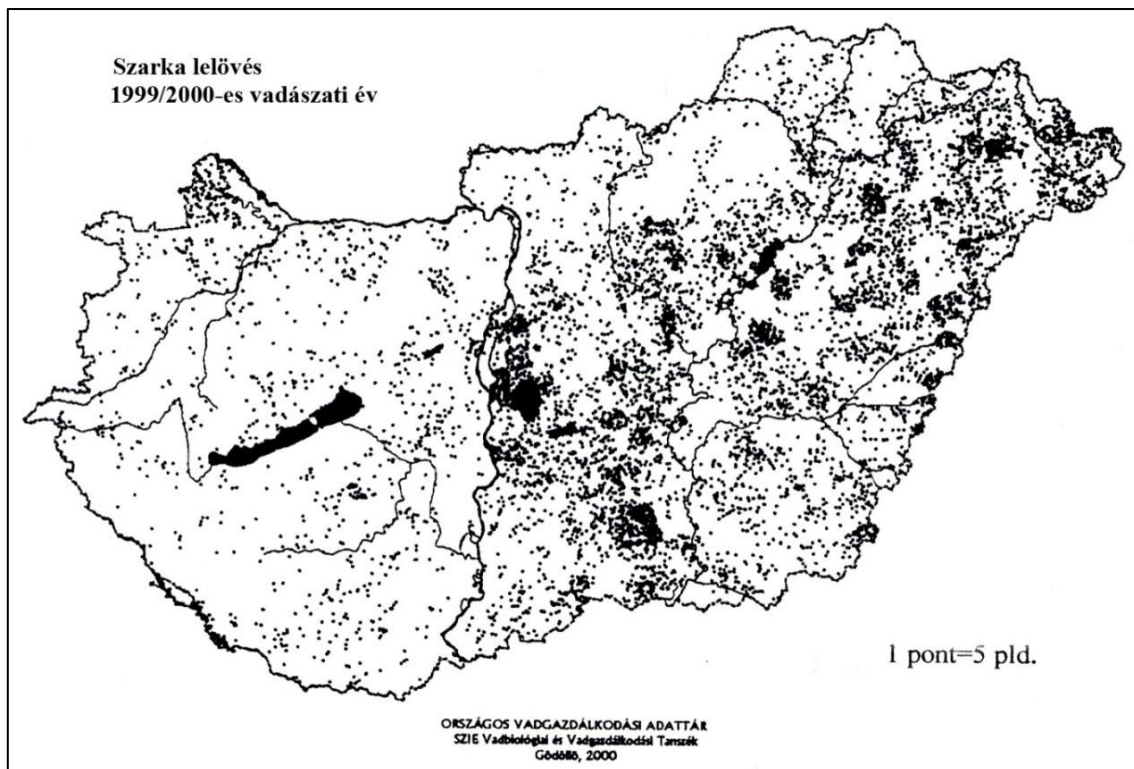
Az első csoport (A) Európától Ladakhig és a Bajkálon túli területekig fordul elő. Ide sorolható alfajok (1) a *P. p. fennorum*, amely Fennoskandiában, a Baltikumban és Nyugat-Oroszországban él, (2) a *P. p. pica*, amely a Brit-szigetektől Közép-Európán át Lengyelorszáig, délen pedig a Balkánig, Törökországig, Ciprusig és a Közel-Keletig fordul elő, (3) a *P. p. galliae*, amely a Rajna-vidéken, Belgiumban, Franciaországban, Svájcban, Olaszországban, Dalmáciában és Görögországban honos, végül (4) a *P. p. melanotos*, amely az Ibériai-félszigeten költ. Északnyugat-Afrikában (B csoport) fordul elő (5) a *P. p. mauritanica*, mint az európai elterjedéshez délnyugati irányban, Marokkó, Algéria és Tunézia területein csatlakozó klin. Izolált populációja (C csoport) él Dél-Arábiában, az Asír-hegységben, amit (6) *P. p. asirensis* alfajként írtak le. A Közép- és Északkelet-Ázsiai (D) csoportból (7) a *P. p. bactriana* alfaj Közép- és Kelet-Oroszországban, délen a Kaukázusig, Észak-Íránig, Közép-Ázsiában Ladakh-ig és talán Nyugat-Tibetig fordul elő. A (8) *P. p. hemileucoptera* Nyugat- és Közép-Szibériában és Észak-Mongóliában, a (9) *P. p. leucoptera* Transzbajkália déli területein, Közép-, és Kelet-Mongóliában, a (10) *P. p. camtschatica*, mint extrém nyugat-kelet klin Északkelet-Szibériában fordul elő. A Kelet- és Délkelet-Palearktisz földrajzi csoportjába (E csoport) a (11) *P. p. anderssoni* – Észak-Kína, a (12) *P. p. japonica* – Korea és Kiushu (Japán), a (13) *P. p. sericea* – Amur, Usszuri-vidéke, Kína, ÉK-Burma, Hátsóindia, és a (14) *P. p. bottanensis* – Közép-Kína hegyvidéke a Himalája K-i vonulataiig, Délkelet-Tibet sorolható. Egyes szerzők az *anderssoni* és *japonica* alfajokat a *sericea* alakkörbe sorolják. Az még tisztázandó, hogy az Észak-Amerikában előforduló *Pica hudsonia* a *P. pica* faj alfaja-e, vagy megáll önálló fajként. Az ugyancsak észak-amerikai *Pica nuttalli* mára önálló faji státuszt kapott (KLEINER, 1939; GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER, 1993).

Magyarországon a nagy összefüggő erdőségeket kivéve a szarka törzsalakja (*P. p. pica*) mindenütt előfordul, de az alföldi jellegű területeken (Tiszántúl, Duna–Tisza köze, Mezőföld és Kisalföld) él nagyobb kiterjedésben és állománysűrűségben (**3–4. térkép**).



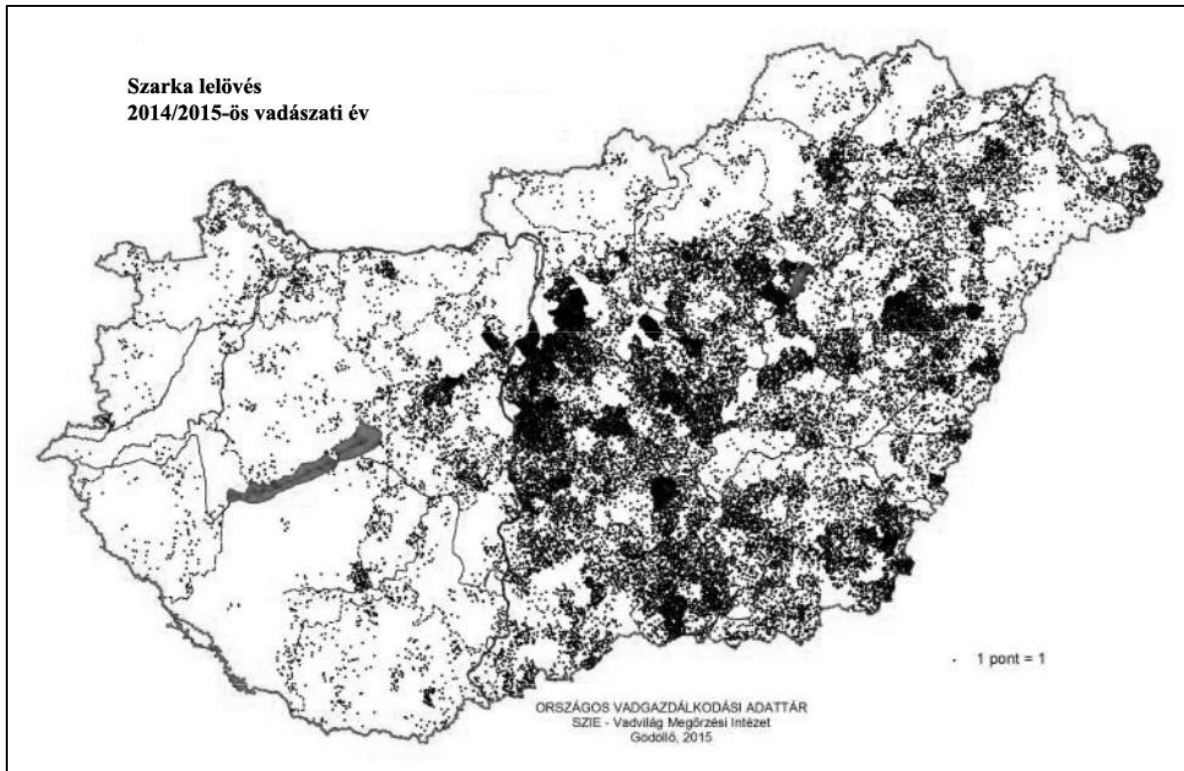
2. térkép: A szarka elterjedése Európában (HAGEMEIJER & BLAIR, 1997)

Map 1: Distribution of Magpie in Europe (HAGEMEIJER & BLAIR, 1997)



3. térkép: A szarka elterjedése Magyarországon az 1999/2000-es vadászati év terítéke alapján (ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR alapján)

Map 3: Distribution of Magpie (after bags) in Hungary, in 1999/2000 (based on the NATIONAL GAME MANAGEMENT DATABASE)



**4. térkép: A szarka elterjedése Magyarországon a 2014/2015-ös vadászati év terítéke alapján (ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR alapján)**

*Map 4: Distribution of Magpie (after bags) in Hungary, in 2014/2015 (based on the NATIONAL GAME MANAGEMENT DATABASE)*

#### 1.4. VÁNDORLÁS ÉS TELELÉS

Állandó madár, legfeljebb kóborlása figyelhető meg. A gyűrűzések tanúbizonysága szerint ez rendszerint 10-20 km, igaz volt már visszajelzés 50 km-es, sőt 154 km-es távolságból (Szerbia–Magyarország) is (FARAGÓ, 2001b; BANKOVICS & VADÁSZ, 2009).

#### 1.5. ÁLLOMÁNYNAGYSÁG

Európai állományát az 1990-es években egyes szerzők 7 700 000-11 984 000 pld, az orosz és a török állományát egyaránt 1 000 000-10 000 000 pld közé tették (BAEYENS & JERZAK in HAGEMEIJER & BLAIR, 1997).

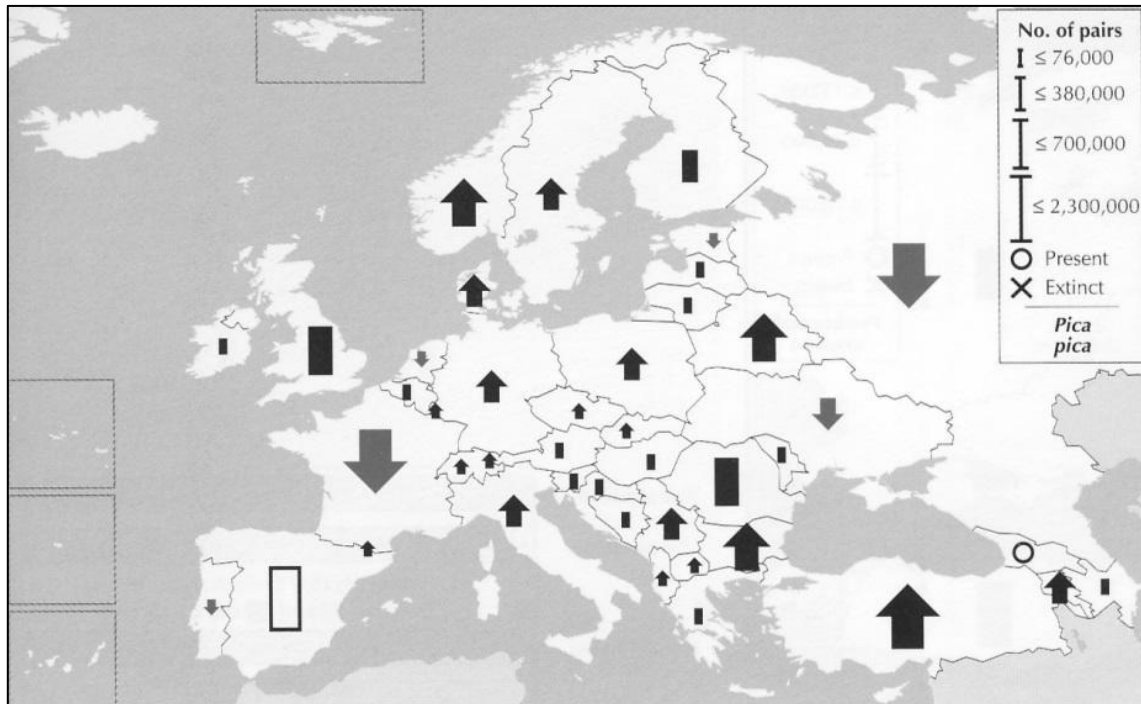
A 2000-es évekre ennél jóval nagyobb mennyiséget – 7 500 000-19 000 000 párat – feltételez (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004) (6. táblázat; 5. térkép).



**6. táblázat: A szarka állományok nagysága Európa országaiban  
(BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004)**

Table 6: Magpie populations in European countries (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004)

Ország <i>Country</i>	Fészkelő állomány (pár) <i>Breeding pop. size pairs</i>	Év(ek) <i>Year(s)</i>	Trend <i>Trend</i>	Mag. %
Albania	5,000 – 10, 000	02	(+)	(0–19)
Andorra	20 – 35	99–01	(+)	(30–49)
Armenia	250,000 – 300,000	01–02	+	0–9
Austria	(8,000 – 16,000)	98–02	(0)	(0–19)
Azerbajjan	(50,000 – 100,000)	96–00	(0)	(0–19)
Belarus	480,000 – 500,000	97–02	(+)	(0–9)
Belgium	20,000 – 100,000	01–02	(0)	(0–19)
Bosnia & HG	(20,000 – 50,000)	90–00	(0)	(0–19)
Bulgaria	300,000 – 800,000	96–02	+	0–19
Croatia	(50,000 – 60,000)	02	(0)	(0–19)
Cyprus	40,000 – 120,000	94–02	(+)	(0–19)
Czech Rep.	50,000 – 100,000	00	+	20–29
Denmark	200,000 – 300,000	00	+	10–19
Estonia	(30,000 – 60,000)	98	–	20–29
Finland	150,000 – 200,000	98–02	0	5
France	(600,000 – 2,400,000)	98–02	–	59
Georgia	Present	03	?	–
Germany	180,000 – 500,000	95–99	+	0–19
Greece	(10,000 – 50,000)	95–00	(0)	(0–19)
Hungary	64,000 – 89,000	99–02	0	0–19
Rep. Ireland	20,000 – 100,000	88–91	0	0–19
Italy	(200,000 – 500,000)	03	(+)	(0–9)
Latvia	10,000 – 20,000	90–00	(0)	(0–19)
Liechtenstein	30 – 50	98–00	+	0–19
Lithuania	(15,000 – 25,000)	99–01	(0)	(0–19)
Luxembourg	8,000 – 10,000	02	+	0–19
Macedonia	(10,000 – 30,000)	90–00	(+)	(20–29)
Moldova	65,000 – 70,000	90–00	0	0–19
Netherlands	40,000 – 60,000	98–00	–	20
Norway	(300,000 – 600,000)	95–02	+	0–19
Poland	200,000 – 500,000	00–02	+	0–19
Partugal	(5,000 – 50,000)	02	(–)	(–)
Romania	624,000 – 780,000	00–02	(0)	0–19
Russia	(1,000,000 – 5,000,000)	90–00	–	30–49
Serbia & MN	150,000 – 200,000	90–02	+	10–29
Slovakia	30,000 – 60,000	80–99	+	20–29
Slovenia	8,000 – 12,000	94	(0)	(0–19)
Spain	(220,000 – 1,200,000)	92	?	–
Sweden	200,000 – 700,000	99–00	+	19
Switzerland	20,000 – 40,000	93–96	+	0–19
Turkey	(900,000 – 1,800,000)	01	(+)	(0–19)
Ukraine	285,000 – 360,000	90–00	–	5–9
UK	650,000 – 650.000	00	0	0
<b>Össz. - Total</b>	<b>7,500 000 – 19,000,000</b>	<b>Trend: enyhe csökkenés</b>		<b>25–49</b>
		<b>– Moderate decline</b>		



**5. térkép: A szarkaállományok dinamikája Európa egyes országában (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004)**

*Map 5: Magpie population dynamics in European countries (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004)*

Az 1984-es költési időszakban végzett felmérés szerint Magyarország fészkelő szarka állománya mintegy 101 300 pár volt, ami 1,14 pld/km<sup>2</sup>-es országos állománysűrűségnek felelt meg. Az Alföldön jóval magasabb volt sűrűségük, elérhette a 1,50-2,62 pld/km<sup>2</sup>-es értéket is (KALOTÁS, 1988).

A vadászati statisztika alakulása támpontot szolgáltat az állományváltozáshoz. Az 1970-es évek közepén még csaknem 200 000 szarkát lőttek hazánkban, ez a szám, azóta fokozatosan csökkent. 1985-ben került a terítéknagyság a 100 000 pld-os határ alá, 1990-ben pedig mindössze 67 600 pld szerepelt a statisztikákban.

A csökkenés az ország nyugati felében szembetűnő volt, ennek ellenére egy 1992-ben készített tanulmány 120 000 párra tette a szarka magyar fészkelő állományát, amit valószínűleg túlbecslésnek kell tartanunk, mint ahogy a XX. század végi állománynagyság – 100 000-150 000 pár – meghatározást is (MAGYAR *et al.*, 1998).

A 2000-es évek elején 64 000-89 000 párban adták meg a hazai fészkelő szarkapopulációt (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).

Az Országos Vadgazdálkodási Adattárban 2004 – 2015 viszonylatában rendelkezésre állnak a szarka megyénkénti, vadgazdálkodók által becsült fészkelő állománya (**7. táblázat**). Az értékeket összevetve a terítékadatokkal, illetve az MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008) adataival (64 000 – 89 000 fészkelő pár), azt erősen alulbecsültnek kell tekintenünk.



**7. táblázat: A szarka megyei állománybecslési adatai az ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR alapján**

Table 7: Magpie population estimates in Hungarian counties (based on the NATIONAL GAME MANAGEMENT DATABASE)

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Baranya	2136	2305	1958	2064	2117	2020	2136	2231	2243	2365	2162	2187
Bács-Kiskun	14940	15311	13508	13884	14848	13636	14792	12321	12647	11577	10823	11575
Békés	5514	6323	7077	7500	7254	7671	6973	6533	7094	6692	6465	6590
Borsod-Abaúj-Zemplén	6337	6419	6173	6279	8067	7990	7615	7331	7712	8052	7850	7696
Csongrád	5369	5862	5520	6067	6590	7077	6322	6243	6653	5863	5904	6019
Fejér	3849	4445	4319	4939	5254	4940	4258	3863	3833	4097	3946	4235
Győr-Moson-Sopron	1647	1797	1884	2094	2145	2258	2110	2096	2165	2189	2091	2047
Hajdú-Bihar	8344	7456	8711	9394	8608	9094	8350	8114	8720	8724	8908	9121
Heves	2908	3465	3135	3487	3141	3282	2768	2473	3051	2844	2849	3197
Komárom-Esztergom	1067	1351	1522	1600	1651	1772	1689	1554	1608	1873	1905	2161
Nógrád	1924	1762	1701	1641	1882	2061	1975	2115	1935	1783	1817	1980
Pest	10033	10416	11400	12228	12349	12115	12186	11016	11261	11287	11663	11939
Somogy	2163	2407	2897	3064	2944	3005	2836	2905	3006	2823	2714	2742
Szabolcs-Szatmár-Bereg	8828	9058	8915	8572	8023	8246	8155	8103	8310	7858	7629	8268
Jász-Nagykun-Szolnok	6092	5954	6195	7010	7193	6392	6111	5987	5918	5758	5689	6047
Tolna	2414	2404	2114	2127	1816	2020	2188	2019	2237	2112	2104	2019
Vas	1332	1190	1181	1229	1106	1178	1267	1204	1171	1164	1143	1095
Veszprém	2418	2625	2146	2533	2449	2492	2837	2474	2416	2708	3257	2471
Zala	1866	1821	1755	2509	2279	2108	2287	2269	2257	2187	2154	2050
<b>Magyarország összesen</b>	<b>89181</b>	<b>92371</b>	<b>92111</b>	<b>98221</b>	<b>99716</b>	<b>99357</b>	<b>96855</b>	<b>90851</b>	<b>94237</b>	<b>91956</b>	<b>91073</b>	<b>93439</b>

## 1.6. TERMÉSZETES KORLÁTOZÓ TÉNYEZŐK

### 1.6.1 A populáció sűrűségét befolyásoló elsődleges paraméterek

A természetes populációsűrűséget a termékenység, a halandóság illetőleg a be-és elvándorlás határozza meg a szarka esetében is. A vadgazda feladata – mivel dúvad fajról van szó –, hogy a termékenység növekedését elősegítő faktorokat gyengítse, a halandóságot növelőket pedig a faj megtartása mellett erősítse. Az állománynövelő bevándorlást szabályozott keretek között folytatott dúvadgazdálkodás segítségével lehet kontrollálni.

A termékenységet

- (1) a mezőgazdasági technológiák károkozásának mértéke,
- (2) a táplálékforrás (állati, növényi) mennyisége és minősége, illetőleg
- (3) a fészkelőhelyek hiánya korlátozza.

Az ezzel összefüggő halandóságot

- (1) a táplálékforrás mennyisége és minősége
- (2) a dűvadszabályozás és
- (3) az agrotechnológiák határozzák meg.

### 1.6.2. A populáció sűrűségét befolyásoló környezeti tényezők

A szarka – mint azt az 1.2.1. fejezetben láttuk – maga is tagja annak a bonyolult mezei környezeti rendszernek, mint szárnyas apróvad fajainkról (fácán, fogoly, mezei nyúl) ismeretes. A szarka Magyarországon napjainkban döntően mezőgazdasági (szántó) környezetben, s kisebb arányban városi/települési környezetben él. Hazai elterjedése – amelyet terítékének megoszlásával (**3–4. térkép**) igazolhatunk leginkább egyértelműen ezt mutatta.

Az agrár-környezetben élő populációk állománysűrűségét általában a populáció 4 elsődleges paraméterén keresztül az élőhely szerkezete, a táplálékforrás kínálata, a mezőgazdasági technológiai folyamatok, az időjárási tényezők és a predáció határozzák meg. A szarka, mint predátor faj esetében a zsákmányolás korlátos, lényegében eltekinthetünk tőle.

A szarka fészkelőhely (általában élőhely) választásának ökológiai motivációi az alábbiak:

1. Az élettér szerkezete még viszonylag nagytáblás növénytermesztés mellett is, egész évben biztosítja a szarka életfeltételeit.
2. A legfontosabb a szarka fészkelésére alkalmas élőhelyek – cserje- és fasorok, bokor- és facsoportok, erdősávok, erdőszegélyek – növényállományainak vertikális szerkezete megfelelő fészkelő helyet biztosít.
3. Az agrár élőhelyek, a fészkelés és a fiókanevelés során megfelelő mennyiségben és minőségben kínálják az állati eredetű táplálékot (lásd **1.2.3. fejezet**)
4. Az eltérő vetésidejű, tenyészdőszakú, s így különböző betakarítási idejű termesztett növénykultúrák táplálékkínálata részben kiegészíti, részben helyettesíti a visszaszoruló, vagy betakarított növények kínálta táplálékforrást, így a teljes vegetációs időszak kielégíti mind a felnőtt madarak, mind a fiókák állati eredetű táplálék szükségletét.

### 1.6.3. A vadászat hatása

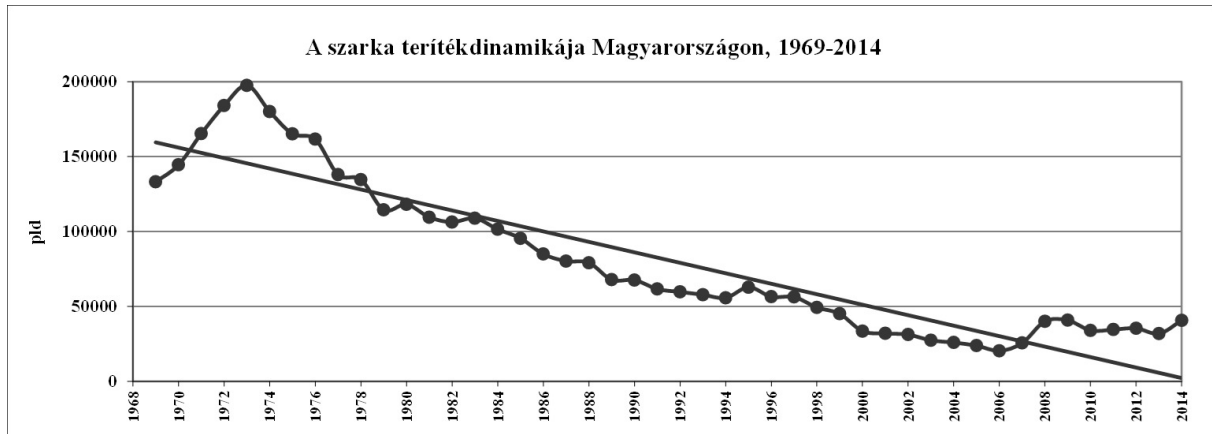
A szarka terítéke – bizonyosan nagyobb állomány nagyság mellett – az 1970-es évek elején 133 000 példányról 1974-re 197 500 példányra nőtt. Ezt követően egészen 2006-ig folyamatosan csökkent a statisztikákban kimutatott éves lelőtt mennyisége. A jelenség azonban magyarázatra is szorul, ugyanis az 1970-es évek második felében kezdtek kiterjedten használni a 3–kloro–4–metilanilin–hidroklorid hatóanyaggal preparált ún. F-2-es tojásokat, amelyek a varjúfélékre szuperszelektív hatással bírva gyérítették az állományokat. A szer hatásmechanizmusából fakadóan (az állatok ismeretlen helyen, a felvétel után néhány nappal pusztultak el), az elpusztult madarak nem kerültek be a statisztikákba, illetőleg a hatására erőteljesen csökkent populációból hagyományos fegyveres gyérítéssel csak csökkenő mennyiségben lehetett terítékre hozni.

Az igazsághoz az is hozzátartozik, hogy a rendszerváltoztatás után az új vadászterületeken az apróvadgazdálkodás, benne a dűvadszabályozás hatékonysága meg sem közelítette az 1970-es évek gyakorlatát.

Mindehhez hozzájárult az is, hogy a fent említett szer amerikai licence lejárt, illetve EU-s tagságunkkal más engedélyeztetési eljárások léptek életbe. A gyártás korszerű kapacitása is nagy összegeket venne igénybe. Mindezen technikai-jogi korlátok mellett a

holló (*Corvus corax*) elterjedési területének és állománysűrűségének növekedése – amelyre ugyancsak letális a szer – alkalmazhatósági kiterjedését is erősen beszűkítette.

Terítéke az elmúlt két évtizedben az alábbi volt, 1994: 55 752 pld, 1995: 62 827 pld, 2000: 36 464 pld, 2005: 23 827 pld, 2010: 33 992 pld, 2011: 34 553 pld, 2012: 35 434 pld, 2013: 31 850 pld, 2014: 40 711 (CSÁNYI, 1999; 2001; 2015; CSÁNYI *et al.*, 2005; 2010; 2012a; 2012b; 2012c; 2014) (**1. ábra**), melynek megyei szintű megoszlását a **8. táblázat** mutatja.



**1. ábra: A szarkateríték alakulása 1969–2014 között Magyarországon (ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR alapján)**

Figure 1: Magpie bags between 1969 and 2014 in Hungary (based on the NATIONAL GAME MANAGEMENT DATABASE)

#### 1.6.4. A szarkaállományt szabályozó tényezők összefoglalása

A szarkaállományt – mint láttuk – a fészkelőhelyek megléte, vagy hiánya, a táplálék mennyisége, a betelepülések mértéke és a vadászati szabályozás hatékonysága befolyásolhatják.

Paradoxon, hogy mindazon a fás formációk, amelyek kedvezőek a fácán és a fogoly megtartása, védelme szempontjából, fészkelőhelyet biztosítanak fészek-predátorainak, tehát a szarkának is. Az élete nagy részében állat-, sőt izeltlábú fogyasztó szarka táplálékforrása ugyanolyan mértékben biztosított, mint a szárnyas apróvad esetében.

Az apróvadás élőhely-védelem és élőhely fejlesztés – a bölcs hasznosítás folyamánként – a fészkelőhely és táplálékforrás biztosítása révén, egyúttal a szarkapopuláció megsegítését is jelenti. Éppen ezért az apróvadgazdálkodás semmivel sem helyettesíthető, kiemelt fontosságú része a dúvad-szabályozás/gazdálkodás, benne a szarka állomány szabályozása, immár megkettőzött súllyal és hangsúllyal.

#### 1.7. A VADÁSZATI SZABÁLYOZÁSI GYAKORLAT KRITIKAI ÉRTÉKELÉSE

A *szarka* korábban egész évben vadászható volt Magyarországon, amit az EU madárvédelmi irányelv – fészkelő populáció védelme – alapján július 1. – február 28(29). közti időszakra kellett módosítani. E változás következményei beláthatatlanok lennének mind a vadgazdálkodás, mind a természetvédelem számára – a faj madárfészkekben okozott kártétele miatt –, de a vadászati rendelet, apróvadás vadászterületeken, az apróvad szaporodási időszakában, a vadászati hatóság külön engedélyéhez kötve lehetővé teszi gyérítését. E lehetőséggel a vadgazdálkodóknak szinte kötelezően élniük kell.

Mivel nem vonuló madár, azért állományszabályozását télen is lehet végezni, amit lehetővé is tesz a február 28(29)-ig tartó vadászati idenye.

## 8. táblázat: A szarka terítékének megyenkénti alakulása Magyarországon (ORSZÁGOS VADGAZDÁLKODÁSI ADATTÁR alapján)

Table 8: Magpie bags in Hungarian counties in the period 1994-2014 (based on the NATIONAL GAME MANAGEMENT DATABASE)

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Baranya	1471	1396	1339	677	815	640	426	319	375	351	230	244	170	289	239	282	256	313	303	286	381
Bács-Kiskun	13728	13729	11803	11997	9483	9221	7156	6085	5680	4226	3570	3501	3544	4061	7109	7279	6781	6638	6400	5999	7099
Békés	6163	6714	5488	4258	3763	2980	3048	2634	2031	2108	2157	2163	2057	2444	3938	4160	3203	3297	3188	2558	3544
Borsod-Abaúj-Zemplén	3265	3394	2951	3083	2340	2109	1932	1719	1831	1670	1489	1393	1082	1355	1424	2016	1389	1842	1924	1499	1696
Csongrád	4479	4301	5764	5184	4887	3180	2595	1954	1913	1644	1238	1526	1214	2406	4331	3623	2833	2863	3979	3111	4002
Fejér	1367	935	1169	1151	1193	1012	890	761	748	772	886	720	572	894	1419	1249	1138	1043	1121	1084	1367
Győr-Moson-Sopron	932	1060	1126	1416	1540	1261	652	513	640	836	585	501	633	377	678	702	375	564	630	603	528
Hajdú-Bihar	1870	7111	5108	6448	5980	5875	4950	4310	4472	4023	3935	3738	2786	2560	2738	3553	3357	3710	3500	3146	4225
Heves	2371	2431	2479	2666	2364	2330	1825	1609	1941	1627	1238	939	812	920	2195	1918	1806	1477	1769	1587	2454
Komárom-Esztergom	376	355	387	370	345	393	235	250	211	215	268	251	139	267	352	514	334	338	286	233	245
Nógrád	520	617	493	492	495	558	358	278	203	267	178	167	233	308	269	271	234	299	192	185	165
Pest	4769	5616	5062	4660	4137	4110	3410	3408	3396	2849	2776	3191	2197	2221	6592	7440	6120	5220	5662	6223	7992
Somogy	950	1417	959	667	620	469	632	591	454	231	312	271	253	264	229	315	243	292	211	189	156
Szabolcs-Szatmár-Bereg	7060	7458	6777	6473	6241	5681	4184	2924	3251	3236	3446	2725	2772	2298	3052	2665	2421	2637	2399	2059	2249
Jász-Nagykunszolnok	4560	4568	3953	5256	3583	3724	2907	3463	3190	2662	2857	1816	1234	4218	4524	3904	2691	2846	2999	2100	3707
Tolna	487	537	475	509	429	452	304	276	255	226	232	248	230	194	488	401	249	377	336	337	409
Vas	460	343	309	274	256	303	209	175	151	72	78	109	133	114	109	85	134	122	123	96	93
Veszprém	444	343	569	377	490	514	518	532	259	217	229	191	164	223	211	229	223	516	294	340	259
Zala	480	502	254	330	342	295	233	213	164	168	209	133	144	164	145	156	205	159	118	215	140
<b>Magyarország összesen</b>	<b>55752</b>	<b>62827</b>	<b>56465</b>	<b>56288</b>	<b>49303</b>	<b>45107</b>	<b>36464</b>	<b>32014</b>	<b>31165</b>	<b>27400</b>	<b>25913</b>	<b>23827</b>	<b>20369</b>	<b>25577</b>	<b>40042</b>	<b>40762</b>	<b>33992</b>	<b>34553</b>	<b>35434</b>	<b>31850</b>	<b>40711</b>

A szaporodási időszakban végzendő, tulajdonképpen fészkelő-állomány szabályozás alapfeltétele a fészkek helyének ismerete, azaz fészkekataszter és fészektérkép készítése (2. ábra). Ez sajnálatosan a magyar apróvadás vadászterületeken nem gyakorlat. Ennek ismeretében lehet akár a fészkeknél való fegyveres szabályozást, akár csapdázást elvégezni. Tavasszal – a fészkek környékén – elsősorban a LARSEN-csapda különböző változatainak, valamint a TROLLE-LJUNGBY L84 csapdának a használata eredményes (HAJAS, 2007; 2011; 2012) – ezért kell ismerni a lakott fészkek helyét.

Nyár derekától tél végéig terjedő időszakban eredményesebb a létrás- és varsás varjúcsapdák alkalmazása.

Minden csapdatípus sikeres alkalmazásának a kulcsa – a vonatkozó szabályok betartása mellett – az élő csaliállat használata. TAPPER *et al.* (1991) felmérése szerint a LARSEN-csapdák élő csalival 10-15-ször hatékonyabbak. (A csalimadarak következő szezonra történő eltárolásával és átteleltetésével szemben, jóval költségkímélőbb és egyszerűbb alternatíva az új szezon elején, jól álcázható csapóhálók használatával új csalimadarak befogása).

A varjúfélék, így a szarka vadászatára – klasszikus módszerekként – a fészkekről való ugrasztás, a dögön való vadászat, esti beszállóhelyen történő vadászat, illetve a műuhu alkalmazása kínálkozik napjainkban.

A fészkekről való ugrasztás – mivel a szaporodási időszakot megelőző időszakban, vagy a fészkelés során alkalmazható – csak hatósági engedéllyel folytatható (lásd korábban). A még ki nem lombosodott fán messziről megfigyelt és bizonyítottan szarka által lakott fészket két oldalról mintegy 15-20 m-re közelíti meg két vadász, lezárva a menekülés irányait. Harmadik társuk megkopogtatja a fészektartó fa törzsét, s a kiugró szarkát a két vadász közül valamelyik meglőheti. Előrehaladott kotlottság esetén a szarka nem ugrik le a fészkekről. Régen ilyenkor azt javasolta a szakirodalom, hogy 8-as söréttel alulról lője ki a vadász a kotló madarat és a tojásokat is. Ma úgy gondoljuk, hogy a hatékony riasztással, és a tojások elszedésével humánusabb megoldást is javasolhatunk. A legjobb megoldás azonban az, ha a később felsorolásra kerülő módszerekkel minél előbb, már a tél végén élünk.

A döggel a szarkát (és a dolmányos varjút) csalhatjuk lépre. A kellő helyen elhelyezett dög messziről vonzza e két fajt, s a lesben ülő vadász kigolyóssal egyenként kilőheti a dögre szállt madarakat. A meglőtt példányok jelenléte nem hat taszítóan a fajtársakra. Ugyanilyen hatékony lehet az éjszakázó helyek ismeretében a beszállófáknál történő esti és hajnali vadászat is.

Külön kell szólni a műuhuval történő vadászatról. A módszer a ma már fokozottan védett uhu (*Bubo bubo*) tiltott használatát hivatott kiváltani. A módszer azon a mélységes ellenszenven alapszik, amivel a varjúfélék – és a nappali ragadozó madarak is – viseltetnek az éjszakai szárnyas ragadozókkal szemben. Minél nagyobb a madár, annál nagyobb a gyűlölet, következésképpen a legnagyobb testű baglyunk jelenléte váltja ki a szarkánál a legnagyobb indulatokat. A műuhuval való vadászat előkészítését a helymegválasztással kell kezdeni, azaz meghatározni a kialakítandó leskunyhó helyét. Ennek vagy valamilyen magaslaton, de mindenképpen jól látható helyen kell lennie azért, hogy messziről belátható legyen. A leskunyhó biztosítja a megfelelő takarást, ugyanakkor a vadász védelmét az időjárás ellen. A vadászat másik fontos kelléke a műuhu (praktikusan műanyag uhu), ami egy szárnyait, sőt fejét is mozgatni képes mechanikus szerkezet, amelyet zsinórok segítségével a kunyhóból lehet mozgatni. Tudni kell, hogy a támadás intenzitása szoros összefüggést mutat az „uhu” aktivitásával, azaz minél jobban rázza szárnyait, annál inkább vonzza ellenségeit. A szűk helyre való tekintettel különösen figyelni kell a szabályos fegyverkezelésre (FARAGÓ, 2006).

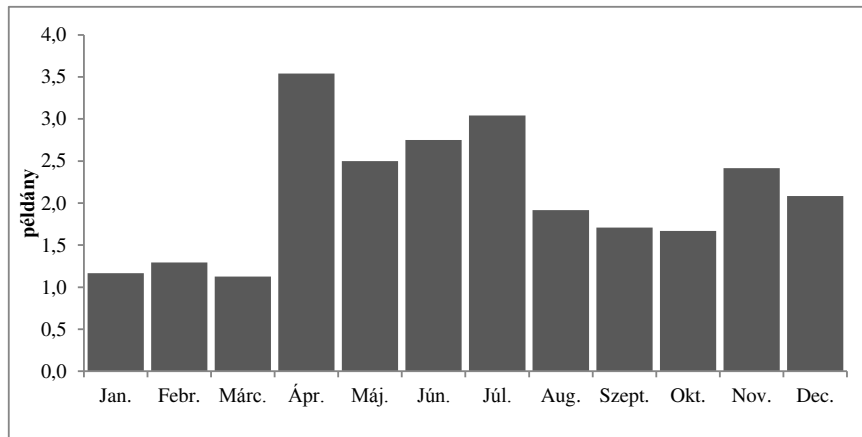
**9. táblázat: A szarka (*Pica pica*) teríték dinamikája a LAJTA Projectben (1989–2015)***Table 9: Dynamics of Magpie bags in the LAJTA Project (1989-2015)*

Év Year	Jan. Jan.	Febr. Febr.	Márc. March	Ápr. Apr.	Máj. May	Jún. June	Júl. July	Aug. Aug.	Szept. Sept.	Okt. Oct.	Nov. Nov.	Dec. Dec.	Összes Total
1992	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1993	0	0	0	0	0	0	4	4	0	0	0	0	8
1994	0	0	4	1	1	0	1	0	0	0	0	0	7
1995	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1996	0	1	0	2	1	1	1	0	0	0	1	2	9
1997	0	0	2	0	0	1	1	0	0	0	0	0	4
1998	0	0	0	0	0	0	0	5	3	3	3	7	21
1999	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	2	4
2000	0	0	2	3	0	1	5	3	1	3	2	1	21
2001	0	1	1	4	0	1	0	2	2	3	0	2	16
2002	3	0	5	2	1	5	2	4	0	3	1	0	26
2003	0	0	1	7	4	1	0	0	0	3	11	0	27
2004	2	0	2	0	0	1	0	2	2	1	0	2	12
2005	0	0	0	0	8	6	4	0	2	0	10	8	38
2006	0	0	0	0	0	0	4	0	11	2	8	9	34
2007	3	3	0	0	0	0	13	8	2	2	3	4	38
2008	3	7	0	15	14	13	5	5	0	2	2	0	66
2009	2	4	2	7	8	10	4	2	5	3	3	0	50
2010	0	0	0	2	7	5	10	4	1	2	2	3	36
2011	2	3	0	0	0	9	2	0	1	4	2	5	28
2012	6	4	0	5	4	3	4	2	4	3	2	2	39
2013	2	3	2	3	3	6	4	2	3	5	5	2	40
2014	4	5	0	9	7	2	8	3	4	0	3	0	45
2015	1	0	6	24	2	0	1	0	0	1	0	1	36
Átlag	1,2	1,3	1,1	3,5	2,5	2,8	3,0	1,9	1,7	1,7	2,4	2,1	25,2

Fenti módszerek mellett a hivatásos vadászok rendszeres területellenőrzéseik során bármikor elejthetik a szarkát. A LAJTA Projectben (3060 ha) csaknem negyed század alatt elejtett szarkák havi átlagos dinamikája szerint (**9. táblázat; 2. ábra**) a fészkelési és fiókanevelési időszakban (április–szeptember) lőtték a legtöbb példányt. A nyári megnövekedett teríték a kirepült és kóborló (beleértendők a szomszédos területekről betelepülők is) példányok megnövekedett számának a folyománya. Ilyenkor lehet hatékony, jövőt alapozó állományszabályozást végezni, ugyanis a fiatal madarak még tapasztalatlanok és könnyebben becserkelhetők.

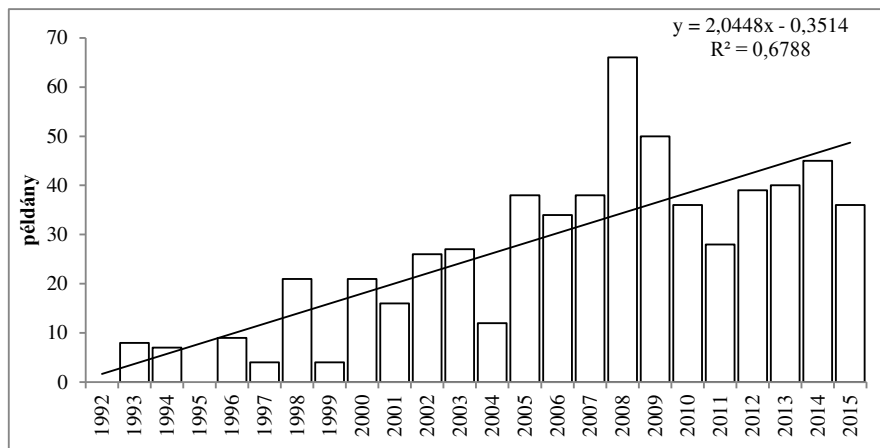
Fészkefoglalástól az élve fogó csapdák használhatók hatékonyan. Tanácsos megvárni a fészek kitartozását, vagy új fészek megépítését, hogy a szarka kifogása után lakatlanná vált fészek otthona lehessen védett fajoknak (kékvércse, vörös vércse, erdei fülesbagoly stb.).

A tartamos szarkaszabályozás egy vadászterületen azonban ökológiai vákuumot okoz, azaz a szomszédos területekről egyre több példány települ be (**3. ábra**), ami a regionális szabályozás összehangolását kívánja, sőt kényszerítik ki.



**2. ábra: A szarkateríték éven belüli megoszlása a LAJTA Projectben**

*Figure 2: Monthly distribution of Magpie bags in the LAJTA Project*



**3. ábra: A szarkateríték negyedszázados dinamikája a LAJTA Projectben**

*Figure 3: Magpie bag dynamics in the LAJTA Project during the last quarter of century*

## 2. CSELEKVÉSI TERV

### 2.1. CÉLKITŰZÉS

A magyar vadgazdálkodás – benne az apróvad-gazdálkodás – célja az apróvad populációk egyedszámának és a fajok elterjedési területének növekedését. Ennek a célnak a megvalósításához az élőhelyek védelmén, fejlesztésén és a dúvadfajok állomány szabályozásán keresztül vezet az út. A szárnyas dúvadfajok, azaz a varjúfélék szabályozása a fészkelő vadászható és természetvédelem alatt álló madárfajok támogatását szolgálja. Közülük kiemelt szerepe van a szarkapopulációk kezelésének, szabályozásának.

A szarka korábban egész évben vadászható faj volt Magyarországon, amit az EU madárvédelmi irányelv – fészkelő populáció védelme – alapján július 1. – február 28(29). közti időszakra kellett módosítani. E változás következményei – alternatív rendelkezések híján – beláthatatlanok lennének mind a vadgazdálkodás, mind a természetvédelem számára – a faj madárfészkekben okozott, fent is említett kártétele miatt. Ennek áthidalására a vadászati rendelet, apróvadas vadászterületeken, az apróvad szaporodási időszakában, a vadászati hatóság külön engedélyéhez kötve lehetővé teszi gyérítését.

Rövidtávú cél, a jelenlegi szarkapopulációk csökkentése a hazai elterjedési terület egészén, de különösen az alföldi apróvadás vadászterületeken. Közép- és hosszútávon, olyan szarkaállomány-kezelési programot kell megvalósítani, amely alacsony egyedszámú, de önfenntartó szarkaállománnyal biztosítja a szárnyasvadgazdálkodás és a természetvédelem eredményességét, a faj megőrzése mellett.

Vadvédelmi kötelezettségünknek megfelelően prioritásként kell kezelni a szarkaállományok szabályozását mind apróvad-védelmi, mind természetvédelmi megfontolásból.

## 2.2. FELADATOK

### 2.2.1. Állományszabályozás szükségessége és jogi keretei

A célkitűzésekben megfogalmazott rövid-, közép- és hosszú távú célok a fenntartható predátor szabályozást erősítik. Rövidtávú cél, a jelenlegi szarkapopulációk csökkentése a hazai elterjedési terület egészén, de különösen az alföldi apróvadás vadászterületeken. Közép- és hosszútávon, olyan szarkaállomány-kezelési programot kell megvalósítani, amely alacsony egyedszámú, de önfenntartó szarkaállománnyal biztosítja a szárnyasvadgazdálkodás és a természetvédelem eredményességét, a faj megőrzése mellett.

Magyarország EU tagságából adódóan a szarka és összességében a vadászható varjúfélék vadászatára az Európai Parlament és a Tanács a vadon élő madarak véelméről szóló 2009/147/EK irányelve (a továbbiakban Madárvédelmi Irányelv) rendelkezései az irányadók, amelyek beépültek a vad védelméről, a vadgazdálkodásról, valamint a vadászatról szóló 1996. évi LV. törvénybe (a továbbiakban Vtv.) és az annak végrehajtásáról szóló 79/2004 (V.4.) FVM rendeletbe (a továbbiakban Vhr.). A hivatkozott jogszabályok egyértelműen rendelkeznek a vadászható fajok köréről, a vadászati módokról és idényekről.

Magyarország, a Madárvédelmi Irányelv 7. cikk (3) bekezdése, valamint a II. melléklet B része alapján azon tagállamok közé tartozik ahol a szarka, a dolmányos varjú és a szajkó, valamint a vetési varjú vadászata engedélyezhető. A Vhr. 1. § (1) bekezdés bb) 9-11. pontjai alapján az első három faj vadászható, egyúttal a (2) bekezdés alapján közösségi jelentőségű vadászható fajnak minősül, míg 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 szóló 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet 2. számú mellékletében felsorolt vetési varjú védett.

A Madárvédelmi Irányelv 7. cikk (4) bekezdése alapján a hatályos nemzeti előírások szerint történő vadászat meg kell, hogy feleljen az ésszerű hasznosítás és az ökológiailag kiegyensúlyozott állományszabályozás elveinek, továbbá a vadászható fajok esetében is biztosítandó, hogy azokat ne lehessen sem a fészekrakás, sem a fiókanevelés, vagy a szaporodás különböző szakaszaiban vadászni. Előzőeknek megfelelően a Vtv. 28. § (4) bekezdésének a) pontja általánosan tiltja a madárfajok fészkeinek és fészkelésének zavarását, megrongálását, vagy elpusztítását, míg a 38.§ (4) bekezdése alapján a vadászható madárfajok egyedeire, a fészekrakás és fiókanevelés időszakában, illetve a szaporodási időszakban – vonuló fajok esetében a fiókanevelési területükre történő visszatérésük során történő vadászatot. A Vhr. 5. számú mellékletében megállapított vadászati idénye a vadászható varjúféléknek a hivatkozott rendelkezésekkel összhangban július 1-én kezdődik és február utolsó napjáig tart.



Figyelemmel kell azonban arra is lenni, hogy a Madárvédelmi irányelv 1. cikkében meghatározottak szerint az a tagállamok Szerződésben érintett európai területén természetesen előforduló összes vadon élő madárfaj védelmére vonatkozik. Továbbá arra is, hogy a 2. cikk alapján szükséges az 1. cikkben meghatározott fajok állományait (így az apróvadfajokét is) megfelelő szinten fenntartani, vagy olyan szintre hozni, amely megfelel különösen az ökológiai, tudományos és kulturális követelményeknek, figyelembe véve a gazdasági és rekreációs követelményeket is, ezért szükségessé válhat a varjúfélék gyérítése a vadászati idényen kívüli időszakban is.

A szarka, a dolmányos varjú, és a szajkó idényen kívüli vadászatát a Vtv. 38. § (3) bekezdésének b) pontjára alapozottan a vadászati hatóság – közösségi jelentőségű vadászható vadfaj vonatkozásában a 38/A. § (1)–(3) bekezdésében foglaltak szerint engedélyezheti, egészen pontosan a Vhr. 27. § (7) bekezdésében foglaltaknak megfelelően, apróvadas vadászterületeken, az apróvad szaporodási időszakában. Ezen rendelkezés, összhangban áll a Madárvédelmi irányelv 9. cikk (1) bekezdése alatt meghatározott feltétellel, amely kimondja, „ha nincs más megfelelő megoldás” a tagállamok „eltérhetnek az 5-8. cikk rendelkezéseitől az a), b) és c) pontok alatt felsorolt okok miatt, amelyeket a Vtv. 38/A. § (1) bekezdésének a) – f) pontjai tartalmaznak. Tételesen felsorolva ezek a következők:

- a) közegészségügyi, illetve közbiztonsági okból,
- b) a légi közlekedés biztonsága érdekében,
- c) a növényi kultúrák, a termés, az állatállomány, az erdők, a halállományok, a vizek súlyos károsodásának megelőzése érdekében,
- d) kutatás és oktatás, állományfeljavítás, visszatelepítés és az ezekhez szükséges tenyésztés céljából,
- e) egyes vadászható madárfajok – az érintett állomány nagyságához mérten – kisszámú szelektív befogásának, tartásának, illetve hasznosításának érdekében, vagy
- f) a vadon élő állatok és növények, valamint a természetes élőhelyek védelme érdekében.

A vadgazdálkodás és a természetvédelem számára legfontosabb a felsorolt indokok között a vadon élő növény- és állatvilág védelme érdekében engedélyezett eltérési lehetőség (lásd Vhr. 27. § (7) bekezdése), ami jelentős mértékben járulhat hozzá az apróvad, valamint a földön fészkelő védett madárfajok (pl. túzok, szikipacsirta, haris, bibic) megőrzési erőfeszítéseinek sikeréhez. Az idényen kívüli vadászat engedélyezéséről szóló hatósági döntésnek a Vtv. 38/A § (2) bekezdés a) – e) pontjai szerint meg kell határoznia

- a) a vadfajt és az egyedek számát,
- b) a befogás vagy elejtés módját, eszközeit,
- c) azt a területet, amelyen a tevékenység gyakorolható,
- d) a tevékenység időtartamát, és
- e) a tevékenység vadászati hatóság általi ellenőrzésének módját.

Előzőeken túlmenően, az engedélyes a tevékenység végrehajtásáról a vadászati hatóságnak, míg utóbbi a földművelésügyi miniszternek tartozik beszámolási kötelezettséggel, aki a természetvédelemért felelős miniszter útján – közösségi jelentőségű vadászható vadfaj – esetében kétfévente (derogációs) jelentést küld az Európai bizottság részére.

A Vtv. 30. § (1) bekezdése rendelkezik arról, hogy a vadat elejteni, elfogni, kizárólag a törvényben meghatározott módon szabad, egyúttal tiltja a mérge alkalmazását. Utóbbi tiltás alól ugyanezen jogszabályhely (2) bekezdése ad felmentést, azzal a kitételrel, hogy – közösségi jelentőségű vadászható vadfaj vonatkozásában a 38/A. § (1)–(3) bekezdésében foglaltak szerint – a mérgező hatású anyagok használatára vonatkozó külön jogszabályok figyelembevételével engedélyezhető szelektív mérge alkalmazása. A Vhr. 60. § (2) bekezdése szerint a szelektív hatású vegyszer abban az esetben használható többek között dolmányos varjú, szarka és szajkó elpusztítására, amennyiben az védett állatot nem veszélyeztet. Mivel mind a holló, mind pedig a vetési varjú védett, kézenfekvőbb a varjúfélék gyérítését csapdázásra alapozottan végezni.

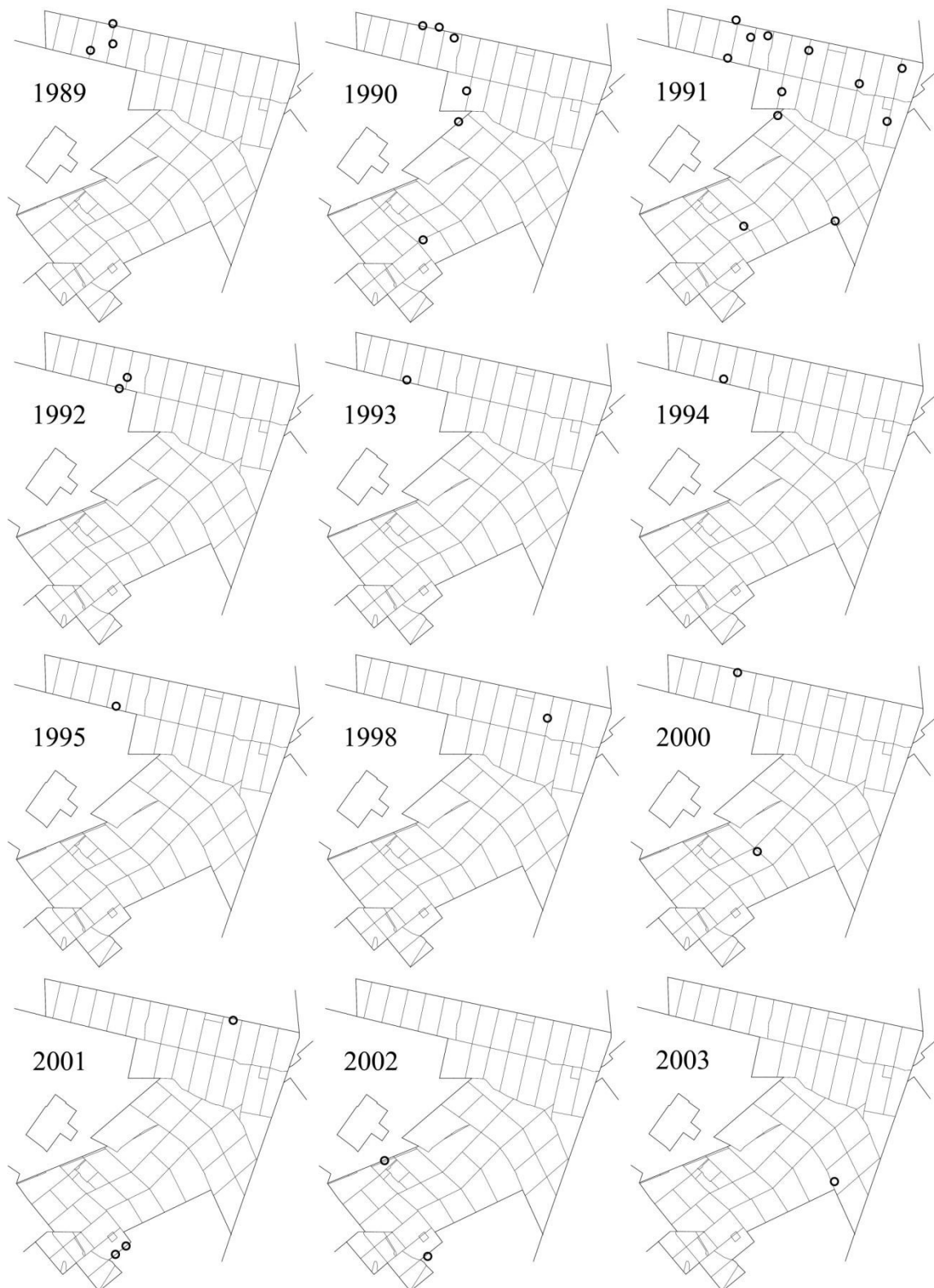
A Vtv. 67§ (3) kezdése a vad elfogását az e célra szolgáló hálóval, befogó karámmal, altató-, bénítólövedékes fegyverrel, valamint a vonatkozó közösségi rendeletben nem tiltott, illetve megengedett csapdázási módszerrel teszi lehetővé. A Madárvédelmi Irányelv 8. cikke és IV. melléklete alatt meghatározott tiltott befogási eszközöket és módszereket a Vtv. 68. § (1) bekezdésének f) és g) pontjai, valamint a Vtv. 71. § (2) bekezdésének f), g), j) l) és m) pontjai tartalmazzák. Előbbi jogszabályhelyek tiltják a hurok, a horog, a madárlép, valamint a működése, vagy felhasználása körülményei folytán nem szelektív háló alkalmazását. Az utóbbi rendelkezések szerint pedig a vadászat rendje megsértésének minősül a vad megtévesztésére szolgáló elektronikus akusztikai eszköz, vagy mesterséges anyag, valamint a vak és megcsonkított élő csali-állat, a tükör és más vakító eszköz, a mérgezett vagy altató csalétkék, továbbá a madarak tömeges, vagy nem szelektív befogását, vagy elpusztítását eredményező, illetve a fajok helyi eltűnését eredményező csapdázási eszköz, illetve eljárás és módszer.

Tekintettel az élő csali-állat gyakori alkalmazására meg kell említeni, hogy a Madárvédelmi Irányelv 6. cikk (1) bekezdésére alapozottan, a Vhr. 45. § (2) bekezdése nem engedi többek között a dolmányos varjú, a szarka és a szajkó élő vagy elpusztult, illetve elejtett egyedeinek és származékainak vagy könnyen felismerhető részeinek eladását, eladásra történő szállítását, eladásra történő tartását, valamint eladásra történő felkínálását sem.

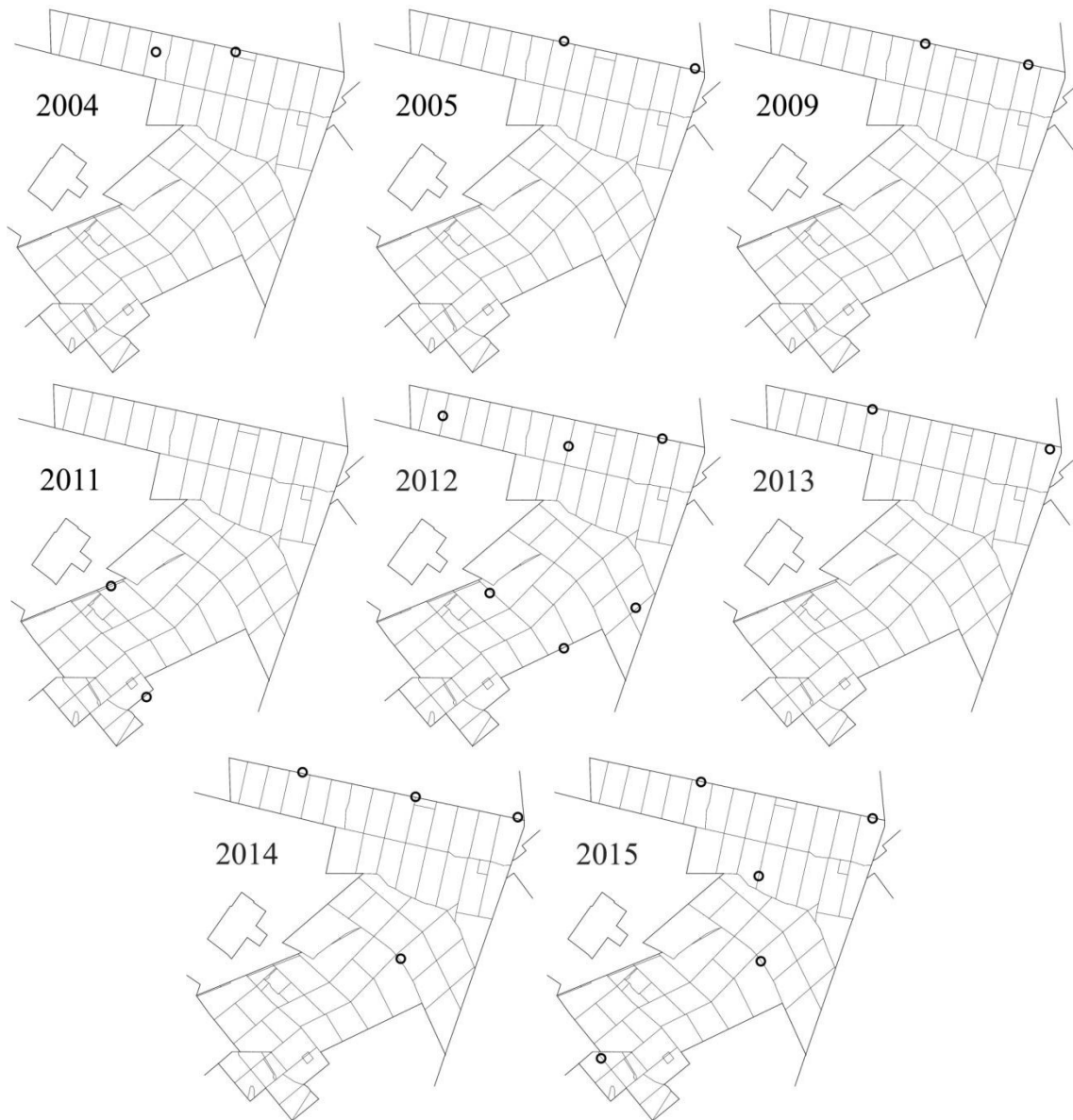
### 2.2.2. Az állományszabályozás információszükséglete

Az apróvadás vadászterületeken a predátorok (köztük a dúvadfajok) populációinak ismerete nélkülözhetetlen. A szörmés és szárnyas ragadozók állományainak szabályozása, illetve a vadfajok és a velük együtt élő védett fajok védelme szükségessé teszi, hogy a vadgazda mindezekről információkat szerezzen. A vadfajok szaporodási időszakát megelőzően, illetve részben az alatt, a predátor fajok állományait úgy ismerhetjük meg és úgy szabályozhatjuk, ha ismerjük otthonaik helyét. A varjú-félék és a ragadozó madarak fészkei, illetve a róka és a borz kotorékai könnyen megtalálhatók és ellenőrizhetők.

A ragadozó madarak és varjúfélék – közöttük a szarka – fészkefelmérésével az adott évi fészkelő állomány nagysága és diszperziója viszonylag könnyen meghatározható. Segítségünkre van ebben az, hogy az említett fajok vagy korábbi fészkeket tataroznak ki költésükhöz, vagy még a fák kilombosodása előtt építik fészkeiket. A fészkekataszter, melyet évről-évre vezethet a hivatásos vadász (vagy vadászok), segít a könnyebb megtalálásban, illetőleg az új fészkek helyének rögzítésében. (A varjúfélék fészkeinek környékén elhelyezett LARSEN-, vagy TROLLE-LJUNGBY L84 csapda alkalmazásával a dúvadgyérítést is hatékonyá lehet tenni. Példaként **(6. térkép)** a LAJTA Project fészkefelméréseit mutatjuk be (FARAGÓ *et al.*, 2012 és aktualizálva).



**6. térkép: A szarkafészkek elhelyezkedése a LAJTA Projectben**  
*Map 6: Distribution of Magpie nests in the LAJTA Project*



### 6. térkép (folyt.): A szarkafészkek elhelyezkedése a LAJTA Projectben

*Map 6 cont.: Distribution of Magpie nests in the LAJTA Project*

A vadászterület (vizsgálati terület) térképén bejelölendő minden fészkek helye, s azok mindegyike sorszámot, illetve önálló kartont kap (természetesen napjainkban már a számítógépes nyilvántartás is szóba jön.). A kartonokra évről-évre fel kell jegyezni az a fészkekben található fajokat, az esetleges szaporulatot, a gyérités módját és eredményességét. Ha új fészkek készül az idők során, akkor azt új sorszámmal kell szerepeltetni. A kartonokra a mennyiségi adatokon túl szaporodásbiológiai és fenológiai adatok is rögzíthetők. A lakott fészkek számából és az abban észlelt egyedszámból az aktuális állomány nagyság, a szaporodási rátákból pedig a populáció változásának gyérités nélküli dinamikája is előremetszhető, s a szükséges mérvű beavatkozás is megtervezhető (FARAGÓ & NÁHLIK, 1997).

A szarka (és más dúvad fajok) állomány nagyságának ismerete legalább olyan fontos az apróvaddal foglalkozó vadgazda számára, mint magának az ún. haszon vadnak az ismerete, hiszen anélkül, és a velük való gazdálkodás híján munkájának hatékonysága alacsony fokú lesz.

Jelentőség: Magas (8-10)

Hatékonyság: Magas (9)

Ütemezés: folyamatos, de különösen s fészkelési időszak előtt és alatt

Felelős: Földművelésügyi Minisztérium, megyei Kormányhivatalok, OMVV, OMVK,

Együttműködők: Vadgazdálkodók, természetvédelmi hatóságok, Nemzeti Parkok

### 2.2.3. Az állományszabályozás ideje

A szarka állományszabályozását a VT. végrehajtási rendelete határozza meg. Július 1. – február 28(29). közötti időszakban gyéríthető (lőhető, csapdázható). A fészkelési időszak (mind a szarka, mind a zsákmányolt madárfajok esetében) kizárása beláthatatlan következményekkel járna mind a vadgazdálkodás, mind a természetvédelem számára – a faj madárfészkekben okozott kártétele miatt –, de a vadászati rendelet, apróvadas vadászterületeken, az apróvad szaporodási időszakában, a vadászati hatóság külön engedélyéhez kötve lehetővé teszi gyérítését.

A jó gyakorlat (2. **ábra**) azt mutatja, hogy egész évben kell a szabályozást folytatni, de különösen az április-augusztus időszak a hatékony.

### 2.2.4. Az állományszabályozás eszköztára

#### 2.2.4.1. Fegyveres szabályozás

A fegyveres szabályozás folytatható egész évben, de egyes időszakokban az eltérő módszerek hatékonysága eltérő, illetve kizárólagos lehet.

A fészkekről történő ugrasztás értelem szerűen a fészkelési időszakra összpontosít. Dögön történő vadászat mindenkor, de különösen a táplálékban szegényebb időszakokban hatékony. Ugyanez mondható el a műuival való vadászatról is. Utóbbi inkább a kóborlás időszakában lehet eredményes. Rendkívül fontos a hivatásos (és sport) vadászok esetében a lőjellel való elszámolás, annak nyilvántartása. A szarkaszabályozás lőjelek utáni premizálása (lőszer, vagy pénz) a hajlandóságot erősíti és a hatékonyságot növeli.

Jelentőség: Magas (8-10)

Hatékonyság: Magas (8–10)

Ütemezés: Egész évben

Felelős: megyei vadászati hatóságok

Együttműködők: OMVV területi szervezetei, vadgazdálkodók, nemzeti parkok

#### 2.2.4.2. Élve fogó csapdázás

A varjúfélék, elsősorban a szarka, a dolmányos varjú (és Nyugat-Európában a kormos varjú) csapdázása általánosan elterjedt vadgazdálkodási és természetvédelmi gyakorlat, amelyet Európa mindegyik vadászati kultúrkörébe tartozó területen alkalmaznak. Eredményességét több szerző pl. STUBBE (1977) TAPPER *et al.* (1991, 1996), FARAGÓ (1997), ADVISORY SERVICE OF GAME CONSERVANCY LTD (2005), WESTERKAMP (2006), SAULNIER (2008), HAJAS (2009) és KARLSSON (2009) is említi.

A **4. ábrán** láthatók azok az eszközök, amelyekkel szarka (valamint a dolmányos varjú) eredményesen csapdázható.

A kandli elsősorban a csalimadár fogás, míg a 4.2 képen bemutatott LARSEN csapda (HAJAS, 2007, 2011) és a svéd TROLLE-LJUNGBY L84 csapda (HAJAS, 2012) a tavasszal territóriumot foglaló és párba állt szarkák, illetve varjak gyérítésének eszközei.

A létrás csapda (STUBBE, 1977; BUB, 1995) optimális használati időszaka nyár közepétől tél végéig tart, azonban elsősorban a dolmányos varjú csapdázásának elengedhetetlen berendezése.

A kandli kivételével mind a LARSEN- és a TROLLE-LJUNGBY L84, mind pedig a létrás csapdához *élő csalimadár* használatára van szükség.

Szabadterületen csalimadarat legkönnyebben kandlival lehet befogni, amelyet a szarkák és a dolmányos varjak kedvelt beülőfái közelében célszerű elhelyezni – kellő gondosságu álcázást követően. A csali lehet mesterséges fészekben elhelyezett tojás (lehetőleg galamb, vagy fácán), dög, de akár kenyér is. A kialakított fészekből egy tojást lehetőleg össze kell törni, hogy az már prédáltnak tűnjön, ezáltal is növelve a megfogni kívánt szarka, vagy dolmányos varjú érdeklődését.

A csalimadarak számára kellő takarást, ülő rudat, valamint tiszta vizet és állati fehérjében dús takarmányt kell biztosítani. Az állatjóléti szempontokon túlmenően, a hatékonyság szempontjából is fontos, hogy a csalimadarak kondíciója jó legyen, ugyanis a leromlott állapotú „betolakodó” nem jelent kihívást a territóriumát védő pár számára. Esős időszak során a csalimadarakat a számukra kialakított, nagyobb mozgást és szárítkozást lehetővé tévő röpdében kell tárolni, amely szolgálhat a befogott madarak egy részének átteleltetésére is, hogy könnyebben lehessen megkezdeni a rákövetkező év tavaszán induló csapdázási kampányt. Egy röpdében csak egy fajhoz tartozó csalimadarakat szabad tárolni.

A szarka csapdázásának fő időszaka március 1. és április 15. közé esik, emiatt minden esetben rendelkezni kell idényen kívüli vadászatra szóló engedéllyel. Amennyiben a társfészkelő fajok számára fontos a fészkek rendbetétele, a szaporodási időszak elején még nem, csak a költési időszak kezdetével szabad a csapdázást megkezdeni. Általában a tojókat sikerül elsőként megfogni, amelyekkel a csalimadarat kicserélve a párjuk is megfogható.

Az élő csali mellett a fent leírt okokból a fogórekeszekben egy-egy tojást, vagy más táplálékforrást kell elhelyezni. Amint a territoriális pár egyedeit a fészkek közelében elhelyezett csapdával sikerült megfogni, azt tovább lehet mozgatni.

Létrás, vagy varsás csapdát szarka befogására a nyár közepétől tél végéig terjedő időszakban legfeljebb nagyvárosok, vagy személtlerakók környékén érdemes használni, ahol a nagy mennyiségben gyülekező madarak egyidejű befogásával megkönnyíthető a következő tavaszi szezon munkája.

A varjúfélék csapdázására használt eszközöket a tanulás és a csapdához való hozzászokás elkerülése érdekében lehetőleg a madarak aktív időszakán kívül, kora hajnalban, vagy az esti órákban kell telepíteni és ellenőrizni, ez különösen a dolmányos varjú esetében fontos, a szarkánál kevésbé számít. Kötelező a napi rendszerességgel történő ellenőrzés!

A csapdákkal megfogott nem célfajok egyedeit, eltérő módon rendelkező engedély hiányában a befogás helyén, az észlelést követően haladéktalanul szabadon kell engedni. A megfogott szarkákat és dolmányos varjakat kíméletesen és gyorsan kell elpusztítani.



**4. ábra: Varjúcsapdák: a. Kandli (Fotó: NAGY B.), b. LARSEN csapda (Fotó: HAJAS P.P.), c. TROLLE-LJUNGBY L84 svéd csapda (Fotó: TÖRÖK P.), d. Létrás csapda (Fotó: HAJAS P.P.)**

Figure 4: Crow traps: a. Bow net (Photo: B. NAGY), b. Larsen trap (Photo: P.P. HAJAS), c. TROLLE-LJUNGBY L84 swedish trap (Photo: P. TÖRÖK), d. Ladder trap (Photo: P.P. HAJAS)

Jelentőség: Magas (9-10)

Hatékonyság: Magas (9-10)

Ütemezés: évente március 1. és május 31. között

Felelős: FM Erdészeti és Vadgazdálkodási Főosztály, megyei vadászati hatóságok

Együttműködők: vadgazdálkodók, Országos Magyar Vadászati Védőegylet

#### **2.2.4.3. Kémiai szabályozás lehetőségei és korlátai**

A varjúfélék szabályozásánál/gyérítésénél meg kell említenünk az F-1 és F-2 néven, korábban Fácánkerten előállított, varjú-félékre szelektív szerrel (hatóanyaga 3-kloro-4-metilanilin-hidroklorid) preparált tojások alkalmazását (KALOTÁS & NIKODÉMUSZ, 1982). Rendkívül hatékony módszer volt. Alkalmazása során kizárták azokat a területeket, ahol a holló (*Corvus corax*) fészkel. Mivel a holló elterjedése – nem utolsó sorban a jelentősen megnövekedett nagyvad állomány vadászata során keletkezett és a vadászterületeken hagyott zsigerek fogyasztása következtében – jelentősen megnőtt, egyre szűkebb volt felhasználhatóságának körzete. Emellett hatékonyságának túlzott eredményessége okán, a drámain lecsökkent állományú, ezért 2000-ben védetté váló fészkelő vetési varjú (*Corvus frugilegus*) elvárt kímélete miatt, a szer használatát előbb fel kellett függeszteni, külön engedélyhez kellett kötni, majd betiltásra került. Más módszer a kémiai szabályozásra nem ismert, így ezt a szabályozási lehetőséget – említett okok miatt – a jövőben nem lehet számításba venni.

Jelentőség: Magas (8-10) – de tiltott alkalmazás!

Hatékonyság: Magas (8-10) – de tiltott alkalmazás!

### 2.2.5. A szabályozás természetvédelmi vonatkozásai

A szarkaállomány szabályozásának – mint láttuk – egyik leghatékonyabb eszköze a fészkelő állomány alacsony szinten tartása. Ennek végzése során messzemenően figyelembe kell venni a természetvédelem érdekeit. A szarka potenciális „szálláscsinálója” védett, olykor ritka ragadozó madaraknak (pl. kékvércse, vörös vércse, erdei fülesbagoly stb.). Ezért a fészeknél történő tevékenységnél fokozottan kell figyelni annak időbeli lehetőségeire. Csak a fészektatarozás, vagy megrakás után történjen meg a szarkapár eltávolítása.

A fészekről való ugrasztás során győződjön meg a vadász, hogy valóban szarka lakja a fészket és nem történt meg időközben gazdacseré, azaz védett faj fészekfoglalása, ezáltal megelőzhető a tévedésen alapuló törvénysértés

Jelen körülmények között – tekintettel a holló (*Corvus corax*) széleskörű elterjedésére, a 3–kloro–4–metilanilin–hidroklorid hatóanyaggal preparált – varjufélékre szelektív – tojások alkalmazása a jövőben sem engedélyezhető.

Jelentőség: Magas (8-10)

Hatékonyság: Közepes (6)

Ütemezés: folyamatos

Felelős: megyei vadászati és természetvédelmi hatóságok

Együttműködők: OMVV és területi szervezetei, vadgazdálkodók, OMVK és területi szervezetei, nemzeti parkok

### 2.2.6. Tanácsadás vadgazdálkodók számára

Minden lehetséges módon (különösen a hivatásos vadász továbbképzéseken) meg kell ismertetni a gazdálkodókkal a szarka (általában a dúvad fajok) tényleges vadgazdálkodási jelentőségét, predációs súlyát.

Jelentőség: Magas (8-10)

Hatékonyság: Közepes (6)

Ütemezés: Költési és fiókanevelési időszak előtt, évente ismételve

Felelős: megyei vadászati hatóságok

Együttműködők: vadgazdálkodók, , Országos Magyar Vadász Kamara

### 2.2.7. Oktatás és továbbképzés

A szarka szabályozására vonatkozó ismeretek oktatása és annak folyamatos aktualizálása fontos az alap-, közép- és felsőfokú vadgazdálkodási (és természetvédelmi) szakemberképzésben. Az oktatást végző intézmények tananyagai, tankönyvei és jegyzetei tartalmazzák a predátor gazdálkodás elméleti és gyakorlati ismeretanyagát. A vadgazdálkodási szakemberek rendszeres továbbképzései során ugyancsak ismertetni kell szabályozás célkitűzéseit, módszereit és eredményeit.

Jelentőség: Magas (8-10)

Hatékonyság: Közepes (6)

Ütemezés: Folyamatosan

Felelős: OMVV, OMVK országos és megyei területi szervezetei, NyME-EMK Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet

Együttműködő: szakirányú képzést folytató alap-, közép- és felsőfokú oktatási intézmények



### 2.2.8. Kutatás és monitoring

A kutatásnak a faj hazai jobb megismerését szolgáló célt kell szolgálnia. Ezek főbb elemei a következők:

- Populáció diszperziója, szaporodási viszonyai
- Táplálkozása megváltozott körülmények között
- Élőhely-monitoring (fészkelőhely, táplálkozóhely)
- A vadászati nyomás vizsgálata
- Csapdázási eredményesség elemzése

Jelentőség: Magas (8-10)

Hatékonyság: Közepes (6-7)

Ütemezés: Folyamatosan

Felelős: NymE EMK Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet

Együttműködő: más felsőoktatási intézmények, vadgazdálkodók

### 2.2.9. Kommunikáció és nyilvánosság

#### 2.2.9.1. Kommunikáció az érintett hatóságokkal

A predátor (benne a szarka) állományok szabályozásának hatékonysága érdekében a vadgazdálkodóknak jó kapcsolatokat kell kialakítani valamennyi, annak sikerességét elősegítő hatósággal:

- megyei vadászati hatóságok
- FM Erdészeti és Vadgazdálkodási Főosztály
- NÉBIH
- természetvédelemért felelős hatóságok
- Területileg illetékes rendőrkapitányságok és ügyészségek

Jelentőség: Magas (8-10)

Hatékonyság: Jó (8)

Ütemezés: Folyamatosan

Felelős: FM Erdészeti és Vadgazdálkodási Főosztály

#### 2.2.9.2. Kommunikáció a nagyközönsséggel

Kellő rendszerességgel tájékoztatni kell a nagyközöniséget a dúvadszabályozás szükségességéről és helyzetéről.

Különösen fontos a nagyközönsséggel megismertetni az írott és elektronikus médián keresztül a dúvadszabályozás szerepét, fontosságát és szabályozottságát. A kommunikáció súlyát növeli annak állatvédelmi vonzatai miatt. Kiemelt jelentősége van a helyi sajtón, információs anyagokon, plakátokon keresztüli tájékoztatásnak.

Jelentőség: Magas (8)

Hatékonyság: Közepes (6)

Ütemezés: Aktualitások figyelembe vételével, évente ismételve

Felelős: Földművelésügyi Minisztérium, megyei Kormányhivatalok, OMVV, OMVK, NyME-EK Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet

### **2.2.10. Felülvizsgálat**

A Szarka Kezelési Terv megvalósítását évente áttekinti az Országos Vadgazdálkodási Tanács, és állásfoglalása alapján értékeli az FM Erdészeti és Vadgazdálkodási Főosztálya, amely azután – ha a szükség úgy kívánja – meghozza a szükséges intézkedéseket.

## **3. ÖSSZEFOGLALÁS**

### **3.1. ÁLLOMÁNYSZABÁLYOZÁSI HELYZET**

A 2000-es évek első évtizedében 64 000-89 000 párban adták meg a hazai fészkelő szarkapopulációt (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008). A korábban ennél lényegesen magasabb állomány elsősorban a kémiai szerekkel történő szabályozás hatására csökkent le. Napjainkban 35–40 ezer példányos terítéke az apróvadgazdálkodási célok teljesítéséhez nem elégséges.

### **3.2. KEZELÉSI PRIORITÁS**

A szarka, mint a szárnyasvadfajok egyik legfontosabb fészekpredátora, a vadgazdálkodási intézkedések tekintetében a magas prioritást érdemel.

### **3.3. CÉLOK**

Rövidtávon, a jelenlegi szarkapopulációk csökkentése a hazai elterjedési terület egészén, különösen a Duna-Tisza közén és a Tiszántúlon. Közép- és hosszútávon, olyan dűvadszabályozási programok megvalósítását kell szorgalmazni, amelyek lehetővé teszik a populációk egyedszámának csökkentését és alacsony szinten tartását.

### **3.4. ÁTFOGÓ KEZELÉSI POLITIKA**

Prioritás kell, hogy legyen a dűvadszabályozás – lelövással és csapdázással.

### **3.5. CSELEKVÉSI TERV**

#### **1. Élőhely-gazdálkodás**

C1.1. A dűvad-gazdálkodást kiemelten kell kezelni, és az éves tervekben rögzíteni kell előírásait. A hatósági munka során érvényt kell szerezni betartásuknak.

Nagy jelentőségű, hatékony. Felelős szervezet: megyei vadászati hatóságok, OMVV megyei szervezetei

#### **2. Politika és jogalkotás**

C.2.1. Biztosítani kell a csapdázás és a szelektív gyérítési eljárások jogi és gazdasági feltételeit.

Nagy jelentőségű, hatékony. Felelős szervezet: FM Erdészeti és vadgazdálkodási Főosztály

### 3. Tanácsadás, oktatás

C3.1. Minden lehetséges módon (különösen a hivatásos vadász továbbképzéseken) meg kell ismertetni a gazdálkodókkal a szarka (általában a dúvad fajok) tényleges vadgazdálkodási jelentőségét, predációs súlyát, szabályozásának jogi lehetőséget, technikai eszköztárát és a jó gyakorlatot.

Nagy fontosságú, nagy hatékonyságú. Felelős: OMVV, OMVK országos és megyei területi szervezetei, NyME-EMK Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet.

### 4. Kutatás és monitoring

A kutatás során az alábbi prioritásokat kell szem előtt tartani:

- C.4.1. Populáció diszperziója, szaporodási viszonyai
- C.4.2 Táplálkozása megváltozott körülmények között
- C.4.3. Élőhely-monitoring (fészkelőhely, táplálkozóhely)
- C.4.4. A vadászati nyomás vizsgálata
- C.4.5. Csapdázási eredményesség elemzése

Nagy fontosságú, közepes hatékonyságú. Felelős: Földművelésügyi Minisztérium, megyei vadászati hatóságok, NymE-EMK Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, SZIE Vadvilág Megőrzési Intézet

### 5. Kommunikáció és nyilvánosság

C.5.1. A dúvadgazdálkodás hatékonysága és elfogadtatása érdekében a vadgazdálkodásnak jó kapcsolatokat kell kialakítani valamennyi hatósággal.

Nagy jelentőségű, nagy hatékonyságú. Felelős: FM, Kormányhivatalok

C.5.2. Kellő rendszerességgel tájékoztatni kell a nagyközönséget a dúvadgazdálkodás fontosságáról, helyzetéről.

Nagy fontosságú, közepes hatékonyságú. Felelős: megyei vadászati hatóságok, OMVV, OMVK, NymE-EMK Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, SZIE Vadvilág Megőrzési Intézet

## IRODALOMJEGYZÉK

- BALANCA, G. (1984): Le régime alimentaire d'une population de pies bavardes (*Pica pica*). *Gibier Faune Sauvage* **3**: 37–61.
- BANKOVICS A. & VADÁSZ CS. (2009): Szarka – *Pica pica* (Linnaeus, 1758). In: CSÖRGŐ T., KARCZA ZS., HALMOS G., MAGYAR G. GYURÁ CZ J., SZÉP T., BANKOVICS A., SCHMIDT A. & SCHMIDT E. (szerk.): *Magyar madár vonulási atlasz*. Kossuth kiadó. pp. 573–574.
- BAEYENS, G. & JERZAK, J. (1997): In: HAGEMEIJER, W.J.M. & BLAIR, M.J. (eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their distribution and abundance*. T and D Poyser, London
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): *Birds in Europe. Population estimates, trends and conservation status*. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 12.).
- BUB, H. (1995). *Bird Trapping & Bird Banding: A handbook for trapping methods all over the world*. Ithaca, New York: Cornell University Press.
- CSÁNYI S. (szerk.) (2001): *Vadgazdálkodási Adattár – 2000/2001. vadászati év*. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő.
- CSÁNYI S. (szerk.) (2005): *Vadgazdálkodási Adattár – 2004/2005. vadászati év*. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő.

- CSÁNYI S. (szerk.) (2015): *A 2014/2015. vadászati év vadgazdálkodási eredményei valamint a 2015. tavaszi vadállomány-bebecslési adatok és vadgazdálkodási tervek*. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő. 152 p.
- CSÁNYI S., LEHOCZKY R. & SONKOLY K. (szerk.) (2005): *Vadgazdálkodási Adattár – 2005/2006. vadászati év*. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő. 64 p.
- CSÁNYI S., LEHOCZKY R. & SONKOLY K. (szerk.) (2008): *Vadgazdálkodási Adattár – 2007/2008. vadászati év*. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő. 64 p.
- CSÁNYI S., LEHOCZKY R. & SONKOLY K. (szerk.) (2010): *Vadgazdálkodási Adattár – 2009/2010. vadászati év*. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő. 56 p.
- CSÁNYI S., LEHOCZKY R. & SONKOLY K. (szerk.) (2012a): *Vadgazdálkodási Adattár – 2010/2011. vadászati év*. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő. 52 p.
- CSÁNYI S., LEHOCZKY R. & SONKOLY K. (szerk.) (2012b): *Vadgazdálkodási Adattár – 2011/2012. vadászati év*. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő. 52 p.
- CSÁNYI S., TÓTH K. & SCHALLY G. (szerk.) (2012c): *Vadgazdálkodási Adattár – 2012/2013. vadászati év*. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő. 52 p.
- CSÁNYI S., TÓTH K., KOVÁCS I. & SCHALLY G. (szerk.) (2014): *Vadgazdálkodási Adattár – 2013/2014. vadászati év*. Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő. 48 p.
- CSIKI E. (1919): Biztos adatok madaraink táplálkozásáról – Tizedik közlemény. *Aquila* **26**: 76–104.
- DECKERT, G. (1980): Siedlungsdichte und Nahrungssuche bei Elster, *Pica p. pica* (L.) und Nebelkrähe, *Corvus corone cornix*. *Beiträge zur Vogelkunde* **26** (6): 305–334.
- FARAGÓ S. (1991): Vizsgálatok a szárnyasvad állati eredetű táplálékbázisáról mezőgazdasági környezetben Magyarországon. I. A szárnyasvad tápláléka, a táplálékbázis-vizsgálatok anyaga és módszere. *EFE Tud. Közl.* 1989(2): 153–192.
- FARAGÓ S. (2001a): Adatok a magyarországi mezei szárnyasvad fajok fészekalj nagyságaihoz és tojásméreteihez. *Magyar Ápróvad Közlemények* **6**: 113–132.
- FARAGÓ S. (2001b): Mezei szárnyasvad fajok vonulása Magyarországon, jelölt madarak megkerülése alapján. *Magyar Ápróvad Közlemények* **6**: 133–161.
- FARAGÓ S. (2006): Varjúfélék vadászata. In: FARAGÓ S. (szerk.): *Magyar Vadász Enciklopédia*. Totem Kiadó, Budapest. pp. 519–520.
- FARAGÓ S. (2015): *Vadászati állattan*. Negyedik, átdolgozott kiadás. Mezőgazda Kiadó Budapest.
- FARAGÓ S., JÁNOSKA F., DITTRICH G. & GICZI F. (2012): Varjúfélék (Corvidae) állomány- és teríték monitoringja a LAJTA Projectben. In: FARAGÓ, S. (szerk.): *A LAJTA Project. Egy tartamos mezei vad és ökoszisztéma vizsgálat 20 éve*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. pp. 353–363.
- FARAGÓ S. & NÁHLIK A. (1997): *A vadállomány szabályozása. A fenntartható vadgazdálkodás populációökológiai alapjai*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & BAUER, K.M. (1993): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 13/III. Passeriformes (4. Teil Corvidae – Sturnidae). Aula Verlag, Wiesbaden.
- HAGEMEIJER, W.J.M. & BLAIR, M.J. (szerk.) (1997): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their distribution and abundance*. T and D Poyser, London.
- HAJAS P.P. (2007): Csapdázással a Fogoly Repatriációs Program sikeréért. *Nimród Vadászújság* **95** (11): 21.
- HAJAS P.P. (2009). Az élvefogó csapdák alkalmazásának tapasztalatai a szörmés és szárnyas kártevők korlátozásában. In: NAGY, E. (szerk.): *Vadgazdálkodásunk fejlesztésének lehetőségei. A vadgazdálkodás időszerű kérdései* **9**. pp. 59–64.
- HAJAS P.P. (2011): Oldalajtós Larsen-csapda. *Magyar Vadászlap* **20** (4): 267.
- HAJAS P.P. (2012): A Larsen-csapda északi változata: Trolle-Ljungby L84. *Magyar Vadászlap* **21** (5): 316.
- HARRISON, C. (1975): *Jungvögel, Eier und Nester aller Vögel Europas, Nordafrikas und des Mittleren Ostens*. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- JONSSON, L. (1993): *Birds of Europe with North-Africa and Middle East*. C. Helm Publisher Ltd/A. & C. Black Publisher Ltd. London.
- KALOTÁS ZS. (1988): Adatok a dolmányos varjú (*Corvus corone cornix* L.) és a szarka (*Pica pica*) magyarországi állományviszonyaihoz. *Aquila* **95**: 162-170.

- KALOTÁS, ZS. & NIKODÉMUSZ, E. (1982): Controlling magpies (*Pica pica*) and hooded crow (*Corvus cornix*) with 3-chloro-4-methylaniline-HCl using egg-baits. *Zeitschrift für Angewandte Zoologie* **69** (3): 275–281.
- KARLSSON, B. (2009). *Fångst av kråkfåglar*. Svenska jägareförbundets Förlag, Stockholm
- KLEINER, E. (1939): Rendszertani tanulmányok a Kárpátok medencéjének varju-féléin és azok földrajzi fajtaköréin. I. *Pica pica* L. *Aquila* **42-45**: 79–140.
- KOSARAS Z. (1986): *A dolmányos varjú (Corvus cornix) és a szarka (Pica pica) gazdasági jelentősége és állományapasztásának lehetőségei*. Diplomamunka, Erdészeti és Faipari Egyetem, Vadgazdálkodási Tanszék, Sopron. 51 p.
- MAGYAR G., HADARICS T., WALICZKY Z., SCHMIDT A. & BANKOVICS A. (1998): *Nomenclator Avium Hungariae. Magyarország madarainak névjegyzéke*. Madártani Intézet – MME – Winter Fair, Budapest-Szeged.
- MAKATSCH, W. (1976): *Die Eier der Vögel Europas*. Band 2. Neumann Verlag, Leipzig-Radebeul.
- MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008): *Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae. An annotated list of the birds of Hungary*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- OWEN, D. F. (1956): The food of nestling Jays and Magpies. *Bird Study* **3**: 257–265.  
<http://dx.doi.org/10.1080/00063655609475857>
- POTTS, G.R. (1986): *The Partridge. Pesticides, Predation and Conservation*. Collins, London. 274 p.
- SAULNIER, J.C. (2008). *L'incontournable du piéteur*. Le Mesnil le Roi: Editions Chasse-Sports.
- SOVIŠ, F. (1968): I. Prispěvok k sledivaniu hospodárského významu straky obyčajnej (potravná ekológia dospelých vtákov). *Acta Fytotechn. Univ. Agricult.* **17**: 221–226.
- SOVIŠ, F. (1970): II. Prispěvok k sledivaniu hospodárského významu straky obyčajnej (potravná ekológia mlad'at). *Acta Fytotechn. Univ. Agricult.* **20**: 245–251.
- STERBETZ, I. (1964): Beiträge zur Erforschung der wirtschaftlichen Bedeutung der Elster (*Pica pica*) in Ungarn. *Angewandte Ornithologie* **2**: 30–36.
- STUBBE, M. (1977). *Raubwild, Raubzeug, Krähenvögel*. Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin
- TAPPER, S., SWAN, M. & REYNOLDS, J. (1991): Larsen Traps: A survey of members' results. *The Game Conservancy Review of 1990*, Vol. **22**., pp. 82–86.
- TATNER, P. (1983): The diet of urban Magpies *Pica pica*. *Ibis* **125**: 90–107.
- TUCKER, G.M. & HEATH, M.F. (1994): *Birds in Europe: their conservation status*. Cambridge, U.K. *BirdLife Conservation Series* 3.
- WESTERKAMP, A. (2006). *Fangjagd*. Franckh-Kosmos Verlags GmbH & Co. KG. Czech Republic



## A MEZEI NYÚL (*Lepus europaeus*) ÁLLOMÁNYÁNAK VÁLTOZÁSA A DÉVAVÁNYAI TÚZOKVÉDELMI MINTATERÜLETEN ÉS KÉT KONTROLLTERÜLETEN (2008–2012)

Tirják László

Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság  
Körös–Maros National Park Directorate,  
H-5540 Szarvas, Anna-liget 1., Hungary  
e-mail: laszlo.tirjak@kmp.hu

### ABSTRACT

TIRJÁK L.: CHANGES IN THE BROWN HARE (*Lepus europaeus*) POPULATION ON THE DÉVAVÁNYA GREAT BUSTARD CONSERVATION SITE AND ON TWO CONTROL SITES (2008–2012). *Hungarian Small Game Bulletin* **13**: 83–123. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2017.083>

The Körös-Maros National Park Directorate established the Dévaványa Great Bustard Conservation Site in 2003. The primary objective of the establishment was the implementation of some special Great Bustard conservation measures, such as the testing and carrying out of various repatriation methods, and the designing of a habitat management model. The Great Bustard Conservation Site is a 398 hectare enclosure surrounded by a special fence, where medium-sized or larger carnivores and omnivorous mammals that would have a significant impact on ground-nesting birds had been eliminated. The species excluded from the enclosure are Red Fox (*Vulpes vulpes*), Golden Jackal (*Canis aureus*) whose population is increasing, Feral Dog (*Canis familiaris*), European Badger (*Meles meles*), Raccoon Dog (*Nyctereutes procyonoides*) and Wild Boar (*Sus scrofa*), which has by now become resident.

The study of the Brown Hare (*Lepus europaeus*) population living on the Great Bustard Conservation Site soon got into focus as it seemed plausible that the elimination of its main predator, the Red Fox, would change the parameters of the isolated population as compared to the populations living outside the enclosure.

The comparative study of the Brown Hare population included 9 surveys between autumn 2008 and autumn 2012. 3 sample sites were identified that differed in the presence or absence of Brown Hare taking by hunters and the occurrence of Red Fox. Populations were estimated twice a year (spring and autumn) during night surveys using spotlights. The habitat choice of observed Brown Hares was also recorded.

Population density data were evaluated against weather conditions, habitat changes and actual vegetation parameters. The analysis of the effects of extreme weather events received particular emphasis. The identification of habitat preferences will provide indispensable information to habitat management.

The greatest population density on the Great Bustard Interior Sample Site was in October 2008, with 3.76 specimens/ha. During the study period, three extreme weather events occurred that seriously impacted on the Brown Hare population (flooding and excessive rainfall, long-lasting snow cover, late summer drought). The floods and heavy rains in 2010 caused significant decline in all 3 populations. The long-lasting snow cover in February 2012 and the late summer - early autumn extreme drought resulted in mass die-offs within the Great Bustard Conservation Site, while the populations whose movements were not restricted fared successfully through the critical period. Due to these events, the population density on the Great Bustard Interior Sample Site decreased to 0.99 specimens/ha by the end of the study period.

**KULCSSZAVAK:** mezei nyúl, Tűzokvédelmi Mintaterület, ragadozó kizárás, vörös róka  
**KEY WORDS:** Brown Hare, Great Bustard Conservation Site, predator removal, Red Fox

## 1. BEVEZETÉS

A Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság 2003-ban helyezte üzembe a dévaványai Tűzokvédelmi Mintaterületet, amely azóta folyamatosan működik. A kialakítás elsődleges céljaként egyes speciális tűzokvédelmi feladatok ellátását, mint például a különböző típusú repatriációs módszerek kipróbálását, megvalósítását, illetve területkezelési modell kidolgozását jelölték meg a szakemberek.

A Tűzokvédelmi Mintaterület bekaparás és beugrásgátlóval biztosított kerítéssel lezárt mintegy 398 hektáros terület, ahonnan a földön fészkelő madarakra jelentős hatással bíró, közepes méretű vagy annál nagyobb ragadozó, illetve vegyes táplálkozású emlősök kizárásra kerültek. Ebbe a körbe tartozik a környéken előforduló vörös róka (*Vulpes vulpes*), a növekvő állományú aranysakál (*Canis aureus*), a kóbor kutya (*C. familiaris*), az európai borz (*Meles meles*), a nyestkutya (*Nyctereutes procyonoides*) és az egyre szaporodó és mára állandó vadfajjává váló vaddisznó (*Sus scrofa*).

A ragadozó emlősök kizárása azonban nemcsak a tűzokokra, hanem az egész életközösségre, így a madarakra és az emlősökre is hatást gyakorol, illetve gyakorolhat. Ennek a kérdéskörnek a vizsgálata számos fontos tanulsággal szolgálhat, amely amellet hogy megalapozhatja a Mintaterület szakszerű üzemeltetését, a külső védett területek természetvédelmi kezelési feladatait is segítheti.

A Tűzokvédelmi Mintaterületen élő mezei nyúl (*Lepus europaeus*) állományának vizsgálata hamar az érdeklődés középpontjába került, hiszen a számára veszélyt jelentő vörös rókától mentes a terület, ezért feltételezhető volt, hogy az izolált populációnak a jellemzői eltérnek a külső, szabadterületen élő állományok jellemzőitől. A vizsgálatok soronkívüli megindítását az is indukálta, hogy a mezei nyúl fontos zsákmányállata a térségben rendszeresen előforduló nagytestű ragadozó madaraknak, a rétisasnak (*Haliaeetus albicilla*), a parlagi sasnak (*Aquila heliaca*) és a szirti sasnak (*A. chrysaetos*). A Mintaterületen megnövekedő mezeinyúl-állomány pedig a sasok koncentrációját eredményezheti, amely kedvezőtlenül hathat a benn tartózkodó vad vagy éppen repatriáció alatt álló tűzokokra. Azonban a kérdés tisztázására csak a belső és a külső területek állományadatainak ismerete nyújthat lehetőséget.

Nemcsak a fenti szakmai probléma kezelése, hanem a mezei nyúlhoz kapcsolódó egyéb ismeretek megszerzése érdekében indult 2008 őszén a kutatási program. Ennek keretében 3 mintaterület került kijelölésre, ahol az elsőnél nincs vadászati hasznosítás és nincs jelen a vörös róka (Tűzokvédelmi belső mintaterület), a másodiknál nincs vadászati hasznosítás, de a vörös róka előfordul (Réhely mintaterület), a harmadik mintaterület esetében a térségre jellemző vadászati hasznosítás folyik és a vörös róka is jelen van (Szilasok mintaterület). A mintaterületeken tavasszal és ősszel végeztük el az állományfelméréseket, ahol éjszakai reflektoros becslési módszert alkalmaztunk. A számlálások alkalmával rögzítésre került a mezei nyulak élőhelytípusonkénti előfordulása és a ragadozók jelenlétére vonatkozó adatok is.

A vizsgálat során összevettem a három mintaterület mezeinyúl-állományának változásait 2008 ősze és 2012 ősze között, 9 felmérési időszak felhasználásával. A kapott adatok kiértékelése az időjárási körülmények, az élőhelyváltozások és az aktuális vegetációs jellemzők összehasonlításával történt. A munka során külön hangsúlyt fektettem a szélsőséges időjárási elemek hatásainak elemzésére. Az élőhelypreferencia meghatározása a későbbi élőhelyfejlesztések számára is megfelelő alapot tud nyújtani.



## 2. ANYAG ÉS MÓDSZER

### 2.1. A VIZSGÁLT TERÜLET KÖRNYEZETI VISZONYAI

#### 2.1.1. Makroklimatikus viszonyok

A Tűzokvédelmi Mintaterület (**1. ábra**), illetve a kijelölt mintaterületek a Dévaványai-sík földrajzi kistáj központi részén helyezkednek el, ahol az éghajlat száraz, mérsékelt meleg. Az éves napsütéses órák száma általában 1980 és 2000 óra közé esik, a földrajzi kistáj évi középhőmérséklete 10,3-10,4 °C körül alakul. Az éves lehullott csapadék mennyisége általában 510 és 540 mm. Az É-i, az ÉK-i és a D-i szél a leggyakoribb (DÖVÉNYI, 2010).



**1. ábra: A Tűzokvédelmi Mintaterület (Fotó: TIRJÁK L.)**  
*Figure 1: The Great Bustard Conservation Site (Photo: L. TIRJÁK)*

A vizsgált 5 éves időszakra vonatkozóan a térség klimatikus viszonyainak bemutatásához 2 észlelő hely adatait dolgoztam fel. A csapadék esetében, ahol a lokalitásnak kiemelt jelentősége van, közvetlenül a terület szomszédságában található Tűzokvédelmi Állomáson mért adatokat használtam fel. A mérőhelyet a Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság munkatársai üzemeltetik. A többi megadott érték az Országos Meteorológiai Szolgálat Békéscsabai Állomásának az adata. Az utóbbi észlelési hely Dévaványától délre, mintegy 40 kilométerre fekszik.

#### *Napfénytartam*

Az éves napfénytartam összege az elmúlt évtizedeknél magasabb értéket mutat. A vizsgált időszakban 2065 és 2643 óra között változott, legmagasabb értékét 2012-ben érte el (**1. táblázat**).

**1. táblázat: A napfénytartam (óra) alakulása 2008 és 2012 között (Békéscsaba)**

Table 1: Sunshine duration between 2008 and 2012 (Békéscsaba)

Év/ Year	Jan./ Jan.	Feb./ Feb.	Már./ Mar.	Ápr./ Apr.	Máj./ May.	Jún./ June	Júl./ July	Aug./ Aug.	Sze./ Sept.	Okt./ Oct.	Nov./ Nov.	Dec./ Dec.	Összeg/ Sum
<b>2008</b>	81	120	136	191	306	297	325	351	162	160	133	52	2314
<b>2009</b>	49	84	132	311	313	287	373	310	261	127	89	44	2379
<b>2010</b>	56	52	164	208	194	252	308	310	177	184	122	38	2065
<b>2011</b>	45	84	178	272	311	307	263	359	298	211	136	42	2506
<b>2012</b>	105	102	253	226	285	349	359	370	234	197	112	51	2643
<b>Átlag/ Average</b>	<b>67</b>	<b>88</b>	<b>172</b>	<b>242</b>	<b>282</b>	<b>298</b>	<b>326</b>	<b>340</b>	<b>227</b>	<b>176</b>	<b>118</b>	<b>46</b>	<b>2381</b>
<b>Minimum/ Minimum</b>	45	52	132	191	194	252	263	310	162	127	89	38	
<b>Maximum/ Maximum</b>	<b>105</b>	120	253	311	313	349	373	370	298	211	136	52	

A havi napfénytartam összegét megvizsgálva megállapítható, hogy minimumát decemberben éri el, átlagosan 46 órával (**2. ábra**). Augusztusig folyamatos a növekedés, ahol a havi átlagos érték 340 órát tesz ki. Ezt követően egyenletes csökkenés figyelhető meg a decemberi minimumig.

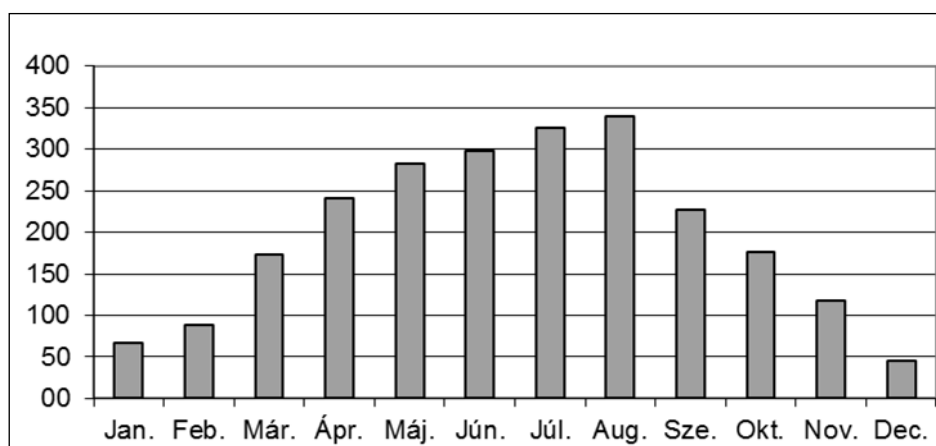
**2. ábra: A napfénytartam havi megoszlása (óra) 2008 és 2012 között (Békéscsaba)**

Figure 2: Monthly distribution of sunshine duration between 2008 and 2012 (Békéscsaba)

### Hőmérséklet

Az évi középhőmérséklet átlaga a vizsgált 5 éves időszakban (**2. táblázat**), a Békéscsabai Állomáson 11,5 °C tett ki. Az éves minimum 11,0 °C (2011), az éves maximum pedig 12,2 °C körül alakult (2009).

### Csapadék

Az éves csapadék mennyiség 5 éves átlagban 485 mm értéket adott a Tűzokvédelmi Állomás mérőhelyén. Az évek között azonban jelentős ingadozás figyelhető meg, míg a 2 nagyon száraz év (2011, 2012) esetében az éves csapadékmennyiség 350 mm körül alakult,

addig 2010-ben ennek kétszeresét észlelték, meghaladva a 700 mm-es értéket (**3. táblázat**). Ezekben az időszakokban a lehullott csapadék jelentősen belvizezőntéseket okozott, amely az élőhelyek részleges átalakulásához vezetett.

**2. táblázat: A középhőmérséklet (°C) alakulása 2008 és 2012 között (Békéscsaba)**

*Table 2: Change of mean temperature between 2008 and 2012 (Békéscsaba)*

Év/ Year	Jan./ Jan.	Feb./ Feb.	Már./ Mar.	Ápr./ Apr.	Máj./ May.	Jún./ June	Júl./ July	Aug./ Aug.	Sze./ Sept.	Okt./ Oct.	Nov./ Nov.	Dec./ Dec.	Összeg/ Sum
<b>2008</b>	1,3	4,0	7,4	11,9	17,1	21,3	21,5	22,1	15,4	12,2	6,8	3,0	12,0
<b>2009</b>	-1,1	1,1	6,2	14,6	17,8	20,2	23,2	22,7	19,0	11,5	8,0	3,0	12,2
<b>2010</b>	-1,0	2,3	6,9	11,9	16,4	19,8	22,9	21,7	15,4	8,2	8,6	-0,1	11,1
<b>2011</b>	-0,7	-1,1	6,0	12,5	16,4	20,8	21,5	22,5	19,6	9,9	1,7	2,9	11,0
<b>2012</b>	0,4	-6,0	6,8	12,2	16,6	21,8	24,1	23,2	19,4	11,7	7,4	-0,5	11,4
<b>Átlag/ Average</b>	-0,2	0,1	6,7	12,6	16,9	20,8	22,6	22,4	17,8	10,7	6,5	1,7	11,5
<b>Minimum/ Minimum</b>	-1,1	-6,0	6,0	11,9	16,4	19,8	21,5	21,7	15,4	8,2	1,7	-0,5	
<b>Maximum/ Maximum</b>	1,3	4,0	7,4	14,6	17,8	21,8	24,1	23,2	19,6	12,2	8,6	3,0	

**3. táblázat: A csapadékösszeg (mm) alakulása 2008 és 2012 között (Dévaványa)**

*Table 3: Change of precipitation between 2008 and 2012 (Dévaványa)*

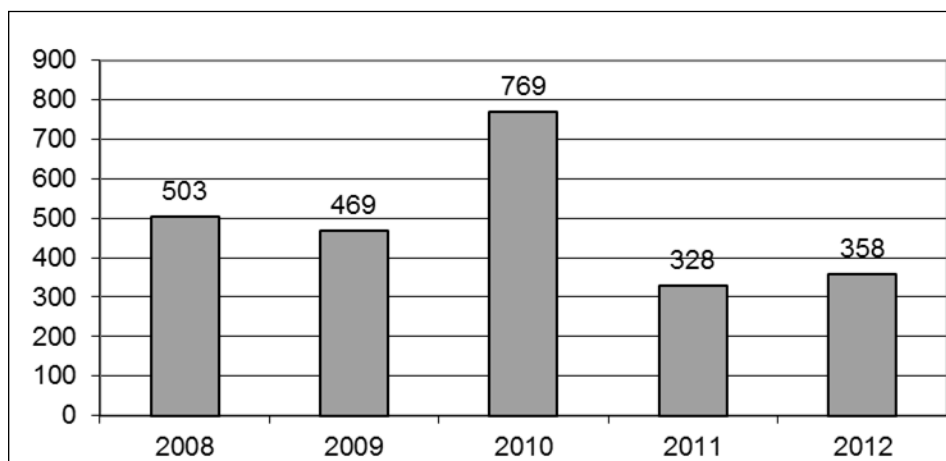
Év/ Year	Jan./ Jan.	Feb./ Feb.	Már./ Mar.	Ápr./ Apr.	Máj./ May.	Jún./ June	Júl./ July	Aug./ Aug.	Sze./ Sept.	Okt./ Oct.	Nov./ Nov.	Dec./ Dec.	Összeg/ Sum
<b>2008</b>	18	14	53	43	51	125	55	28	29	29	23	34	503
<b>2009</b>	27	18	47	40	8	110	41	5	9	7	122	34	469
<b>2010</b>	21	51	8	80	87	105	60	97	66	15	88	90	769
<b>2011</b>	20	17	20	8	53	24	112	13	12	12	0	38	328
<b>2012</b>	24	4	4	23	40	33	115	3	26	36	16	34	358
<b>Átlag/ Average</b>	<b>22</b>	<b>21</b>	<b>26</b>	<b>39</b>	<b>48</b>	<b>79</b>	<b>77</b>	<b>29</b>	<b>28</b>	<b>20</b>	<b>50</b>	<b>46</b>	<b>485</b>
<b>Minimum/ Minimum</b>	18	4	4	8	8	33	41	3	9	7	0	34	
<b>Maximum/ Maximum</b>	27	51	53	80	87	125	115	97	66	36	122	90	

Az éves csapadékösszeg a vizsgált időszakban erős ingadozást mutatott Dévaványa környékén (**3. ábra**).

Ha a vizsgált 5 éves időszak évenkénti csapadékösszegét összevetjük a 5 év átlagával, jól követhető az eltérés alakulása (**4. ábra**). Ennek az értéknek az ingadozása azt szemlélteti, hogy az egyes évek között mekkora különbségek mutatkoznak a térség vízháztartásában.

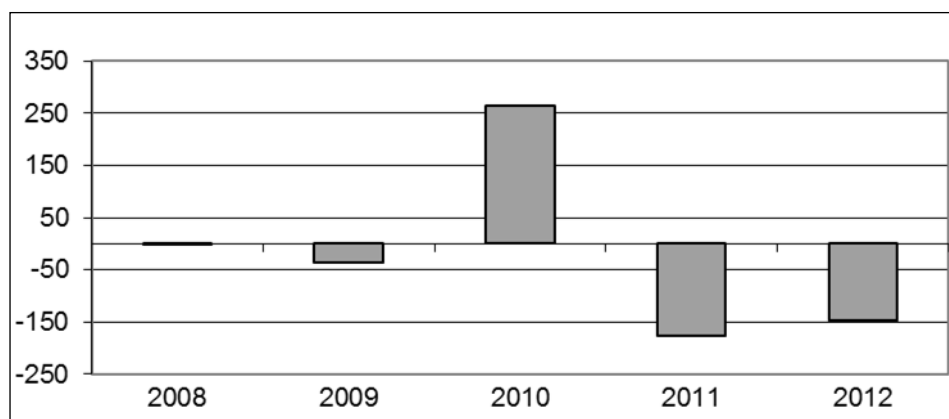
A Tűzokvédelmi Mintaterület esetében, mivel részben zárt rendszer, különleges jelentőséggel bírnak és célszerű külön vizsgálni a szélsőséges időjárási körülmények hatásait.

A nyári hőmérsékleti adatok esetében a 2012-es esztendőt érdemes kiemelni. A hőség napok (56) és a forró napok (17) száma kimagasló értéket mutattak (**4. táblázat**).



3. ábra: A csapadékösszeg éves alakulása (mm) 2008 és 2012 között (Dévaványa)

Figure 3: Annual precipitation between 2008 and 2012 (Dévaványa)



4. ábra: Az éves csapadékösszeg (mm) eltérése a 5 éves átlaghoz képest (Dévaványa)

Figure 4: Deviation of annual precipitation from the five-year average (Dévaványa)

4. táblázat: A hőmérséklet szélső értékei a nyári félévben 2008 és 2012 között (Becsaba)

Table 4: Temperature extremes in the summer half year between 2008 and 2012 (Békéscsaba)

Év/ Year	Nyári napok száma	Hőség napok száma	Forró napok száma
	<i>Days with summerly weather</i>	<i>Hot days</i>	<i>Heat days</i>
	max->25°C	max->30°C	max->35°C
<b>2008</b>	98	36	0
<b>2009</b>	120	39	0
<b>2010</b>	79	34	0
<b>2011</b>	106	45	0
<b>2012</b>	120	56	17
<b>Átlag/ Average</b>	105	42	3
<b>Minimum/ Minimum</b>	98	34	0
<b>Maximum/ Maximum</b>	120	56	17

A téli időszak mindig külön megpróbáltatást jelent a mezei nyulak számára (5. táblázat). A téli időjárási körülmények, a tartós hófedettséggel párosuló fagyos ciklusok a táplálkozási lehetőségeket is alapvetően befolyásolhatják.

**5. táblázat: A hőmérséklet szélső értékei a téli félévben 2007 és 2012 között (Békéscsaba)**

*Table 5: Temperature extremes in the winter half year between 2007 and 2012 (Békéscsaba)*

Év/ Year	Fagyos napok száma	Téli napok száma	Zord napok száma
	<i>Frosty days</i> (min<-0°C)	<i>Days with winterly weather</i> (max<-0°C)	<i>Days with rough weather</i> (min<-10°C)
<b>2007/2008</b>	82	22	3
<b>2008/2009</b>	82	25	8
<b>2009/2010</b>	72	24	10
<b>2010/2011</b>	93	32	14
<b>2011/2012</b>	124	30	19
<b>Átlag/ Average</b>	91	27	11
<b>Minimum/ Minimum</b>	72	22	3
<b>Maximum/ Maximum</b>	124	32	19

### 2.1.2. A felmérések időszakának környezeti jellemzői

#### 1. 2008 ősz – (2008. október 1., 2., 6.)

A 2008-as esztendő, a viszonylag alacsony csapadék mennyiség ellenére, a csapadékos évek sorába tartozik, ahol a vegetációs időszakban kifejezetten sok csapadék hullott. Az éves középhőmérséklet +1,8 – +2,0 °C-al magasabb értéket mutatott a sokévi átlagnál és a tenyészidőszak is 1,1 °C-al volt melegebb az átlagos értéknél, a napfénytartam pedig 300 órával múlta felül a várt éves óraszámot.

A felmérések időszakában felhős vagy erősen felhős volt az égbolt, csapadék nem esett. A gyenge szellő, illetve szélcsend mellett nagyon meleg esték, éjszakák voltak a jellemzőek, a léghőmérséklet +11,0 °C és +19,5 °C közé esett (6. táblázat).

A szántókon már itt-ott kikelt az őszi búza és az őszi káposztarepce, de növekedésük még gyenge volt, az észleléseknél a beláthatóságot nem befolyásolta. A Réhely mintaterületnél az első felmérési napot követően aratták le a napraforgót.

Rendkívüli időjárási helyzet: nem volt.

#### 2. 2009 tavasz – (2009. március 31., április 1., 2.)

Az előző, csapadékban gazdag esztendőt kifejezetten száraz tavasz követte. A tavaszi időszak középhőmérséklete +2,2 °C-al volt magasabb a sokéves átlagnál. Március második felében Dévaványa térségében egy átvonuló frontnak köszönhetően, jelentős mennyiségű eső esett, ezért a felmérést csúsztatni kellett, de végül a később érkező meleg hullám előtt sikerült eredményesen elvégezni.

A felmérések alkalmával az időjárást csapadékmentesség és szélcsend, enyhén felhős vagy derült ég jellemezte. Az észlelések alkalmával kifejezetten meleg volt, a léghőmérséklet kiegyensúlyozottan +9 °C és +15 °C közé esett.

A vegetáció még nem indult meg, de a szántókon már fedettséget eredményeztek a természetett növények, az őszi káposztarepce, az őszi búza és a lucerna alacsony, a tavaszi árpa pedig éppen kelt.

Rendkívüli időjárási helyzet: nem volt.

**6. táblázat: A környezeti jellemzők változása 2008 és 2012 között**

*Table 6: Change of weather conditions between 2008 and 2012*

Felmérés időpontja <i>Survey date</i>	Felmérés ideje (óra/perc) <i>Survey time (hour/minute)</i>		Léghőmérséklet <i>Temperature (°C)</i>		Felhőzet <i>Cloud (%)</i>	
	Kezdés (min.) <i>Beginning</i>	Zárás (max.) <i>Closing</i>	Min./ <i>Min.</i>	Max./ <i>Max.</i>	Min./ <i>Min.</i>	Max./ <i>Max.</i>
Átlag nap/ <i>Average day</i>						
2008.10.03	19.17	21.49	+11,0	+ 19,5	30	80
2009.04.01	20.12	23.47	+ 9,0	+ 15,0	0	45
2009.11.29	16.56	20.32	+ 4,0	+ 12,0	45	100
2010.03.30	20.13	23.15	+ 9,0	+ 12,0	0	50
2010.10.07	19.13	22.42	+ 5,5	+ 13,5	0	100
2011.04.05	20.10	00.04	+ 5,0	+ 12,0	0	100
2011.10.18	18.42	21.36	0,0	+ 15,0	0	100
2012.03.13	18.48	21.29	+ 2,0	+ 8,0	0	70
2012.10.25	18.30	21.13	+ 8,0	+ 12,0	20	100

### 3. 2009 ősz – (2009. november 26., 30., december 1.)

Az évet száraz tavasz és csapadékos ősz jellemezte, az évi középhőmérséklet 1,8 °C-al magasabb volt a sok éves átlagnál. 2009. október 27-étől november 22-ig több hullámban, összesen 125,4 mm csapadék esett Dévaványa térségében, így annyira átázott a talaj, hogy november utolsó napjaiban is csak jelentős kockázattal kezdhettünk neki a számlálásnak. A Szilasokon már vadászott a vadásztársaság, a mintaterületen 40 mezei nyulat ejtettek el.

A felmérések alkalmával minden vizes volt, a változó felhőzet mellett szélcsendes, gyengén szeles időszakok váltották egymást, a mért léghőmérséklet +4 °C és +12 °C között változott.

A szántókon már megjelent az őszi búza és az őszi káposztarepce (**7. táblázat**), de a gyenge növekedés miatt az észlelési távolságot nem kellett módosítani.

Rendkívüli időjárási helyzet: nem volt.

A tavaszi időszakban rendkívüli és folyamatos csapadék volt jellemező a Dél-Tiszántúl időjárására. A földutakon sok helyen a közlekedés rendkívüli nehézséget jelentett (**5. ábra**). A Réhelyi mintaterületen nem lehetett végigmenni, az út a téli erőgépi igénybevétel miatt terepjárával gyakorlatilag járhatatlan volt. Az észlelést is sok helyen nehezítette a terepjáró erőltetett haladása.

**7. táblázat: A vegetáció magasságának (mm) változása 2008 és 2012 között**

Table 7: Change of vegetation height (mm) between 2008 and 2012

<b>Felmérés időpontja</b> <i>Survey date</i>	<b>Őszi káposztarepce/</b> <i>Oil seed rape</i>		<b>Őszi búza/</b> <i>Winter wheat</i>	
<b>Átlag nap/</b> <i>Average day</i>	<b>Vegetáció/</b> <i>Vegetation</i>	<b>Magasság/</b> <i>height</i>	<b>Vegetáció/</b> <i>Vegetation</i>	<b>Magasság/</b> <i>height</i>
2008.10.03	Foltos	2-4	Foltos	4-6
2009.04.01	Zárt	4-6	Zárt	6-8
2009.11.29	Foltos	0-2	Zárt	2-4
2010.03.30	Zárt	2-4	Zárt	8-10
2010.10.07	Foltos	4-6	-	0
2011.04.05	Zárt	4-6	Zárt	6-8
2011.10.18	Foltos	4-6	-	0
2012.03.13	Foltos	4-6	Foltos	6-8
2012.10.25	Zárt	8-10	Foltos	4-6

## 4. 2010 tavasz – (2010. március 29., 30., 31.)

**5. ábra: Belvízi elöntés a felső térszintekre is jellemző volt 2010-ben - Tűzokvédelmi Mintaterület, 2010. április 30. (Fotó: CZIFRÁK G.)**

Figure 5: Even higher situated areas were flooded in 2010 – Great Bustard Conservation Site, 30 April 2010  
(Photo: G. CZIFRÁK)

A felmérések alkalmával a léghőmérséklet +9 °C és +12 °C közé esett, szélcsend, illetve gyenge szellő jellemezte a légmozgást. A harmadik számlálási napon a felmérést megelőzően, délután jelentős csapadék esett, amely részben inaktivitást, részben ködfoltokat eredményezett.

A gyepeken a növényzet még nem indult növekedésnek, de a szántókon megjelenő mezőgazdasági kultúrák már fedettséget okoztak. Az őszi búza állományát 8-10 cm-es, az őszi káposztarepcejét 2-4 cm-es magasság jellemezte.

Rendkívüli időjárási helyzet: hűvös, csapadékos, belvizes tavasz.

A 2010. március 29-ei számláláskor figyeltünk meg egy 1-2 hetes kis nyulat a kis parcelláknál (T6) (**6. ábra**), de a három nap alatt csak ebben az egy esetben fordult elő.



**6. ábra: Fialat mezei nyúl a Tűzokvédelmi Mintaterületen (2010.03.29.) (Fotó: TIRJÁK L.)**

*Figure 6: A leveret on the Great Bustard Conservation Site (Photo: L. TIRJÁK)*

#### 5. 2010 ősz – (2010. október 4., 6., 11.)

A 2010-es esztendő eddig példa nélkül álló, rendkívüli csapadék mennyiséget hozott. A 2009-2010-es téli csapadék magas értéke mindenfelé belvízi elöntéseket okozott, melyet a mennyiséget tekintve szintén kimagasló Medárd-napi esőzés követett (éves csapadék 769 mm). A folyamatos esőzések egyedülálló belvízi helyzetet eredményeztek Dévaványa térségében. Példaként említhető, hogy a legnagyobb dévaványai mezőgazdasági gazdálkodó az Agro-Déva Kft., a 2009-2010-es gazdasági évben cca. 600 hektár szántóföldi területet nem tudott beművelni. Az őszi időszakban több napsütéses időszak kialakult, így az első száraz ciklus alkalmával el tudtuk végezni a számlálásokat.

Az első felmérési napot szemerkélő eső, a másodikat és harmadikat derült ég és szélcsendes időjárás jellemezte. Az észlelések során mért hőmérséklet  $+5,5\text{ }^{\circ}\text{C}$  és  $+13,5\text{ }^{\circ}\text{C}$  közé esett.

A sok csapadék és részben a mezőgazdasági munkák elmaradása következtében sok helyen magas volt a szegélynövényzet, a magas lucerna és ugarvegetáció, illetve a még találkozni lehetett lábonálló napraforgóval, cirokkal és kukoricával. Ebben az időszakban a magas növényzet néhány ponton csökkentette a terület megfelelő belátását.

A kedvező ősz eleji csapadéknak köszönhetően a repce már megindult, a magasság 4-6 centimétert ért el. Az őszi búza még nem kelt ki.

Rendkívüli időjárási helyzet: egész évben folyamatos csapadék, kimagasló Medárd-napi esőzéssel, éves kimagasló csapadékkal.

A Békés Megyei Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal Földművelésügyi Igazgatósága 2010. november 18-án felhívást tett közzé a rendkívüli időjárási körülmények következményei miatt. A Hivatal nyomatékosan kérte a vadgazdálkodókat, hogy kímeljék az apróvadállományt, hiszen sok helyen a törzsállomány fennmaradása került veszélybe (VALLER, 2010).



6. 2011 tavasz – (2011. április 4., 5., 6.)

A 2011-es esztendő első 3 hónapjában alig volt csapadék, de az elmúlt évben kialakult belvízi elöntések még most is uralták Dévaványa környékét.

A három, egymást követő napon végzett számlálások idején napsütés és frontátvonulás váltakozott. Az első felmérési napon a hőmérséklet +12 °C volt, a második napon radikálisan visszaesett +5 °C-ra, majd harmadik nap a +15 °C-ot is elérte a léghőmérséklet.

A mezőgazdasági kultúrák alig indultak meg, az őszi búza 6-8 centiméteres, a repce 4-6 centiméteres magasságot ért el. Ennek ellenére a növényzettel borított szántókon is már fedettséget eredményezett a természetett növények jelenléte, így mind a szántókon, mind a kissé megindult gyepeken azonos észlelési távolsággal számoltunk.

Rendkívüli időjárási helyzet: nem volt.

7. 2011 ősz – (2011. október 17., 18., 19.)

A 2011-es esztendő időjárását a júliusi esőzéseket követő lehülés, majd rendkívüli csapadékhiány, szárazság jellemezte. Gyakorlatilag érdemi nyárvégi-őszeleji csapadék nem esett.

Az első két észlelési napot szélcsend, derült ég, 0 °C - +6 °C közötti hőmérséklet jellemezte. A harmadik nap nyugatról front érkezett, beborult, közepes szél és mintegy +15 °C fokra léghőmérséklet alakult ki az észlelési időszakra, csapadék ekkor még nem esett.

A szárazság következményeként a zöld növényzettel fedett területek (gyep, lucerna, ugar) többségében leszáradtak, kivéve néhány nedvesebb termőhelyi foltot. A szántott, tárcsázott, illetve frissen vetett őszi kalászosok táblái szintén teljesen szárazak, a felületük többségében porhanyós volt és erősen porzott. Az őszi kalászosok még nem keltek ki, az őszi káposztarepce vetések néhol kielégítően fejlődtek, friss zöld tömeget adva a 4-6 cm-es magasságot is elérték. Két helyen kukorica- és ciroktarló is megjelent a mintaterületen, bár a kukorica nem jellemző, de az elmúlt év csapadékos időszakának köszönhetően több helyen megpróbálkoztak a termesztésével.

Rendkívüli időjárási helyzet: rendkívül száraz év volt, azonban a tenyészidőszaki „Medárd-napi” csapadékciklus részben mérsékelte a nyárvégi aszálykáros hatásait. Az évi csapadékmennyiség 35%-kal volt kevesebb a térségre jellemző sokéves átlagnál.

8. 2012 tavasz – (2012. március 12., 13., 14.)

A téli csapadék részlegesen sem tudta pótolni a 2011 évi száraz nyárutó és száraz őszt következtében kialakult általános csapadékhiányt. Külön meg kell említeni a 2012. február 2-án leesett hőmennyiséget, amely egy tartós, fagypontra alatti 4 hetes hideg ciklussal párosult. Az egybefüggő 30-40 centiméteres hótakaró a táplálkozó helyek teljes befedésével különleges kihívást jelentett az élővilág számára (**7. ábra**), melynek hatásai egy olyan zárt rendszer esetében, mint a Tűzokvédelmi Mintaterület kiemelten jelentkezhetnek. A tűzokok számára mintegy 150-200 hektáron letolták a havat a repce és egyéb táplálékforrást biztosító földekről a térségben, a tűzokcsapatok nem vonultak el.

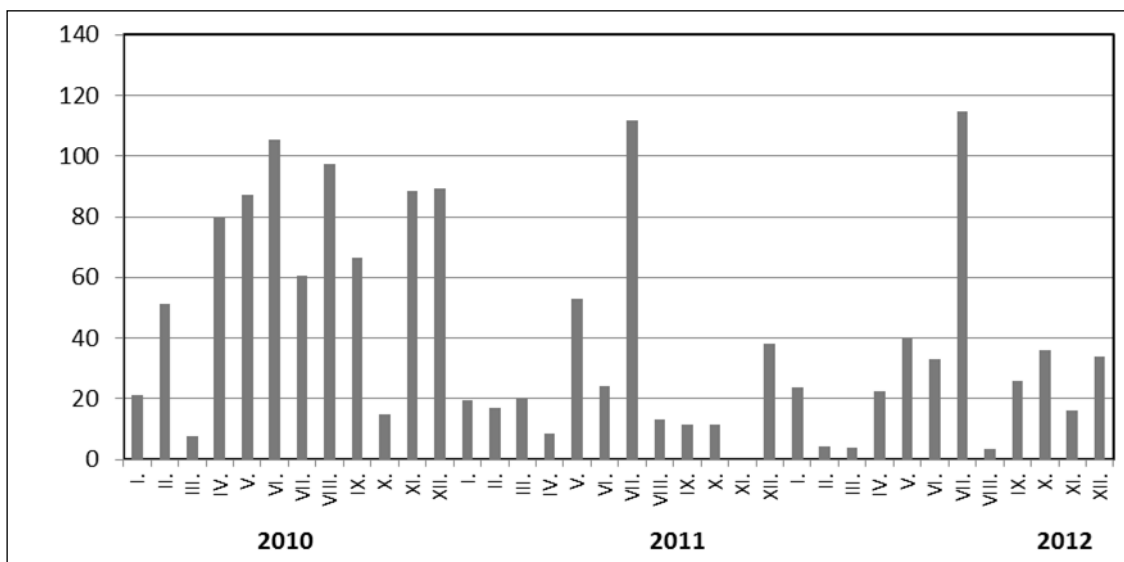


**7. ábra: Jól kivehető a mezei nyulak sűrűsödő nyomai a kerítés belső oldalán a téli havas időszakban (2009.02.15) (Fotó: TIRJÁK L.)**

*Figure 7: Dense tracks of Brown Hare are clearly visible on the inner side of the fence in the snowy winter period (Photo: L. TIRJÁK)*

A három, egymást követő napon végzett számlálások idején alapvetően derült volt az ég, melyet egy kisebb felhőátvonulás színesített. A léghőmérséklet  $+2\text{ }^{\circ}\text{C}$  és  $+8\text{ }^{\circ}\text{C}$  között változott.

Rendkívüli időjárási helyzet: februári tartós, 4 hétig elhúzódó, 30-40 centiméteres hótakaró.



**8. ábra: A havi csapadékösszeg (mm) alakulása 2010 és 2012 között (Dévaványa)**

*Figure 4: Monthly precipitation between 2010 and 2012 (Dévaványa)*

9. 2012 ősz – (2012. október 24., 25., 26.)

A 2012-es év időjárását különösen nagy szélsőségek jellemezték (**8. ábra**). Első meghatározó időjárási elem a 2011. február 2-án leesett jelentős hó mennyiség, amely egy tartós, 4 hetes fagypontra alatti hideg ciklussal párosult és egybefüggő 30-40 centiméteres teljes hótakarót eredményezett. Meg kell jegyezni, hogy ennek ellenére már februárban csapadékhiány alakult ki, mivel a területet fedő hótakaró „porhó” volt, így víztartalma durván a felét tette ki az átlagos mennyiségnek (30 cm – 15 mm). Ezt követte egy rendkívül száraz tavasz, nyárelő, melynek következtében Dévaványa környékén alig lehetett kaszálható gyepet találni. Június végére – július elejére alakult ki egy viszonylag rövid csapadékos ciklus, amely segített abban, hogy bár érdemi kaszáló nem volt, de a gyepek legeltetésre alkalmasak legyenek, ne égjenek ki teljesen. A nyár vége és az ősz eleje ismét rendkívül száraz volt, érdemi csapadék nem esett. Szeptember végén alakult ki egy rövid csapadékos időszak, amely az elvetett őszi káposztarepce, illetve az őszi gabona kelését, a lucerna, az ugar és a gyepek sarjadzását segítette elő. Az őszi, rendes csapadékot hozó időjárási frontok a számlálást követően, október végén érkeztek meg.

Az észleléseket három, egymást követő napon sikerült teljesíteni. Az időjárást szélmentesség, csapadékmentesség, vékony magas felhőzeti mozgás, + 8 és + 12 C fok közötti enyhe hőmérséklet jellemezte.

Az őszi káposztarepce vetések jól fejlődtek, magasságuk elérte a 8-10 centiméteres magasságot. Az őszi kalászosok általában alig keltek ki, a kelő állományokat is erős foltosság jellemezte, maximum 4-6 cm-es magasságot értek el. Magas, még betakarítatlan kultúra (napraforgó, kukorica, cirok), amely a belátást zavarta volna, az idején esztendőben nem volt.

Rendkívüli időjárási helyzet: nyár végi, ősz elejei szárazság.

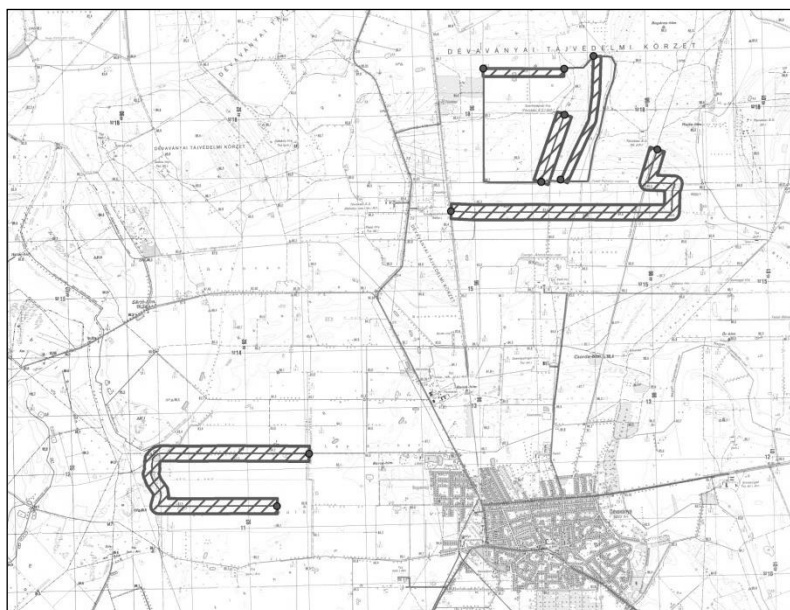
## 2.2. A MEZEINYÚL-ÁLLOMÁNY ÖSSZEHASONLÍTÓ VIZSGÁLATA

### 2.2.1. A mintaterületek kijelölése

A vizsgálat során három mintaterület került meghatározásra (**9. ábra, 8. táblázat**). Az első mintaterület a Tűzokvédelmi Mintaterületen, a másik két külső kontrollterület pedig hasonló élőhelyi arányokat képviselő közeli területrészekben lett kijelölve.

A kijelölést az alábbi szakmai szempontok határozták meg:

- A mintaterületeken az előforduló élőhelyek (gyep, ugar, lucerna, szántó) aránya közel azonos legyen.
- A vadászati hasznosítás jelenléte vagy hiánya, illetve a róka előfordulása vagy hiánya változzon a három mintaterületen.
- Az éjszakai reflektoros állománybecslés mintavonalai nehéz időjárási körülmények között is járhatók legyenek.
- A mintaterület nagysága 50 és 150 hektár közé essen, a mintavétel hosszának minimum 4000 méternek kell lenni.
- A mintaterületek közel legyenek egymáshoz, de ne legyenek szomszédosak, hogy a felmérés során megzavart mezei nyulak ne tudjanak átmenni másik mintaterületre, ki legyen zárva a kétszeres számlálás lehetősége.



**9. ábra: A mintaterületek elhelyezkedése Dévaványa térségében**

*Figure 9: Distribution of sample sites in the Dévaványa area*

**8. táblázat: A kiválasztott három mintaterület fő jellemzői**

*Table 8: Main characteristics of the three study sites*

Sorszám <i>Nr.</i>	Mintaterület neve <i>Name of the site</i>	Róka <i>Fox</i>	Vadászati hasznosítás <i>Hunting utilization</i>	Mintavonal hossza (m) <i>Transect length</i>
1.	Tűzokvédelmi belső mintaterület	–	–*	5300
2.	Réhely mintaterület	+	–	5300
3.	Szilások mintaterület	+	+	5500

\*Megjegyzés: 2008 és 2009 őszén részleges, mintavétel jellegű gyérítés történt.

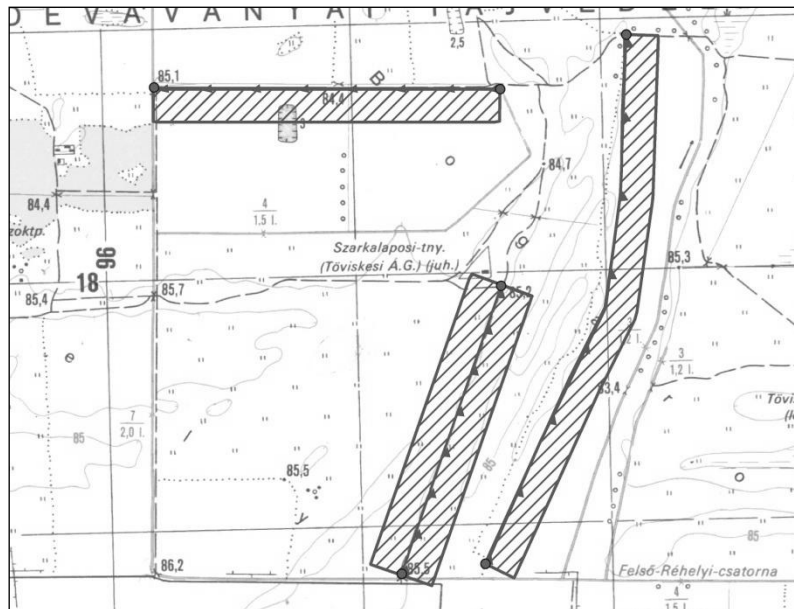
### 2.2.1.1. Tűzokvédelmi belső mintaterület

A felmérések alkalmával végigjárt nyomvonal két különálló részből áll. Az első útvonal kezdőpontja a Tűzokvédelmi Mintaterület délkeleti részén helyezkedik el, innen indul északi irányba és a kerítés széléig tart. A földút ebben az esetben inkább kitaposott gépkocsinyomnak felel meg, hiszen használatára csak a természetvédelmi kezelések alkalmával kerül sor, hossza 2200 métert tesz ki. A bal oldalt ritkás, a végén felszakadozó fasor és kaszálatlan gyepek kísérik, jobb oldalt a T9-es tábla sávosan megművelt laposa húzódik. Itt merőlegesen lefutó kisparcellák követik egymást, melyek 200–400 méter szélességűek, közöttük 20 méter széles gyepek, ún. „szörmesgyék” fekszenek. A parcellákon őszi búza, őszi káposztarepce, lucerna és zöldugor váltakozik, a természetvédelmi célú vetéskörök megfelelően. Itt található egy részlegesen fás növényzettel borított bágérgödör. A nyomvonal a kerítés előtt nyugatra fordul és a mintegy 600 méteres gyepeékelődést elhagyva, a T6-os tábla északi szegélyén (**10. ábra**), a Tűzokvédelmi Mintaterület kerítése mellett halad nyugati irányba mintegy 1300 méteren keresztül, a nyugati kerítésrész eléréséig. A T6-os tábla észak-déli irányba tájolt, 100 méter széles parcellákból áll, melyeket „szörmesgye” választ el. Itt is

őszi búza, őszi káposztarepce, lucerna és zöldbogar váltja egymást. Ezen a szakaszon - mivel a kerítés mellett halad - csak egyirányú észlelés történt délre, a T6-os tábla irányába. A belvizes időszakok 2 esetben is a kívülről történő felmerést tették szükségessé, ezekben az esetekben az észlelési távolságot újra meg kellett határozni.



**10. ábra: A Tűzokvédelmi belső mintaterület (T6-os tábla) (Fotó: TIRJÁK L.)**  
*Figure 10: The Great Bustard Interior Sample Site (T6) (Photo: L. TIRJÁK)*



**11. ábra. A Tűzokvédelmi belső mintaterület bejárási útvonala**  
*Figure 11: Survey route within the Great Bustard Interior Sample Site*

A másik felmérési vonal a déli főkaputól indul északi irányba a kezelőépületig, végig gyepterületen halad egy kitaposott nyomot követve, balra kaszált vagy legeltetett a terület, míg jobb oldalon mélyfekvésű, gyakran vízzel borított kaszálatlan gyepterület fekszik. Ennek a mintavonalrésznek 1200 méter a hossza, de a tűzok kihelyezések miatt gyakran kellett a

végét elhagyni, hogy ne legyenek megzavarva a fiatal madarak. A mintavonal teljes hossza az 5300 méter (**11. ábra**), a mintaterület nagysága a vizsgálat időszakában 55,86 hektár és 62,36 hektár közé esett. A 3 mintaterület közül ez biztosítja a legkedvezőbb élőhelyi feltételeket a mezei nyúl számára.

### 2.2.1.2. Réhely mintaterület (kontrollterület)

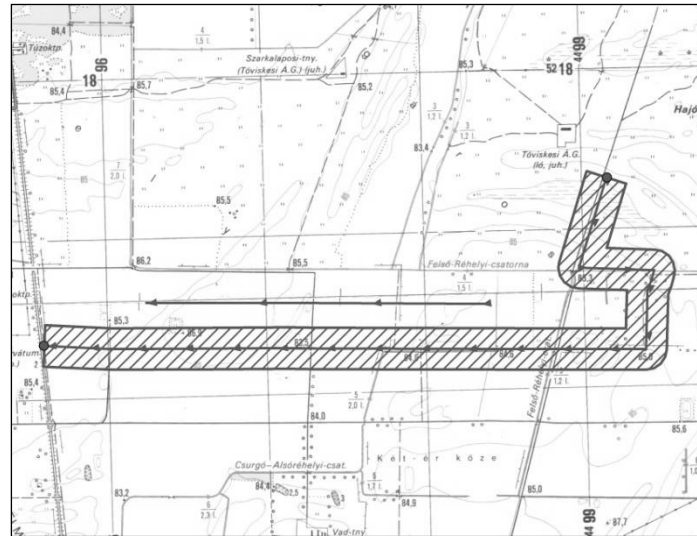
A mintaterület fő jellemzője, hogy a terület döntő többsége a rendszerváltozáskor már védett volt, így nem került privatizációra. A vizsgálati időszakban a hasznosítást a valamikori mezőgazdasági termelőszövetkezet utódja, a dévaványai Agro-Déva kft. végezte, nagyüzemi rendszert működtetve, így a nagytáblás szántóföldi művelés volt az uralkodó (**12. ábra**). Ettől eltér a mintavonal utolsó 2 kilométere, ahol az agrár-környezetvédelmi program következtében a hasznosító lucernakultúrát alakított ki, a Nemzeti Park Igazgatóság gyeperet, lucernát vetett, illetve fenntartotta a részben itt fekvő kisparcellás Fogolyvédelmi Mintaterületet.



**12. ábra: A Réhely mintaterület**

*Figure 12: The Réhely Sample Site*

A mintavonal az Atyaszegi-legelő keleti földútján indul a Csikószín vonalában, északról déli irányba. Az első szakaszon mélyfekvésű, ritkán hasznosított ösgyep kíséri mindkét oldalon. Mintegy 600 métert követően eléri a Felső-Réhelyi csatornát, ekkor balra fordul, 500 méteren keresztül északra még az ösgyep mellett halad, de ekkor már jobbra megkezdődik a nagyterjedésű szántóföldi táblák sorozata. Az első 1000 méteren lévő szántók a 80-as években még gyepek voltak, ekkor törték fel az értékes füves élőhelyeket. A mintavonal először délre, majd nyugatra fordul, nyomvonala a mezőgazdasági gazdálkodók által használt földúton halad. Jobbra és balra nagytáblás mezőgazdasági művelés kíséri a mintavonal következő 1000 méterét. Ezeken a táblákon általában őszi gabonaféléket, őszi káposztarepcét és napraforgót termesztnek. Az utolsó 2000 méteren megváltozik a művelés képe, megjelennek a kisebb táblakiosztások, a lucernások, a vetett gyepek és a zöldségterületek, az útvonal végpontja a vasúti töltés melletti földút csatlakozása (**13. ábra**). A mintavonal teljes hossza az 5300 méter, a mintaterület nagysága a vizsgálat időszakában 120,34 hektár és 141,24 hektár közé esett.



**13. ábra: A Réhely mintaterület bejárési útvonala**

*Figure 13: Survey route within the Réhely Sample Site*

### 2.2.1.3. Szilasok mintaterület (kontrollterület)

Az érintett területrészt a rendszerváltásig a dévaványai Aranykalász MGTSZ. művelte, azonban ezt követően több lépcsőben privatizálták. A magántulajdonba adás következménye a kisebb, különböző nagyságú táblák kialakulása volt, bár általánosságban a részleges egybeművelés volt a jellemző. A kezdeti időben ezért az intenzív, nagytáblás mezőgazdasági használat volt az uralkodó gyakorlat.



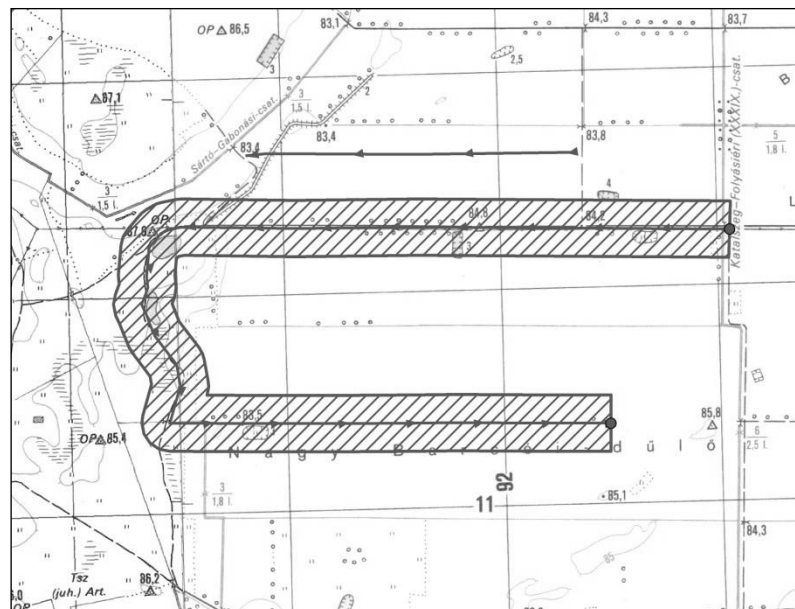
**14. ábra: A Szilasok mintaterület bejárési útvonala**

*Figure 14: The Szilasok Sample Site*

Ezen a helyzeten változtatott a 2004-ben induló „A tűzok védelme Magyarországon” című Life Program (LIFE04 NAT/HU/000109). Az európai uniós program keretében 2004 és 2006 között a Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság a földek jelentős részét megvásárolta,

ezen lucernásokat telepített, gyepesítéseket hajtott végre és széleskörűen ugaroltatott. Ennek köszönhetően a kistáblás, változatos mezőgazdasági művelés vált általánossá a térségben (**14. ábra**).

A mintavonal – a gyep kivételével – védett területen kívül halad (**15. ábra**). A kezdőpont a „Villanykarós út” és az észak-déli irányban elhelyezkedő meliorációs csatorna metszéspontja. A nyomvonal a földúton, egyenes vonalvezetéssel halad nyugati irányba mintegy 2000 méteren keresztül. Ezen a szakaszon jobboldalt egybeművelt, nagykiterjedésű mezőgazdasági táblákat találunk, ahol jellemzően őszi gabonát termesztenek. Baloldalt 100–200 méter széles parcellák sorakoznak, köztük több vetett gyepsáv, ugarolt „nadrágszj” és változatos képet mutató egyéb kultúra (pl. cirok) tűnik fel. Ezt követően elérjük a védett pusztarészt, ahol a nyomvonal délre fordul, elhalad a valamikori állatgondozói épület mellett, átmegy egy észak-déli tájolású mély medermaradványon és miután 1800 métert halad az ösgyepen, eléri a szántóföldi zónát. Ekkor keletre fordul és 1800 méteren keresztül egy egyenes földutat követ.



**15. ábra: A Szilasok mintaterület**

Figure 15: Survey route within the Szilasok Sample Site

Itt a táj, a mikrodomborzat változatosabbá válik, bággergődrök és itt-ott cserjeszinttel rendelkező fasorok is útba esnek. Az út baloldalát lucernások, ugarolt területek kísérik, jobb oldalt szintén elhelyezkednek lucernás és ugarolt parcellák, de itt már gabona-, illetve repcetáblák is feltűnnek. A mintavonal teljes hossza 5500 méter, a mintaterület nagysága a vizsgálat időszakában 134,06 hektár és 146,09 hektár közé esett.

### 2.2.2. A terepi felmérés módszertana

A mezei nyulak állománysűrűségének és populációnagyságának ismerete elengedhetetlen a szakszerű vadgazdálkodáshoz, a hasznosítás lehetőségeinek meghatározásához, bár az állatpopulációk nagyságának meghatározása nem könnyű feladat (DEMETER & KOVÁCS, 1991). A *sávós becléssel* egy kitűzött, elnyújtott téglalap alakú mintaterületen előforduló mezei nyulak számát határozzák meg terepi bejárással. A



mintaterületre befutó, kifutó, illetve elfekvő egyedek korrekciójával becsülik meg a leszámolt és a tényleges állomány nagyságot (PIELOWSKI, 1969). Az egyedek *befogása-jelölése-elengedése* egy olyan nagy erőráfordítást igénylő becslési módszer, amely célzott, speciális kérdésekkel foglalkozó vizsgálatok esetén számos többletinformációt eredményezhet. Általában akkor indokolt ennek a módszernek a használata, ha az egyedszámon kívül más információra is szükségünk lehet (ABILDGARD *et al.*, 1972).

Hazánkban a leggyakrabban használt módszernek számít az *éjszakai, reflektoros sávós becslés* a mezei nyulaknál, hiszen az idő- és munkaerő-ráfordítást tekintve a legelőnyösebb eljárásnak számít (FARAGÓ & NÁHLIK, 1997). A megfelelő nagyságú mintaterületnek a megbízható számlálás, majd becslés érdekében jól belátható, nyílt mezőnek kell lennie (FRYLESTAM, 1981). A módszer alapja a sötétedés utáni éjszakai időszakban, reflektorral megvilágított nyulak számlálásán alapuló állománybecslés, ahol a kidülledő, jó fényvisszaverő szemek teszik lehetővé a megbízható azonosítást. A számlálás az egyenletes sebességgel haladó gépjárműből, reflektorral történik. A kiválasztott mintaterületnek a teljes vizsgált területhez hasonló arányban kell magába foglalnia az előforduló élőhelyeket, minimális nagyságának pedig a 10%-ot kell elérnie (KOVÁCS, 1986a, 1986b). A vadgazdálkodók tavaszi, többféle módszerrel végzett állománybecslései közel 30%-kal kisebb állományadatokat eredményeztek, mint az éjszakai, sávós reflektoros becslés (BÍRÓ & SZEMETHY, 2002). A számlálást naplemente után érdemes 1/2–1 órával kezdeni, mivel a nappali búvóhelyekről a táplálkozó területekre kiváltó egyedek ekkor a legaktívabbak. Az éjszaka hosszúságához igazodóan, az év különböző időszakában a napnyugtához viszonyított aktivitás folyamatosan változik (BÍRÓ, 1996).

A felméréseinket az éjszakai reflektoros állománybecslés módszerével végeztük évente kétszer. Egy őszi (október első fele) és egy tavaszi (március vége - április eleje) időpontot választottunk, ami a szaporodási időszakot követő állománycsúcsnak és a szaporodási időszak előtti állományminimumnak felelt meg. Az állománybecsléseket minden esetben 3 alkalommal ismételtük meg, lehetőség szerint három egymást követő napon, melyet a kedvezőtlen időjárási körülmények némileg megváltoztathattak. A számlálások kezdete mindig a naplementét követően pontosan 1 órával, 2 órával, illetve 3 órával kezdődtek. A kezdő időpontok mindig úgy változtak a mintaterületeknél, hogy egy felmérési időszak alkalmával minden mintaterület minden időpontban sorra kerüljön. Egy-két esetben időbeli csúszást okoztak az elakadások, melyek a csapadékos időszakban kialakult vízállásoknak és a nehezen járható utaknak volt köszönhető.

A kitzűzött mintavonalak hossza 5300 m és 5500 m közé estek, a nyomvonal általában mezőgazdasági földutakon vagy csapásokon haladt.

A felmérés során Ford Ranger 2AW, diesel-üzemű terepjárót használtunk, a számlálásban 4 fő vett részt, 1 fő irányító-adatrögzítő, 1 fő gépjárművezető és 2 fő észlelő. A felméréseket végző szakemberek a terepjáró jobb, illetve bal hátsó ülésen foglaltak helyet. A számlálásokat minden alkalommal ugyanazok a személyek végezték, ugyanabban a beosztásban. A felmérést végző személyek iskolai végzettsége: 2 fő erdőmérnök - vadászati szakmérnök; 1 fő erdőmérnök - agroökológus és 1 fő természetvédelmi mérnök. A használt vadászreflektorok típusa és teljesítménye minden esetben megegyezett (Kacsa, 12 V, 100 W).

Előzetesen távolsági méréseket végeztünk a különböző élőhelytípusokon (gyep, ugar, lucerna, szántó), mely segítségével megállapítottuk a későbbiekben használt észlelési távolságokat. A növényzettől mentes szántó, illetve a felmérési időszakokban különböző mértékben növényzettel fedett élőhelyek (gyep, ugar, lucerna) esetében az észlelési távolságok különböztek, a mért értékek eltértek.

A számolás a kitűzött mintavonalakon 10 km/h sebességgel haladva, a hátsó ülésekről folyamatos balra-jobbra észleléssel történt. A felmérés során használt adatlapokat előzetesen készítettük el, itt 100 méteres pontossággal feltüntetésre kerültek a balra, illetve jobbra található élőhelytípusok, a mezeinyúl-észlelések e szerint kerültek rögzítésre. Ahol a belátást valamilyen tereptárgy akadályozta (cserjesor, magas növényzet), ott a belátási távolságot csökkentettük.

Az észlelések alkalmával rögzítettük: a felmérés kezdete és vége, a felhőzet, a csapadék, a léghőmérséklet, a szélmozgás, illetve a mezei nyulak mellett az egyéb megfigyelt madár- és emlősfajok adatai.

A felmérések 2008 őszén kezdődtek és 2012 őszén fejeződtek be. A 9 felmérési időszak összesen 27 észlelési napot foglalt magába.

### 2.2.3. A terepi adatok feldolgozása

A felvételezés során elkülönítésre került a gyep, a lucerna, az ugar, a szántó (mélyszántás, tárcsázás), illetve amennyiben természetű növény megjelent a szántón, akkor elkülönítettük a különböző mezőgazdasági kultúrákat: őszi búza, őszi káposztaperce, egyéb.

A megkülönböztetést a különböző mértékű beláthatóság és az élőhelytípusok sajátossága (pl. táplálkozó terület) indokolta. Ez tette lehetővé a későbbi élőhelypreferencia számítások elvégzését.

Ha egyes szakaszokon a növényzet magassága vagy egyéb tényező korlátozta a belátást, az észlelési távolságot ennek megfelelően csökkentettük. A mintavonal hossza és az észlelési távolságok szorzata adta a felmért terület nagyságát.

A három egymást követő számlálási nap egyedszámait átlagoltuk, majd a felmért terület nagyságával osztottuk, így kaptuk meg a mintaterület mezei nyúl állománysűrűségét, ahol az értékeket hektáros területegységre vetítve adom meg.

A felmérések során gyűjtött adatokat a Microsoft Office Excel 2007 program felhasználásával értékeltem ki.

A mezeinyúl-állomány felmérése során a kijelölt mintaterületek adatsorainak, eredményeinek szignifikancia vizsgálatát F-próbával és t-próbával végeztem (SVÁB, 1973).

#### *Élőhelypreferencia meghatározása*

Az éjszakai számlálások során végrehajtott adatfelvételezések alkalmával folyamatosan feljegyeztük a mezeinyúl-előfordulások élőhelytípusonkénti megoszlását. Ezt a felmérési módszer 2010. évi kibővítése tette lehetővé, így 2010 és 2012 között összesen 18 észlelési nap adatai álltak rendelkezésre a vizsgálathoz. Összesen 3 tavaszi és 3 őszi adatsor került rögzítésre a felmérések során, így ezekből lehetett a különböző időszakok élőhelyhasználatát meghatározni.

Az előfordulási adatok értékelése során minden észlelést feldolgoztam, függetlenül attól, hogy a napnyugtát követő hányadik észlelési időpontban történt az észlelés. A változó éjszakai aktivitásból származó eltérések így kiegyenlítették egymást.

Az éjszakai számlálások alkalmával, a terepen észlelt előfordulási adatok az előre elkészített Felmérési Adatlapon kerültek lejegyzésre, majd a feldolgozás első lépcsőjeként informatikai formátumban (Office Excel 2007) rögzítettem őket az adatbázisban. Ez a

formátum tette lehetővé a későbbi táblázatos és a grafikonos megjelenítési formát. A statisztikai vizsgálatok során az állománysűrűségi értékek közötti különbségek t-próba segítségével kerültek kiértékelésre.

Az élőhelykínálatot minden felmérési időszak első észlelési napján határoztuk meg végigjárva a mintavonalat és 100 méteres pontossággal rögzítve a táblahatárokat. Ebből készült el az évente változó tartalmú, terepen használt Felmérési Adatlap. Az észlelési távolságok a mezőgazdasági kultúráknak megfelelően változtak, így a mintaterületen belüli élőhelytípusok nagyságát az érintett mintavonal hossza az észlelési távolság határozta meg.

A szántóföldi kultúráknál elkülönítettem a zöldugart, a lucernát, az őszi káposztarepcét, az őszi búzát és a feketeugart. Az egy-két esetben előforduló vetett gyept a zöldugarhoz, a füves lucernát pedig a lucernához soroltam. A térség termőhelye nem kedvez a kukoricának, ezért előfordulása csak alkalomszerűen jelent meg, az őszi felméréseket érdemileg nem befolyásolta. 2010-től az adatrögzítések során a feketeugarnál elkülönítettük a durva barázdás, szántott táblákat és a tárcsázott vagy elsimított táblákat.

A mezei nyulak egyedenkénti észlelését a Felmérési Adatlapon élőhelytípusonként rögzítettük, így a tényleges élőhelyhasználat, illetve az élőhelyhasználathoz kapcsoló különböző mutatókat ebből lehetett számítani.

Mind a három mintaterület esetében kiszámítottam az Ivlev-indexet ( $E$ ) (IVLEV, 1961):

$$E_i = \frac{r_i - p_i}{r_i + p_i},$$

ahol

$p_i$  - élőhelytípus relatív kínálata  
 $r_i$  - élőhelytípus relatív használata.

Mind a három mintaterület esetében kiszámítottam a Jacobs-indexet ( $D$ ) (JACOBS, 1974):

$$D_i = \frac{r_i - p_i}{r_i + p_i - 2 r_i p_i},$$

ahol

$p_i$  - élőhelytípus relatív kínálata  
 $r_i$  - élőhelytípus relatív használata.

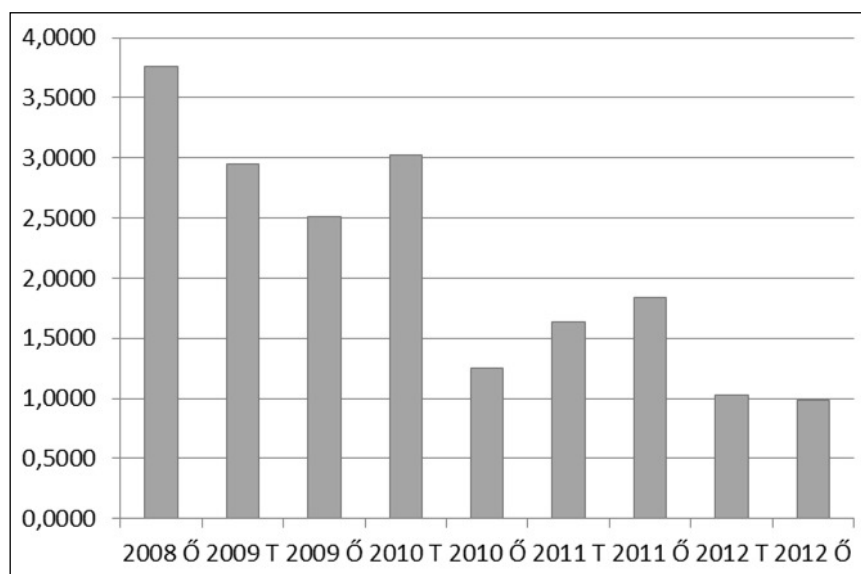
A fenti két index felhasználásával értékeltem a mezei nyúl élőhelyválasztását a kijelölt mintaterületeken az állománybecslések időpontjaiban.

### 3. EREDMÉNYEK

#### 3.1. A MEZEI NYÚL ÁLLOMÁNYÁNAK VÁLTOZÁSA A MINTATERÜLETEKEN

##### *Tűzokvédelmi belső mintaterület*

A nyúlszámlálásra kijelölt területrész átlagosan 60,48 hektár nagyságú volt a vizsgált időszakban, a teljes Tűzokvédelmi Mintaterületnek (397,95 ha) mintegy 15%-át tette ki.



**16. ábra: A mezei nyúl állománysűrűségének (db/ha) változása a Tűzokvédelmi belső mintaterületen**

*Figure 16: Changes in Brown Hare population density on the Great Bustard Interior Sample Site*

Az útvonal részben különböző élőhelytípusok határán halad, ezért a szegélyhatás itt is megjelenik. Száraz tavaszi időszakokban, mint a 2009 ősz - 2010 tavasz és a 2010 ősz - 2011 tavasz érzékelhető leginkább a szegélyhatás következménye. 2011 ősz - 2012 tavasz között a februári nyúlpusztulás miatt nem mutatkozik a tavaszi egyedszámnövekedés.

**9. táblázat: A mezei nyúl állománysűrűségének változása a Tűzokvédelmi belső mintaterületen**

*Table 9: Changes in Brown Hare population density on the Great Bustard Interior Sample Site*

Felmérés időpontja <i>Survey date</i>	1.nap/ <i>1. day</i>	2.nap/ <i>2. day</i>	3.nap/ <i>3. day</i>	Átlag/ <i>Average</i>	Mintaterület/ <i>Sample site</i>	Állománysűrűség/ <i>Population density</i>	$s^2$ / $s^2$
Átlag nap/ <i>Average day</i>	db/ <i>ind.</i>	db/ <i>ind.</i>	db/ <i>ind.</i>	db/ <i>ind.</i>	ha/ <i>ha</i>	db/ha <i>ind./ha</i>	
2008.10.03	230	248	225	234,33	62,36	3,76	0,04
2009.04.01	169	153	172	164,67	55,86	2,95	0,03
2009.11.29	156	149	164	156,33	62,36	2,51	0,01
2010.03.30	210	205	138	184,33	60,86	3,03	0,44
2010.10.07	83	74	69	75,33	59,90	1,26	0,01
2011.04.05	108	81	86	91,67	55,87	1,64	0,07
2011.10.18	118	114	112	114,67	62,36	1,84	0,00
2012.03.13	63	72	57	64,00	62,36	1,03	0,01
2012.10.25	58	65	62	61,67	62,36	0,99	0,00

A 2008. októberi észlelések során a 62,36 hektáros mintaterületen 248 példányt sikerült leszámolni (3,76 db/ha), ez volt az egész vizsgálati ciklusban a legmagasabb állománysűrűségi érték (**9. táblázat, 16. ábra**).

A 2010-es év hűvös, csapadékos esztendő volt és a Tűzokvédelmi Mintaterületen jelentős belvízi elöntéseket eredményezett, amely katasztrofálisan érintette a nyúlállományt, a Belső mintaterületen az egyedszám mintegy a felére csökkent (állománysűrűség: 3,03 db/ha - 1,26 db/ha).

A fokozatosan stabilizálódó, növekvő állományt a 2012. februári hóesés vetette vissza újra. A leesett 30-40 centiméteres hótakaró nem olvadt el és mintegy négy héten keresztül egyenletesen borította a Tűzokvédelmi Mintaterületet. Az ekkor bekövetkezett pusztulást a mezeinyúl-állomány az év során nem tudta kiheverni, így az állománysűrűség 2012 októberére 0,99 db/ha-ra változott.

A 2008 ősze és 2012 ősze között a Tűzokvédelmi belső mintaterület nyúlállománya lépcsőzetesen a negyedére esett vissza, a mintaterületen a mezei nyúl állománysűrűsége 3,76 db/ha-ról 0,99 db/ha-ra csökkent.

#### *Réhely mintaterület (kontrollterület)*

A mintaterületre a nagytáblás mezőgazdasági művelés a jellemző, ezért a termesztett növények learatását követően gyakran lép fel azonnali táplálékhiány, ami a mezei nyulak pusztulásához vezethet. Ezen a részen külön problémát okoz az intenzív napraforgótermesztés, ami akár fél éven keresztül is növényzetnélküli szántásokat eredményezhet. Ezért itt a téli időszakban a feketeugarok kiterjedése meghatározó lehet.

A felvételezések első évében, 2008 októberében kimagasló állománymagassággal talákoztunk a mintaterületen, átlagosan 106 egyed számoltunk, ahol az állatok elsősorban a jól fejlett őszi búzán, másodsorban lucernán és zöldbogaron táplálkoztak. Ekkor az állománysűrűséget 0,77 db/ha-ra becsültük (**10. táblázat**).

2009 őszen, a csapadékos ciklusoknak következtében a számlálásokat csak november utolsó napjaiban tudtuk elvégezni, akkor is a felmérést nehéz időjárási és terepi körülmények kísérték. Ennek az egyik következménye lehet, hogy a becslések jelentős kockázati tényezőket és esetleges alulbecsléseket hordozhatnak magukban.

#### **10. táblázat: A mezei nyúl állománysűrűségének változása a Réhely mintaterületen**

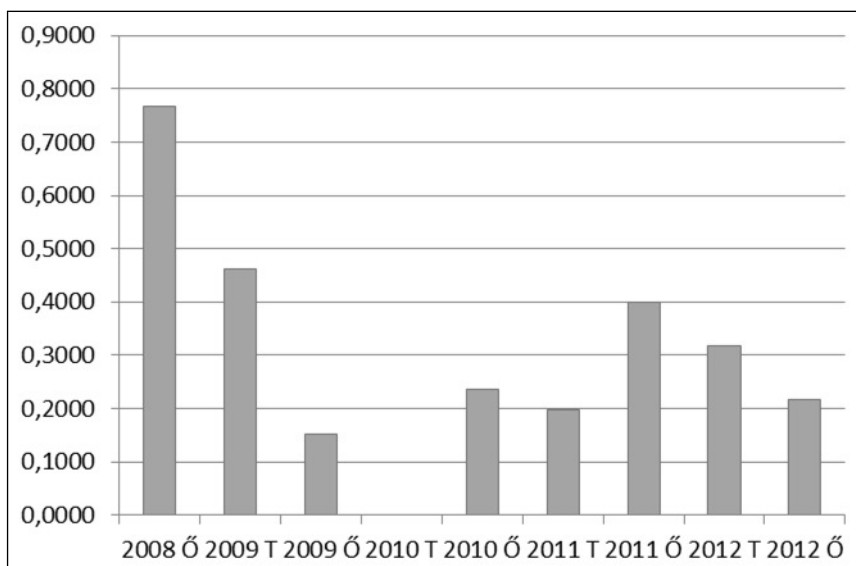
*Table 10: Changes in Brown Hare population density on the Réhely Sample Site*

<b>Felmérés időpontja</b> <i>Survey date</i>	<b>1.nap/</b> <i>1. day</i>	<b>2.nap/</b> <i>2. day</i>	<b>3.nap/</b> <i>3. day</i>	<b>Átlag/</b> <i>Average</i>	<b>Mintaterület/</b> <i>Sample site</i>	<b>Állománysűrűség/</b> <i>Population density</i>	<b>s<sup>2</sup>/</b> <i>s<sup>2</sup></i>
<b>Átlag nap/</b> <i>Average day</i>	<b>db/</b> <i>ind.</i>	<b>db/</b> <i>ind.</i>	<b>db/</b> <i>ind.</i>	<b>db/</b> <i>ind.</i>	<b>ha/</b> <i>ha</i>	<b>db/ha</b>	
2008.10.03	132	89	97	106,00	138,18	0,77	0,03
2009.04.01	64	56	70	63,33	137,27	0,46	0,00
2009.11.29	17	18	28	21,00	138,18	0,15	0,00
2010.03.30	0	0	0	0,00	0,00	0,00	-
2010.10.07	28	24	33	28,33	120,33	0,24	0,00
2011.04.05	29	23	29	27,00	136,17	0,20	0,00
2011.10.18	62	32	65	53,00	132,89	0,40	0,02
2012.03.13	48	43	44	45,00	141,23	0,32	0,00
2012.10.25	25	30	31	28,67	132,04	0,22	0,00

2010 tavaszán a rendkívül csapadékos időszaknak köszönhetően ezen a mintaterületen nem tudtuk elvégezni a számlálásokat, ezért itt adathiány lépett fel. Az egész évben hűvös,

átlag feletti csapadékmennyiség rendkívül érzékenyen érintette a mezeinyúl-állományt, ami a grafikonokon is jól nyomon követhető (17. ábra).

A 2012. februári egyhónapos havas időszak közvetett hatásait is megsínylette az állomány. A 2012. októberi számlálás alacsony egyedszámát az őszi számlálás idején a szántott területek rendkívül magas területi aránya (43%) eredményezte.



**17. ábra: A mezei nyúl állománysűrűségének (db/ha) változása a Réhely mintaterületen**

Figure 17: Changes in Brown Hare population density on the Réhely Sample Site

#### Szilások mintaterület (kontrollterület)

Az érintett terület a 2004-ben kezdődött Tűzok Life Programnak köszönhetően jelentős élőhelyfejlesztésen ment keresztül, ami a kisparcellákon történő művelés elterjedését, illetve jelentős lucerna, gyep és zöldugár telepítést vont maga után. Az élőhelyfejlesztésnek az egyik haszonélvezője a mezei nyúl lett, a változásokra gyorsan reagált, és erős, magas egyedszámú állomány jött létre az elmúlt évek során.

**11 táblázat: A mezei nyúl állománysűrűségének változása a Szilások mintaterületen**

Table 11: Changes in Brown Hare population density on the Szilások Sample Site

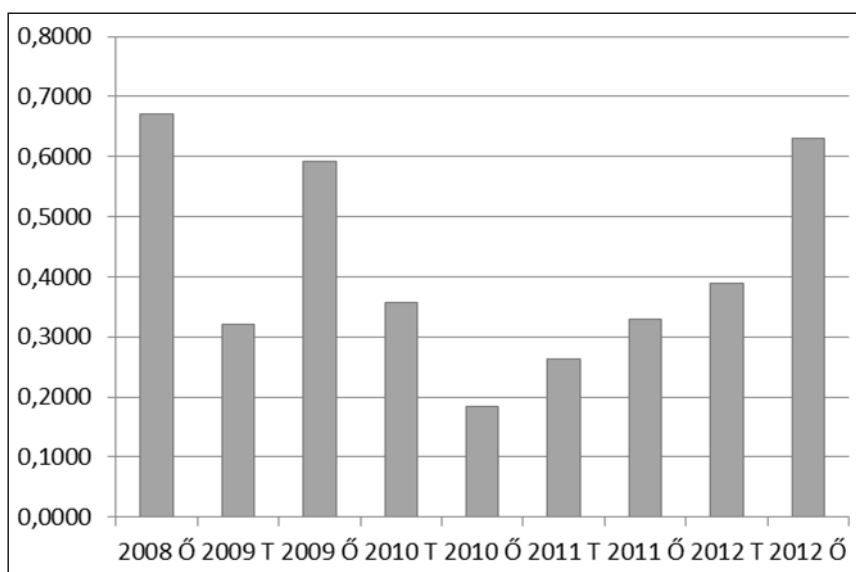
Felmérés időpontja	1.nap/	2.nap/	3.nap/	Átlag/	Mintaterület/	Állománysűrűség/	$s^2/$
Survey date	1. day	2. day	3. day	Average	Sample site	Population density	$s^2$
Átlag nap/ Average day	db/ ind.	db/ ind.	db/ ind.	db/ ind.	ha/ ha	db/ha ind./ha	
2008.10.03	89,00	102,00	80,00	90,33	134,70	0,6706	0,01
2009.04.01	51,00	36,00	50,00	45,67	142,45	0,3206	0,00
2009.11.29	40,00	39,00	51,00	83,33	140,89	0,5915	0,00
2010.03.30	54,00	54,00	46,00	51,33	143,29	0,3582	0,00
2010.10.07	32,00	24,00	18,00	24,67	134,06	0,1840	0,00
2011.04.05	52,00	25,00	33,00	36,67	138,76	0,2642	0,01
2011.10.18	65,00	36,00	40,00	47,00	142,45	0,3299	0,01
2012.03.13	50,00	67,00	54,00	57,00	146,09	0,3902	0,00
2012.10.25	79,00	96,00	89,00	88,00	139,33	0,6316	0,00

A Dévaványai Vadásztársaság a terület vadászati hasznosítója. Az őszi számlálások mindig megelőzték a vadászati szezon kezdetét. Ez alól kivételt a 2009-es esztendő jelentett,

mikor annyira kedvezőtlenek voltak a terepviszonyok, hogy az éjszakai felméréseket csak november utolsó napjaiban tudtuk végrehajtani, de ekkor már megkezdődött a vadászati szezon. A becslések előtt elejtett egyedszámot (40 db) a 2009 őszi adatokba beépítettem, így ebben az esetben korrekció történt (**12. táblázat**).

A bejárasi útvonal szinte végig árokparttal, néhol fasorral kísért földúton halad, ezért a szegélyhatás a méréseknél különböző mértékben lépett fel. Ennek következményét láthatjuk a 2010 őszi - 2011 tavasz és a 2011 őszi - 2012 tavasz adatainak összevetésénél, ahol mind a két esetben tavasszal nagyobb állománysűrűséget tapasztaltunk.

Itt is jól nyomon követhetőek a 2010-es esztendő belvizes, hűvös és csapadékos időjárásának katasztrófális következményei. 2012-re heverte ki a mezeinyúl-állomány az akkori állománysökkenést (**18. ábra**).



**18. ábra: A mezei nyúl állománysűrűségének (db/ha) változása a Szilasok mintaterületen**

*Figure 18: Changes in Brown Hare population density on the Szilasok Sample Site*

#### *A három kijelölt mintaterület összehasonlítása*

Az állománysűrűség vizsgálata során (a 2009 késő őszi-téli felmérések figyelmen kívül hagyásával) a legalacsonyabb értékek 2010 őszi a Szilasoknál 0,18 db/ha-al és Réhelynél 0,28 db/ha-al adódnak. Mindkét adat a 2010-es csapadékos, belvizes esztendő kedvezőtlen hatásainak köszönheti szélsőségesen alacsony értékét.

**12. táblázat: A mezei nyúl állománysűrűségének (db/ha) változása a mintaterületeken**

*Table 12: Changes in Brown Hare population density (ind./ha) on the sample sites*

	2008 Ő	2009 T	2009 Ő	2010 T	2010 Ő	2011 T	2011 Ő	2012 T	2012 Ő
<b>TVMT</b>	3,7578	2,9478	2,5069	3,0286	1,2577	1,6408	1,8388	1,0263	0,9889
<b>Réhely</b>	0,7671	0,4614	0,1520	0,0000	0,2355	0,1983	0,3988	0,3186	0,2171
<b>Szilasok</b>	0,6706	0,3206	0,5915	0,3582	0,1840	0,2642	0,3299	0,3902	0,6316

A legnagyobb állománysűrűségi mutatókat 2008 őszi a Szilasok mintaterületen nagyon magas, 3,76 db/ha értéket rögzítettünk (**12. táblázat**).

### 3.2. VADÁSZATI BEAVATKOZÁSOK A MINTATERÜLETEKEN

A Réhelyi oldal és a Tűzokvédelmi Mintaterület vadászati hasznosítója a Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság, a kijelölt vadászterület természetvédelmi célú, különleges rendeltetésű. Kialakításának legfontosabb célja a pusztai élőhelyek és fajkészletük fokozott védelme, a dévaványai tűzokpopuláció hosszútávú megőrzése.

A Szilasokon a vadászati hasznosító a Dévaványai Vadásztársaság, aki évtizedek óta szakszerű vadgazdálkodást folytat az érintett területen.

#### *Réhely mintaterület*

A vizsgált időszakban mezei nyúl vadászat vagy élőnyúlbefogás a területen nem történt.

#### *Szilasok mintaterület*

A Szilasokon a Dévaványai Vadásztársaság az évtizedes gyakorlatának megfelelően végezte vadgazdálkodási tevékenységét a vizsgált időszakban is (**13. táblázat**). A 2004-ben indult Tűzok Life program keretében a Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság példamutató élőhelyfejlesztést valósított meg, ahol a pozitív hatásoknak az egyik haszonélvezője a mezeinyúl-állomány volt. A vadászati hasznosítás formája kivétel nélkül a társas vadászat volt, élőnyúlbefogással ezen a területen nem foglalkoztak.

#### 13. táblázat: A vadászati hasznosítás mértéke a Szilasokon

*Table 13: Hunting bag on the Szilasok area*

	<b>Dévaványai VT teljes vadászterülete (db)/ Dévaványa HA hunting area (ind.)</b>	<b>Szilasok mintaterület (db)/ Szilasok Sample Site (ind.)</b>
<b>2008–2009</b>	522	40
<b>2009–2010</b>	628	60
<b>2010–2011</b>	175	8
<b>2011–2012</b>	811	76

Az éjszakai reflektoros mezei nyúl felvételezések mindig az őszi vadászati szezon beindulása előtt történtek, mely alól a kedvezőtlen időjárási körülményeknek köszönhetően a 2009-es esztendő az egyetlen kivétel. Ekkor a vadászati hasznosítás mértékét beszámítottam a terület őszi állománysűrűségébe.

#### *Tűzokvédelmi Mintaterület*

A mezeinyúl-állomány adatgyűjtése során, mintavételi jelleggel két alkalommal került sor hajtóvadászatra a Tűzokvédelmi Mintaterületen. 2008 őszén 58 darab, 2009 őszén 113 darab mezei nyúl került terítékre. A zárt, magasabb állománysűrűségű Tűzokvédelmi Mintaterületen végrehajtott mintavétel jellegű vadászatok alkalmával (171 egyed) magasabb volt a hím nyulak (59,06%) aránya, mint nőstényeké (40,94%).



### **3.3. AZ ÉLŐHELYTÍPUSOK MEGOSZLÁSA, AZ ÉLŐHELYKÍNÁLAT VÁLTOZÁSA A MINTATERÜLETEKEN**

Az élőhelytípusok részletes felmérését és elemzését 3 éven keresztül, 2010 és 2012 között végeztük el, évente kétszer, tavasszal és ősszel, a mezeinyúl-számlálásokkal egybeeső időpontban.

A Szilasok és a Tűzokvédelmi belső mintaterület esetében a viszonylag állandó, többéves mezőgazdasági kultúrák, úgymint a gyep, a lucerna és a zöldugar 60% körül alakul, addig a Réhelyi mintaterület esetében mintegy 45%-ot tesz ki a területi arányuk. Ezzel párhuzamosan az első két mintaterületnél a kedvezőbb viszonyokat segíti a változatos kultúrákat befogadó kisparcellák jelenléte, míg a Réhely mintaterület esetében a nagyüzemi táblakiosztás érvényesül.

Különösen fontos a mezei nyulak számára, hogy a növényzet nélküli területek, a szántások vagy más néven feketeugarok, minél kisebb területi hányadot foglaljanak el az életterükből és az év során minél rövidebb ideig legyenek fedetlenek. A növényzet mint pótolhatatlan táplálékforrás elengedhetetlen, de a rejtőzködést szolgáló pihenő- és búvóhelyek számára is kulcsfontosságú.

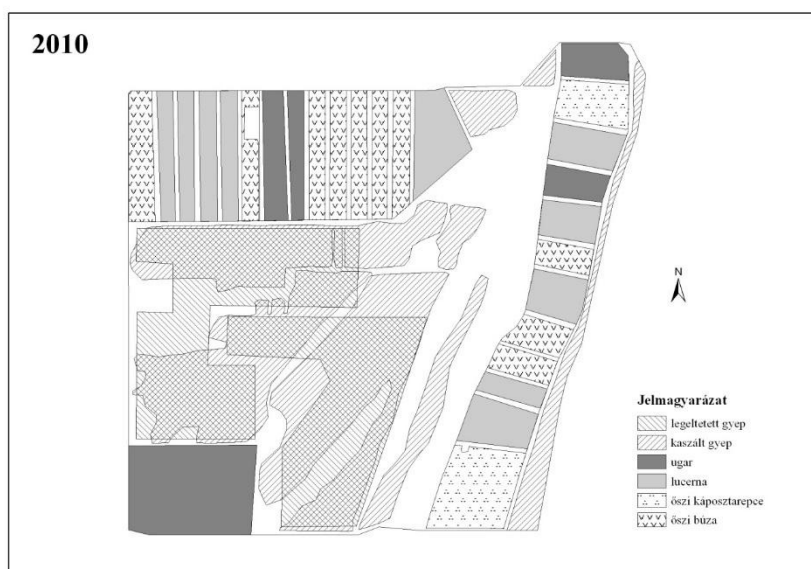
Az őszi vetések részleges megsemmisülésének köszönhetően, illetve az újravetések miatt a tavaszi felmérések pontosabb képet adnak, ha a fedetlen területekre vagyunk kíváncsiak. 2010 tavaszán a rendkívüli belvíz miatt Réhelyben a felméréseket nem lehetett elvégezni, ezért a 2011. április 4–6. közötti és a 2012. március 12–14. közötti felvételezéseket dolgoztam fel részletesen mind a három mintaterület esetében.

Az egyes vizsgált időszakok között az őszi és a tavaszi felméréseknél vagy a viszonylag állandó gyepnél kisebb különbségeket fedezhetünk fel. Ezeknek az eltéréseknek az oka egyrészt, hogy a csapadékhiány miatt gyengén kelő őszi káposztarepcét, esetleg őszi gabonát tavasszal újra kellett vetni, másrészt a mezőgazdasági munkák időbeli elmaradása vagy a növényzet magasságának következtében az észlelési távolságok eltérnek az egyes esztendőkből.

#### *Tűzokvédelmi belső mintaterület*

A lezárt Tűzokvédelmi Mintaterület mintegy 15%-át teszi ki az éjszakai reflektoros nyúl-számlálással érintett Tűzokvédelmi belső mintaterület, amely fő mutatóit tekintve leképezi a zárt terület élőhelyi arányait. Minthogy a zárt Mintaterület kialakítása, a területkiválasztás, illetve a lekerítés eleve a tűzokok ökológiai igényeinek megfelelően történt, így kedvező helyzet alakult ki a mezei nyulak számára is.

A felmért mintaterület közel negyede ösgyep, illetve 20 méter széles táblák közötti gyepsáv. A lucerna - ugar - őszi káposzta vetésforgó a terület felét fedi le, 1–4 hektáros táblanagysággal. Az őszi búza területe 20–24%-ot tesz ki (**14. táblázat**).



**19. ábra: A Tűzokvédelmi Mintaterület élőhelykezelése 2009/2010-ben**

Figure 19: Habitat management on the Great Bustard Conservation Site in 2009/2010-ben

**14. táblázat: A Tűzokvédelmi belső mintaterület élőhelytípusainak megoszlása (2010–2012)**

Table 14: Distribution of habitat types on the Great Bustard Interior Sample Site (2010-2012)

	Gyep		Ugar		Lucerna		Repce		Őszi búza		Fek. ugar		Σ
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	
2010.03.30	15,54	26%	6,48	11%	16,84	28%	7,77	13%	14,25	23%	0,00	0%	60,87
2010.10.07	12,30	21%	9,52	16%	17,68	30%	8,16	14%	0,00	0%	12,24	20%	59,90
2011.04.05	15,54	28%	7,52	13%	15,29	27%	6,23	11%	11,28	20%	0,00	0%	55,87
2011.10.18	14,76	24%	13,60	22%	13,60	22%	5,44	9%	10,88	17%	4,08	7%	62,36
2012.03.13	14,76	24%	12,24	20%	9,52	15%	5,44	9%	14,96	24%	5,44	9%	62,36
2012.10.25	14,76	24%	13,60	22%	13,60	22%	5,44	9%	10,88	17%	4,08	7%	62,36

A Tűzokvédelmi Mintaterület elsődleges rendeltetése a tűzokok életfeltételeinek biztosítása, ezért a vetésforgó előre tervezett, ahol a természet, illetve fenntartott mezőgazdasági kultúrák a legkedvezőbb növényfajokból állnak. A tervezésnek köszönhetően az arányok állandónak tekinthetők, a téli időszakban a fedetlen szántók területi kiterjedése minimális.

A Tűzokvédelmi Mintaterületen a szántóföldi táblákat (T9, T6, T5) a menedéket nyújtó, egyben táplálékbazist biztosító gypsávok választják szét, amelyek az élőhelyek mozaikosságát is növelik. A gyepek kezelése késői kaszálással és nyárvégi-őszi legeltetéssel történik, amely tovább növeli a terület sokszínűségét (**20. ábra**).

*Réhely mintaterület (kontrollterület)*

A mintaterület fő jellemzője, hogy míg a gyep, a lucerna és a zöldugar nem éri el a vizsgált terület felét, addig a szántókon a nagytáblás művelés, az intenzív kultúrák fenntartása általánosan tekinthető. A termőhelyi adottságok nemcsak lehetővé teszik, de kedvezőek a napraforgó termesztésére. Ennek köszönhetően a téli időszakokban a feketeugar aránya kifejezetten magas, a vizsgált időszakban 23%-ot és 40%-ot mutatott (**15. táblázat**). Ez a kedvezőtlen helyzet párosul a nagytáblás művelés másik negatívumával, amikor aratáskor, szántáskor vagy tárcsázáskor akár több száz hektáron is egy időben semmisül meg az értékes élőhelyegyüttes.

**15. táblázat: A Réhely mintaterület élőhelytípusainak megoszlása (2010–2012)***Table 15: Distribution of habitat types on the Réhely Sample Site (2010-2012)*

	Gyep		Ugar		Lucerna		Repce		Őszi búza		Fek. ugar		Σ
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	
2010.03.30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2010.10.07	22,14	18%	4,67	4%	21,77	18%	15,99	13%	0,00	0%	55,76	46%	120,34
2011.04.05	23,31	17%	9,07	7%	33,67	25%	16,84	12%	22,02	16%	31,28	23%	136,18
2011.10.18	19,31	15%	9,84	7%	17,22	13%	4,92	4%	0,00	0%	81,60	61%	132,89
2012.03.13	23,31	17%	11,66	8%	23,31	17%	1,36	1%	24,48	17%	57,12	40%	141,24
2012.10.25	19,31	15%	9,84	7%	16,11	12%	2,46	2%	27,20	21%	57,12	43%	132,04

Az őszi búza mintegy 17%-os állandó térfoglalással van jelen és kedvező időjárás esetén az őszi káposztarepce termesztése is jelentős lehet. Ennek a növénynek a tűzokok téli táplálékforrásaként van kiemelt jelentősége, ezért a támogatásuk Dévaványa térségében különösen fontos feladat.

*Szilások mintaterület (kontrollterület)*

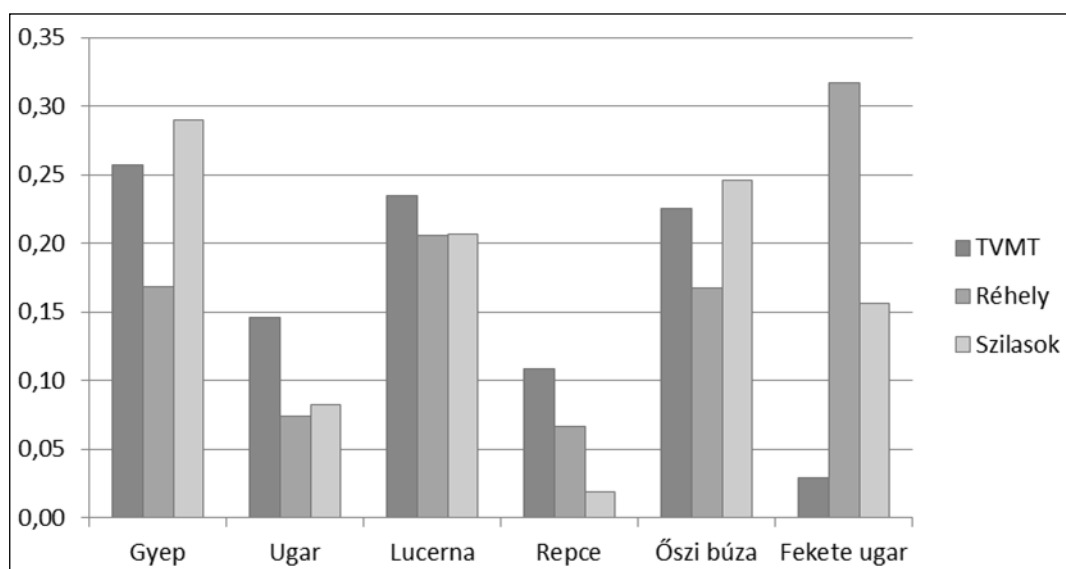
A mintaterület közel 30%-át természetyszerű őszyep borítja, melynek elhelyezkedése egybefüggő. A szintén állandó növénytakarót biztosító lucerna és zöldugar, amely mindenféle szempontból fontos a mezeinyúl-állomány számára, szintén közel 30%-ot tesz ki, kisebb és nagyobb parcellákban is előfordul (**16. táblázat**). A tavaszi szántások 12% és 23% közötti értéket mutatnak, ahol napraforgót, kukoricát és cirkot is termesztettek.

**16. táblázat: A Szilások mintaterület élőhelytípusainak megoszlása (2010–2012)***Table 16: Distribution of habitat types on the Szilások Sample Site (2010-2012)*

	Gyep		Ugar		Lucerna		Repce		Őszi búza		Fek. ugar		Σ
	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	%	
2010.03.30	42,74	30%	6,48	5%	40,15	28%	0,00	0%	36,26	25%	17,68	12%	143,30
2010.10.07	40,59	30%	12,30	9%	34,07	25%	8,61	6%	0,00	0%	38,49	29%	134,06
2011.04.05	37,56	27%	16,84	12%	33,67	24%	7,77	6%	11,66	8%	31,28	23%	138,77
2011.10.18	40,59	28%	11,07	8%	15,99	11%	0,00	0%	0,00	0%	74,80	53%	142,45
2012.03.13	44,03	30%	11,66	8%	14,25	10%	0,00	0%	58,48	40%	17,68	12%	146,09
2012.10.25	40,59	29%	12,30	9%	15,99	11%	28,29	20%	32,64	23%	9,52	7%	139,33

Bár a Szilasok mintaterület parcellakiosztását és a termelt mezőgazdasági növények döntő többségét a tűzokvédelem célrendszere határozza meg, azonban a mezei nyulak számára is rendkívül kedvező. A fedetlen szántások aránya kicsi és elhelyezkedésük kedvező, így a mezei nyulak számára mindig rendelkezésre áll megfelelő élőhelytípus, ezért az életterükben ritkán alakul ki ökológiai krízishelyzet.

#### *A mintaterületek élőhelytípusainak összehasonlítása a tavaszi időszakban*



**20. ábra: A mintaterületek élőhelytípusainak megoszlása (2011–2012 tavasz)**

*Figure 20: Distribution of habitat types os sample sites (2010-2012 spring)*

A természetes gyep aránya a Szilasok (29%) és a Tűzokvédelmi belső mintaterület (26%) esetében közel azonos, míg a Réhely mintaterületnél jóval kisebb (17%). Mindhárom mintaterület esetében a lucerna és az őszi búza területfoglalása közel azonos, a lucernánál 20% és 23%, az őszi búzánál 17% és 24% közé tehető az érték. A zöldugár aránya a Tűzokvédelmi belső mintaterületnél a legmagasabb, közel 15%. A növényborítás nélküli feketeugár mutatja a legeltérőbb képet a tavaszi időszakban. A speciális tűzokvédelmi kezelésnek köszönhetően a belső mintaterületnél alig éri el a 3%-ot. A két külső kontrollterületnél 16% (Szilasok), illetve 32% (Réhely) az aránya, amely a tavaszi vetésű növényeknek, a napraforgónak és a kukoricának a vetésterületével egyezik meg. A mezeinyúl-állomány szempontjából ez számít a legkedvezőtlenebb élőhelynek.

### **3.4. AZ ÉLŐHELYHASZNÁLAT VÁLTOZÁSA A MINTATERÜLETEKEN**

#### *Tűzokvédelmi belső mintaterület*

A Tűzokvédelmi belső mintaterület speciális kisparcellás felosztása a mezei nyulak számára az egyes élőhelytípusok között sokkal könnyebb átmozgást tesz lehetővé, ezért az eredmények ebben az esetben kissé árnyaltabb képet mutatnak. Itt télen minden terület valamilyen növényzettel fedett, ezért téli időszakban szántóval csak abban az esetben találkozhatunk, ha a szárazság miatt eredménytelen az őszi repcevetés vagy a talajállapot, illetve az esetleges belvizek nem teszik lehetővé a gabona októberi-novemberi vetését.

Az őszi időszakban a lucernán (38%) és a repcén (24%) található meg a nyulak több mint fele, ilyenkor a kaszált gyepek (15%) és a zöldugarok (12%) szerepe jóval kisebb, míg a friss gabonavetések, szántások jelentősége elhanyagolható (**17. táblázat**).

Az alacsony növényzettel bíró kaszált gyepek jelentősége tavaszra a Tűzokvédelmi Mintaterületen megnő, az előfordulások mértéke eléri a 25%-ot. A tavaszra megerősödött őszi búza ebben az esetben is 28%-kal a legfontosabb élőhelynek számít, a lucernások szintén kedveltek (24%) és a repceföldeket sem kerülik a táplálkozó nyulak (15%).

**17. táblázat: Az élőhelyhasználat változása a Tűzokvédelmi belső mintaterületen (2010–2012)**

Table 17: Changes in habitat use on the Great Bustard Interior Sample Site (2010-2012)

	Gyep (%)	Ugar (%)	Lucerna (%)	Repce (%)	Őszi búza (%)	Feketeugar (%)
2010.03.30	14,58%	9,62%	26,53%	24,49%	24,78%	0%
2010.10.07	9,73%	12,83%	50,44%	20,8%	0%	6,19%
2011.04.05	18,18%	11,64%	40,36%	7,27%	22,55%	0%
2011.10.18	9,3%	7,56%	52,33%	25,87%	0,0%	4,94%
2012.03.13	41,15%	1,04%	4,17%	14,58%	38,02%	1,04%
2012.10.25	25,95%	16,22%	10,81%	25,95%	13,51%	7,57%
Tavasz	24,63%	7,43%	23,69%	15,45%	28,45%	0,35%
Ősz	14,99%	12,2%	37,86%	24,2%	4,5%	6,23%

A három mintaterület adatait áttekintve megállapítható, hogy az őszi-tavaszi időszakot együttesen figyelembe véve, a legkedveltebb élőhelynek a lucernások (30%, 25%) számítanak. A legjelentősebb koncentrációt 35%-kal az őszi búza tavaszi állományai mutatták. Ősszel még kiemelt szerepe van a jól sikerült őszi káposztarepce vetésnek, ahol ebben az időszakban a mezei nyulak 23%-át regisztráltuk. A gyepeken táplálkozó egyedek száma mind ősszel, mind tavasszal viszonylag állandó, mértéke 15%-ot, illetve 14%-ot tett ki.

*Réhely mintaterület (kontrollterület)*

A mintaterület esetében általánosságban megállapítható, hogy Atyaszegen a gyepeken bár előfordul a mezei nyúl, de csak nagyon kis egyedszámmal, állománya évszaktól függetlenül állandó egyedszámú.

Ősszel az állomány a repceföldekre és a lucernásokra koncentrálódik, ekkor a fő táplálékforrást is ezek a mezőgazdasági kultúrák biztosítják, de rendszeresen megjelenik az ugaron, a frissen vetett őszi gabonán és a szántott területeken is (**18. táblázat**).

A tavaszi állományfelmérésekkor a lucerna jelentősége nem változott, ebben az időszakban is a mezei nyulak mintegy 30%-a ezt az élőhelytípust választotta. A felnövekvő repcét azonban a nyulak részben elhagyták és a már megerősödött őszi gabonavetésben jelentek meg a legnagyobb egyedszámban, arányuk 38%-ot ért el.

**18. táblázat: Az élőhelyhasználat változása a Réhely mintaterületen (2010–2012)**

Table 18: Changes in habitat use on the Réhely Sample Site (2010-2012)

	Gyep (%)	Ugar (%)	Lucerna (%)	Repce (%)	Őszi búza (%)	Feketeugar (%)
2010.03.30	-	-	-	-	-	-
2010.10.07	4,71%	2,35%	11,76%	60,00%	0%	21,18%
2011.04.05	1,23%	4,94%	34,57%	8,64%	34,57%	16,05%
2011.10.18	6,29%	27,04%	50,94%	5,66%	0%	10,06%
2012.03.13	2,96%	11,11%	25,93%	2,96%	41,48%	15,56%
2012.10.25	16,28%	8,14%	13,95%	8,14%	37,21%	16,28%
Tavaszi	2,10%	8,02%	30,25%	5,80%	38,02%	15,80%
Ősz	9,09%	12,51%	25,55%	24,60%	12,40%	15,84%

*Szilások mintaterület (kontrollterület)*

A Szilások védett legelő területe, illetve a kaszálóként használt hatásabb részei állandó mezeinyúl-állománynak ad otthont. Ezt az élőhelyet csak rendkívüli szárazság esetén hagyják el az állatok.

Ősszel itt is a lucerna (26%) és az őszi káposztarepce a meghatározó (20%), az őszyeppel és a vetett gyepekkel (22%) együtt a mezei nyulak kétharmada ezeket az élőhelyeket választja (**19. táblázat**).

A lucerna tavasszal is megtartja jelentőségét (23%), azonban ekkor már a nyulak számára a legkedveltebb mezőgazdasági kultúrának a jó növekedést mutató őszi búza (40%) számít.

**19. táblázat: Az élőhelyhasználat változása a Szilások mintaterületen (2010–2012)**

Table 19: Changes in habitat use on the Szilások Sample Site (2010-2012)

	Gyep (%)	Ugar (%)	Lucerna (%)	Repce (%)	Őszi búza (%)	Feketeugar (%)
2010.03.30	22,08%	5,19%	33,12%	0%	21,43%	18,18%
2010.10.07	18,92%	5,41%	25,68%	28,38%	0%	21,62%
2011.04.05	14,55%	9,09%	34,55%	2,73%	10,00%	29,09%
2011.10.18	31,21%	13,48%	39,01%	0%	0%	16,31%
2012.03.13	9,36%	0,58%	0%	0%	87,72%	2,34%
2012.10.25	14,39%	1,52%	12,88%	30,30%	39,77%	1,14%
Tavaszi	15,33%	4,96%	22,55%	0,91%	39,72%	16,54%
Ősz	21,51%	6,80%	25,85%	19,56%	13,26%	13,02%

**3.5. AZ ÉLŐHELYVÁLASZTÁS VÁLTOZÁSA A MINTATERÜLETEKEN**

Az éjszakai reflektoros állománybecslések előfordulási adatait felhasználva elemeztem a mezei nyúl élőhelyválasztását a három (Tűzokvédelmi belső mintaterület, Réhely, Szilások) mintaterületen. A részletes vizsgálathoz az Ivlev-indexet ( $E_i$ ) és a Jacobs-indexet ( $D_i$ ) számoltam ki észlelésenként és élőhelytípusonként.

*Tűzokvédelmi belső mintaterület*

A Tűzokvédelmi belső mintaterületen az őszi káposztarepce kimagasló értékeket ( $E_i=0,2594$ ;  $D_i=0,6068$ ) eredményezett, ezzel a leginkább kedvelt élőhelytípusnak számított a zárt területen. Ezt követte az őszi búza ( $E_i=0,0366$ ;  $D_i=0,0696$ ) és a lucerna ( $E_i=0, -0,0107$ ;  $D_i=0,0437$ ), érdekes módon ezen a mintaterületen jóval elmaradt a kiszámított indexük. A gyepek itt is alacsony értékeket ( $E_i=-0,1599$ ;  $D_i=-0,1786$ ) hozott és a szántott területeken is csak alkalomszerűen, kis egyedszámmal lehetett a mezei nyulakat észlelni ( $E_i=-0,3470$ ;  $D_i=-0,3655$ ) (**20. táblázat, 21. táblázat**).

**20. táblázat: Az Ivlev-index ( $E_i$ ) változása a Tűzokvédelmi belső mintaterületen (2010–2012)***Table 20: Changes of Ivlev's electivity index ( $E_i$ ) on the Great Bustard Interior Sample Site (2010-2012)*

	Gyep	Ugar	Lucerna	Repce	Őszi búza	Feketeugar
2010.03.30	-0,27	-0,05	-0,02	0,31	0,03	-
2010.10.07	-0,36	-0,11	0,26	0,21	-	-0,53
2011.04.05	-0,21	-0,07	0,19	-0,21	0,06	-
2011.10.18	-0,44	-0,49	0,41	0,50	-	-0,14
2012.03.13	0,27	-0,90	-0,57	0,25	0,23	-0,79
2012.10.25	0,05	-0,15	-0,34	0,50	-0,13	0,07

**21. táblázat: A Jacobs-index ( $D_i$ ) változása a Tűzokvédelmi belső mintaterületen (2010–2012)***Table 21: Changes of Jacob's index ( $D_i$ ) on the Great Bustard Interior Sample Site (2010-2012)*

	Gyep	Ugar	Lucerna	Repce	Őszi búza	Feketeugar
2010.03.30	-0,34	-0,06	-0,03	0,38	0,04	-
2010.10.07	-0,41	-0,12	0,42	0,25	-	-0,59
2011.04.05	-0,27	-0,08	0,28	-0,23	0,07	-
2011.10.18	-0,50	-0,55	0,59	0,57	-	-0,15
2012.03.13	0,39	-0,92	-0,61	0,28	0,32	-0,80
2012.10.25	0,06	-0,18	-0,39	0,57	-0,15	0,08

A Tűzokvédelmi belső mintaterület esetében szintén elhagyták a mezei nyulak a száraz gyepeket 2011 őszén, azonban 2012 márciusában, a rendkívüli hófedettséget eredményező február után néhány héttel, jelentős volt a kaszálókon az egyedszámuk.

*Réhely mintaterület (kontrollterület)*

Az őszi káposztarepce mutatta a legmagasabb értéket mind a két mutató esetében ( $E_i=0,3613$ ;  $D_i=0,4001$ ), ezt követte az őszi búza ( $E_i=0,2121$ ;  $D_i=0,2799$ ), majd a lucerna ( $E_i=0,1675$ ;  $D_i=0,2181$ ). A szántott területeket a nyulak csak alkalmilag vették igénybe, ha tehették kerültek ezek a fedetlen élőhelyeket ( $E_i= -0,4332$ ;  $D_i=-0,5559$ ). A gyepek megítéléséhez az indexek nem használhatók, mivel az atyaszegi gyepek nagy, összefüggő tömböt alkot, ezért az egyedek átmozgása korlátozott (**22. táblázat, 23. táblázat**).

**22. táblázat: Az Ivlev-index ( $E_i$ ) változása a Réhely mintaterületen (2010–2012)**Table 22: Changes of Ivlev's electivity index ( $E_i$ ) on the Réhely Sample Site (2010-2012)

	Gyep	Ugar	Lucerna	Repce	Őszi búza	Feketeugar
2010.03.30	-	-	-	-	-	-
2010.10.07	-0,59	-0,25	-0,21	0,64	-	-0,37
2011.04.05	-0,87	-0,15	0,17	-0,18	0,36	-0,18
2011.10.18	-0,40	0,57	0,59	0,21	-	-0,72
2012.03.13	-0,70	0,15	0,22	0,51	0,41	-0,44
2012.10.25	0,05	0,04	0,07	0,63	0,29	-0,45

**23. táblázat: A Jacobs-index ( $D_i$ ) változása a Réhely mintaterületen (2010–2012)**Table 23: Changes of Jacob's index ( $D_i$ ) on the Réhely Sample Site (2010-2012)

	Gyep	Ugar	Lucerna	Repce	Őszi búza	Feketeugar
2010.03.30	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
2010.10.07	-0,64	-0,25	-0,25	0,81	-	-0,53
2011.04.05	-0,89	-0,16	0,23	-0,20	0,47	-0,22
2011.10.18	-0,43	0,65	0,75	0,22	-	-0,87
2012.03.13	-0,73	0,16	0,28	0,52	0,54	-0,57
2012.10.25	0,06	0,05	0,08	0,65	0,39	-0,59

Jól nyomon követhető, hogy a 2011. évi őszi rendkívüli szárazság időszakában a gyepekről elmozdultak a nyulak és a némi friss hajtást hozó ugarok szerepe pedig jelentősen felértékelődött. A 2012. februári havazás, ami 4 hetes folyamatos hóborítást eredményezett, szintén a mezei nyulak eltűnését okozta a gyepekről.

*Szilások mintaterület (kontrollterület)*

A mintaterület esetében a két leginkább preferált élőhely szinte azonos értékkel az őszi búza ( $E_i=0,1590$ ;  $D_i=0,2959$ ) és az őszi káposztarepce ( $E_i=0,1612$ ;  $D_i=0,2026$ ). Nem sokkal kisebb indexeket adott a lucerna ( $E_i=0,1457$ ;  $D_i=0,1844$ ), melynek az egész esztendőben kiemelt szerep jut a térségben.

**24. táblázat: Az Ivlev-index ( $E_i$ ) változása a Szilasok mintaterületen (2010–2012)**Table 24: Changes of Ivlev's electivity index ( $E_i$ ) on the Szilasok Sample Site (2010-2012)

	Gyep	Ugar	Lucerna	Repce	Őszi búza	Feketeugar
2010.03.30	-0,15	0,07	0,08	-	-0,08	0,19
2010.10.07	-0,23	-0,26	0,01	0,63	-	-0,14
2011.04.05	-0,30	-0,14	0,17	-0,34	0,09	0,13
2011.10.18	0,05	0,27	0,55	-	-	-0,53
2012.03.13	-0,53	-0,86	-	-	0,37	-0,68
2012.10.25	-0,34	-0,71	0,06	0,20	0,26	-0,71



**25. táblázat: A Jacobs-index ( $D_i$ ) változása a Szilasok mintaterületen (2010–2012)**Table 25: Changes of Jacob's index ( $D_i$ ) on the Szilasok Sample Site (2010-2012)

	Gyep	Ugar	Lucerna	Repce	Őszi búza	Feketeugar
2010.03.30	-0,20	0,07	0,12	-	-0,11	0,22
2010.10.07	-0,30	-0,28	0,01	0,70	-	-0,19
2011.04.05	-0,37	-0,16	0,24	-0,36	0,10	0,17
2011.10.18	0,06	0,30	0,67	-	-	-0,70
2012.03.13	-0,61	-0,87	-	-	0,83	-0,70
2012.10.25	-0,42	-0,73	0,07	0,26	0,37	-0,73

Ezen a mintaterületen is a szántott, tárcsázott táblák voltak a legkevésbé kedvelt területrészek ( $E_i=-0,2899$ ;  $D_i=-0,3209$ ). A tavaszi értékek azért magasabbak, mert a párázshoz kapcsolódó kergetőzések kimozdítják az egyébként táplálkozó egyedeket.

A Szilasok gyepterületén a mezei nyúl állománysűrűsége alacsony, melynek következtében a terület egészére számolt indexek kifejezetten alacsony értéket mutatnak ( $E_i=-0,2501$ ;  $D_i=-0,3068$ ) (24. táblázat, 25. táblázat).

#### 4. ÉRTÉKELÉS

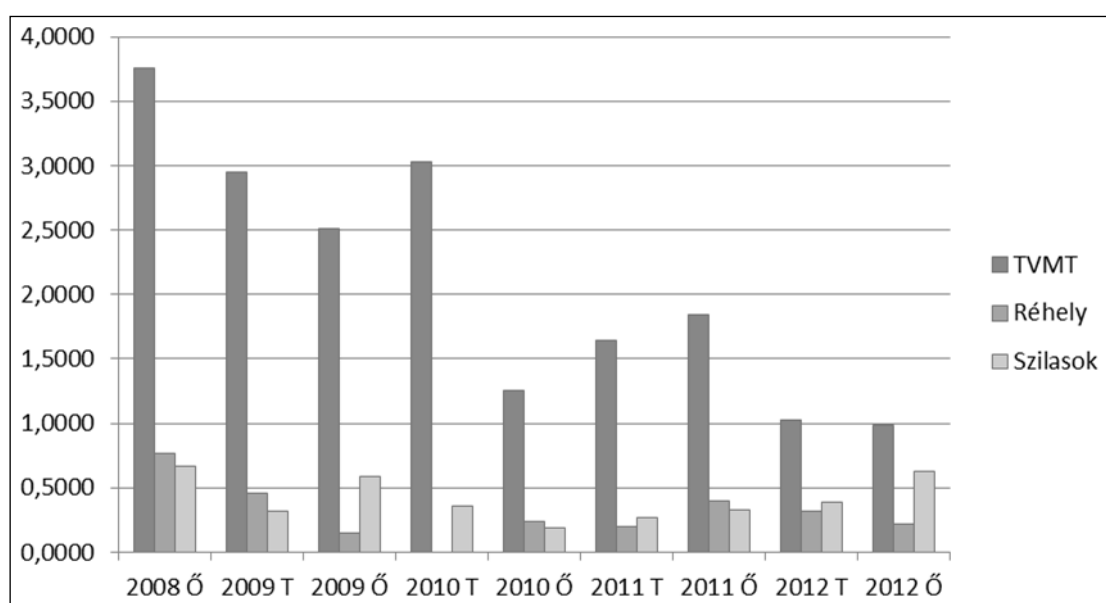
A mezei nyúl leginkább a nyílt, változatos élőhelyeket kedveli, ahol előnyben részesíti az egymást időben és táplálékforrásban kiegészítő, kisparcellás szántóföldi kultúrákat. Kedvezően érinti az állományt ha a nyulak mozgáskörzetében ugarok, vetett gyepek, természetes gyepek, csenderesek vagy cserjeszinttel rendelkező fasorok is megtalálhatók, így a megfelelő pihenőhelyek is biztosítottak számára. A Szilasokon becsült állománysűrűségi adatok ezt az élőhelyi igényt megerősítik, hiszen a viszonylag magas értékek mellett az állomány nagyság is egyenletes képet mutatott és a populáció a vadászati hasznosításra sem volt érzékeny.

A mezei nyúl növényevő, így az év különböző időszakában jelentősen változnak a rendelkezésre álló táplálékforrások. Az egyszikű pázsitfűfélék mellett a kétszikű gyomok is helyet kapnak érendjében, a természetes gyepek mellett az ugarok, a vetett gyepek és lucernaföldek is meghatározó élőhelynek számítanak. A legnagyobb egyedsűrűséget a változatos szántóföldi kultúráknál találjuk, ahol a késő őszi, téli időszakban kulcsfontosságú lehet az egyes mezőgazdasági kultúrák szerepe (őszi káposztarepce, őszi búza). Ezt bizonyította a Tűzokvédelmi Mintaterületen alkalmazott vetésforgó alkalmazása, itt mértük 2008 októberében a legnagyobb állománysűrűséget, amely elérte a 3,76 db/ha értéket. A rendszeresen legeltetett gyepek esetében a kedvező szántóföldi kultúráknál alacsonyabb egyedsűrűséggel találkozhatunk (SMITH *et al.*, 2005; JENNINGS *et al.*, 2006), amely mind a három mintaterület esetében érzékelhető volt.

A szántóföldi tábláknál a különböző művelési módok, technológiai elemek drasztikus változásokat eredményezhetnek, akár egyes kiemelt jelentőségű élőhelytípusok teljes egészében el is tűnhetnek. A kaszálások, a gabonafélék learatása, majd a tarlók azonnali betárcsázása vagy az őszi mélyszántás órák alatt el tudja tüntetni a mezei nyulak mozgáskörzetéből az addig rendelkezésre álló táplálékforrásokat. Ennek következménye a rendszeresen előforduló, jelentős pusztulásokat eredményező táplálékhiány kialakulása (GÁL & MAROSÁN, 2004), így a mezei nyúl által használt otthonterület akár természet-technológiai ökológiai csapdává is válhat (FARAGÓ, 2012). A Réhely mintaterületen a szántóföldi használat esetében jól nyomon követhető a nagytáblás művelési rendszer élőhelyi hatása. Az őszi gabonafélék betakarítását követő tárcsázások és a területre jellemző

napraforgótermesztés a mezei nyúl állomány nagyságának szélsőséges hullámzását eredményezték, ahol a gyakori drasztikus csökkenés is megfigyelhető, melyre jó példa a 2009-es esztendő.

A vizsgálat során a legnagyobb állománysűrűségi mutatókat a Tűzokvédelmi Mintaterületen rögzítettük. 2008 őszén a Tűzokvédelmi belső mintaterületen nagyon magas, 3,76 db/ha értéket regisztráltunk. Hasonlóan zárt és „rökamentes” területen Dániában végeztek átfogó vizsgálatokat (ABILDGARD *et al.*, 1972). A felmérések szerint az Illumo szigeten élő mezeinyúl-populáció állománysűrűsége (2 egyed/ha) magasabb a dániai átlagnál. A Tűzokvédelmi belső mintaterületen mi is magasabb értékeket becsültünk, mint a külső kontrollterületeken. A szigeten élő populációnál jól nyomon követhető volt egy állomány-összeomlás. A dévaványai vizsgálatok során a 2010-es belvizes, esős és hűvös időjárási körülmények eredményeztek hasonló pusztulásokat. Nagyon érdekes tapasztalat, hogy a szigeten élő emberek találtak ugyan elpusztult nyulakat, de az egyedek többsége nyom nélkül eltűnt. A Tűzokvédelmi Mintaterület kezelő személyzete szintén nem érzékelte az egyébként jól kimutatható tömeges pusztulásokat.



**21. ábra: A mezei nyúl állománysűrűségének (db/ha) változása a mintaterületeken**

*Figure 21: Changes in Brown Hare population density on the sample sites*

#### *Az időjárás hatása a vizsgálati időszakban*

A mezei nyúl hazai elterjedését az éghajlati tényezők és az élőhelyi sajátosságok határozzák meg (KOVÁCS, 2007). Az állománysűrűség csökken a tengerszint feletti magasság, az éves átlagsapadék és az évente hóval fedett napok számának növekedésével, illetve az éves napsütéses órák számának és az évi középhőmérséklet csökkenésével (PIKULA *et al.*, 2004). Szélsőséges időjárási helyzetek, például a rendkívüli szárazság vagy a hosszú fagyos-havas téli időszak tömeges elhullást okozhat a mezei nyulak esetében. A hűvös, csapadékos időjárás jelentős pusztulást okozhat a kis nyulak körében is (SMITH *et al.*, 2005).

Az elvégzett vizsgálatok szerint 2008 és 2012 között három rendkívüli időszak különíthető el, ami kritikus időjárási helyzetnek tekinthető (**21. ábra**).

### 2010 tavaszi csapadékos időszak hatása

A 2009-2010-es téli csapadék rendkívüli belvízi helyzetet teremtett, melyet egy hűvös, csapadékos „Medárd-napi” ciklus követett. A Réhely mintaterületen a 2010 tavaszi számlálást a rendkívüli útviszonyok miatt nem lehetett megvalósítani, így csak a Szilasok mintaterület és a Tűzokvédelmi belső mintaterület adatait tudtam összehasonlítani. A mezei nyúl felmérések 2010 tavasztól-őszig terjedő időszakra, a szaporodási ciklus ellenére, állománycsökkenést mutatnak, ahol a csökkenés mind a Szilasok ( $t=4,906$ ;  $p<0,05$ ), mind a Tűzokvédelmi belső mintaterület ( $t=4,571$ ;  $p<0,05$ ) esetében szignifikáns volt.

### 2012. februári havas időszak hatása

A 2012. február 2-i hóesést követő 4 hetes fagyos hóborítás eltérő hatást váltott ki a három mintaterület esetében:

Réhelyi és a Szilasok mintaterület: állományváltozást nem eredményezett ( $t=1,002$ ;  $t=0,828$ ;  $p<0,05$ ) a mezei nyulak a szabad mozgásuknak köszönhetően fel tudták kutatni a szükséges táplálékforrásokat, így a havas, fagyos szélsőséges körülményekkel jellemezhető időszakot sikeresen átvészelték.

Tűzokvédelmi belső mintaterület: a mezeinyúl-állomány szignifikánsan ( $t=10,775$ ;  $p<0,05$ ), közel 45%-kal csökkent az őszi felmérésekhez képest, a szegélyhatás nem érződik. A nyulak a kerítés miatt csak a zárt területen tudtak mozogni, ahol nem találtak a kritikus időszakban megfelelő táplálékforrást.

### 2012 évi nyár végi szárazság hatása

A 2012 évi nyár vége, ősz eleje rendkívül száraz volt, amit mérsékelt egy rövid, az őszi káposztarepce kelését segítő csapadékos ciklus. A tavaszi és az őszi adatokat összehasonlítva megállapítható, hogy a Szilasokon ( $t=4,841$ ;  $p<0,05$ ) szignifikáns állománynövekedést tapasztaltunk, míg a Réhelyi mintaterületen ( $t=2,257$ ;  $p<0,05$ ) és a Tűzokvédelmi belső mintaterületen ( $t=0,485$ ;  $p<0,05$ ) eltérés nem volt kimutatható. A két utóbbi mintaterületen egyrészt a zártság, másrészt az intenzív szántók magas aránya eredményezte a szükséges táplálékforrások hiányát.

### *A vadászati hasznosítás hatása*

A Szilasok mintaterület adatait megvizsgálva jól látható a 2010-es mélypont (0,18 db/ha), melyet a mezeinyúl-állomány fokozatosan kihevert és 2012 őszére újra elérte (0,63 db/ha) a 2008 és 2009 őszére jellemző állománysűrűségi értéket. A fenti adatok azt bizonyítják, hogy a szakszerű vadászati hasznosítás érdemben nem befolyásolta a törzsállományt, ha a populáció számára a kedvező élőhelyi feltételek végig adtak.

Ha összehasonlítjuk a rendszeres vadászati hasznosítással érintett, kiváló élőhelyi adottsággal rendelkező Szilasokat és a mezei nyúl vadászati hasznosításával nem érintett, nagytáblás művelési rendszerrel jellemezhető Réhelyt, az alábbiakat tapasztalhatjuk. A két mintaterület állománysűrűségi adatait 8 felmérési időpontban tudjuk összehasonlítani (a belvíz miatt 2010 tavasza kiesik). A vizsgálatot  $p<0,05$  szignifikancia szinten végeztem el. Többségében, 5 esetben (2008 ősz -  $t=0,905$ ; 2010 ősz -  $t=1,384$ ; 2011 tavasz -  $t=1,108$ ; 2011 ősz -  $t=0,677$ ; 2012 tavasz -  $t=1,947$ ) nem mutatható ki eltérés, 2 esetben a Szilasokon

(2009 ősz -  $t=11,787$ ; 2012 ősz -  $t=10,881$ ), míg 1 esetben Réhelyen (2009 tavasz -  $t=3,126$ ) magasabb szignifikánsan az állománysűrűség. Itt kell megjegyezni, hogy ezekben az esetekben jelentős szerepet játszanak a nagytáblás, drasztikus élőhelyváltozások Réhelyen. 2009 és 2012 őszén amikor a Szilasokon magasabb volt az állománysűrűség, alig és foltosan kelt ki az őszi búza. Ezekben az években az őszi szántó Réhelyben 59,05%-ot és 68,86%-ot, míg a Szilasokon 41,51%-ot és 30,26%-ot tett ki.

Összefoglalva megállapítható, hogy a mezei nyúl szakmai előírásokat szemelőtt tartó, szakszerű vadászati hasznosítása a mezeinyúl-állomány nagyságát nem befolyásolja.

#### *A vörös róka jelenlétének hatása*

Ha a vörös róka előfordulása alapján hasonlítjuk össze a „rókamentes” Tűzokvédelmi Mintaterület és az állandó rókaállománnyal rendelkező Réhelyt és Szilasokat, akkor a következő eredményeket kapjuk. A Tűzokvédelmi belső mintaterület mezeinyúl-állománysűrűsége a Szilasokéval  $p<0,05$  szignifikancia szinten összevetve minden esetben szignifikánsan magasabb. A Tűzokvédelmi belső mintaterület és Réhely összehasonlításakor szintén minden esetben a belső mintaterület állománysűrűsége szignifikánsan magasabb.

A kapott eredmények azt mutatják, hogy a vörös róka predációs hatása a mezei nyúl esetében kiemelkedő jelentőségű.

#### *A szegélyhatás jelensége*

A Szilasokon 2010–2011, 2011–2012 között, a Tűzokvédelmi belső mintaterületen 2009–2010, 2010–2011 között őszi-ről tavaszra nőtt a felmért egyedszám. Ez a jelenség a fenti két mintaterület esetében a tavaszi szegélykoncentrációt mutatja. A Réhely mintaterület esetében minden őszi becslést csökkenő tavaszi egyedszám követ, itt nincs koncentrációra utaló érték.

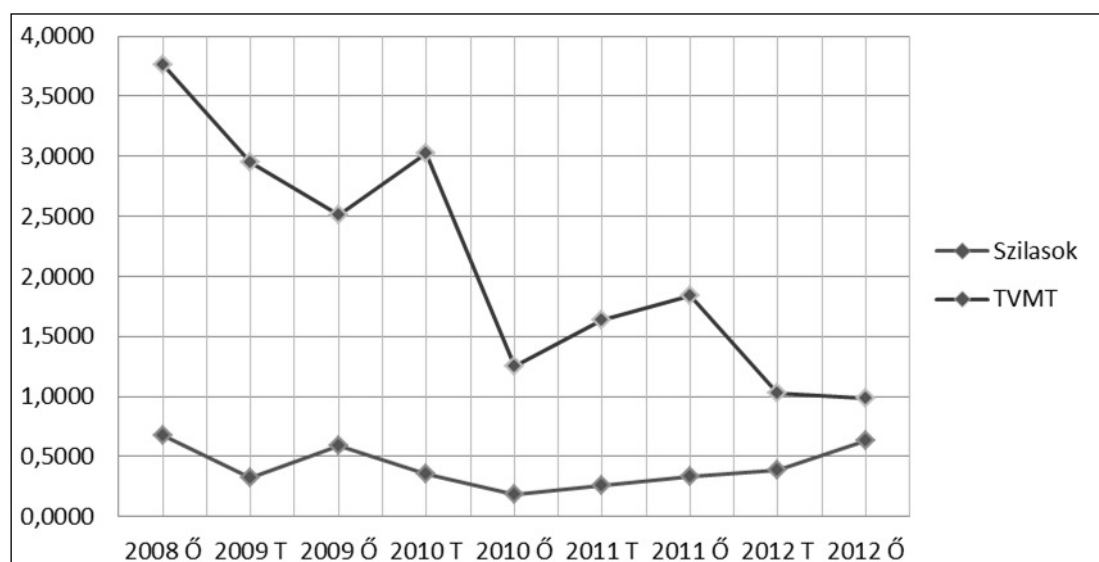
#### *A Tűzokvédelmi belső mintaterület mezeinyúl-állományának csökkenő jelensége*

A Tűzokvédelmi belső mintaterületen élő mezeinyúl-populáció állományváltozását nyomon követve, 2008 ősze és 2012 ősze között több lépcsőben lezajló, jelentős csökkenést tapasztalhatunk. Először az esős-belvizes időszaknak köszönhetően, 2009 ősze és 2010 ősze között csökkent szignifikánsan ( $t=12,814$ ;  $p<0,05$ ) az állománysűrűség, mintegy 50%-os állománycsökkenést szenvedve el. Ezt követően 2010 ősze és 2011 ősze között állománynövekedésnek lehetünk tanúi, ahol a kedvező tendenciát a 2012. februári havas-fagyos időszak törli meg. A 2012 nyár végi, őszi eleji szárazság kedvezőtlen hatásának köszönhetően, további enyhe csökkenést mutatnak a felmérések, azonban az eltérés nem volt szignifikáns ( $t=0,485$ ;  $p<0,05$ ). Az állománysűrűség ekkor éri el a becsült legalacsonyabb 0,99 db/ha-os értéket. A 2011 őszi és a 2012 őszi adatok összevetése már szignifikáns csökkenést ( $t=19,721$ ;  $p<0,05$ ) mutat.

#### *A zárt és a nyitott terület mezeinyúl-állományának összehasonlítása*

Érdekes összehasonlítani a vizsgálati időszakban a Szilasok és a Tűzokvédelmi belső mintaterület állományváltozását. 2008 őszi a Tűzokvédelmi belső mintaterület állománysűrűsége még 5,60-szorosa volt a Szilasokénak, míg a több lépcsőben lezajlott folyamatos csökkenésnek köszönhetően, 2012 őszi a Tűzokvédelmi belső mintaterület állománysűrűsége már csak 1,56-szor volt magasabb a Szilasokénál. A két mintaterület

becsült adatai 2008 ősze és 2012 ősze között, mind a 8 esetben szignifikánsan ( $P=0,05$  szignifikancia szint) eltértek (**22. ábra**). A vizsgálatok azt bizonyítják, hogy a mezeinyúl-populáció a zárt területnek köszönhetően sem a szélsőségesen száraz, sem a tartós fagygal kísért hótakaró esetében, a szabad mozgás korlátozása miatt, nem tudott tartalék táplálkozó helyeket felkeresni, amivel át tudta volna vészelné a rendkívül megterhelő időszakot, szemben a szabad területen élő Szilasok mezeinyúl-állományával.



**22. ábra: A mezei nyúl állománysűrűségének (db/ha) változása a Tűzokvédelmi belső mintaterületen és a Szilasok mintaterületen**

Figure 22: Changes in Brown Hare population density on the Great Bustard Interior and the Szilasok Sample Site

## ÖSSZEFOGLALÁS

A Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság 2003-ban helyezte üzembe a dévaványai Tűzokvédelmi Mintaterületet. A kialakítás elsődleges céljaként egyes speciális tűzokvédelmi feladatok ellátását, mint például a különböző típusú repatriációs módszerek kipróbálását, megvalósítását, illetve egy területkezelési modell kidolgozását jelölték meg a szakemberek. A Tűzokvédelmi Mintaterület egy speciális kerítéssel lezárt 398 hektáros terület, ahonnan a földön fészkelő madarakra jelentős hatással bíró, közepes méretű vagy annál nagyobb ragadozó, illetve vegyes táplálkozású emlősök kizárásra kerültek. Ebbe a körbe tartozik a környéken előforduló vörös róka (*Vulpes vulpes*), a növekvő állományú aranyakál (*Canis aureus*), a kóbor kutya (*C. familiaris*), az európai borz (*Meles meles*), a nyestkutya (*Nyctereutes procyonoides*) és a mára állandó vadfajjává váló vaddisznó (*Sus scrofa*).

A rendkívül száraz 2002-es esztendőben történt a műszaki kivitelezés, a terület végleges lezárása, ahol nemcsak a fészkelő madarakra veszélyt jelentő emlősfajok egyedeinek eltávolítását kellett megoldani (8 vörös róka, 1 európai borz), de a benn maradt vadászható emlősfajok (őz, mezei nyúl) állományszintjének beállításáról is gondoskodni kellett.

A mezei nyúl (*Lepus europaeus*) állományának összehasonlító vizsgálatára kiterjedő kutatási program 2008 és 2012 között 9 felmérési időszakot foglalt magába. A kutatás során 3 mintaterület került kijelölésre, melyek abban különböztek egymástól, hogy volt-e vörös róka a területen és történt-e mezei nyúl vadászati hasznosítás. A mintaterületeken évente kétszer

(ősszel, tavasszal) éjszakai reflektoros felmérési módszerrel végeztük el az állománybecsléseket. A legnagyobb állománysűrűséget 2008 októberében becsültük a Tűzokvédelmi belső mintaterületen, ahol a becslés 3,76 db/ha sűrűséget mutatott. A vizsgált időszakban három esetben alakult ki olyan időjárási helyzet (rendkívüli esapadék, hosszú havas időszak, szélsőséges szárazság), amely a mezeinyúl-állományt súlyosan érintette. Az izolált körülmények között, illetve a szabadterületen élő mezeinyúl-állományoknál a szélsőséges időjárás eltérő következményekkel járt, a zárt populáció jóval érzékenyebben reagált. A vizsgálati időszak eredményei azt bizonyították, hogy a szakszerű vadgazdálkodási tevékenység a mezeinyúl-állomány nagyságát nem befolyásolta a kijelölt mintaterületeken. A vörös róka predációs hatása a külső mintaterületeken egyértelműen kimutatható volt és kiemelkedő jelentőséggel bírt.

## KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Ezúton köszönöm meg LENGYEL TIBORNak, PARCZEN BALÁZSNak és SZÉLL ANTALnak az éveken át tartó éjszakai reflektoros becslésben, illetve a kutatásban való kitartó részvételüket, DR. FARAGÓ SÁNDORNak, KALIVODA BÉLÁNAK és BÁNFI PÉTERnek a szakmai iránymutatást, CZIFRÁK GÁBORNak a technikai támogatást, FAZEKAS EDITNEK az elengedhetetlen informatikai segítséget és SCHMIDT ANDRÁSNak a nyelvi támogatást.

## IRODALOMJEGYZÉK

- ABILDGARD, F., ANDERSEN, J. & BARNDORFF-NIELSEN, O. (1972): The Hare Population (*Lepus europaeus* PALLAS) of Illmø Island, Denmark. A Report on the Analysis of the Data from 1957-1970. Danish Review of Game Biology Vol. 6. No.5.
- BÍRÓ ZS. (1996): Adatok a mezeinyúl esti aktivitásának szabályozásáról. *Vadbiológia* **5**: 133–140.
- BÍRÓ ZS. & SZEMETHY L. (2002): A Kovács-Heltay féle mezeinyúl gazdálkodási modellt kritikája és továbbfejlesztésének lehetősége. *Vadbiológia* **9**: 73–82.
- DEMETER A. & KOVÁCS GY. (1991): Állatpopulációk nagyságának és sűrűségének becslése. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.) (2010): Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, p. 249–252.
- FARAGÓ S. (2012): A vetésszerkezet és az élőhely diverzitás-változása. In Faragó S. (szerk.): A LAJTA Project – Egy tartamos mezei vad és ökoszisztéma vizsgálat 20 éve. – Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. pp. 118–133.
- FARAGÓ S. & NÁHLIK A. (1997): A vadállomány szabályozása. A fenntartható vadgazdálkodás populációökológiai alapjai. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- FRYLESTAM, B. (1981): Estimating by Spotlight the Population Density of the European Hare. *Acta Theriologica* **26**: 419–427.
- GÁL J. & MAROSÁN M. (2004): A mezei nyúl (*Lepus europaeus*) élőhelyhasználata. *A Vadgazda* **3**(3): 24.
- IVLEV, V. S. (1961): Experimental ecology of the feeding of fishes. Yale University Press, New Haven, Connecticut
- JACOBS, J. (1974): Quantitative Measurement of Food Selection. A Modification of the Forage Ratio and Ivlev's Electivity Index. *Oecologia* **14**: 413–417. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00384581>
- JENNINGS, N., SMITH, R. K., HACKLÄNDER, K., HARRIS, S. & WHITE, P. C. L. (2006): Variation in demography, condition and dietary quality of hares *Lepus europaeus* from high-density and low-density populations. *Wildlife Biology* **12**: 179–189. [http://dx.doi.org/10.2981/0909-6396\(2006\)12\[179:VIDCAD\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.2981/0909-6396(2006)12[179:VIDCAD]2.0.CO;2)

- KOVÁCS GY. (1986a): A szaporodási ciklus befejező szakasza a mezeinyúlnál: Mikor kezdődjön a vadászati idény? *Vadbiológia* **1**: 23–29.
- KOVÁCS GY. (1986b): Létszámbecslési módszer gyakorló vadgazdáknak: a mezeinyúl állománysűrűségének becslése reflektorral. *Vadbiológia* **1**: 73–79.
- KOVÁCS GY. (2007): Mezei nyúl. In BIHARI Z., CSORBA G. & HELTAI M. (szerk.): Magyarország emlőseinek atlasza. Kossuth Kiadó, Budapest, pp. 130–130.
- PIELOWSKI, Z. (1969): Belt Assessment as a Reliable Method of Determining the Numbers of Hares. *Acta Theriologica* **14**(9): 133–140.
- PIKULA, J., BEKLOVA, M., HOLESOVSKA, Z. & TREML, F. (2004). Ecology of European brown hare and distribution of natural foci of tularaemia in the Czech Republic. *Acta Veterinaria Brno* **73**(2): 267–273. <http://doi.org/10.2754/avb200473020267>
- SMITH, R. K., JENNINGS, N. & HARRIS, S. (2005): A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal Review* **35**(1): 1–24. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2907.2005.00057.x>
- SVÁB J. (1973): Biometriai módszerek a kutatásban. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- VALLER A. (2010): Békés Megyei Szakigazgatási Hivatal Földművelésügyi Igazgatóság 13.04/12-63/2010. számú Körlevele. Békéscsaba, 2010.





## A SORDÉLY (*Emberiza calandra*) ÉLŐHELYVÁLASZTÁSÁNAK VIZSGÁLATA A MOSONI-SÍKON

Varga Szabolcs, Kelemen Petra, Csiszár Ágnes & Winkler Dániel

Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet  
University of Sopron, Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology  
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs u. 4., Hungary  
e-mail: vszab1944@gmail.com; kelemen13@gmail.com; csiszar.agnes@uni-sopron.hu;  
winkler.daniel@uni-sopron.hu

### ABSTRACT

VARGA SZ., KELEMEN P., CSISZÁR Á. & WINKLER D.: HABITAT SELECTION OF THE CORN BUNTING (*Emberiza calandra*) IN THE MOSONI-PLAIN. *Hungarian Small Game Bulletin* **13**: 125–141. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2017.125>

The main goal of research was to survey the population of Corn Bunting (*Emberiza calandra*) in the area of the MOSON Project. Further aim was to study the habitat selection of the Corn Bunting by surveying the plant species richness and diversity, the vegetation structure and the food availability of the Corn Bunting territories compared with randomly generated and surveyed control plots in the same area.

A total of 18 pairs of Corn Bunting were recorded in the 880 ha area, which equals to a breeding density of 0,21 pairs/10 ha. The birds preferred the grassy edges with occasional presence of shrub and tree species (*Rosa canina*, *Sambucus nigra*, *Ulmus minor*), meaning that vegetation height diversity plays an important role in habitat selection of Corn Bunting.

Regarding floristic composition, hierarchical cluster analysis based on the Bray-Curtis index showed a clear separation between the Corn Bunting territories and the control plots. For what food availability concern, apart for the increased weed species diversity in the edges, insectivorous food preferred by Corn Bunting (like spiders, bugs) showed an accumulation in the edges, which also explains the grassy edge habitat preference of the studied species.

**KULCSZAVAK:** sordély, élőhely, agrárintenzifikáció, szegély ökotonok

**KEY WORDS:** Corn Bunting, habitat, agricultural intensification, edge ecotones

### 1. BEVEZETÉS

A mezőgazdálkodás fokozatos térhódítása a természetes élőhelyek, a biodiverzitás csökkenéséhez vezetett (BENTON *et al.*, 2003). Ezekhez az új, mesterséges élőhelyekhez kezdetben az élővilág viszonylag jól tudott alkalmazkodni, azonban a XX. század második felétől jellemző, egyre növekvő mezőgazdasági intenzifikációval a mezei életközösségek már nem tudtak lépést tartani (SUTHERLAND, 2002). Eleinte a változásokra érzékenyebb fajok tűntek el vagy csökkent jelentősen denzitásuk. A természetvédelem kezdetben csak ezekre a ritka fajokra összpontosított, az elmúlt évtizedekben azonban az ún. gyakori fajok egyedszáma is drasztikus csökkenésnek indult Európa szerte (INGER *et al.*, 2015). Ilyen madárfajnak számít többek között a mezei pacsirta (*Alauda arvensis*), a tövisszúró gébics (*Lanius collurio*), a citromsármány (*Emberiza citrinella*) és a sordély (*E. calandra*) (**1. ábra**) is. A növekvő intenzifikálódás egyre több fajra kiterjedő negatív hatását először a nyugat-európai államokban – pl. Nagy-Britannia, Hollandia, Franciaország, Dánia – ismerték fel, mivel itt hosszabb időn

keresztül folyt a nagyüzemi jellegű mezőgazdálkodás, mint Közép- és Kelet-Európa országaiban. A volt szocialista országokban a rendszerváltást követő időszakban újra az extenzív jellegű gazdálkodás került előtérbe, ezért ezekben az államokban – így Magyarországon is – kedvezőbbek a körülmények (VERHULST *et al.*, 2004). Az utóbbi években végzett kutatások eredményei aggodalomra adnak okot, ugyanis kimutatták, hogy az intenzíven művelt területeken az említett énekesmadárfajok hazai populációknál is megfigyelhetők negatív változások (ERDŐS *et al.*, 2007; KOVÁCS *et al.*, 2007).

A sordélyt ma az agrárélőhelyek egyik indikátorfajaként tartják számon (WATSON *et al.*, 2007). Európai állományát 7,9–22 millió párra becsülik, legjelentősebb állományai Spanyolországban, Törökországban és Lengyelországban találhatóak (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2014). Hazánkban általánosan elterjedt faj, elsősorban a sík- és dombvidéki területeket kedveli, de kisebb számban a hegyvidékeken is megtalálható, 400 méter tengerszint feletti magasságig (MÁRKUS, 1998). Hazai állomány nagysága 165 000–225 000 párra tehető (MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008).



**1. ábra: Sordély (Fotó: Winkler D.)**

*Figure 1: Corn Bunting (Photo: D. Winkler)*

A sordélyal foglalkozó külföldi szakirodalom rendkívül bőségesnek mondható (pl. DONALD & EVANS, 1995, DONALD & AEBISCHER, 1997, STOATE *et al.*, 2000, PERKINS *et al.*, 2011, 2013). A csekély számú hazai publikáció (SCHENK, 1930, BÁRSONY, 1934, 1955, AMBRUS, 1997) elsősorban faunisztikai és költésbiológiai megfigyeléseket közöl, a faj élőhelyválasztásával azonban kevesen foglalkoztak. Munkánk fő célkitűzése a sordély állományfelmérése és élőhelyválasztásának vizsgálata volt extenzív agrárkörnyezetben, a Kisalföld északi részén található MOSON Project területén. További célunk volt a sordély territóriumok botanikai értékelése, valamint a táplálékkínálat felmérése.

## 2. ANYAG ÉS MÓDSZER

### 2.1. VIZSGÁLATI TERÜLET

A MOSON Project mintegy 880 ha kiterjedésű területe a Kisalföldön, a Mosoni-sík kistájon helyezkedik el. A táj arculatát napjainkban a szántóföldi növénytermesztés határozza meg, mivel a termőhelyi tényezők kiválóak a mezőgazdasági termelés számára (DÖVÉNYI, 2010). A mezőgazdálkodás térhódításával a természetes erdő- és gyepterületek elenyésző kiterjedésű, erősen fragmentált foltokban találhatóak csak meg. Az intenzív mezőgazdasági tevékenység oly mértékű negatív hatást gyakorolt a természetes mezei életközösségekre, amely számos élőhely- és fajvédelmi program életre hívását tette szükségessé.

A MOSON Project célja, hogy minél kedvezőbb feltételeket biztosítson a mezei lélettérhez kötődő állatfajok számára a gazdálkodás folytatása mellett is, kiemelt figyelmet fordítva a túzokra (*Otis tarda*) és a fogolyra (*Perdix perdix*). A területen ún. vándorlósávós művelést folytatnak, amelynek lényege, hogy az ugar és az extenzíven művelt területeket 1-5 éves különbséggel váltogatják. A szántókon a legnagyobb arányú termesztett növény az őszi búza (*Triticum aestivum*), de viszonylag nagy területen folyik a repce (*Brassica napus*) termesztése is, ami a túzok számára kedvező. Ezen kívül nagyszámban megtalálhatóak az ún. túzokföldek is, amelyek a Mosoni-síkra jellemző, ugar jellegű területek (FARAGÓ & KALMÁR, 2006).

### 2.2. TEREPI FELMÉRÉSI MÓDSZEREK

#### 2.2.1. A sordély állományfelmérése

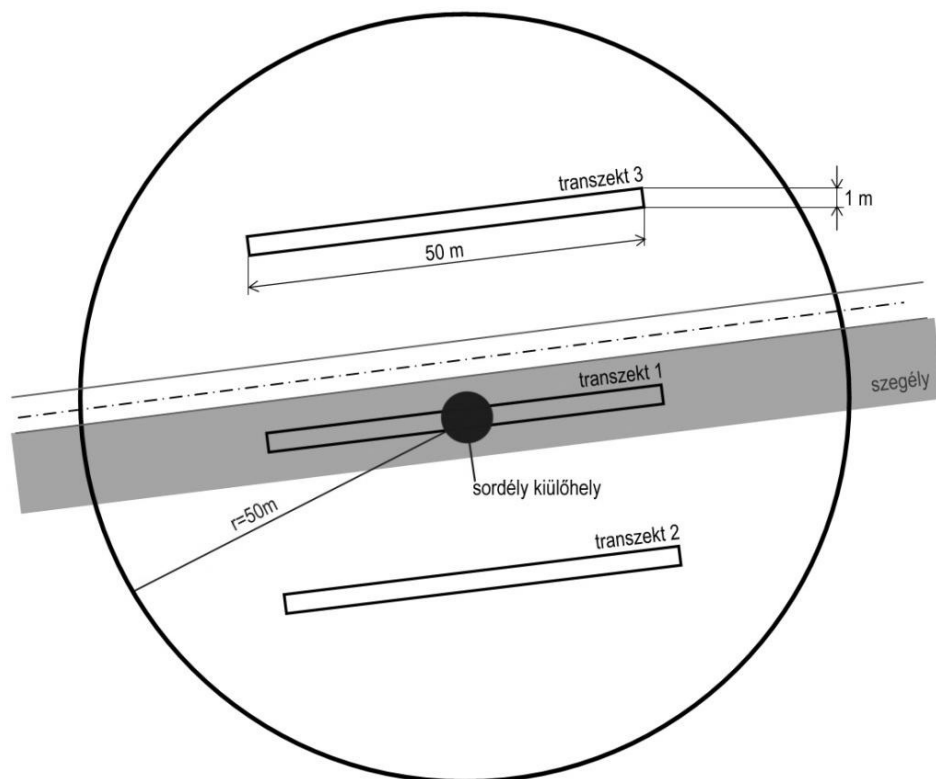
A sordélyok állományfelmérésére április elejétől május végéig került sor, ez nagyjából lefedi a faj első költésének idejét. A felmérés során összesen 4 alkalommal jártuk be a területet (2015. április 25., május 7., 16., 26.), térképen jelölve a jellegzetesen kiülőhelyeken éneklő sordélyokat. A felméréseket reggel 6 órától délelőtt 10 óráig végeztük, csapadék és szélmentes napokon. A felmérést megkönnyítette a faj jellegzetes, erős éneke. Az akusztikus észlelést követően távcső segítségével behatároltuk a madár pontos helyét, majd bemértük a kiülőhelyek koordinátáit. A biztos kiülőhelyeket – amelyen a madarat legalább 3 felmérés során megfigyeltünk – praktikusan a territórium középpontjának tekintettünk.

A felmért territóriumokból összesen 8-at választottunk ki további vizsgálatokra (botanikai felvételezést, táplálékkínálatra irányuló vizsgálatok). A tényleges territóriumok (SOR) mellett random pont generáló függvény (Hawth's Analysis Tools for ArcGIS - Beyer 2004) segítségével kijelölt, ugyancsak 8 kontrollpont (KTR) esetében is elvégeztük a botanikai és az ízeltlábú táplálékkínálat vizsgálatokat.

#### 2.2.2. Botanikai felvételezés

A botanikai felvételezés során a sordély élőhelyek, valamint a kontrollpontok növényzetét transzekttek mentén vizsgáltuk. Minden egyes éneklőpont és kontrollpont körül 50m sugarú körben (~0,8ha területű territórium) három, 50 méteres transzektet fektetünk le, a sordély által használt szegélyekkel párhuzamosan (**2. ábra**).

Mivel ezek az élőhelyek többnyire utak vagy más vonalas létesítmények mentén helyezkedtek el, a két transzketet az út azon oldalán helyeztük el, ahol a sordélyt észleltük, a harmadikat pedig az út másik oldalán, az utat közvetlenül szegélyező növényzetben. Az út azonos oldalán található transzkek közötti távolság 20 m volt, mivel megfigyeléseink szerint a madár elsősorban a szegélyeket használja. Az 1 méter széles, 50 méter hosszú transzkek felvételezése Braun-Blanquet-módszerrel (1928) történt, az abundancia – dominancia viszonyok jellemzésére 7-fokozatú egyszerűsített skálát használtunk. A növényfajok meghatározása az *Új Magyar Fűvészkönyv* (KIRÁLY, 2009) felhasználásával történt. A felvételek feldolgozása során a fajokhoz a Flóraadatbázis 1.2 taxon listájának (HORVÁTH *et al.*, 1995) felhasználásával hozzárendeltük a Borhidi féle szociális magatartás típusokat (BORHIDI, 1993), valamint KIRÁLY (2009) munkája alapján képzett átlagos magasságukat.



**2. ábra: A botanikai felvételezés sémája**

*Figure 2: Scheme of the botanical survey*

### 2.2.3. Az állati eredetű táplálékkínálat felmérése

A sordély táplálkozása rendkívül változatos. A növényi magvak (gabonafélék, gyommagvak) mellett állati eredetű táplálékot (pókok, ezerlábúak, egyenesszárnyúak, félfedelesszárnyúak, lepkehernyók, csigák, férgek) is fogyaszt, ami különösen a költési időszakban jelentős, sőt, a legtöbb magevő madárhoz képest kimagasló a rovarfogyasztása (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER, 1997, MÁRKUS, 1998). A faj változatos táplálkozását figyelembe véve az állati eredetű táplálékkínálatot kétféle módszerrel is vizsgáltuk mindegyik minta és kontrollterületen.

### 2.2.3.1. Barber-féle talajcsapda

A talajfelszíni ízeltlábú (Arthropoda) fauna gyűjtéséhez Barber-féle talajcsapdát használtunk, amely a talajlakó, talaj felszínén vadászó-táplálkozó (fissurbiontok) állatcsoportok felmérésére leginkább alkalmas, a nemzetközi gyakorlatban is elfogadott módszer (KÁDÁR *et al.*, 2006). Az alkalmazott csapdák 6,5 cm átmérőjű, 300 milliliteres műanyagpoharak voltak, amelyeket a földre ástunk úgy, hogy a talajfelszínnel egy szinten legyenek. Ölfolyadék 70% etilén-glikolt használtunk. A nagyobb testű gerincesek (kisemlősök, madarak) megóvására félgömb alakú dróthálót rögzítettünk a csapda fölé. Minden mintavételi helyen transzektenként (1. ábra) 3-3 talajcsapda működött május és június hónapokban 2 hetes intervallumokban. A gyűjtött anyagot főbb taxonok szintjén határoztuk meg. Ezt 24 órás szárítás követte 85-90 °C-on, majd a száraz biomassza mérése.

### 2.2.3.2. Rovarszívó

A növényzeten előforduló ízeltlábú fauna vizsgálatához rovarszívót alkalmaztunk. Vizsgálatunk során egy átalakított lombszívót használtunk, amely működése megegyezik az ismert rovarszívókéval (pl.: D-vac). A módszer gyors és rövid idő alatt nagyszámú minta vételére alkalmas. A beszívott állatok egy szövetszába kerültek, majd a mintákat 70%-os etil-alkoholban konzerváltuk. A vizsgálatot május végén végeztük 3 transzektben, a **2. ábrán** megadott sémát követve.

## 2.3. AZ ADATFELDOLGOZÁS ÉS KIÉRTÉKELÉS MÓDSZEREI

A többváltozós elemzésekhez összesen 9, az élőhely növényzetére, valamint a táplálékkínálatra vonatkozó paramétert számszerűsítettünk (**1. táblázat**). A foltosság (Pacth) egy arányszám, amely a jól elkülönülő, magasabb növényfoltok, cserje- és facsoportok területének illetve az azokhoz tartozó szegélyhosszoknak az aránya. Mérését nagy felbontású légifotón végeztük.

**1. táblázat: Az élőhelyet leíró jellemzők adatrendszer**

*Table 1: List of habitat variables*

Az adatrendszer komponensei <i>habitat variables</i>	Jelölés az elemzés során <i>abbreviations</i>
növényzet fajszáma – <i>plant species richness</i>	PL_S
növényzet diverzitása (Shannon) – <i>plant diversity</i>	PL_Div
növényzet természetessége (sensu Borhidi) – <i>plant naturalness value</i>	PL_Nat
növényzet magassági diverzitása – <i>plant heigh diversity</i>	PL_HDiv
foltosság – <i>patchiness</i>	Pacth
ízeltlábú táplálék egyedszám (Barber csapda) – <i>arthropod number (Barber)</i>	F_NBar
ízeltlábú táplálék tömeg (Barber csapda) – <i>arthropod mass (Barber)</i>	F_WBar
ízeltlábú táplálék egyedszám (rovarszívó) – <i>arthropod number (D-vac)</i>	F_NVac
ízeltlábú táplálék tömeg (rovarszívó) – <i>arthropod mass (D-vac)</i>	F_WVac

A statisztikai elemzéseket a Past programcsomag (HAMMER *et al.*, 2001) és az SPSS statisztikai program (NIE *et al.*, 1975) segítségével végeztük.

### 2.3.1. Hasonlósági elemzés

A tényleges sordély territóriumok és kontrollterületek növényzetének hasonlóságát a Jaccard index (JACCARD, 1901) és a Bray-Curtis index (BRAY & CURTIS, 1957) segítségével vizsgáltuk. Előbbi csak az egyes fajok jelenlét-hiányát veszi figyelembe, míg utóbbi előnye, hogy a mennyiségi viszonyokat is figyelembe veszi.

$$Ja = \frac{c}{a + b + c} * 100 \quad (Jaccard)$$

ahol:  $c$ : a két cönózis közös fajainak száma  
 $a$  és  $b$ : csak az  $a$  ill.  $b$  cönózisban előforduló fajok száma

$$C_{BC} = \frac{\sum_{i=1}^S (n_{1i}, n_{2i})}{\sum_{i=1}^S (n_{1i} + n_{2i})} \quad (Bray-Curtis)$$

ahol:  $S$ : fajszám  
 $n_{1i}$ :  $i$ -edik faj egyedszáma az 1 sz. cönózisban  
 $n_{2i}$ :  $i$ -edik faj egyedszáma az 2 sz. cönózisban

Klasszifikációs eljárásként hierarchikus agglomeratív cluster analízist végeztünk a Jaccard és a Bray-Curtis indexek alapján (MICHIE, 1982).

### 2.3.2. Főkomponens analízis

A felmért territóriumok és a kontrollpontok alapján, a sordély habitat-preferencia összefüggéseinek feltárásához a felmért vegetáció és táplálékkínálat jellemzők értékeiből összeállított adatrendszerre főkomponens analízist (PCA) végeztünk. A főkomponens analízis egy olyan többváltozós statisztikai eljárás, amely során az eredeti nagyszámú, egymással többé-kevésbé korreláló változókat lineárisan transzformáljuk redukált számú, egymástól független változók halmazába. Az analízist az SPSS statisztikai program segítségével végeztük el (SPSS, 1999). Az SPSS algoritmus a főkomponenseket a maximum variancia kritérium alapján határozza meg olyan módon, hogy a hozzájuk tartozó sajátértékek alapján sorba is rendezi. Az algoritmusok általában az egynél nagyobb sajátértékű komponenseket számítják ki és veszik be a további analízisbe.

## 3. EREDMÉNYEK

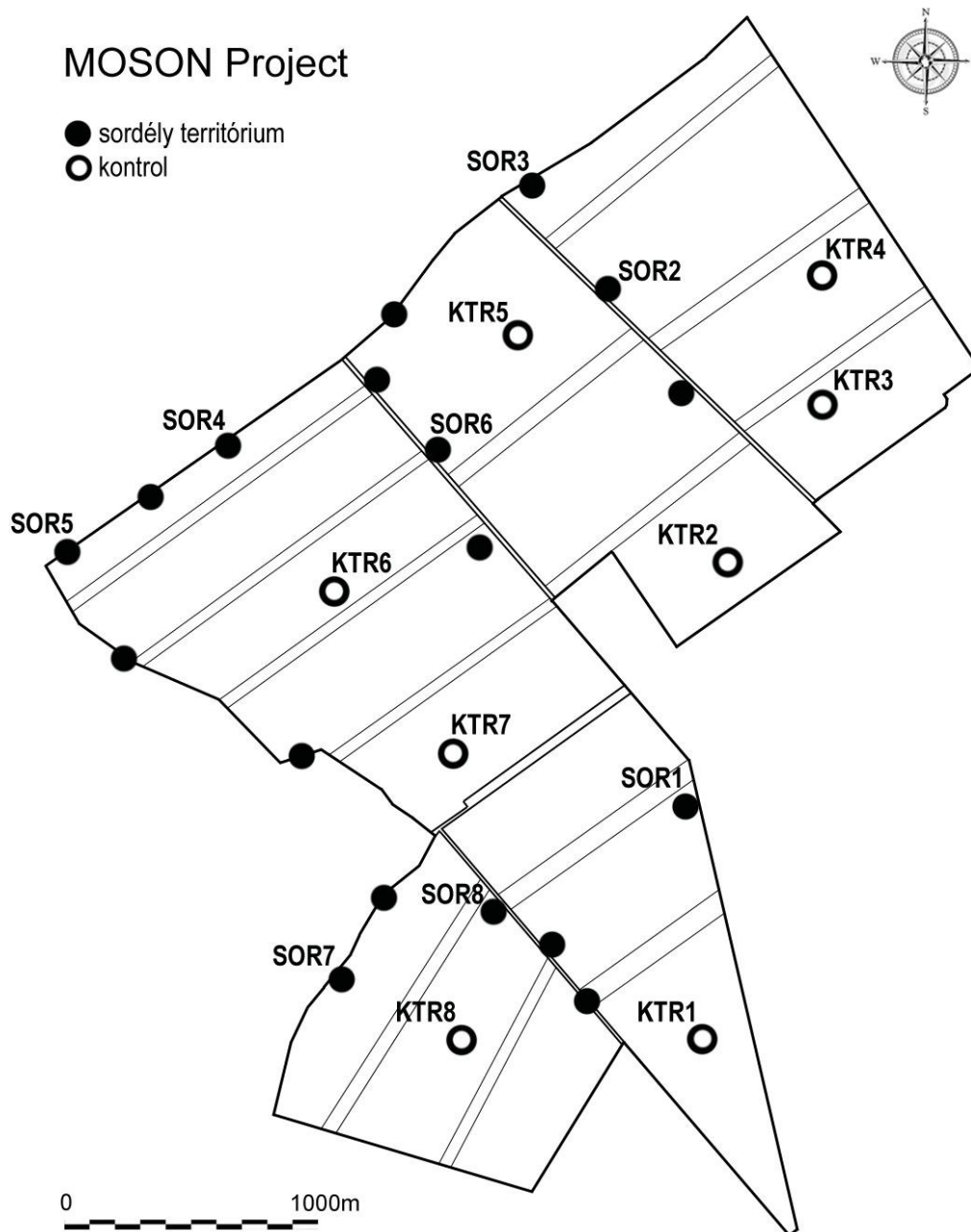
### 3.1. SORDÉLY TERRITÓRIUMOK

A vizsgálati időszak alatt összesen 18 biztos sordély territóriumot sikerült felmérni, amelyek kivétel nélkül szegélyélőhelyekben voltak megtalálhatók. Az összes beazonosított territóriumot, valamint a további vizsgálatokhoz random kiválasztott 8 territóriumot és 8 kontrollpontot az **1. térkép** szemlélteti.

A MOSON Project területén a leggyakoribb sordély kiülőhelyeket a táblaszegélyek magasra növő lágyszárú fajai jelentik, ezekre példa a terjőke kígyószisz (*Echium vulgare*), útszéli

bogánccs (*Carduus acanthoides*), szőszös ökörfarkkóró (*Verbascum phlomoides*) közönséges aszat (*Cirsium vulgare*), ebnyelvű fű (*Cynoglossum officinale*). Több alkalommal figyeltünk meg éneklő sordélyokat fa- és cserjefajokon is, ilyenek a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), a mezei szil (*Ulmus minor*), a fekete bodza (*Sambucus nigra*) és a gypűrózsa (*Rosa canina*). Ezen kívül különböző mőtárgyak (magasles, mérföldkő) is többször szolgáltak kiülőhelyül.

A sordély territóriumok közös jellemzője, hogy a rajtuk megjelenő változatos fajkészlet mellett is általában három-négy faj dominanciájával jellemezhetők. A domináns növényfajok a vetett gyepek, illetve parlagterületek jellegéből adódóan gyakran a pázsitfűvek közül kerültek ki, emellett csak néhány kétszikű faj ért el jelentős borítást.



**1. térkép: A felmért illetve további vizsgálatokba vont sordély territóriumok (SOR1-8) és kontrollpontok (KTR1-8)**

Map 1: Corn bunting territories surveyed; territories (SOR1-8) and control plots (KTR1-8) selected for further analysis

A fűfélék közül csaknem mindegyik területen előfordult, és a területek többségén jelentős borítást ért el a franciaperje (*Arrhenatherum elatius*), a csomós ebír (*Dactylis glomerata*), az árva rozsnok (*Bromus inermis*), a közönséges tarackbúza (*Elymus repens*) és a fehér tippán (*Agrostis stolonifera*). A kisebb termetű fűfélék közül főként a fedélroznok (*Bromus tectorum*), az angolperje (*Lolium perenne*), a barázdált csenkesz (*Festuca rupicola*) és a földre simuló hajtású vékony egércsenkesz (*Vulpia myuros*) volt domináns.



**3. ábra: Jellegzetes sordélyélőhely (Fotó: Varga Sz.)**

*Figure 3: Typical Corn Bunting habitat (Photo: Sz. Varga)*

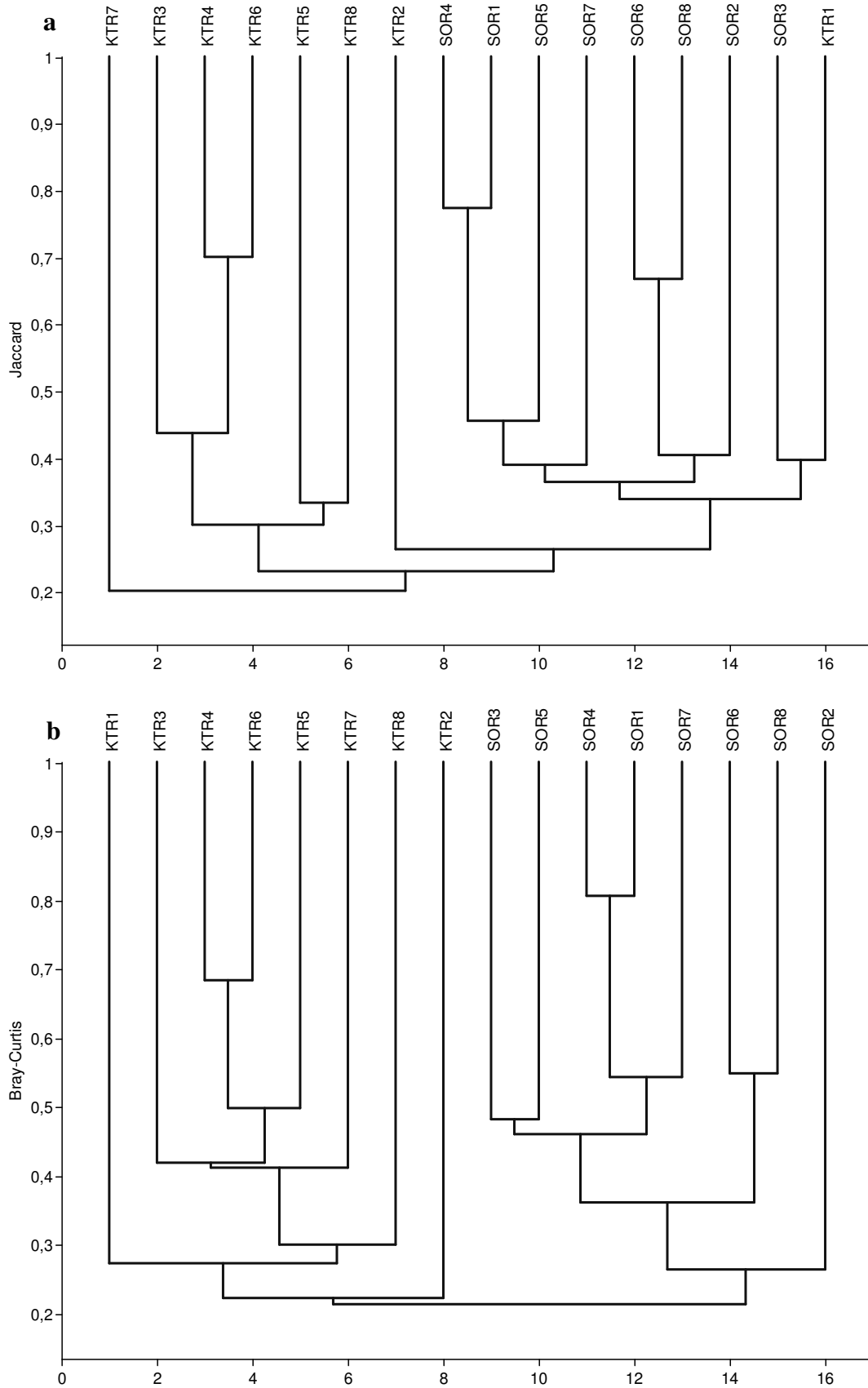
A kétszikűek közül a közönséges orbáncfű (*Hypericum perforatum*) volt a territóriumok leggyakoribb és legdominánsabb faja. E fajon kívül csak a parlagi pipitér (*Anthemis arvensis*), a kis szeplőlapu (*Cerinth minor*) és egy mintaterületen a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) alkotott nagyobb foltokat. A szegélyekben változó egyedszámban, de minden esetben előfordultak a sordély számára megfelelő kiülőhelyet biztosító nagytermetű kétszikű fajok, mint például a terjőke kígyószisz és az útszéli bogáncs.

## 3.2. A SORDÉLY TERRITÓRIUMOK ÉS A KONTROLLTERÜLETEK ÖSSZEHASONLÍTÓ ELEMZÉSE

### 3.2.1. Hasonlósági elemzés a botanikai felvételek alapján

A sordély territóriumok és kontrollterületek hasonlóságát a botanikai felmérés adatait felhasználva a Jaccard és a Bray-Curtis indexen alapuló hierarchikus cluster-analízis szemlélteti (**4.a-b. ábra**). Csak a fajazonosságot figyelembe véve (Jaccard), a dendrogramon megfigyelhetően több kontrollterület is a sordély territóriumokkal azonos alcsoportba sorolódott (**4.a. ábra**). Ez azt mutatja, hogy a vetett gyepek fajkészlete a szegélyterületekéhez mutat némi hasonlóságot. Az egyes fajok borítását is figyelembe vevő Bray-Curtis módszer alapján viszont a sordély territóriumok és a kontrollterületek határozott elkülönülést mutatnak (**4.b. ábra**).



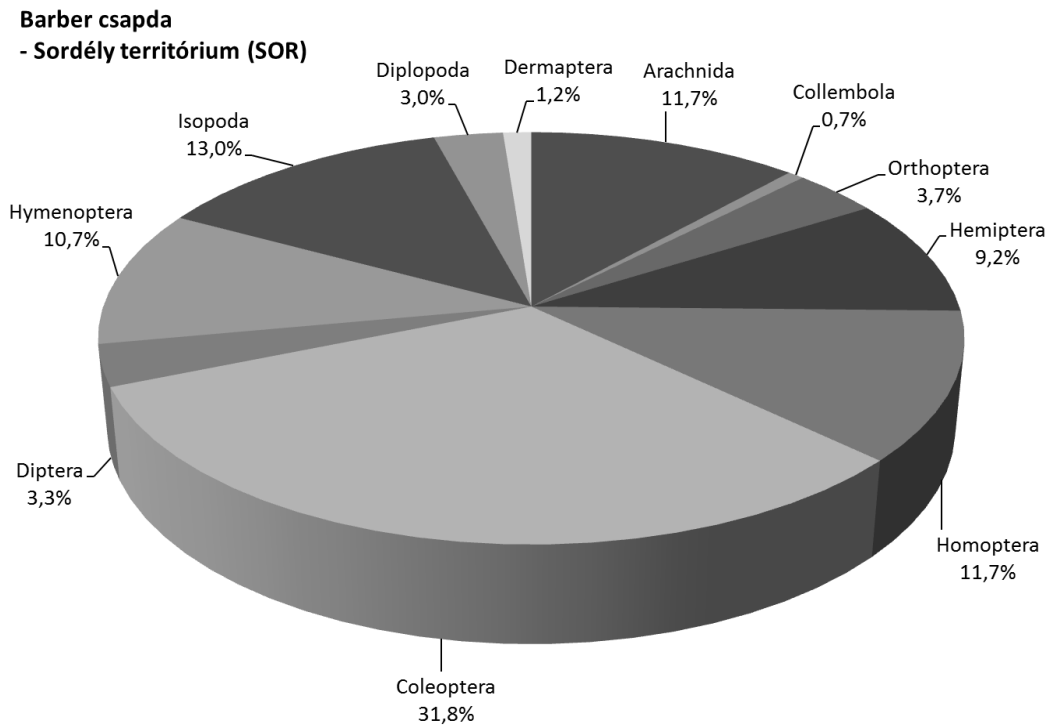


**4. ábra: Jaccard (a) és Bray-Curtis (b) hasonlósági indexen alapuló hierarchikus cluster-analízis dendrogramja**

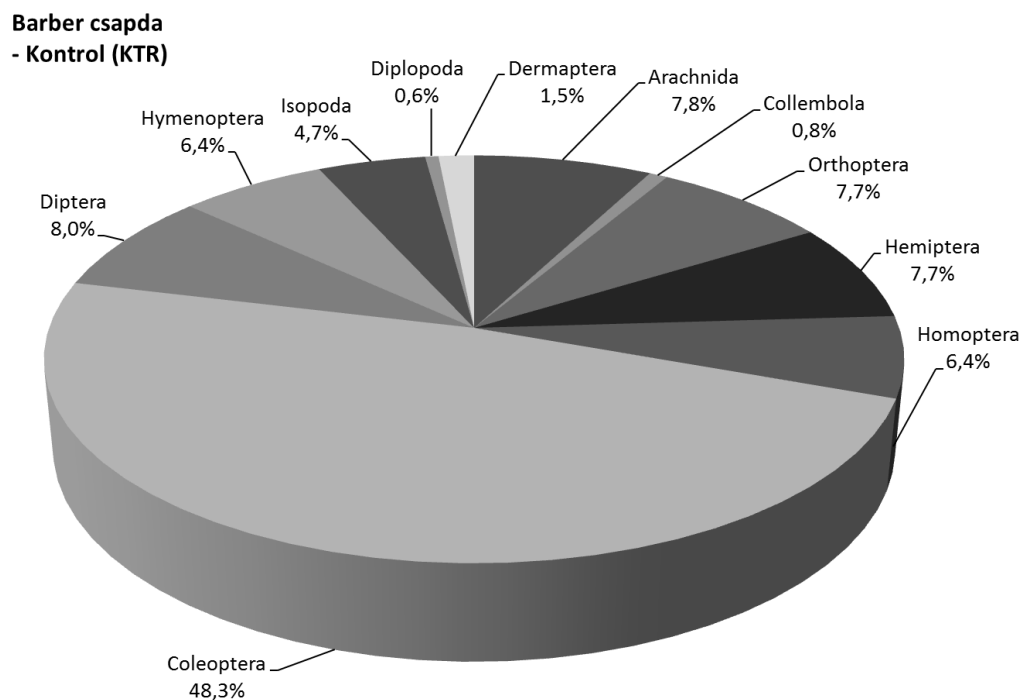
Figure 4: Dendrogram based on cluster analysis using Jaccard (a) and Bray-Curtis (b) indices of similarity

### 3.2.2. Táplálék-kínálat

A Barber-féle talajcsapda, valamint a rovarszívó együttes alkalmazásával szélesebb spektrumban sikerült megvizsgálni táplálék-kínálatot mind a tényleges sordély territóriumokban (5. és 7. ábra), mind pedig a random kontroll plotokban (6. és 8. ábra).



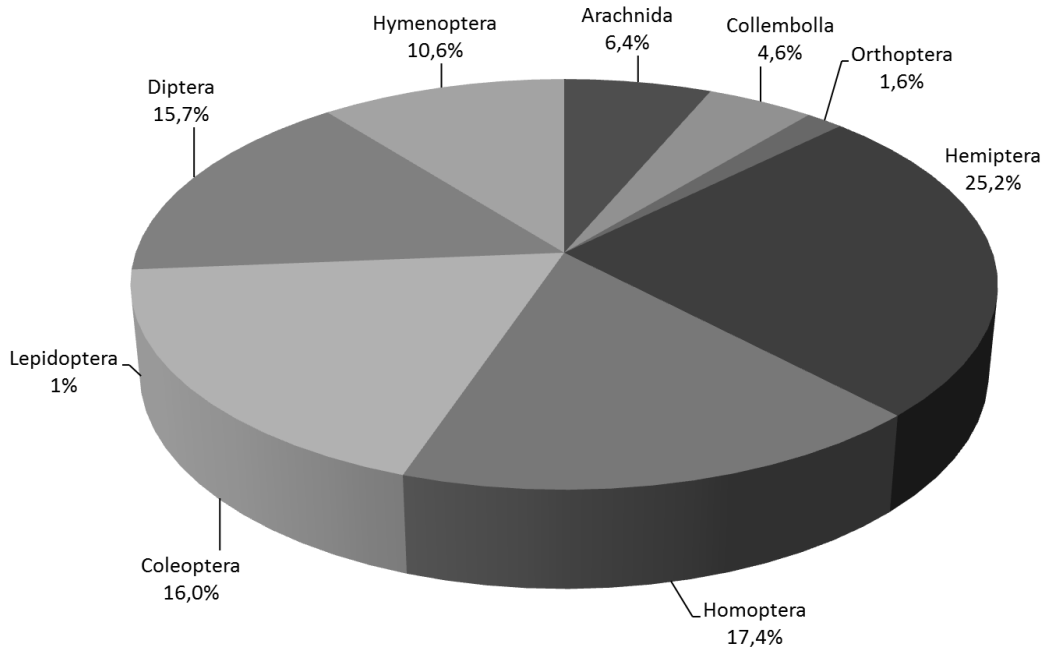
**5. ábra: Állati táplálékforrás megoszlása egyedszám alapján (Barber)– Sordély territóriumok (SOR)**  
Figure 5: Proportion of available animal food based on the number of specimen (Barber) – Corn bunting territories (SOR)



**6. ábra: Állati táplálékforrás megoszlása egyedszám alapján (Barber) – Kontrollterületek (KTR)**  
Figure 6: Proportion of available animal food based on the number of specimen (Barber trap)–Control plots (KTR)

A Barber csapda eredményeit összehasonlítva a rovarszívóval gyűjtött állatokkal, feltűnő a bogarak (Coleoptera) nagyobb részaránya, de olyan taxonok képviselői is előfordultak (Diplopoda, Dermaptera), amelyeket a rovarszívóval nem gyűjtöttünk.

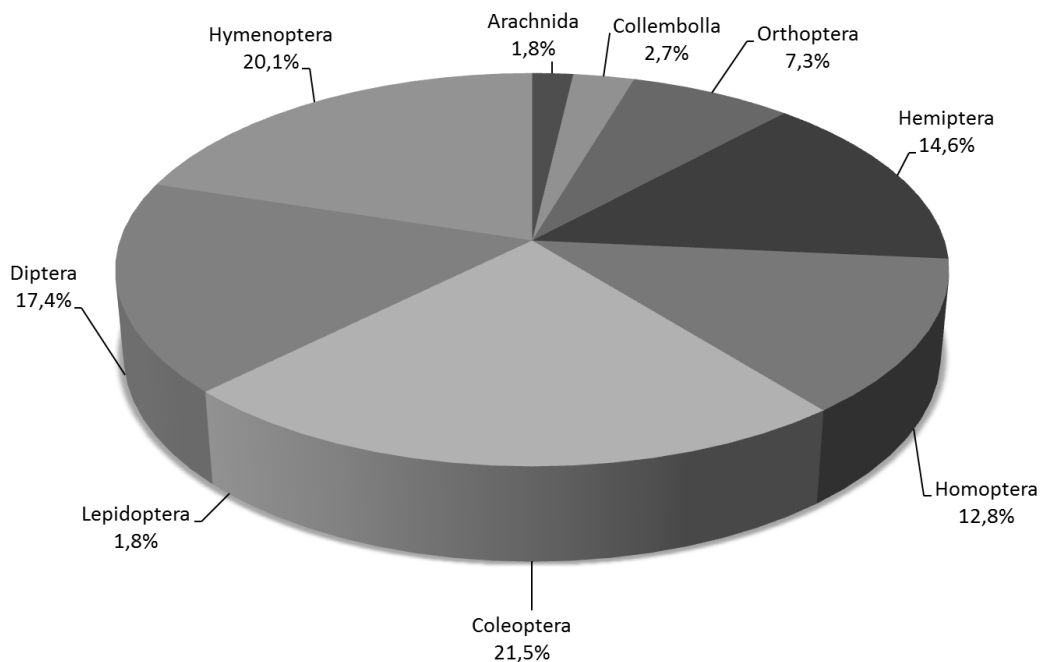
#### Rovarszívó - Sordély területű (SOR)



#### 7. ábra: Állati táplálékforrás megoszlása egyedszám alapján (rovarszívó) – Sordély területű területek (SOR)

Figure 7: Proportion of available animal food based on specimen number (vacuum sampler) – Corn bunting territories (SOR)

#### Rovarszívó - Kontroll (KTR)



#### 8. ábra: Állati táplálékforrás megoszlása egyedszám alapján (rovarszívó) – Kontrollterületek (KTR)

Figure 8: Proportion of available animal food based on specimen number (vacuum sampler) – Control plots (KTR)

Mindkét gyűjtési módszer esetében megfigyelhető, hogy a sordély territóriumokban (szegélyélőhelyek) nagyobb volt a pókszabásúak (Arachnida) és a félfedelesszárnyúak (Hemiptera) aránya, míg például az egyenesszárnyúak aránya (Orthoptera) olykor a táblák belsejében, a kontrollterületeken volt nagyobb. Összességében elmondható, hogy a változatos rovar táplálék áll rendelkezésre mind a szegélyterületeken, mind a táblák belseje felé haladva is, így táplálékszerzésre nem kizárólag a szegélyélőhelyeket használja a sordély. Kétség kívül azonban a szegélyekben nagyobb biomassza tömegű rovar táplálék található, amelynek következtében a madár sokszor a kiülőhelye közvetlen körzetében vadászik pókokra, poloskákra, lepkehernyókra.

### 3.2.3. Főkomponens analízis (PCA)

A főkomponens analízis eredményeként három olyan változó jött létre, melynek a sajátértéke 1,000-nál nagyobb. A három komponens a teljes varianciának a 83,7%-át magyarázza, amely a vizsgálat szempontjából megfelelő (**3. táblázat**).

#### 3. táblázat: A komponensekhez tartozó sajátértékek és a teljes varianciának a komponensekkel magyarázott hányadai

Table 3: Eigenvalues of components and total variance explained by components

PC	Kezdeti sajátértékek <i>Initial eigenvalues</i>			Főkomponensek előállításakor <i>Extraction sums of squared loadings</i>			Elforgatás után <i>Rotation sums of squared loadings</i>		
	Teljes <i>Total</i>	A varian- cia %-ában <i>% of</i>	Kumulatív % <i>Cumulative %</i>	Teljes <i>Total</i>	A varian- cia %-ában <i>% of</i>	Kumulatív % <i>Cumulative %</i>	Teljes <i>Total</i>	A varian- cia %-ában <i>% of</i>	Kumulatív % <i>Cumulative %</i>
		<i>variance</i>	<i>variance</i>		<i>variance</i>				
1	2,995	33,278	33,278	2,995	33,278	33,278	2,951	32,789	32,789
2	2,757	30,635	63,914	2,757	30,635	63,914	2,756	30,621	63,410
3	1,784	19,827	83,741	1,784	19,827	83,741	1,830	20,330	83,741
4	0,852	9,465	93,205						
5	0,513	5,700	98,906						
6	0,064	0,710	99,616						
7	0,035	0,384	100,000						

Előállítási eljárás: Principal Component Analysis.

A kiválasztott három komponens varimax ortogonális forgatással kapott együtthatóit az **4. táblázat** tartalmazza. A főkomponens-együtthatók úgy is értelmezhetők, mint a mért változók és a főkomponensek közötti korrelációs együtthatók.

Látható, hogy az 1. főkomponens (PC1) leginkább a mintaterületek növényzetéhez kötődő változókat (fajsám, Shannon-diverzitás, magassági diverzitás) tartalmazza nagy súllyal. Az átlagos főkomponens-szkórok szignifikáns különbséget mutattak a tényleges territóriumok és a kontroll mintakörök között (Mann-Whitney U teszt;  $U=6$ ,  $p<0,01$ ).

A 2. főkomponenst (PC2) leginkább a táplálék-kínálathoz kötődő változók határozzák meg: nagy súllyal szerepelnek mind a Barber-csapda, mind pedig a rovarszívós gyűjtés alapján vett egyedszámok ( $F\_NBar$ ,  $F\_NVac$ ), valamint száraztömegek ( $F\_WBar$ ,  $F\_WVac$ ) is. Az átlagos főkomponens-szkórok ebben az esetben is szignifikáns eltérést mutattak a territóriumok és a kontrollterületek között (Mann-Whitney U teszt;  $U=2$ ,  $p<0,01$ ).

A 3. főkomponenst (PCA3) legfőképpen a foltosság (Patch) határozza meg, ez a változó szerepel a legnagyobb súllyal. A főkomponens-szkórok átlagai szignifikáns eltérést mutattak a territórium és a kontroll pontok között (Mann-Whitney U teszt;  $U=4$ ,  $p<0,01$ ).

**4. táblázat: A komponens-együtthatók mátrixa varimax forgatás után; átlagos főkomponens-szókrok a tényleges territóriumoknál és a kontroll pontoknál**

Table 4: Varimax rotated component matrix; mean of component scores of corn bunting territories and control plots

	Component		
	PC1	PC2	PC3
PL_S	<b>-,697</b>	-,189	,270
PL_Div	<b>,836</b>	-,326	,085
PL_Nat	-,396	,249	-,598
PL_HDiv	<b>,943</b>	-,004	-,007
Pacth	-,279	-,241	<b>,866</b>
F_NBar	-,201	<b>,916</b>	-,003
F_WBar	,324	<b>,883</b>	-,238
F_NVac	,345	<b>,774</b>	,387
F_WVac	,277	<b>,729</b>	,178
	átlag ± SD		
Territórium	2,732±1,919	2,802±3,509	5,809±3,629
Kontroll	0,106±1,297	-0,064±0,998	-0,279±0,999

#### 4. DISZKUSSZIÓ

A sordély állománycsökkenése Európa-szerte megfigyelhető, legdrasztikusabban a kontinens észak-nyugati részén (DONALD *et al.*, 1994, TUCKER & HEATH, 1994, EISLÖFFEL, 1997, BRICKLE *et al.*, 2000, WATSON *et al.*, 2009, PERKINS *et al.*, 2011, BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2014). Magyarországi állománycsökkenéséről már a XX. század első felében is beszámoltak (SCHENK, 1930, BÁRSONY, 1934), az ezt követő erőteljes mezőgazdasági intenzifikáció pedig valószínűsíthetően tovább csökkentette a sordély állományait.

Hazai állománytrendjéről keveset tudunk, recens felmérések jelenlét-hiány adatai csak a nyugat-dunántúli régióból állnak rendelkezésre (WINKLER, 2012). Míg az MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008) emelkedő tendenciáról számol be, a BIRDLIFE INTERNATIONAL (2014) legújabb beszámolója a faj mérsékelt (20-49%) állománycsökkenését jelzi hazánkból. A MOSON projekt ideális élőhelyet jelent a fajnak, ennek ellenére, mindössze 0,21 pár/10ha denzitást sikerült kimutatnunk (18 állandó pár a 880 ha projekt területen). Összevetésképpen álljon itt BÁRSONY (1955) megfigyelése, miszerint a Borsod megyei Hejőszalonta község határában, 150 méteren belül 18 lakott, tojásos sordély fészket sikerült felfedezni.

A MOSON Projektben végzett vizsgálatok kimutatták, hogy a sordély egyértelműen a gyepes táblaszegélyeket választotta, itt álltak rendelkezésre megfelelő kiülőhelyek, éneklőpontok, amelyek gyakorisága a táblák belsejében jelentősen kisebb. ERDŐS és munkatársai (2007) a Mindennapi Madaraink Monitoringja adatbázisa alapján kimutatták, hogy a sordély a természetes gyepeket csak akkor részesítette előnyben, ha a szegélyükben sem fordultak elő fák és cserjék. A MOSON Project területén végzett kisebb léptékű vizsgálataink ennek ellentmondanak, hiszen a vizsgálati területen a magános cserjéket, kisebb termetű fákat (gyepürózsa, fekede bodza, mezei szil) kimondottan preferálta a faj, kiülőhelynek, éneklőpontnak használva azokat. Ezt támasztotta alá a főkomponens-analízis (PCA) is, miszerint a vegetáció magassági struktúrájának diverzitása hatással van a sordélyok habitatválasztására. JÁNOSKA (2011) kislalföldi erdősávokban (LAJTA Project) végzett kutatásaiban beszámol a faj jelenlétéről az erdősávok szegélyében is. A MOSON projektben azt tapasztaltuk, hogy a sordély az erdősávokat (beleértve azok szegélyterületeit) kerülte,

kizárólag a gyepes táblaszegélyekben fordult elő. Ez azonban magyarázható a két projekterület mezővédő erdősávjainak vegetációszerkezetbeli eltéréseivel is.

Az egyetlen megtalált fészek szintén a kiülőhelyként, éneklőpontként is használt gyepes táblaszegély közelében volt, mindössze 18 méterre a földüttől. A szegélyekben a gyomfajok diverzitása magasabb, így változatosabb táplálékot talál itt a madár, mint a táblák belsejében (DONALD & EVANS, 1995, CRAMP & PERRINS, 1994, GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER, 1997). Az ízeltlábú táplálékkínálatra irányuló vizsgálatok azt mutatták, hogy a sordély által leginkább preferált pókszásúak (Arachnida) és a félfedelesszárnyúak (Hemiptera) szintén a szegélyekben dúsulnak fel, míg a kisebb arányban fogyasztott, nagyobb testű bogarak (Coleoptera) aránya a táblák belseje felé haladva volt nagyobb. A növényzeti struktúra mellett ez is fontos szerepet játszik a sordélyok szegélyekben való megtelepedésében (STOATE *et al.*, 2000, WINKLER *et al.*, 2012).

A MOSON Project területén lényegesen kevesebb veszélyeztető tényezővel kell számolnunk, mint egy intenzíven kezelt mezőgazdasági területen. A tűzokbarát gazdálkodás a célfaj mellett számos más, agrárkörnyezetben élő mezei madárfajnak is kedvező (pl. fácán – *Phasianus colchicus*, fogoly, énekesmadarak). A részben vetett, ugar-jellegű táblák, a vegyszermentes táblaszegélyek a sordély megtelepedéséhez és eredményes fészkeléséhez nagyban hozzájárulnak.

Problémát jelent viszont a területen a kaszálás, amely sokszor már június végén-július elején megkezdődik. Ez az időszak számos földön fészkelő énekesmadár, például a mezei pacsirta (*Alauda arvensis*), sárga billegető (*Motacilla flava*), cigánycsuk (*Saxicola rubicola*), rozsdás csuk (*Saxicola rubetra*), hantmadár (*Oenanthe oenanthe*) valamint a sordély második költésének ideje, így ezen fészkek aljak nagyarányú pusztulása valószínűsíthető (BIRCKLE *et al.*, 2000, BROYERA *et al.*, 2014, STREBEL *et al.*, 2015). Megkérdőjelezhető ezen felül a terület cél-faja, a tűzok (*Otis tarda*) csibéinek túlélése is, hiszen ebben az időszakban még nehezen kapnak szárnyra, a gyorsan, sokszor vadriasztó lánc nélkül közlekedő gépek így fokozott veszélyt jelentenek e fajra nézve is.

Számos európai tanulmány kimutatta, hogy a kaszálások idejének eltolása a sordély, és számos más földön fészkelő faj költésének eredményességét nagymértékben növelheti (PERKINS *et al.*, 2008, 2013, BROYERA *et al.*, 2014), ezért legfőbb javaslatként a kaszálások ütemtervének átgondolása jelölhető meg.

## KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönjük ERDŐ ÁDÁMnak a terepi munka során nyújtott segítségét. A kutatás az AGRÁRKLÍMA.2 VKSZ\_12-1-2013-0034 pályázati projekt támogatásával valósult meg.

## IRODALOMJEGYZÉK

- BÁRSONY GY. (1934): A sordély megfogyatkozása Borsod megyében. *Aquila* **38-41**: 396–397.  
BÁRSONY GY. (1955): Sordély „telepes” fészkelése. *Aquila* **59-62**: 397, 449.  
BENTON, T.G., VICKERY, J.A. & WILSON, J.D. (2003): Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution* **18**: 182–188.  
[http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)

- BEYER, H.L. (2004): Hawth's analysis tools for ARCGIS. In: BLOUIN-DEMERS, G. & WEATHERHEAD, P.J. (eds.): Thermal Ecology of Black Rat Snakes (*Elaphe obsoleta*) in a Thermally Challenging Environment. *Ecology* **82**: 3025–3043.  
[http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[3025:TEOBRS\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[3025:TEOBRS]2.0.CO;2)
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2014): *Miliaria calandra*. The IUCN Red List of Threatened Species 2014: e.T22721020A62543360
- BORHIDI A. (1993): A magyar flóra szociális magatartás típusai, Természetességi és relatív ökológiai értékszámai. A Környezetvédelmi és terület fejlesztési Minisztérium Természetvédelmi Hivatala és a Janus Pannonius Tudományegyetem Kiadványa, Pécs, 93 pp.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1928): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. Springer, Berlin, 330 p.
- BRAY, J.R. & CURTIS, J.T. (1957): An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* **27**: 325–349. <http://dx.doi.org/10.2307/1942268>
- BRICKLE, N.W., HARPER, D.G.C., AEBISCHER, N.J. & COCKAYNE, S.H. (2000): Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. *Journal of Applied Ecology* **37**: 742–755. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00542.x>
- BROYERA, J., SUKHANOVAB O. & MISCHENKOB, A. (2014): Mowing management and density dependence in meadow passerine hatching success. *Bird Study* **61**(3): 394–403.  
<http://dx.doi.org/10.1080/00063657.2014.925847>
- CRAMP, S. & PERRINS, C.M. (1994): The Birds of the Western Palearctic Volume IX. Oxford University Press, Oxford, New York, 488 p.
- DONALD, P.F. & AEBISCHER, N.J. (eds.) (1997): The Ecology and Conservation of Corn Buntings (*Miliaria calandra*). Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, UK.
- DONALD, P.F. & EVANS, A.D. (1995): Habitat selection and population size of Corn Buntings *Miliaria calandra* breeding in Britain. *Bird Study* **42**: 190–204.  
<http://dx.doi.org/10.1080/00063659509477168>
- DONALD, P.F., WILSON, J.D. & SHEPHERD, M. (1994): The decline of the corn bunting. *British Birds* **87**: 106–132.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.) (2010): Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- EISLÖFFEL, F. (1997) The corn bunting *Miliaria calandra* in south-west Germany: population decline and habitat requirements. The Corn Bunting (*Miliaria calandra*) in South-West Germany: Population Decline and Habitat Requirements. In: DONALD, P.F. & AEBISCHER, N.J. (eds.): The Ecology and Conservation of Corn Buntings (*Miliaria calandra*). Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, UK, 170–173.
- ERDŐS S., SZÉP T., BÁLDI A. & NAGY K. (2007): Mezőgazdasági területek felszínborításának és tájszerkezetének hatása három madárfaj gyakoriságára. *Tájökológiai Lapok* **5**(1): 161–172.
- FARAGÓ S. & KALMÁR S. (2006): A túzok védelme Magyarországon, Life Nature Project 2005. évi monitoring jelentése. *Magyar Ápróvad Közlemények*, 2006. évi különszám: 12–15.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & K.M. BAUER (1997): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 14/III: Passeriformes (5. Teil): Emberizidae – Icteridae. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- HAMMER, Ø., HARPER, D.A.T. & P.D. RYAN (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaentologia Electronica* **4**(1): 9 p.
- HORVÁTH F., DOBOLYI Z.K., MORSCHHAUSER T., LÓKÖS K., KARAS L. & SZERDAHELYI T. (1995): Flóra adatbázis. 1.2. Taxonlista és attribútum-állomány. FLÓRA munkacsoport, MTM Növénytára, Vácrátót: 141–196.
- INGER, R., GREGORY, R., DUFFY, J.P., STOTT, I., VORISEK, P. & GASTON, K.J. (2015): Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecology Letters* **18**(1): 28–36. <http://dx.doi.org/10.1111/ele.12387>
- JACCARD, P. (1901): Étude comparative de la distribution florale dans une portion des Alpes et des Jura. *Bulletin de la Société Vaudoise des Sciences Naturelles* **37**: 547–579.  
<http://dx.doi.org/10.5169/seals-266450>

- JÁNOSKA F. (2011): Fészkelő madárállományok monitoringja erdősávokban. *Ornis Hungarica* **19**: 125–132.
- KÁDÁR F. & SAMU F. (2006): A duplaedényes talajcspadák használata Magyarországon. *Növényvédelem* **42**(6): 305–312.
- KIRÁLY G. (szerk.) (2009): Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvafő, 616 p.
- KOVÁCS A., BATÁRY P. & BÁLDI A. (2007): Különböző intenzitással kezelt szántóföldek madár és növény fajszámának és abundanciájának összehasonlítása. *Természetvédelmi Közlemények* **13**: 371–378.
- MÁRKUS F. (1998): Sordély (*Miliaria calandra*). In: HARASZTHY L. (szerk.): *Magyarország madarai*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 389 p.
- MICHIE, M.G. (1982): Use of the Bray-Curtis similarity measure in cluster analysis of foraminiferal data. *Mathematical Geology* **14**(6): 661–667. <http://dx.doi.org/10.1007/BF01033886>
- MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008): Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator Avium Hungariae. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 278 p.
- NIE, N.H., HULL, C.H., JERKINS, J.G., STEINBRENNER, K. & BENT, D.H. (1975): SPSS: Statistical Package for the Social Sciences. 2. edition. McGraw-Hill Inc., New York, 675 p.
- PERKINS, A.J., MAGGS, H.E., WATSON, A. & WILSON, J.D. (2011): Adaptive management and targeting of agri-environment schemes does benefit biodiversity: a case study of the corn bunting *Emberiza calandra*. *Journal of Applied Ecology* **48**: 514–522. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01958.x>
- PERKINS, A.J., MAGGS, H.E., WILSON J.D. & WATSON A. (2013): Delayed mowing increases corn bunting *Emberiza calandra* nest success in an agri-environment scheme trial. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **181**: 80–89. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.010>
- PERKINS, A.J., MAGGS, H.E., WILSON, J.D., WATSON, A. & SMOUT, C. (2008): Targeted management intervention reduces rate of population decline of corn buntings *Emberiza calandra* in eastern Scotland. *Bird Study* **55**: 52–58. <http://dx.doi.org/10.1080/00063650809461504>
- SCHENK H. (1930): A sordély rohamos megfogyatkozása Óverbászson. *Aquila* **36-37**: 331–332.
- SIRIWARDENA, G.M., BAILLIE, S., BUCKLAND, S., FEWSTER, R., MARCHANT, J. & WILSON, J. (1998): Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. *Journal of Applied Ecology* **35**(1): 24–43. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.00275.x>
- SPSS (1999): SPSS Base 10.0. SPSS Incorporation, Chicago.
- STOATE, C., R. BORRALHO & ARAUJO M. (2000): Factors affecting corn bunting *Miliaria calandra* abundance in a Portuguese agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **77**: 219–226. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00101-2](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00101-2)
- STREBEL, G., JACOT, A., HORCH, P. & SPAAR, R. (2015): Effects of grassland intensification on Whinchats *Saxicola rubetra* and implications for conservation in upland habitats. *Ibis* **157**(2): 250–259. <http://dx.doi.org/10.1111/ibi.12250>
- SUTHERLAND, W. J. (2002): Openness in management. *Nature* **418**: 834–835. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.06.023>
- TUCKER, G.M. & HEATH, M.F. (1994): The Conservation Status of European Birds. ICBP, Cambridge, 600 p.
- VERHULST, J., BÁLDI, A. & KLEIJN, D. (2004): Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **104**: 456–473. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.043>
- WATSON, A., PERKINS, A.J., MAGGS, H.E. & WILSON, J.D. (2007): Decline of Corn Buntings *Emberiza calandra* on east Scottish study areas in 1989–2007. *Bird Study* **56**(2): 213–220. <http://dx.doi.org/10.1080/00063650902792072>
- WINKLER D. (2012): Sordély (*Emberiza calandra*). In: FARAGÓ S. (szerk.): Nyugat-Magyarország fészkelő madarainak elterjedési atlasza. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron, 223.



- WINKLER D., ERDŐ Á. & HARTA I. (2012): Comparative analysis of breeding bird communities in different open agricultural habitats, Lajta Project, Western Hungary. *In: NEMÉNYI, M. & HEIL, B. (eds.): International Scientific Conference on Sustainable Development and Ecological Footprint: The Impact of Urbanization, Industrial and Agricultural Technologies on the Natural Environment. Sopron, 26-27. March 2012. p. 1-4.*
- WRETENBERG, J., LINDSTRÖM, A., SVENSSON, S., THIERFELDER, T. & PART, T. (2006): Population trends of farmland birds in Sweden and England: similar trends but different patterns of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology* **43**(6): 1110–1120. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01216.x>



## AGRÁRTÁJHOZ KÖTŐDŐ MADÁRFAJOK („FARMLAND BIRDS”) ÁLLOMÁNYÁNAK VÁLTOZÁSA, HELYZETE EURÓPÁBAN

Németh Tamás Márton

Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet  
University of Sopron, Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology  
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs u. 4., Hungary  
e-mail: tomanemeth@gmail.com

### ABSTRACT

NÉMETH T.M: POPULATION CHANGES AND STATUS OF FARMLAND BIRDS IN EUROPE – A REVIEW.  
*Hungarian Small Game Bulletin* **13**: 143–160. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2017.143>

The present review aimed to summarize the available evidence on farmland bird populations and their changes over the past decades in Europe. Firstly, a short historical background of the European agricultural intensity is presented. Secondly, the European Farmland Bird Index, published papers and grey literatures were searched and studied to show the recent population trends and population sizes of farmland bird species (37 species selected for monitoring by the EU and more specifically focusing on 10 bird species breeding in Hungary). Finally, a short summary and a conclusion are given.

**KULCSZAVAK:** Európai Unió, állománycsökkenés, agrárintenzifikáció, Európai Madárszámlálási Tanács

**KEY WORDS:** European Union, population decline, agricultural intensification, European Bird Census Council

### 1. BEVEZETÉS

Az elmúlt néhány évtizedben egyre fontosabbá vált a Föld növény- és állatfajainak védelme és mind a tudomány, mind a társadalom felismerte, hogy egyes fajok megőrzése beavatkozások nélkül elkerülhetetlen. Az emberi tevékenységek hatása az egész világon drasztikus változásokat vitt véghez – például élőhelyek eltűnése vagy fajok kipusztulása –, de ez a folyamat nem állt még meg (PERSÁNYI, 1988; SMITH *et al.*, 1993). Az élőhelyek átalakításával járó hatások a geológiai múltban (természeti katasztrófa) végbement kihalásokhoz hasonlíthatók (LÁJER, 1994; STANDOVÁR & PRIMACK, 2001).

Az összefüggő élőhelyek feldarabolódása egyrészt természetes folyamat – például szélvihar vagy tűz alkalmával (WRIGHT, 1974; PICKETT & THOMPSON, 1978) – de a legnagyobb mértékű élőhely-fragmentációk okának az emberi földhasználat terjeszkedését és intenzifikációját tartják (BURGESS & SHARPE, 1981; SISK *et al.*, 1994). WILCOX & MURPHY (1985) az élőhely-fragmentációnak három fő típusát jelölte meg: az eredeti élőhely méretének csökkenése vagy eltűnése, az élőhelyfoltok méretének zsugorodása és az élőhelyfoltok elszigeteltségének megnövekedése. Természetesen a három komponens egymással szorosan összefügg, azonban az élőhelyek csökkenése, illetve eltűnése játssza a legnagyobb szerepet a fajok kihalásában (GROOMBRIDGE, 1992; BIBBY, 1994; THOMAS & MORRIS, 1994).

Az emberi beavatkozások következtében átalakított élőhelyek és életfeltételek a teljes állatvilágot érintették (PECHMANN *et al.*, 1991; ANDRÉN, 1994; SCHNEIDER & YODZIS, 1994;

THOMAS & MORRIS, 1994; DELIS *et al.*, 1996; GIBBS, 1998; ALFORD & RICHARDS, 1999; THOMAS *et al.*, 2004). Az emberi átalakítások másik jellegzetessége volt, hogy hasznos és káros kategóriákat hoztak létre (STANDOVÁR & PRIMACK, 2001), amelyek nagyban átalakították a faj és állomány viszonyokat. Példa erre a hazai korai madárvédelmi intézkedés bevezetése is (CHERNEL, 1899; HERMAN, 1901).

Az átalakításba vont területek egyik legfőbb célja a művelt termőföldek nyerése volt, amely több ezer évvel ezelőtt kezdődött meg (VERA, 2000). Így a kezdetben extenzív művelésnek nevezhető agrárterületeken fellelhetők voltak még a nyílt élőhelyekre jellemző fauna elemek (SUTHERLAND, 2002). A további fejlődést követve ezeken az agrártájakon egy teljesen új és jellegzetes növény- és állatközösség alakult ki (POTTS, 1991). Azonban ez a rendszer a mezőgazdasági művelésben bekövetkező változások hatására, a 20. század második felére majdnem összeomlott (POTTS, 1997; REIDSMA *et al.*, 2006) és ez súlyos hatást gyakorolt az élővilág biodiverzitásra (KREBS *et al.*, 1999; TILMAN *et al.*, 2001; BENTON *et al.*, 2003). A változások (értsd: mezőgazdaság intenzifikáció) – túlzott vegyszer és műtrágya használat, mozaikos tájszerkezet helyett nagytáblás kultúrák, nagymértékű gépesítés, túlzott legeltetés – ebben az időszakban (1940-es és 1950-es évek) Nyugat- és Észak-Európában (EU15) voltak a legszembetűnőbbek (CHAMBERLAIN & FULLER, 2000; TILMAN *et al.*, 2002; BENTON *et al.*, 2003; KLEIJN & BÁLDI, 2005; TSCHARNTKE *et al.*, 2005; DONALD *et al.*, 2006). A probléma tényleges azonosítása ugyanakkor csak az 1990-es években történt meg (BENTON *et al.*, 2003). Így az agrártáj („farmland”) biológiai sokféleségében bekövetkezett csökkenést szinte egyszerre bizonyították a növény- (ANDREASEN *et al.*, 1996; SOTHERTON & SELF, 2000), a rovar- (SOTHERTON & SELF, 2000), a madár- (FULLER *et al.*, 1995; SIRIWARDENA *et al.*, 1998; DONALD *et al.*, 2001) és az emlősfajoknál (FLOWERDEW, 1997). BENTON *et al.* (2003) szerint minden kétség nélkül kijelenthető, hogy a fő ok a mezőgazdaság intenzifikációja és a probléma megoldása a természetvédelmi biológia talán legnagyobb kihívásává vált (DONALD *et al.*, 2001; FIRBANK, 2005).

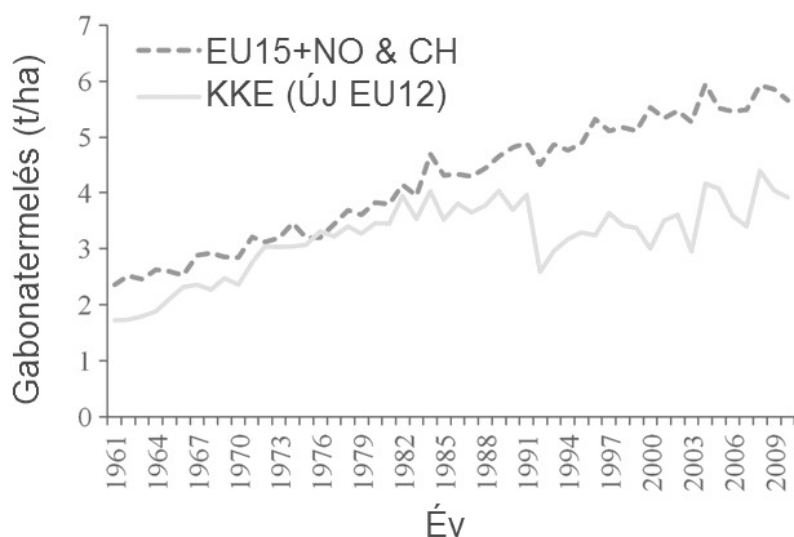
Az Európai Unió területének kb. 45% művelés alatt áll és az európai földhasznosítás kb. 21%-án (kb. 33 millió ha) gabonatermelés folyik (EUROSTAT, 2010), ami a madarak szempontjából igen jelentős. Az európai mezei madárfajok vagy az agrártájhoz kötődő madárfajok („farmland birds”) elmúlt évtizedekben megfigyelt állománycsökkenésének (TUCKER & HEATH, 1994; SIRIWARDENA *et al.*, 1998; PITKÄNEN & TAINEN, 2001; DONALD *et al.*, 2006; WRETENBERG *et al.*, 2006; REIF *et al.*, 2008) okaként is elsődlegesen a mezőgazdaság intenzifikációját tartják (CHAMBERLAIN *et al.*, 2000; DONALD *et al.*, 2001; GREGORY *et al.*, 2005). A téma néhány évtizede már a természetvédelmi biológia egyik legfontosabb kérdése (DONALD *et al.*, 2002; GREGORY *et al.*, 2005; BENTON, 2007), jelen munka az előbbieken említett változást és helyzetét tekinti át.

## 2. AZ EURÓPAI AGRÁRINTENZIFIKÁCIÓ RÖVID ÁTTEKINTÉSE

A földművelést megelőző időben Európa jókora részét még nyílt élőhelyek borították (SVENNING 2002) és az ezekhez adaptálódott fajok helyzete napjainkban már a mezőgazdasági technológia gyakorlatától függ (SUTHERLAND, 2002).

A termelő gazdálkodásra az ember feltételezhetően a neolitikumban tért át (SUTHERLAND, 2002), de az ehhez köthető átalakulások – drasztikus beavatkozások, gyors ütemű agrárfejlesztés –, azonban csak a 20. század második felében érték el az EU15 országait (PAIN *et al.*, 1997). A változásokat, mint például túlzott vegyszer- és műtrágyahasználat, egyszerűsödő vetésforgók, nagymértékű gépesítés, nagytáblás kultúrák

(1. ábra), a homogenizáció, a korábban nem használt földek termelésbe vonása (STOATE *et al.*, 2001; ROBINSON & SUTHERLAND, 2002; NEWTON, 2004; WILSON *et al.*, 2005) csak tovább erősítette az 1957-ben bevezetett Közös Agrárpolitika – KAP (Common Agricultural Policy – CAP) (STOATE *et al.*, 2001), ami komoly természeti károkat okozott (DONALD *et al.*, 2006).



**1. ábra: Gabonatermelés változása Európában (Forrás: FAOSTAT, [www.faostat3.fao.org](http://www.faostat3.fao.org))**

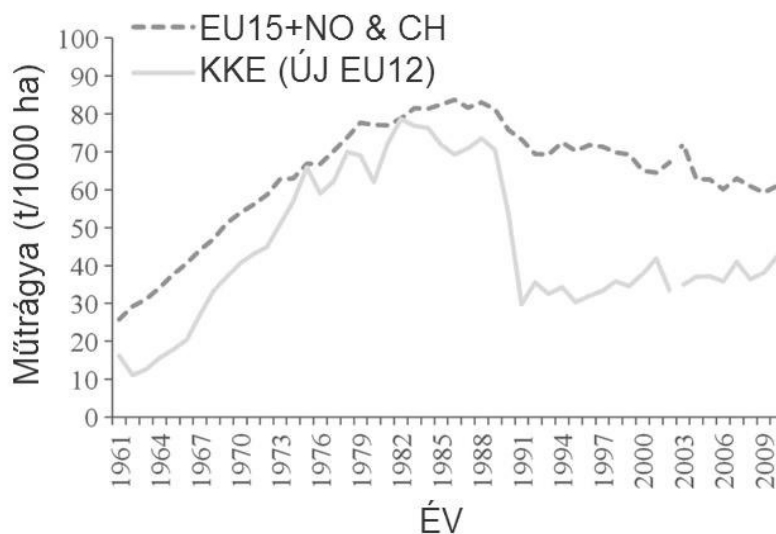
(EU15= EU tagállamok, NO – Norvégia, CH – Svájc, KKE – Közép- és Kelet-Európa)

*Figure 1: Changes of cereal yield in Europe (Source: FAOSTAT, [www.faostat3.fao.org](http://www.faostat3.fao.org))*

(EU15= EU Member States, NO – Norway, CH – Switzerland, KKE – Mid- and Central Europe)

Egyik eredménye, hogy a kontinens országaiban az agrártájhoz kötődő madárfajok állománya az 1970-es évektől drasztikus csökkenésnek indult (POTTS, 1986; SVENSSON, 1995; SIRIWARDENA *et al.*, 1998). Ezen időszak alatt Közép- és Kelet-Európában (egykori szocialista országok) is megváltoztak a mezőgazdaság viszonyai (például kis családi gazdaságok helyett termelőszövetkezetek, nagytáblás művelés térhódítása), majd az 1960-70-es évektől megkezdett nagyfokú vegyszer- és műtrágyahasználat tovább erősítette az ágazat intezifikációját (ÁNGYÁN *et al.*, 2003). Annak ellenére, hogy 1960 és 1980 között a mezőgazdaság termelés növekedésének aránya szinte megegyezett a kettéválasztott Európában (VERHULST *et al.*, 2004), a Közép- és Kelet-Európa agrártáj madárpopulációja kisebb veszteséget mutatott (DONALD *et al.*, 2001).

A rendszerváltáskor az agrárium teljesítménye hirtelen visszaesett – például a műtrágya használata is nagymértékben lecsökkent (2. ábra) –, ami pozitív hatással volt az agrártáj élővilágának biodiverzítására (BÁLDI & FARAGÓ, 2007; LIIRA *et al.*, 2008). Nyugat-Európában (EU15) az 1980-as évekre bebizonyosodott a KAP hibája, és az egyre növekvő környezettudatosság a rendszer újragondolását eredményezte (BIGNAL *et al.*, 2001). 1992-ben megindultak az agrár környezetvédelmi programok, amelyek célja az volt, hogy a gazdálkodók a termelés mellett a biodiverzitás védelmét is elősegítsék. A 2000-es években újabb reformok és kompenzációk jelentek meg (HENLE *et al.*, 2008), de a biológiai sokféleség megőrzésének eredményessége vitatott volt a tagországok között (PEACH *et al.*, 2001; KLEIJN & SUTHERLAND, 2003; KLEIJN *et al.*, 2004). 2004-ben 10, majd 2007-ben 2 országgal bővült az Európai Unió.



**2. ábra Műtrágya-kibocsátás változása Európában** (Forrás: FAOSTAT, [www.faostat3.fao.org](http://www.faostat3.fao.org))

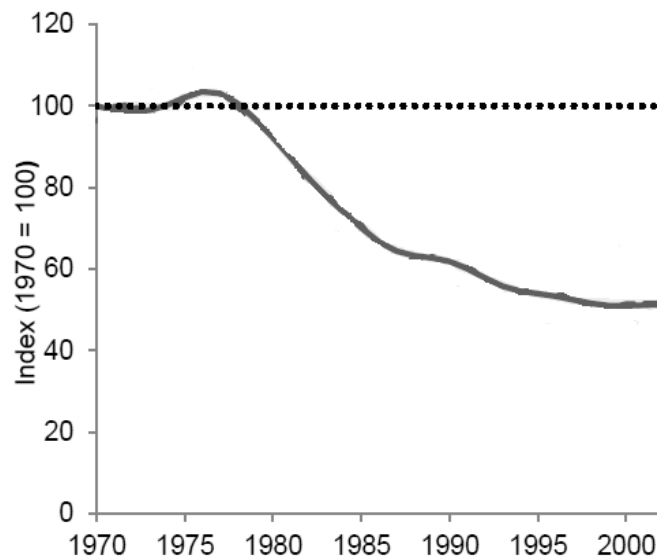
Figure 2: Changes of N fertiliser consumption in Europe (Source: FAOSTAT, [www.faostat3.fao.org](http://www.faostat3.fao.org))

Az újonnan belépő országok mindegyike kevésbé intenzív mezőgazdasággal rendelkezett, mint az EU15 (DONALD *et al.*, 2002), emellett mind a 12 csatlakozó támogatta az agrártájhoz kötődő madárfajok állományának védelmét (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004), ám a csatlakozással a KAP rendszer problémáival és veszélyeivel is szembesülniük kellett.

Az utóbbi években megjelent vizsgálatok (hazai és külföldi) alapján egyértelmű következtetéseket nem vonhatunk még le, de az átvett KAP rendszer negatív hatásai megmutatkoznak az új tagállamok madárállományának változásaiban (BÁLDI & BATÁRY, 2011; TRYJANOWSKI *et al.*, 2011; FARAGÓ *et al.*, 2012; SANDERSON *et al.*, 2013).

### 3. AZ EURÓPAI AGRÁRTÁJHOZ KÖTÖDŐ MADÁRFAJOK ÁLLOMÁNYÁNAK VÁLTOZÁSA

A 1990-es évek elejéig Európa különböző országaiban már felhívták a figyelmet az agrárintenzifikáció és az agrártájhoz kötődő madárfajok problémájára (POTTS, 1970; GALBRAITH, 1988; SCHLÄPFER, 1988; DONÁZAR *et al.*, 1993; BERG & PÄRT, 1994). Habár a negatív változásokat (3. ábra) főként az Egyesült Királyságból jelezték (GREGORY *et al.*, 2004), mégis itt is csak az 1990-es évek közepére vált nyilvánvalóvá a kialakult helyzet (FULLER *et al.*, 1995). Mivel a különböző élőhelyekhez kötődő madárfajok állománytrendjei alapján jól lehet az adott élőhely állapotára jellemző biodiverzitás indikátor indexet alkalmazni mind országos mind kontinentális léptékben, a 2000-es évektől megkezdték felhasználásukat (VAN STRIEN *et al.*, 2001; GREGORY *et al.*, 2005; WINKLER & FARAGÓ, 2011; EBCC, 2012; SZÉP *et al.*, 2012; STJERNMAN *et al.*, 2013).



### 3. ábra: 19 mezei madárfaj populációjának változása az Egyesült Királyságban

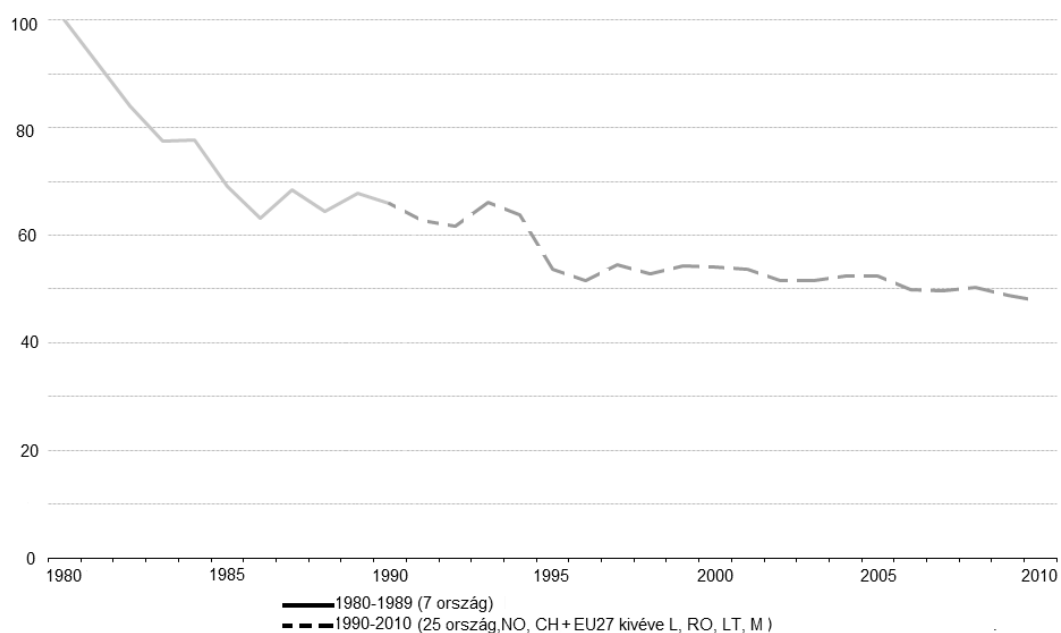
(Forrás: DEFRA, [www.gov.uk/defra](http://www.gov.uk/defra))

Figure 3: Population index change of 19 farmland bird species in the United Kingdom (Source: DEFRA, [www.gov.uk/defra](http://www.gov.uk/defra))

#### 3.1. AZ EURÓPAI POPULÁCIÓS ADATOK ÁTTEKINTÉSE

A külföldi szakirodalomban használt „farmland birds” kifejezés egy olyan gyűjtőfogalom, amely alatt azon madárfajokat értjük, amelyek fészkelésük vagy táplálkozásuk révén feltétlenül kötődnek a mezőgazdasági élőhelyekhez. Az egyes országokon belül a mezei madárfajok száma eltérő, így az európai adatok egységesítése érdekében a madárvédelmi szervezetek és az Európai Unió 37 madárfaj (**1. táblázat**) állományváltozását vizsgálta és vizsgálja. A korábbi adatoknál ezenkívül eltérés mutatkozik a vizsgált országok számában is (2004-es és 2007-es EU bővítés), ezért a korábbi EU-s adatok bemutatásakor, ez is feltüntetésre kerül. Mivel a hazai agrártájhoz kötődő madárfajokban is megfigyelhető eltérés, ezért további 10 faj (**1. táblázat**) esetében mutatom be az állomány helyzetét (félkövér betűtípussal kiemelve). A kiválasztás a saját terepi tapasztalatok alapján történt.

Az Európai Unió agrár-környezetvédelmi indikátorai között az egyik legfontosabb az agrártájhoz kötődő madárfajok állománytrendje. Az EUROSTAT (2010) által közölt grafikon alapján egyértelmű az 1990 előtti és utáni visszaesés (**4. ábra**). Jól látszik a 2. fejezetben már említett drasztikus csökkenés, amely iránya megegyezik az angliai adatokkal (lásd **3. ábra**). Sajnos az EUROSTAT (2010) nem tüntette fel, hogy 1990 előtt melyik 7 országból származtak az adatok.



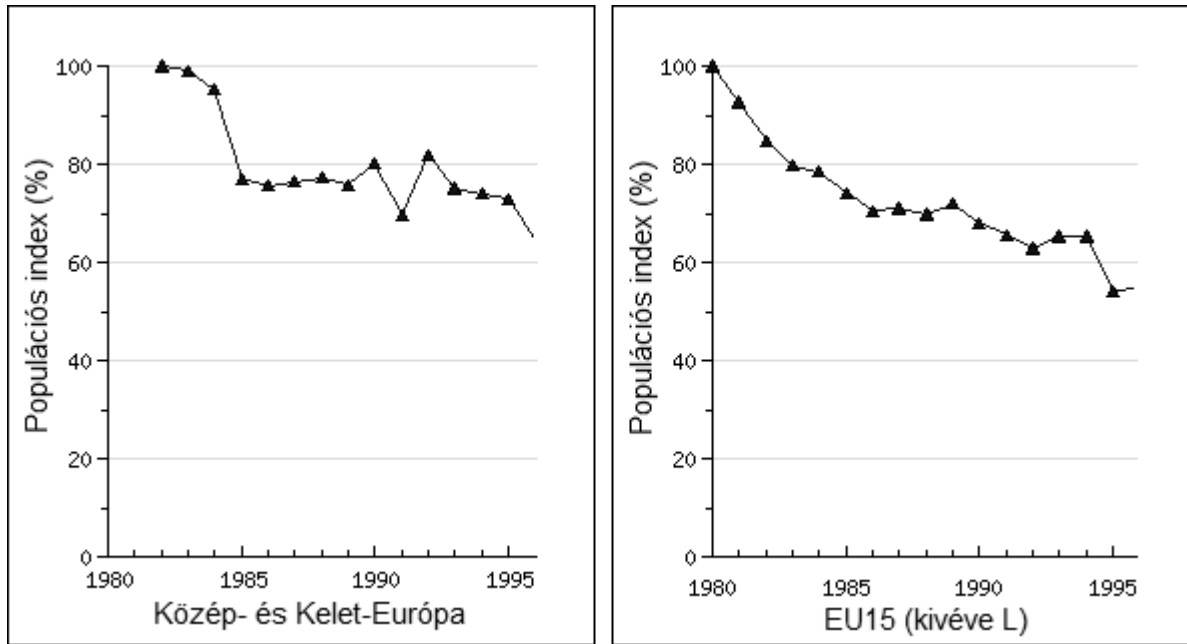
**4. ábra: Mezei madárfajok populációtrendje Európában 1980-2010 között (Forrás: EUROSTAT, [www.epp.eurostat.ec.europa.eu](http://www.epp.eurostat.ec.europa.eu))**

*Figure 4: Population trend of farmland birds in Europe (1980-2010) (Source: EUROSTAT, [www.epp.eurostat.ec.europa.eu](http://www.epp.eurostat.ec.europa.eu))*

Az Európai Madárszámlálási Tanács (EBCC – European Bird Census Council) által elérhető adatsorok részletesebbek. Az európai állományváltozást 25 országra (NO – Norvégia, CH – Svájc + EU27 kivéve L – Luxemburg, LT – Litvánia, M – Málta, RO – Románia), 1980-2010 közötti időszakra és a fentebb említett 37 fajra adja meg. Az EBCC (2012) szerint ezalatt a ciklus folyamán 22 faj populációja csökkenő, 8 fajé növekvő és 6 fajé stabil trendet mutatott. 3 faj esetében pedig bizonytalan. Az erre az időszakra számolt (első év és utolsó vizsgált év közti különbség) index -51% (EBCC 2012).

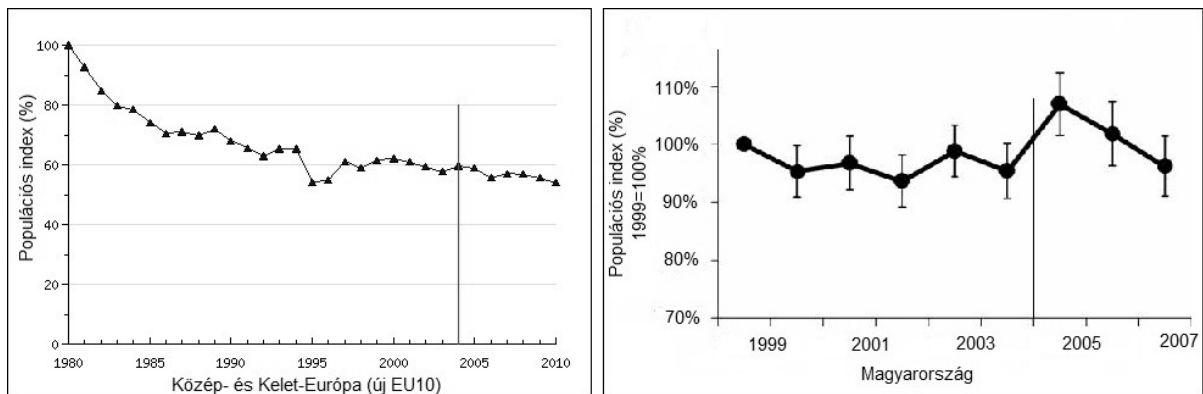
Közép- és Kelet-Európában az 1970-80-as évek (intenzív szocialista mezőgazdaság időszaka) az agrártájhoz kötődő madárfajok állománycsökkenését hozta (BÁLDI & FARAGÓ, 2007; REIF *et al.*, 2008). Ezt bizonyítja az EBCC (2012) felmérése is (27 madárfajt vizsgálva): 1982-1990 közötti -20%-os populációs index (**5. ábra**). 1980-1990 között Nyugat-Európában (EU15 kivétel Luxemburg) 36 mezei madárfaj helyzete még mindig rossz volt (-31%-os mutató) (**5. ábra**). A szocialista rendszer összeomlásával, 1990-2004 között a csökkenés mérséklődött (-12%). Az Európai Unióba 2004-ben újonnan belépő 10 országnak (köztük Magyarországnak is) a KAP rendszert is be kellett építenie a mezőgazdasági politikájába. BÁLDI *et al.* (2005) és DONALD *et al.* (2006) a korábbi EU-s tapasztalatok alapján a KAP rendszer várható negatív hatásaira hívták fel a figyelmet. Az EBCC (2012) alapján 2004-2010 között az agrártájhoz kötődő madárfajok állománytrendje további csökkenést mutat (**6. ábra**). Ezt erősítik a hazai adatok (**6. ábra**): 16 mezei madárfaj populációs indexe 2005 óta csökken (BÁLDI & SZÉP, 2009). SZÉP *et al.* (2012) 1999-2012 közti adatok elemzésével szintén csökkenő trendet állapítottak meg.





**5. ábra: Közép- és Kelet-Európa és az EU15 különbsége az agrártájhoz kötődő madárfajok tekintetében** (Forrás: EBCC, [www.ebcc.info](http://www.ebcc.info))

Figure 5. Change in farmland bird population index in Central and Eastern Europe and in the EU15 countries – except Luxembourg – (Source: EBCC, [www.ebcc.info](http://www.ebcc.info))



**6. ábra: Az Európai Unióhoz való csatlakozást követő populációs index** (Forrás: EBCC, [www.ebcc.info](http://www.ebcc.info); BÁLDI & SZÉP (2009))

Figure 6. Change in farmland bird population index after the accession of/to the EU (Source: EBCC, [www.ebcc.info](http://www.ebcc.info); BÁLDI & SZÉP, 2009)

### 3.2. MEZEI MADÁRFAJOK POPULÁCIÓS TRENDJE EURÓPÁBAN

A rendelkezésemre álló adatbázisok adatai alapján (BIRDLIFE, EBCC, MME MMM) állítottam össze a 47 faj populációjára vonatkozó információkat (**1. táblázat**). A táblázatba a legfrissebb BIRDLIFE adatok kerültek, de pontos időszakot nem lehet behatárolni, mint a többi esetben, mivel fajonként és országoként eltérő időszakokat tüntettek fel.

**1. táblázat: Faj szintű populációs trendek Európában és Magyarországon**

Table 1: Population trends of farmland bird species in Europe and Hungary

Faj <i>Species</i>	Európai / <i>European</i>		Nemzeti / <i>National</i>	
	EBCC (1980-2010)	BirdLife (2015) EU27 /EU	MME MMM (1999-2014)	Bonni Jelentés (2011-2014)
<i>Alectoris rufa</i>	Mérsékelt csökkenés	Csökkenő/Csökkenő	Nincs adat	–
<i>Perdix perdix</i>	Erős csökkenés	Csökkenő/Csökkenő	Mérsékelt csökkenés	–
<i>Ciconia ciconia</i>	Mérsékelt növekedés	Növekvő/Növekvő	Bizonytalan	–
<i>Falco tinnunculus</i>	Mérsékelt csökkenés	Csökkenő/Csökkenő	Stabil	–
<i>Burhinus oedicnemus</i>	Stabil	Növekvő/Növekvő	Nincs adat	–
<i>Vanellus vanellus</i>	Mérsékelt csökkenés	Csökkenő/Csökkenő	Mérsékelt csökkenés	–
<i>Limosa limosa</i>	Mérsékelt csökkenés	Csökkenő/Csökkenő	Bizonytalan	–
<i>Upupa epops</i>	Bizonytalan	Stabil/Stabil	Stabil	–
<i>Streptopelia turtur</i>	Mérsékelt csökkenés	Csökkenő/Csökkenő	Stabil	–
<i>Alauda arvensis</i>	Mérsékelt csökkenés	Csökkenő/Csökkenő	Mérsékelt csökkenés	–
<i>Calandrella brachydactyla</i>	Stabil	Stabil/Nem ismert	Nincs adat	–
<i>Melanocorypha calandra</i>	Mérsékelt csökkenés	Csökkenő/Csökkenő	Nincs adat	–
<i>Galerida cristata</i>	Mérsékelt csökkenés	Csökkenő/Csökkenő	Mérsékelt csökkenés	–
<i>Galerida theklae</i>	Mérsékelt növekedés	Növekvő/Növekvő	Nincs adat	–
<i>Hirundo rustica</i>	Stabil	Csökkenő/Csökkenő	Mérsékelt csökkenés	–
<i>Anthus campestris</i>	Bizonytalan	Stabil/Nem ismert	Bizonytalan	–
<i>Anthus pratensis</i>	Mérsékelt csökkenés	Csökkenő/Csökkenő	Bizonytalan	–
<i>Motacilla flava</i>	Mérsékelt csökkenés	Csökkenő/Csökkenő	Stabil	–
<i>Saxicola rubetra</i>	Mérsékelt csökkenés	Csökkenő/Csökkenő	Mérsékelt csökkenés	–
<i>Saxicola torquata</i>	Stabil	Csökkenő/Csökkenő	Mérsékelt csökkenés	–
<i>Oenanthe hispanica</i>	Mérsékelt csökkenés	Csökkenő/Stabil	Nincs adat	–
<i>Sylvia communis</i>	Mérsékelt növekedés	Stabil/Stabil	Mérsékelt csökkenés	–
<i>Lanius collurio</i>	Stabil	Csökkenő/Stabil	Mérsékelt csökkenés	–
<i>Lanius minor</i>	Mérsékelt csökkenés	Nem ismert/Stabil	Mérsékelt csökkenés	–
<i>Lanius senator</i>	Mérsékelt csökkenés	Csökkenő/Csökkenő	Nincs adat	–
<i>Corvus frugilegus</i>	Mérsékelt növekedés	Csökkenő/Csökkenő	Bizonytalan	–
<i>Sturnus unicolor</i>	Mérsékelt növekedés	Növekvő/Növekvő	Nincs adat	–
<i>Sturnus vulgaris</i>	Mérsékelt csökkenés	Csökkenő/Csökkenő	Mérsékelt növekedés	–
<i>Passer montanus</i>	Mérsékelt csökkenés	Csökkenő/Bizonytalan	Mérsékelt növekedés	–
<i>Petronia petronia</i>	Stabil	Csökkenő/Stabil	Nincs adat	–
<i>Carduelis cannabina</i>	Mérsékelt csökkenés	Csökkenő/Csökkenő	Stabil	–
<i>Emberiza cirrus</i>	Mérsékelt növekedés	Stabil/Stabil	Nincs adat	–
<i>Emberiza citrinella</i>	Mérsékelt csökkenés	Csökkenő/Csökkenő	Stabil	–
<i>Emberiza hortulana</i>	Erős csökkenés	Csökkenő/Csökkenő	Nincs adat	–
<i>Emberiza melanocephala</i>	Bizonytalan	Nem ismert/Csökkenő	Nincs adat	–
<i>Miliaria calandra</i>	Mérsékelt csökkenés	Stabil/Stabil	Mérsékelt csökkenés	–
<i>Serinus serinus</i>	Mérsékelt csökkenés	Csökkenő/Csökkenő	Mérsékelt csökkenés	–

Az 1. táblázat folytatása – Table 1 cont.

Faj <i>Species</i>	Európai / <i>European</i>		Nemzeti / <i>National</i>	
	EBCC (1980-2010)	BirdLife (2015) EU27 /EU	MME MMM (1999-2014)	Bonni Jelentés (2011-2014)
<i>Coturnix coturnix</i>	Nincs adat	Csökkenő/Ingadozó	Mérsékelt csökkenés	–
<i>Aquila heliaca</i>	Nincs adat	Növekvő/Növekvő	Nincs adat	–
<i>Circus aeruginosus</i>	Mérsékelt növekedés	Növekvő/Növekvő	Bizonytalan	–
<i>Circus pygargus</i>	Nincs adat	Csökkenő/Nem ismert	Bizonytalan	–
<i>Falco vespertinus</i>	Nincs adat	Csökkenő/Csökkenő	Nincs adat	–
<i>Otis tarda</i>	Nincs adat	Növekvő/Csökkenő	Nincs adat	Növekvő
<i>Asio flammeus</i>	Nincs adat	Ingadozó/Ingadozó	Nincs adat	–
<i>Asio otus</i>	Nincs adat	Nem ismert/Nem ismert	Nincs adat	–
<i>Coracias garrulus</i>	Nincs adat	Bizonytalan/Csökkenő	Nincs adat	–
<i>Carduelis carduelis</i>	Mérsékelt növekedés	Stabil/Stabil	Mérsékelt növekedés	–

A hazai agrártájhoz kötődő madárfajokat az alábbi adatokkal egészítem ki.

A parlagi sas (*Aquila heliaca*) trendje 2001-2009-es időszakban növekvő volt (HORVÁTH *et al.*, 2011).

A kékvércse (*Falco vespertinus*) populációs trendje 1997-2006 közötti erős csökkenését 2006-2009 között mérsékelt növekedés váltotta fel (PALATITZ *et al.*, 2009). 2010-2013 között növekvő trendet mutat (PALATITZ *et al.*, 2015).

A két fülesbagoly fajt (*Asio flammeus*, *A. otus*) tekintve, a réti fülesbagoly 2000-2012-es időszakra ingadozó, az erdei fülesbagoly nem ismert kategóriába tartozott (BIRDLIFE, 2015). Viszont 1995-2002 között az utóbbi faj populációs trendje stabil volt (BIRDLIFE, 2004). Hazai releváns adatot nem találtam a két fajról.

A szalakóta (*Coracias garrulus*) esetében 1995-2002 között csökkenő volt a trend (KISS & TOKODY, 2010), 2007-ben KOVÁCS *et al.* (2008) stabil állapotot, KISS *et al.* (2014) 2002-2013 között viszont már növekvő trendet állapítottak meg.

### 3.3. AGRÁRTÁJHOZ KÖTÖDŐ MADÁRFAJOK ÁLLOMÁNY HELYZETE MAGYARORSZÁGON

A fajok európai állományadataihoz a BIRDLIFE (2015), a magyar adatokhoz az MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008) kiadványait használtam fel (**2. táblázat**). A táblázatban szereplő európai adatok egysége a pár, kivétel a következő fajok (félkövér betűtípussal kiemelve) esetében: fűj (*Coturnix coturnix*), barna és hamvas rétihéja (*Circus aeruginosus*, *C. pygargus*) és a túzok (*Otis tarda*). A fűj és túzok esetében az éneklő, illetve dürgő kakasok száma, a rétihéjék esetében a költő tojók kerültek feltüntetésre. A NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008) csak a túzok esetében használt példány egységet.

A parlagi sas hazai állomány nagyságát HORVÁTH *et al.* (2015) 155-165 párra becsülte.

A kékvércse hazai állomány nagysága (PALATITZ *et al.*, 2009) 2009-ben 1000-1100 pár volt. PALATITZ *et al.* (2015) szerint 2013-ban 1146 kékvércse pár kezdett költésbe, ez alapján 1200-1300 párra becsülték állományukat.

NAGY (2009) szerint a 2009-es téli számlálások alapján a hazai túzok populáció 1582 példány volt. A Bonni Jelentésben a faj populációja minimum 1450, maximum 1645 példány

**2. táblázat: Agrártájhoz kötődő madárfajok állomány helyzete**

Table 2: Breeding population size of farmland bird species

Faj – Species	Állományméret – Population estimate	
	EU27/EU BirdLife (2015)	HU – MME Nomenclator (2008)
<i>Alectoris rufa</i>	5 060 000-7 080 000	-
<i>Perdix perdix</i>	1 030 000-2 030 000/1 380 000-2 670 000	min. 10 000, max. 20 000
<i>Ciconia ciconia</i>	154 000-164 000/224 000-247 000	min. 4800, max. 5600
<i>Falco tinnunculus</i>	315 000-460 000/409 000-603 000	min. 3500, max. 5000
<i>Burhinus oedicephalus</i>	47 600-77 600/53 400-88 200	min. 150, max. 250
<i>Vanellus vanellus</i>	906 000-1 410 000/1 590 000-2 580 000	min. 20 000, max. 50 000
<i>Limosa limosa</i>	43 400-70 300/102 000-149 000	min. 300, max. 1000
<i>Upupa epops</i>	1 020 000-2 070 000/1 300 000-2 760 000	min. 10 000, max. 17 000
<i>Streptopelia turtur</i>	2 340 000-4 050 000/3 150 000-5 940 000	min. 165 000, max. 215 000
<i>Alauda arvensis</i>	24 100 000-36 800 000/44 000 000-78 800 000	min. 730 000, max. 900 000
<i>Calandrella brachydactyla</i>	1 180 000-1 850 000/4 730 000-9 050 000	-
<i>Melanocorypha calandra</i>	4 200 000-6 770 000/10 300 000-21 900 000	-
<i>Galerida cristata</i>	15 200 000-19 300 000/17 700 000-24 500 000	min. 190 000, max. 340 000
<i>Galerida theklae</i>	1 750 000-2 840 000/1 750 000-2 840 000	-
<i>Hirundo rustica</i>	22 500 000-33 500 000/29 000 000-48 700 000	min. 220 000, max. 320 000
<i>Anthus campestris</i>	539 000-967 000/909 000-1 720 000	min. 13 000, max. 40 000
<i>Anthus pratensis</i>	4 250 000-7 200 000/9 670 000-15 000 000	-
<i>Motacilla flava</i>	4 830 000-8 370 000/9 630 000-16 000 000	min. 150 000, max. 225 000
<i>Saxicola rubetra</i>	5 330 000-8 380 000/5 330 000-8 380 000	min. 95 000, max. 180 000
<i>Saxicola torquata</i>	5 330 000-8 380 000/5 790 000-9 310 000	min. 390 000, max. 515 000
<i>Oenanthe hispanica</i>	430 000-1 180 000/1 280 000-3 680 000	-
<i>Sylvia communis</i>	8 700 000-14 200 000/17 300 000-27 800 000	min. 210 000, max. 320 000
<i>Lanius collurio</i>	3 500 000-6 790 000/7 440 000-14 300 000	min. 540 000, max. 670 000
<i>Lanius minor</i>	87 700-165 000/331 000-896 000	min. 2800, max. 3700
<i>Lanius senator</i>	1 880 000-2 960 000/1 930 000-3 110 000	-
<i>Corvus frugilegus</i>	3 750 000-6 620 000/8 170 000-14 200 000	min. 20 000, max. 23 000
<i>Sturnus unicolor</i>	23 900 000-30 600 000/23 900 000-30 600 000	-
<i>Sturnus vulgaris</i>	18 300 000-33 500 000/28 800 000-52 400 000	min. 710 000, max. 990 000
<i>Passer montanus</i>	9 890 000-17 400 000/24 000 000-38 200 000	min. 2 000 000, max. 2 800 000
<i>Petronia petronia</i>	1 330 000-2 170 000/2 140 000-4 620 000	-
<i>Carduelis cannabina</i>	13 800 000-19 000 000/17 600 000-31 900 000	min. 85 000, max. 150 000
<i>Emberiza cirius</i>	2 340 000-4 230 000/2 490 000-4 650 000	-
<i>Emberiza citrinella</i>	12 800 000-19 900 000/18 300 000-28 000 000	min. 630 000, max. 855 000
<i>Emberiza hortulana</i>	695 000-1 500 000/3 330 000-7 070 000	-
<i>Emberiza melanocephala</i>	162 000-481 000/2 470 000-8 160 000	-
<i>Miliaria calandra</i>	14 600 000-20 300 000/18 300 000-31 300 000	min. 165 000, max. 225 000
<i>Serinus serinus</i>	20 000 000-28 500 000/20 900 000-31 500 000	min. 160 000, max. 245 000
<b><i>Coturnix coturnix</i></b>	<b>1 270 000-2 980 000/3 320 000-6 720 000</b>	min. 70 000, max. 94 000
<i>Aquila heliaca</i>	190-250/1,300-1,900	min. 70, max. 90

A 2. táblázat folytatása - Table 2 cont.

Faj – Species	Állományméret – Population estimate	
	EU27/EU BirdLife (2015)	HU – MME Nomenclator (2008)
<i>Circus aeruginosus</i>	<b>37 700-87 800/99 300-184 000</b>	min. 5200, max. 6700
<i>Circus pygargus</i>	<b>15 600-21 400/54 500-92 200</b>	min. 170, max. 200
<i>Falco vespertinus</i>	1 800-2 800/30 300-63 400	min. 600, max. 900
<i>Otis tarda</i>	<b>15 100-18 000/17 100-20 800</b>	<b>min. 1200, max. 1300</b>
<i>Asio flammeus</i>	2 200-22 400/54 700-186 000	min. 10, max. 250
<i>Asio otus</i>	115 000-268 000/304 000-776 000	min. 6500, max. 12 000
<i>Coracias garrulus</i>	11 900-22 800/37 700-79 200	min. 600, max. 1000
<i>Carduelis carduelis</i>	23 500 000-32 500 000/27 800 000-42 700 000	min. 690 000, max. 910 000

(valószínűsíthető ez az egység, mivel nem találtam utalást erre vonatkozóan), de az adat a 2008-2012-es időszakra vonatkozik. Ugyanerre az időszakra a BIRDLIFE (2015) 500-609 dürgő kakas egyedet jelöl meg. ALONSO (2014) LÓRÁNT MIKLÓS szóbeli közlésére hivatkozva 1466 példányt közölt.

A réti fülesbagoly esetében a BIRDLIFE (2015) hazai állományméretét 10-80 párra becsülte.

KISS *et al.* (2014) a szalakóta hazai költő populáció nagyságát maximum 1100 párra becsülte.

#### 4. ÖSSZEZÉS

Az agrártájhoz kötődő madárfajok („farmland birds”) elmúlt évtizedekben megfigyelt állománycsökkenését (például SIRIWARDENA *et al.*, 1998; PITKÄNEN & TIAINEN, 2001; DONALD *et al.*, 2006; REIF *et al.*, 2008) az előző adatok is jól alátámasztják. Összegezve az adatbázisok információját (3. táblázat).

3. táblázat: A fajok állományváltozási terndjei az adatbázisok összegzése alapján

Table 3. Summary of population trends based on the used databases

	Csökkenő <i>Decreasing</i>	Növekvő <i>Increasing</i>	Stabil <i>Stable</i>	Bizonytalan <i>Uncertain</i>
EBCC (2012)	22	8	6	3
BIRDLIFE (2015)	22	6	5	–
MME MMM (2015)	13	3	6	7

A BIRDLIFE (2015) és a hazai adatbázis csak a stabil állománymutatóban egyeznek meg (*Upupa epops*). A két külföldi adatbázis 18 csökkenő és 4 növekvő trendű fajban egyezik meg. A két külföldi adatbázis 18 csökkenő trendű fajából 6 faj közös a hazai adatokkal (fél kövérrel szedve). Ezek az alábbiak:

- csökkenő trendű fajok (két külföldi adatbázis): *Alectoris rufa*, ***Perdix perdix***, *Falco tinnunculus*, ***Vanellus vanellus***, *Limosa limosa*, *Streptopelia turtur*, ***Alauda arvensis***, *Melanocorypha calandra*, ***Galerida cristata***, *Anthus pratensis*, *Motacilla flava*,

*Saxicola rubetra*, *Lanius senator*, *Sturnus vulgaris*, *Carduelis cannabina*, *Emberiza citrinella*, *Emberiza hortulana*, *Serinus serinus*.

- növekvő trendű fajok (két külföldi adatbázis): *Ciconia ciconia*, *Circus aeruginosus*, *Galerida theklae*, *Sturnus unicolor*.

A mezei madárfajok állományaiban történt csökkenés okát leginkább a mezőgazdasági művelésben bekövetkezett változásokban látják (például CHAMBERLAIN *et al.*, 2000; DONALD *et al.*, 2006), de nem szabad megfeledkezni egyes fajok (például *Vanellus vanellus*, *Alauda arvensis*, *Streptopelia turtur*) esetében a legális és illegális vadászatról sem (LUTZ, 2006; PETERSEN, 2006; BIRDLIFE, 2015). Emellett az állomány csökkenést befolyásolják a rövid és hosszú távú vonuló madárfajok esetében a telelő területen bekövetkezett változások (például időjárási szélsőségek, élőhelyek eltűnése), amelyeket SANDERSON *et al.* (2006) vizsgálatukban kimutattak, vagy akár a klímaváltozás (ARCHAUX, 2003). A telelő területen végbement agrárintenzifikáció is negatív hatással van a vándorló fajok állományaira (SÖDERSTRÖM *et al.*, 2003).

Természetesen a trendek megállapításához európai szinten megegyező módszertani felmérések szükségesek, amelyek kidolgozása nem egyszerű. Példaként hozható fel a fűrj (*Coturnix coturnix*). Azonkívül ennél a fajnál az ellentmondó adatközlések (PUIGSERVER *et al.*, 2012) miatt is nehéz az elmúlt évtized trendjét megállapítani. Az állománynagyságok esetében azonban láthattuk, hogy egyes adatbázisokban eltérőek is lehetnek a becslések egységei (pár/példány/kakas).

Az elmúlt évtizedben azonban sajnos bebizonyosodott, hogy a mezőgazdasági termelés intenzitása és az élővilág sokfélesége között roppant erős, ráadásul negatív összefüggés áll fenn: minél intenzívebb a termelés, annál szerényebb az élővilág (például KUJAWA, 2002; SARAH *et al.*, 2004; HELM *et al.*, 2006). Mind a hazai (BÁLDI & BATÁRY, 2011), mind az európai élővilág megőrzése érdekében ezért szükséges az EU-s agrárpolitikát újraértelmezni. Nagyon fontos, hogy a közép-európai (nemzetközi fontosságú) agrártájhoz kötődő madárfajok állományait fenntartsuk és a Nyugat-Európában még meglévő élőhelyeket megőrizzük, amihez egy extenzív mezőgazdasági rendszer kidolgozása javasolt.

## IRODALOMJEGYZÉK

- ALFORD, R.A. & RICHARDS, S.J. (1999): Global amphibian declines: a problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* **30**: 133–165.  
<http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.30.1.133>
- ALONSO, J.C. (2014): The Great Bustard: past, present and future of a globally threatened species. *Ornis Hungarica* **22**(2): 1–13. <http://dx.doi.org/10.2478/orhu-2014-0014>
- ANDREASEN, C., STRYHN, H. & STREIBIG, J.C. (1996): Decline of the Flora in Danish Arable Fields. *Journal of Applied Ecology* **33**(3): 619–626. <http://dx.doi.org/10.2307/2404990>
- ANDRÉN, H. (1994): Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos* **71**(3): 355–366.  
<http://dx.doi.org/10.2307/3545823>
- ARCHAUX, F. (2003): Birds and climate change. *Vie et Milieu/Life & Environment* **53**(1): 33–41.
- ÁNGYÁN J., TARDY J. & VAJNÁNÉ–MADARASSY A. (2003). Védett és érzékeny természeti területek mezőgazdálkodásának alapjai. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- BÁLDI A., BATÁRY P. & ERDŐS S. (2005): Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **108**(3): 251–263. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.006>

- BÁLDI A. & FARAGÓ S. (2007): Long-term changes of farmland game populations in a post-socialist country (Hungary). *Agriculture, Ecosystems and Environment* **118**(1-4): 307–311.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.021>
- BÁLDI A. & SZÉP T. (2009): A hazai állatvilág ökológiai állapota és jövője. *Magyar Tudomány* **170**(1): 58–61.
- BÁLDI A. & BATÁRY P. (2011): The past and future of farmland birds in Hungary. *Bird Study* **58**(3): 365–377. <http://dx.doi.org/10.1080/00063657.2011.588685>
- BENTON, T.G., VICKERY, J.A. & WILSON, J.D. (2003): Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* **18**(4): 182–188.  
[http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- BENTON, T.G. (2007): Managing farming's footprint on biodiversity. *Science* **315**(5810): 341–342.  
<http://dx.doi.org/10.1126/science.1137650>
- BERG, A. & PÄRT, T. (1994): Abundance of breeding farmland birds on arable and set-aside fields at forest edges. *Ecography* **17**(2): 147–152. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.1994.tb00087.x>
- BIBBY, C.J. (1994): Recent past and Future Extinctions in Birds. *Philosophical Transactions: Biological Sciences* **344**(1307): 35–40. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.1994.0048>
- BIGNAL, E., JONES, G. & MCCrackEN, D.I. (2001): Comment: future directions in agriculture policy and nature conservation. *British Wildlife* **13**(1): 16–20.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No.12. Cambridge.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2015): European Red List of Birds. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.
- BURGESS, R.L. & SHARPE, D.M. (1981): Forest island dynamics in man-dominated landscapes. Springer, New York.
- CARLSON, R. (1962): Silent Spring. Houghton Mifflin Co., Boston.
- CHAMBERLAIN, D.E. & FULLER, R.J. (2000): Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land-use. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **78**(1):1–17.  
[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00105-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00105-X)
- CHAMBERLAIN, D.E., FULLER, R.J., BUNCE, R.G.H., DUCKWORTH, J.C. & SHRUBB, M. (2000): Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* **37**(5): 771–788.  
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00548.x>
- CERNEL I. (1899): Magyarország madarai. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest.
- DEFRA (2014): Biodiversity 2020: A strategy for England's wildlife and ecosystem services. Indicators. <<http://www.gov.uk/defra>> Letöltés: 2015.06.01.
- DELIS, P.R., MUSHINSKY, H.R. & MCCOY, E.D. (1996): Decline of some west-central Florida anuran populations in response to habitat degradation. *Biodiversity and Conservation* **5**(12): 1579–1595. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00052117>
- DONALD, P.F., GREEN, R.E. & HEATH, M.F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B* **268**(1462): 25–29.  
<http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2000.1325>
- DONALD, P.F., PISANO, G., RAYMENT, M.D. & PAIN, D.J. (2002): The common agricultural policy, EU enlargements and the conservation of Europe's farmland birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **89**(3): 167–182. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00244-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00244-4)
- DONALD, P.F., SANDERSON, F.J., BURFIELD, I.J. & VAN BOMMEL, F.P.J. (2006): Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **116**(3-4):189–196.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.02.007>
- DONÁZAR, J.A., NEGRO, J.J. & HIRALDO, F. (1993): Foraging habitat selection, land-use changes and population decline in the lesser kestrel *Falco naumanni*. *Journal of Applied Ecology* **30**(3): 515–522. <http://dx.doi.org/10.2307/2404191>

- EBCC (2012): European wild bird indicators in 2012. European Bird Census Council. <<http://ebcc.info>> Letöltés: 2015.06.01.
- EUROSTAT (2010): Statistical Office of the European Communities. <<http://epp.eurostat.ec.europa.eu>> Letöltés: 2015.06.01.
- FAOSTAT (2010): Statistics division of the Food and Agriculture Organization of the United Nations. <<http://faostat3.fao.org>> Letöltés: 2015.06.01.
- FARAGÓ, S., DITTRICH, G., HORVÁTH–HANGYA, K., WINKLER, D. (2012): Twenty years of the grey partridge population in the LAJTA Project (Western Hungary). *Animal Biodiversity and Conservation* **35**(2): 311–319.
- FIRBANK, L.G. (2005): Striking a new balance between agricultural production and biodiversity. *Annals of Applied Biology* **146**(2): 163–175.
- FLOWERDEW, J.R. (1997): Mammal biodiversity in agricultural habitats. In: KIRKWOOD, R.C. (szerk.): Biodiversity and Conservation in Agriculture. British Crop Protection Council.
- FULLER, R.J., GREGORY, R.D., GIBBONS, D.W., MARCHANT, J.H., WILSON, J.D., BAILLIE, R. & CARTER, N. (1995): Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conservation Biology* **9**(6): 1425–1441. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.09061425.x>
- GALBRAITH, H. (1988): Effects of agriculture on the breeding ecology of lapwings *Vanellus vanellus*. *Journal of Applied Ecology* **25**(2): 487–503. <http://dx.doi.org/10.2307/2403839>
- GIBBS, J.P. (1998): Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *Landscape Ecology* **13**(4): 263–268. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1008056424692>
- GREGORY, R.D., NOBLE, D.G. & CUSTANCE, J. (2004): The state of play of farmland birds: population trends and conservation status of lowland farmland birds in the United Kingdom. *Ibis* **146**(Suppl. 2): 1–13.
- GREGORY, R.D., VAN STRIEN, A.J., VORISEK, P., GMELIG MEYLING, A.W., NOBLE, D.G., FOPPEN, R.P.B. & GIBBONS, D.W. (2005): Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* **360**(1454): 269–288. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00358.x>
- GROOMBRIDGE, B. (1992): Global Biodiversity: Status of the Earth's Living Resources. A Report Compiled by the World Conservation Monitoring Centre. Chapman & Hall, London.
- HENLE, K., ALARD, D., CLITHEROW, J., COBB, P., FIRBANK, L., KULL, T., MCCracken, D., MORITZ, F., NIEMELÄ, J., REBANE, M., WASCHER, D., WATT, A. & YOUNG, J. (2008): Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe—A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **124**(1-2): 60–71. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2007.09.005>
- HERMAN O. (1901): A madarak hasznáról és káráról. A Magyar Királyi Földművelésügyi Minister Kiadványa, Budapest.
- HORVÁTH M., DEMETER I., FATÉR I., FIRMÁNSZKY G., KLESZÓ A., KOVÁCS A., SZITTA T., TÓTH I., ZALAI T. & BAGYURA J. (2011): Population Dynamics of the Eastern Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) in Hungary between 2001 and 2009. *Acta Zoologica Bulgarica* **Suppl. 3**: 61–70.
- HORVÁTH M., BAGYURA J., DEÁK G., FATÉR I., FIRMÁNSZKY G., JUHÁSZ T., KLÉBERT A., PONGRÁCZ Á., PROMMER M., SZELÉNYI B. & VÁCZI M. (2015): A Parlagi sas-védelmi és Mérgezés-Megelőzési Munkacsoportok 2013. évi beszámolója. *Heliaca* **11**: 6–9.
- KISS O. & TOKODY B. (2010): A szalakóta helyzete és védelmi intézkedések összefoglalása a Dél-Alföldön. *Heliaca* **8**: 108–111.
- KISS O., ELEK Z. & MOSKÁT CS. (2014): High breeding performance of European Rollers *Coracias garrulus* in heterogeneous farmland habitat in southern Hungary. *Bird Study* **61**(4): 496–505. <http://dx.doi.org/10.1080/00063657.2014.969191>
- KLEIJN, D. & SUTHERLAND, W.J. (2003). How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* **40**(6): 947–969. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00868.x>



- KLEIJN, D., BERENDSE, F., SMIT, R., GILISSEN, N., SMIT, J., BRAK, B. & GROENEVELD, R. (2004): Ecological effectiveness of agri-environmental schemes in different agricultural landscapes in The Netherlands. *Conservation Biology* **18**(3): 775–786.  
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00550.x>
- KLEIJN, D. & BÁLDI A. (2005): Effects of set-aside land on farmland biodiversity: comments on Van Buskirk and Willi. *Conservation Biology* **19**(3): 963–966.  
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00603.x>
- KOVÁCS A., BAROV, B., ORHUN, C. & GALLO-ORSI, U. (2008): International Species Action Plan for the European Roller *Coracias garrulus garrulus*.
- KUJAWA, K. (2002): Population density and species composition changes for breeding bird species in farmland woodlots in western Poland between 1964 and 1994. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **91**(1-3): 261–271. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00221-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00221-3)
- KREBS, J.R., WILSON, J.D., BRADBURY, R.B. & SIRIWARDENA, G.M. (1999): The second silent spring? *Nature* **400**: 611–612. <http://dx.doi.org/10.1038/23127>
- LÁJER K. (1994): Gondolatok a természetvédelem biológiájáról. *Természet világa* **125**(7): 290–293.
- LIIRA, J., AAVIK, T., PARREST, O. & ZOBEL, M. (2008): Agricultural sector, rural environment and biodiversity in the central and eastern European EU member states. *Acta Geographica Debrecina Landscape & Environment* **2**(1): 46–64.
- LUTZ, M. (2006): European Union Management Plan 2007–2009, Turtle dove, *Streptopelia turtur*. European Commission, Brussels.
- MME MONITORING KÖZPONT (2015): Mindennapi Madaraink Monitoring program (MME MMM). <<http://mmm.mme.hu>> Letöltés: 2015.06.01.
- MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008): Magyarország madarainak névjegyzéke. Nomenclator avium Hungariae. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- NAGY SZ. (2009): International single species action plan for the Western Palearctic population of Great Bustard *Otis tarda tarda*.
- NEWTON, I. (2004): The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* **164**(4): 579–600.  
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00375.x>
- PAIN, D.J., HILL, D.A. & MCCRACKEN, D.I. (1997): Impact of agricultural intensification of pastoral systems on the bird distributions in Britain 1970-1990. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **64**(1): 19–32. [http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(96\)01126-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(96)01126-7)
- PALATITZ P., FEHÉRVÁRI P., SOLT SZ. & BAROV, B. (2009): European Species Action Plan for the Red-footed Falcon *Falco vespertinus*.
- PALATITZ P., SOLT SZ., HORVÁTH É., FEHÉRVÁRI P., KOTYMÁN L. & PIROSS I. S. (2015): A Kékvércse-védelmi Munkacsoport 2013. évi beszámolója. *Heliaca* **11**: 10–17.
- PEACH, W. J., LOVETT, L. J., WOTTON, S. R. & JEFFS, C. (2001): Countryside stewardship delivers ciril buntings (*Emberiza cirilus*) in Devon, UK. *Biological Conservation* **101**(3): 361–373.  
[http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00083-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00083-0)
- PECHMANN, J.H.K., SCOTT, R.D., SEMLITSCH, R.D., CALDWELL, J.P., VITT, L.J. & GIBBONS, J.W. (1991): Declining amphibian populations: the problem of separating human impacts from natural fluctuations. *Science* **253**: 892–985. <http://dx.doi.org/10.1126/science.253.5022.892>
- PERENNOU, C. (2009): European Union Management Plan 2009–2011, Common Quail, *Coturnix coturnix*. European Commission, Brussels.
- PETERSEN, B.S. (2006): European Union Management Plan 2007–2009, Skylark, *Alauda arvensis*. European Commission, Brussels.
- PETERSEN, B.S. (2009): European Union Management Plan 2009–2011, Lapwing, *Vanellus vanellus*. European Commission, Brussels.
- PICKETT, S.T.A. & THOMPSON, J.H. (1978): Patch dynamics and the design of nature reserves. *Biological Conservation* **13**(1): 27–37. [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(78\)90016-2](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(78)90016-2)
- POTTS, G.R. (1970): Recent changes in the farmland fauna with special reference to the decline of the grey partridge (*Perdix perdix*). *Bird Study* **17**(2): 145–166.

- POTTS, G.R. (1986): The Partridge. Pesticides, predation and conservation. Collins, London.
- POTTS, G.R. (1991): The environmental and ecological importance of cereal fields. *In*: FIRBANK, L.G., CARTER, N., DARBYSHIRE, J.F. & POTTS, G.R. (szerk.): The Ecology of Temperate Cereal Fields. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- POTTS, G.R. (1997): Cereal farming, pesticides and grey partridges. *In*: PAIN, D. & PIENKOWSKI, M. (szerk.): Farming and Birds in Europe. Academic Press, London.
- PITKÄNEN, M. & TIAINEN, J. (2001): Biodiversity of agricultural landscapes in Finland. BirdLife Finland, Conservation Series No.3. Helsinki.
- PUIGSERVER, M., SARDÀ-PALOMERA, F. & RODRÍGUEZ-TEIJEIRO, J.D. (2012): Determining population trends and conservation status of the Common Quail (*Coturnix coturnix*) in Western Europe. *Animal Biodiversity and Conservation* **35**(2): 343–352.
- REIDSMA, P., TEKELENBURG, T., VAN DEN BERG, M. & ALKEMADE, R. (2006): Impacts of land-use change on biodiversity: an assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **114**(1): 86–102.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.026>
- REIF, J., VORIŠEK, P., STASTNY, K., BEJCEK, V. & PETR, J. (2008): Agricultural intensification and farmland birds: new insights from a central European country. *Ibis* **150**(3): 596–605.  
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919X.2008.00829.x>
- ROBINSON, R.A. & SUTHERLAND, W.J. (2002): Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* **39**(2): 157–176.  
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x>
- SANDERSON, F.J., DONALD, P.F., PAIN, D.J., BURFIELD, I.J. & VAN BOMMEL, F.P.J. (2006): Long-term population declines in Afro–Palearctic migrant birds. *Biological Conservation* **131**(1): 93–  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2006.02.008>
- SANDERSON, F.J., KUCHARZ, M., JOBDA, M. & DONALD, P.F. (2013): Impacts of agricultural intensification and abandonment on farmland birds in Poland following EU accession. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **168**: 16–24.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.01.015>
- SARAH, E.A., DURRELL, L.V. & CLARKE, R.T. (2004): The buffer effect of non-breeding birds and the timing of farmland bird declines. *Biological Conservation* **120**(3): 375–382.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.009>
- SCHLÄPFER, A. (1988): Populationsökologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in der intensiv genutzten Agrarlandschaft. *Ornithologischer Beobachter* **85**(4): 309–371.
- SCHNEIDER, R.R. & YODZIS, P. (1994): Extinction Dynamics in the American Marten (*Martes americana*). *Conservation Biology* **8**(4): 1058–1068.  
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08041058.x>
- SIRIWARDENA, G.M., BAILLIE, S., BUCKLAND, S., FEWSTER, R., MARCHANT, J. & WILSON J. (1998): Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. *Journal of Applied Ecology* **35**(1): 24–43.  
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.00275.x>
- SISK, T.D., LAUNER, A.E., SWITKY, K.R. & EHRLICH, P.R. (1994): Identifying Extinction Threats. *Bioscience* **44**(9): 592–604. 10.2307/1312459
- SMITH, F.D., MAY, R.M., PELLEW, R., JOHNSON, T.H. & WALTER, K.R. (1993): How much do we know about the current extinction rate? *Trends in Ecology & Evolution* **8**(10): 375–378.  
[http://dx.doi.org/10.1016/0169-5347\(93\)90223-C](http://dx.doi.org/10.1016/0169-5347(93)90223-C)
- SOTHERTON, N.W. & SELF, M. J. (2000): Changes in plant and arthropod biodiversity on lowland farmland: an overview. *In*: AEBISCHER, N. J., EVANS, A.D., GRICE, P.V. & VICKERY, J.A. (szerk.): Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds. British Ornithologists' Union, Tring.
- SÖDERSTRÖM, B., KIEMA, S. & REID, R.S. (2003): Intensified agricultural land-use and bird conservation in Burkina Faso. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **99**(1-3): 113–124.  
[http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00144-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00144-0)

- STANDOVÁR T. & PRIMACK, R.B. (2001): A természetvédelmi biológia alapjai. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- STJERNMAN, M., GREEN, M., LINDSTRÖM, Å., OLSSON, O., OTTVALL, R. & SMITH, H.G. (2013): Habitat-specific bird trends and their effect on the Farmland Bird Index. *Ecological Indicators* **24**: 382–391. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.07.016>
- STOATE, C., BOATMAN, N.D. BORRALHO, R.J., RIO CARVALHO, C., DE SNOO, G.R. & EDEN, P. (2001): Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* **63**(4): 337–365. <http://dx.doi.org/10.1006/jema.2001.0473>
- SUTHERLAND, W. J. (2002): Openness in management. *Nature* **418**: 834–835. <http://dx.doi.org/10.1038/418834a>
- SVENNING, J.C. (2002): A review of natural vegetation openness in north-western Europe. *Biological Conservation* **104**(2): 133–148. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00162-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00162-8)
- SVENSSON, S. (1995): Monitoring Population Trends of Birds. The 1995 report. University of Lund.
- SZÉP T., NAGY K., NAGY ZS. & HALMOS G. (2012): Population trends of common breeding and wintering birds in Hungary, decline of long-distance migrant and farmland birds during 1999–2012. *Ornis Hungarica* **20**(2): 13–63. <http://dx.doi.org/10.2478/orhu-2013-0007>
- THOMAS, J.A. & MORRIS, M.G. (1994): Patterns, mechanisms and rates of extinction among invertebrates in the United Kingdom. *Philosophical Transactions of The Royal Society B: Biological Sciences* **344**(1307): 47–54. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.1994.0050>
- THOMAS, J. A., TELFER, M.G., ROY, D.B., PRESTON, C.D., GREENWOOD, J.J.D., ASHER, J., FOX, R., CLARKE, R.T. & LAWTON, J.H. (2004): Comparative Losses of British Butterflies, Birds and Plants and the Global Extinction Crisis. *Science* **303**(5665): 1879–1881. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1095046>
- TILMAN, D., FARGIONE, J., WOLFF, B., D'ANTONIO, C., DOBSON, A., HOWARTH, R., SCHINDLER, D., SCHLESINGER, W.H., SIMBERLOFF, D. & SWACKHAMER, D. (2001): Forecasting agriculturally driven global environment change. *Science* **292**(5515): 281–284. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1057544>
- TILMAN, D., CASSMAN, K.G., MATSON, P.A., NAYLOR, R. & POLASKY, S. (2002): Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature* **418**: 671–677. <http://dx.doi.org/10.1038/nature01014>
- TRYJANOWSKI, P., HARTEL, T., BÁLDI, A., SZYMAŃSKI, P., TOBOLKA, M., HERZON, I., GOŁAWSKI, A., KONVIČKA, M., HROMADA, M., JERZAK, L., KUJAWA, K., LENDA, M., ORŁOWSKI, G., PANEK, M., SKÓRKA, P., SPARKS, T., TWOREK, S., WUCZYŃSKI, A. & ŽMIHORSKI, M. (2011): Conservation of farmland birds faces different challenges in Western and Central-Eastern Europe. *Acta Ornithologica* **46**(1): 1–12. <http://dx.doi.org/10.3161/000164511X589857>
- TSCHARNTKE, T., KLEIN, A.M., KRUESS, A., STEFFAN-DEWENTER, I. & THIES, C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters* **8**(8): 857–874. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- TUCKER, G.M. & HEATH, M.F. (1994): Birds in Europe: their conservation status. BirdLife International, Conservation Series No. 3, Cambridge.
- VAN STRIEN, A., PANNEKOEK, J. & GIBBONS, D.W. (2001): Indexing European bird population trends using results of national monitoring schemes: a trial of a new method. *Bird Study* **48**(2): 200–213. <http://dx.doi.org/10.1080/00063650109461219>
- VERA, F.W.M. (2000): Grazing Ecology and Forest History. CABI Publishing, Wallingford.
- VERHULST, J., BÁLDI A. & KLEIJN, D. (2004): The relation between land-use intensity and species-richness and abundance of birds in Hungary. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **104**(3): 465–473. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.043>
- WILCOX, B.A. & MURPHY, D.D. (1985): Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist* **125**(6): 879–887. <http://dx.doi.org/10.1086/284386>
- WILSON, J.D., WHITTINGHAM, M.J. & BRADBURY, R.B. (2005): The management of crop structure: a general approach to reversing the impacts of agricultural intensification on birds? *Ibis* **147**(3): 453–463. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919x.2005.00440.x>

- WINKLER D. & FARAGÓ S. (2011): Különböző agrárhabitatok fészkelő énekesmadár-közösségeinek vizsgálata a LAJTA Project területén. *Ornis Hungarica* **19**: 183.
- WRETENBERG, J., LINDSTRÖM, A., SVENSSON, S., THIERFELDER, T. & PART, T. (2006): Population trends of farmland birds in Sweden and England: similar trends but different patterns of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology* **43**(6): 1110–1120.  
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01216.x>
- WRIGHT, H.E. (1974): Landscape development, forest fire and wilderness management. *Science* **186**(4163): 487–495. <http://dx.doi.org/10.1126/science.186.4163.487>

## AZ ÜRGE [*Spermophilus citellus* (LINNAEUS, 1766)] TÁPLÁLÉKNÖVÉNYEI, MINT POTENCIÁLIS ELTERJEDÉSI TÉNYEZŐK, ÖKOLÓGIAI ÉRTÉKELÉSÜK ALAPJÁN

Győri-Koósz Barbara & Faragó Sándor

Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet  
University of Sopron, Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology  
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs u. 4., Hungary  
e-mail: gyorikoosz@gmail.com; farago.sandor@uni-sopron.hu

### ABSTRACT

GYŐRI-KOÓSZ B. & FARAGÓ S.: FOODPLANTS AS POTENTIAL DISTRIBUTION FACTORS OF THE EUROPEAN GROUND SQUIRREL [*Spermophilus citellus* (LINNAEUS, 1766)] BASED ON ECOLOGICAL EVALUATIONS. *Hungarian Small Game Bulletin* 13: 161–175. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2017.161>

European ground squirrels in Hungary mostly inhabit dry and less productive grasslands. The investigated 17 sites in Hungary were Pannonic sandy grasslands in natural or semi-natural (partly degraded) conditions. Composition of a local vegetation is characterized by geographic exposure, climate and management: grazing or mowing. Beside diet analysis of the animals, to reveal the demands of each plant species (especially foodplants) was informative. As a result of designation, species were connected to calcareous or neutral soils (R values), coenosystematic associations were diverse but dominated by fescue (*Festuca*), fescue and brome (*Bromus*). Dividing to floristic elements 43% of the main foodplants had wider - Eurasian, Eurasian-mediterranean - distribution area, and 33% belonged to endemic Pontus or European mediterranean flora. In point of Raunkiaer life forms 75% of the species were hemikriptophytes and perennials, but their numbers declined in arid periods. In present thermoclima categories (T values) most plants belonged to continental and submediterranean deciduous forest belt, thus without active management (mowing and grazing) several grasslands would turn into forests. According to the water balance (W values) and nitrogen reactions (NB), more than half of the plants connected to dryer and less productive habitats while the other preferred foodspecies were sensitive to annual precipitation. Considering the conservation value categories (CVC) beside few protected species high ratios of accompanying species and disturbance tolerants were found. In social behaviour types (SBT) ground squirrels mostly fed on natural disturbance tolerants and generalists while avoided weeds.

Summary, the distribution area of the foodplant species constrict moderately the area of the European ground squirrels, meanwhile arid periods and degradation of grasslands narrow the foodscale.

**KULCSZAVAK:** növényevő, éttrend, ökológiai indikátorok, természetvédelem

**KEY WORDS:** herbivour, diet, ecological indicators, conservation

### 1. BEVEZETÉS

A mintegy száz éve még közönséges ürge [*Spermophilus citellus* (LINNAEUS, 1766)] előfordulása (LOVASSY, 1927) sajnos ma már egyáltalán nem közönséges. Csak az utóbbi évtizedekben egész elterjedési területén, becslések szerint mintegy 30%-os csökkenés tapasztalható, ezért az IUCN (International Union for Conservation of Nature) 1996-tól sérülékeny (vulnerable) kategóriába sorolta. 2004-től európai közösségi jelentőségű - Natura 2000 - jelölő faj, 2012. október 1-től pedig hazánkban a fokozottan védett állatok közé került.

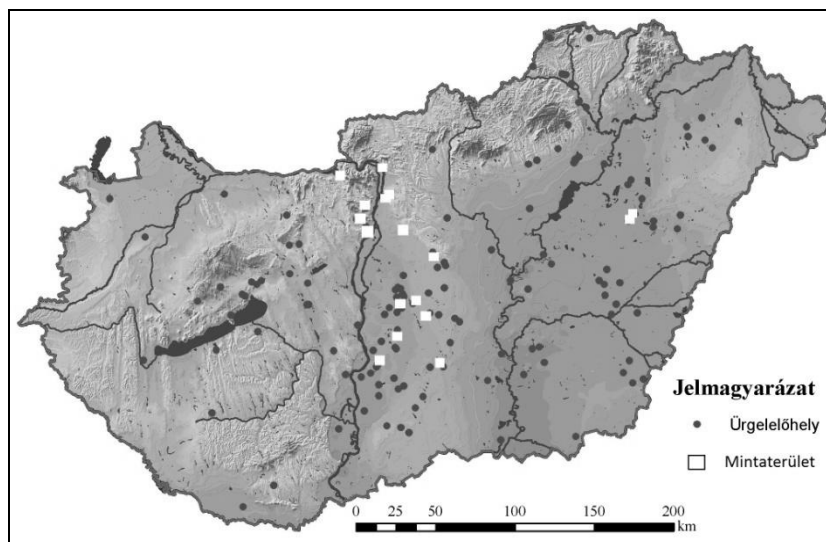
Az eddig viszonylag stabil hazai állományban is már egyértelműen kimutatható a csökkenés az évenkénti országos monitoring eredmények alapján (VÁCZI szóbeli közl.).

Az ürge általában sík és dombvidéken él, a szárazabb homokos vagy vályog talajú rövidfűvű puszták, legelők és kaszálók nappali állata. A hagyományos állattartás visszaszorulásával és az intenzív szántóművelésbe vont területek mellett megmaradt, jelenlegi gyepeink talajaira általánosan jellemző a szerény tápanyag szolgáltató képesség, a rossz víz- és levegőgazdálkodás. A kiszáradási folyamatot az utóbbi évtizedekben egyre gyakoribbá váló aszályos évek hatása is erősíti (LÁNG, 1992), különösen a kedvezőtlen vízgazdálkodású talajokon. Élőhelytípus szerint az ürge sztyeppfaj, külföldi és hazai megfigyelések szerint is a nyílt, rövidfűvű területeket kedveli (NOWAK, 1999; KRYSTUFEK, 1993; KIS *et al.*, 1998). Ausztriában a botanikus KERNER (1888) kimutatta, hogy a közönséges ürge előfordulása szigorúan az ún. pontuszi flórához, a délkelet-európai-előázsiai növényvilághoz van kötve.

## 2. ANYAG ÉS MÓDSZER

### 2.1. A VIZSGÁLT TERÜLETEK

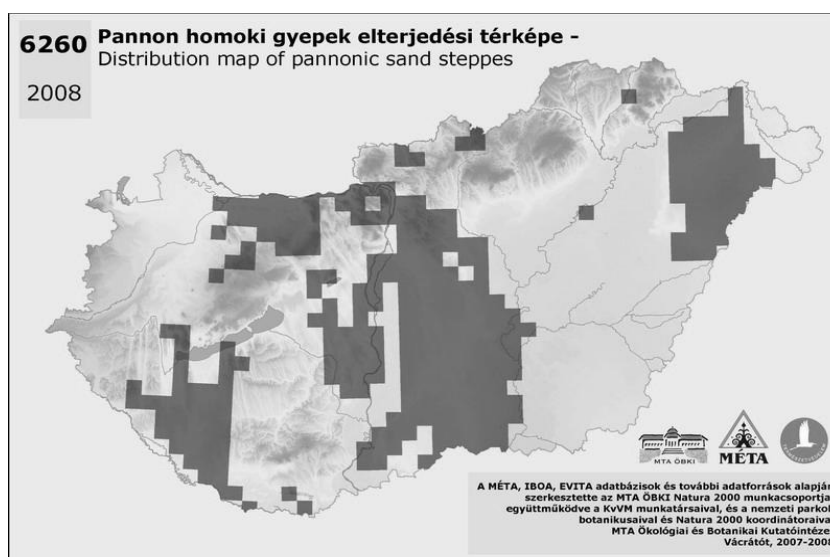
Az ürgék tápláléknövényeinek jelenlegi, inkább növénytani, ökológiai jellegű értékelése a korábbi táplálékválasztási vizsgálatokhoz kapcsolódik (GYŐRI-KOÓSZ *et al.*, 2013; GYŐRI-KOÓSZ, 2015), ezek során olyan területeket kerestem, amelyek Magyarországon az ürge, mint sztyeppfaj tipikus élőhelyei közé tartoznak. 1. Budaörsi-repülőtér, 2. Dunakeszi Lóversenypálya, 3. Budakeszi, Farkashegyi-repülőtér, 4. Esztergom, repülőtér, 5. Hajdúszoboszló, repülőtér (B), 6. Pesthidegkút, Vitorlázó-repülőtér, 7. Vecsés, Ferihegy 2. taxis parkoló, 8. Solt-Újsolt, birkalegelő, 9. Kunszentmiklós, Ordasi-hodály, 10. Hajdúszoboszló, repülőtér (A), 11. Dunakeszi, repülőtér, 12. Tahitótfalu, legelő, 13. Bugac, Öttömösi legelő, 14. Dánszentmiklós, marhalegelő, 15. Kunpeszér, Gulya-kút, 16. Kunpeszér, Dög-völgy, 17. Szabadszállás, közlegelő.



**1. térkép: Az országosan monitorozott ürgeelőhelyek (Váczki 2005) és a mintaterületek térképe**  
 Map 1: Countrywide monitored ground squirrel habitats (dark spots) and the sampling sites (white squares)



Az összesen 17 vizsgálati terület elsősorban a zártabb pannon homoki gyepek természetes vagy részben degradált típusaiba sorolhatók, ennek az élőhelytípusnak az elterjedési térképe jelentős részben átfed a hazai ürgeállomány elterjedésével (**1. és 2. térkép**). Ezen belül is a legnagyobb elterjedési terület a Duna-menti és a Duna-Tisza-közi homokvidék, ahol kutatási területeim súlypontja is található. Az ország területi átlagához képest több napsütés, a gyérből növényzet miatt nagyobb napi és éves hőingás, gyakoribb aszályos időszakok jellemzők.



**2. térkép:** A pannon homoki gyepek (Natura 2000 jelölő élőhelyek) elterjedési térképe

*Map 2: Distribution map of Pannonian sandy grasslands (Natura 2000 designation habitat type)*

A Natura 2000 terület természetvédelmi célkitűzése az azon található, a kijelölés alapjául szolgáló közösségi jelentőségű fajok és élőhelytípusok kedvező természetvédelmi helyzetének megőrzése, fenntartása, helyreállítása, valamint a Natura 2000 területek lehatárolásának alapjául szolgáló természeti állapot, illetve a fenntartó gazdálkodás feltételeinek biztosítása. Az elsősorban vegetációtípus miatt kijelölt élőhelyek nemritkán egybeesnek az ürgek élőhelyével, de tekintettel arra, hogy az ürge is a Natura 2000 jelölő fajok listáján szerepel, számos terület (pl. füves repülőterek) e faj jelenléte miatt került be a Natura 2000 hálózatba.

A megfelelően kezelt homoki legelők a hozzájuk kapcsolódó hagyományos állattartással jelentenek természetvédelmi értéket. Bár ritkaságokat, védett fajokat kevés esetben tartalmaznak, mégis sok, a természetes jellegű társulásokra jellemző fajnak kínálnak élőhelyet (pl.: az ürgeknek is), és így összehasonlíthatatlanul értékesebbek, mint egy vetett és intenzívebb gazdálkodásba vont fajszegény gyepek. A helyi mikrodomborzati viszonyok, valamint a talajvízjárás szerint több növénytársulás mozaikja között az ürgek elsősorban a talajvízszinttől távolabbi biztonságos, magasabb térszíneket – lösz- és homokhátságok, dombokat, buckákat és útmenti töltéseket – népesítik be, ahol egyben jellemzően a szárazságtűrő lágyszárú növények társulásai élnek. Hagyományosan az időszakosan megemelkedő talajvíz, belvíz ellen védekezésül a tanyákat és istállókat, utakat is ilyen helyekre építették, ezért az ürgek nemritkán bolygatott területekkel határosak, ami a vegetáció összetételét is befolyásolja: gyomfajok, zavarástűrő fajok magasabb számban jelenhetnek meg.

## 2.2. A VIZSGÁLATI MÓDSZEREK

A tápláléknövények meghatározásához ürge hulladékgyűjtést végeztünk 2001. augusztus második felében 15 területről, 2012-ben áprilisban és júniusban, 2013-ban áprilisban és augusztusban 9 területről. Összesen 17 mintaterületen vizsgáltuk meg a vadon élő ürgék éntrendjét, amelyhez valamennyi ürgepopulációból 10 db független egyedről származó hulladékot gyűjtöttünk szezonálisan. A laboratóriumi feldolgozás során mikroszöveti hullatékanalízist használtunk (MÁTRAI *et al.*, 1986; MÁTRAI & KATONA, 2004; GYŐRI-KOÓSZ *et al.*, 2013).

A mintaterületek vegetációjának felmérése A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó rendszerben is használt (TÖRÖK, 2010) kvadrát-módszer alkalmazásával (WEAVER, 1918; BALÁZS, 1949), helyszínenként 5 db  $1 \times 1$  méteres kvadrát felvételével történt, hogy jó közelítésű képet kaphassunk a növényzet, mint táplálékkínálat összetételéről. Az ürge mozgáskörzete viszonylag kicsi (TURRINI *et al.*, 2008), így a vegetációs borítás becsléséhez felvett kvadrátok méretét a területek aránylag homogén cönológiai jellegét is figyelembe véve megfelelőnek tűnt (MATUS & TÓTHMÉRÉS, 1990, 2001; ÓNODI *et al.*, 2008). Azt, hogy a statisztikailag már kielégítő területenkénti 5db kvadrát botanikailag is elfogadhatóan reprezentálja-e az adott gyepeket, a vizsgálatok folyamán kvadrátszám-tesztel (5-16 db) ellenőriztük, azonban a jellemző táplálékfajok aránya kvadrátszám növelésével nem változott szignifikánsan.

A kvadrátokban az összes megtalált növényfajt meghatároztuk (SIMON, 1992, KIRÁLY *et al.*, 2011), majd megállapítottuk az egyes fajok kvadrátokban mért borítását. Ennek során azt vizsgáltuk, hogy az adott faj vagy fajcsoport által lefedett talajfelszín a kvadrát mekkora hányadát teszi ki (0-100 % közötti érték). A kvadrátokon kívül helyszíni bejárással egészítettük ki a területek teljes növényfaj listáját. Az egyes ürgeélőhelyeken kiválasztott mintaterület az országos monitoring területek figyelembevételével történt. A botanikai mintavételezést szemiszisztematikus módon – szabályos blokkok mentén véletlenszerű kijelöléssel (PODANI, 1997) végeztem. A helyi terepi adottságok lehetőségei szerint kimértem egy  $50 \text{ m} \times 200 \text{ m}$ -es téglalap alakú területet, ennek egyik hosszanti átlója mentén 25 méterenként megállva a legközelebbi ürgelyuk véletlenszerű oldalán vettem fel az egyes kvadrátokat. Hasonlóan a kvadrát-tesztel során ugyanezen téglalapban a hosszanti oldalakkal párhuzamos két transzekt mentén vettem fel 8-8, összesen 16 db kvadrátot. A szisztematikus mintavétel egyenletes elrendeződést biztosít folytonos esetben, pl. egy transzekt mentén (téglalap átlója), a mintavételi intervallum (spacing) nagysága pedig egy k egész szám: 25 méterenként egy ponthoz rögzített. A mintavétel random jellegét az egyes fix pontokhoz legközelebbi ürgelyuk véletlenszerű oldalán felvett kvadrát adta. A kezdő mintavételi egységet szintén véletlenszerűen jelöltem ki (az első ürgelyuk a transzekt mentén). Az ürgelyukak felmérésekor csak a nyomok alapján ténylegesen használatban lévő, lakott üregek bejáratait vettem figyelembe. A botanikai mintaterület lehatárolása során elkerültem az olyan koncentrált gyomtársulásokat, mint a juhodály előtti állás, repülőtéri jelzőcsíkok menti ruderaliák, továbbá a más társulással érintkező szegélyeket, útszéleket. Ezen fajok egyes esetekben hatással lehetnek ugyan a területenként összesített fajszámra, azonban a kvadrátokban jellemzően 1% feletti borítással a gyakoribb fajok jelentek meg. A későbbi hullatékkelemzéshez szükséges szöveti határozáshoz minden (elsősorban a kvadrátokban) megtalált növényfajból begyűjtöttünk egy-egy példányt, melyeket papírok között szárítva - préselve, majd herbáriumi füzetbe ragasztva terület és faj névvel beazonosítva tároltam a referenciaminták elkészítéséig.

A felmérések során megtalált valamennyi, 1% borítás feletti növényfajt ökológiai, cönoszisztematikai elemzésnek vetettük alá SIMON (1992) és kiegészítve KIRÁLY *et al.* (2011)



szerint. A nitrogén-igény valamint a szociális magatartás típusok szerint is jellemeztük a fajokat BORHIDI (1993) besorolása alapján.

### 3. EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁS

Valamennyi mintaterületet beleszámolva az azonosított fajok száma összesen: 74, ebből táplálékban (hullatékából) kimutatott: 37 faj volt.

A nagyobb fajszám és ökológiai mutatókban is megjelenő szórás oka elsősorban a területi különbségek illetve helyi hatások. A területek többsége alföldi (Duna-völgyi, Duna-Tisza közti) meszes homokon, illetve a dombvidéki kaszált repterek bázikus, agyagos talajon helyezkedik el. Egyrészt a kezelés típusa szerint is eltérő számban megjelenő, másrészt az ürgeélőhelyekkel érintkező szomszédos társulásokból áttelepült fajok (erdőszegélyek, cserjések, talajvízzel időszakosan borított laposok nedvesebb társulásai) is mérsékelten befolyásolhatják. Egyik vizsgálati területünk pedig feltöltött kavicsos-homokos talajon kialakult edafikus társulás volt. Mindamelllett a vizsgált területek vegetációelemei alapján jól kirajzolhatók a magyarországi ürgeélőhelyekre jellemző klimatikus, vízháztartási, talajtani, cönotaxonómiai és természetvédelmi kategóriák.

Az **1. táblázatban** használt flóraelem-rövidítések és magyarázatuk: afr (afrikai), atl (atlanti), cirk (cirkumpoláris), med (mediterrán), end (endemikus), eu (európai), euá (eurázsiai), szmed (szubmediterrán), K (kelet), kont (kontinentális), kozm (kozmpolita), köz (közép-), pann (pannon), pont (pontuszi), szarm (szarmata), szib (szibériai).

Flora elements abbreviations in the Table1: afr (african), atl (atlantic), cirk (circumpolar), med (mediterranean), end (endemic), eu (European), euá (Eurasian), szmed (submediterranean), K (eastern), kont (continental), kozm (cosmopolitan), köz (central), pann (Pannonic), pont (Pontusian), szarm (Sarmatian), szib (Siberian).

Cönotaxon rövidítések és magyarázatuk: Arrh.etea (*Arrhenatheretea*), Arrh.lia (*Arrhenatheretalia*), Brom.lia (*Brometalia*), Chen.etea (*Chenopodietea*), Coryn.lia (*Corynephoretalia*), Cyn.-F.ion (*Cynodonto-Festucion*), F.- Brometea (*Festuco-Brometea*), F.ion ps. (*Festucion pseudovinae*), F.ion rup. (*Festucion rupicola*), F.ion vag. (*Festucion vaginatae*), F.lia vag. (*Festucetalia vaginatae*), F.lia val. (*Festucetalia valesiaceae*), Mol.lia (*Molinietalia*), Mol.-Juncetea (*Molinio-Juncetea*), Onop.lia (*Onopordetalia*), Q.etea p.p. (*Quercetea pubescenti-petraeae*), Sec.etea (*Secalietea*), Sesl.-F.ion (*Seslerio-Festucion pallentis*).

Coenotaxonomic abbreviations are the same in English (scientific names).

Raunkiaer-féle életformák rövidítései: Ch (Chamaephyta), He (Hemikryptophyta), Ge (Geophyta), HT (Hemitherophyta), Th (Therophyta).

Raunkiaer Life forms abbreviations: Ch (Chamaephytes), He (Hemikryptophytes), Ge (Geophytes), HT (Hemitherophytes), Th (Therophytes).

Ökológiai mutatók: T – hőklíma, hőháztartás alapján: 0 (nem jellemző), 5 (lomberdő klíma), 6 (szubmediterrán lomberdő), 7 (mediterrán, atlanti örökzöld erdő), a (atlantikus), k (kontinentális); W – vízháztartás értékei: 1 (igen száraz), 2 (száraz), 3 (mérsékelten száraz), 4 (mérsékelten üde), 5 (üde), 6 (mérsékelten nedves); R – talajreakció értékek: 0 (nem jellemző), 2 (gyengén savanyú), 3 (közel semleges), 4 (enyhén meszes), 5 (meszes, bázikus).

Ecological indicators: T – thermoclimatic values: 0 (non-characteristic), 5 (deciduous forest climate), 6 (submediterranean deciduous forest), 7 (mediterranean, atlantic evergreen forest), a (atlantic), k (continental); W values (humidity): 1 (very dry), 2 (dry), 3 (moderately dry), 4 (moderately humid), 5 (humid), 6 (moderately wet); R – values (soil reactions): 0 (non-characteristic), 2 (mildly acidous), 3 (close to neutralköznel), 4 (mildly calcareous), 5 (calcareous, basic).

**Természetvédelmi érték kategóriák (TVK):** E (társulásalkotó faj), G (gazdasági növény), GY (gyomfaj), K (kísérő faj), KV (fokozottan védett faj), TP (pionír faj), TZ (zavarástűrő faj). **Conservation values categories (CVC):** E (association creator), G (cultivated plant), GY (weed), K (escort species), KV (protected species), TP (pioneer species), TZ (disturbance tolerant).

**A nitrogén-igény (NI) relatív értékszámai:** 1 (szélsőségesen tápanyagszegény helyek), 2 (erősen tápanyagszegény), 3 (mérsékelt oligotróf termőhelyek), 4 (szubmezo-oligotróf termőhelyek), 5 (mezotróf termőhelyek), 6 (mérsékelt tápanyag-gazdag), 7 (tápanyagban gazdag), 8 (trágyázott talajok N-jelző növényei).

**Nitrogen reactions (NB) relative values:** 1 (extremely poor in N), 2 (very poor in N), 3 (moderately oligotrophic production site), 4 (submesotrophic production site), 5 (mesotrophic production site), 6 (moderately nutrient rich), 7 (rich in mineral N), 8 (plants of fertilised soils).

**Szociális magatartási típusok (SZMT):** S (specialisták), C (kompetitor fajok), G (generalisták), NP (természetes pionír növények), DT (zavarástűrő természetes növényfajok), W (természetes gyomfajok), I (meghonosított idegen fajok), RC (ruderalis kompetitorok).

**Social types of behaviour (STB):** S (specialists), C (competitors), G (generalists), NP (natural pioneer plants), DT (natural disturbant tolerants), W (natural weeds), I (introduced alien species), RC (ruderal competitors).

### 1. táblázat: A fajok cönosziszematikai értékelése (a szürke sáv a tápláléknövényeket jelöli)

Table 1: Coenosystematic evaluations of the plant species (grey zones mark the foodplants)

Fajok Species	Flóraelem Flora element	Cönotaxon Coenotaxon	Életforma Life form	T T	W W	R R	TVK CVC	NI NB	SZMT STB
<i>Achillea collina</i>	K-köz-eu	F.-Brometea	He	5k	2	0	TZ	2	DT
<i>Achillea millefolium</i>	kozm	Arrh.etea	He	5k	5	0	TZ	5	DT
<i>Achillea ochroleuca</i>	pont.pann	F.ion vag.	He	5k	2	4	KV	1	S
<i>Agropyron/Elymus repens</i>	cirk	F. Brometea	Ge	5	3	0	GY	7	RC
<i>Anchusa officinalis</i>	eu-(med)	Chen.etea	HT(He)	6a	3	3	GY	5	DT
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	euszib-(med)	Q.etea p.p.	He	5	5	4	K	4	G
<i>Astragalus onobrychis</i>	euá-med-kont	F.lia val.	He	6k	2	4	K	4	G
<i>Botriochloa ischaemum</i>	D-euá	F. Brometea	He	7	2	0	TZ	3	DT
<i>Bromus mollis</i>	kozm	F-brometea & Arrh.etea	HT	5	3	0	TZ	5	DT
<i>Carduus acanthoides</i>	eu-(med)	Chen.etea	HT	6a	3	0	GY	8	W
<i>Carduus nutans</i>	euá-(med)	Onop.lia	HT	5a	2	3	GY	6	DT
<i>Carex stenophylla</i>	cirk	F.ion vag & rup.	Ge	5k	2	4	E	3	G
<i>Centaurea sadleriana</i>	pann end	F.lia val.	He	6k	2	4	KV	2	G
<i>Centaurea scabiosa</i>	euá-(med)	F. Brometea	He	5a	3	4	K	3	G
<i>Cerastium arvense</i>	cirk	Sesl.-F.ion	Ch	5	1	4	K	4	G
<i>Chondrilla juncea</i>	D-euá	F.lia vag.	H	7	2	4	GY	5	DT
<i>Chrysopogon gryllus</i>	D-euá	Brom.lia Arrh.lia &	He	6a	2	4	E	2	C
<i>Cichorium intybus</i>	euá-(med)	Mol.lia Chen.etea &	He(HT)	7	5	4	GY	5	W
<i>Cirsium vulgare</i>	euá-(med)	Sec.etea	HT	6	5	4	GY	8	W

Az 1. táblázat folytatása – Table 1 cont.

Fajok <i>Species</i>	Flóraelem <i>Flora element</i>	Cönotaxon <i>Coenotaxon</i>	Életforma <i>Life form</i>	T <i>T</i>	W <i>W</i>	R <i>R</i>	TVK <i>CVC</i>	NI <i>NB</i>	SZMT <i>STB</i>
<i>Convolvulus arvensis</i>	kozm	Chen. etea & Sec.etea	H-G	o	3	4	GY	4	RC
<i>Coronilla varia</i>	köz-eu- (med)	Arrh. etea	He	5	3	4	K	3	DT
<i>Cruciata pedemontana</i>	D-euá-szmed	F.ion rup.	HT	6	3	3	K	1	G
<i>Cynodon dactylon</i>	kozm	Cyn.-F.ion	Ge (He)	6k	3	0	TZ	5	RC
<i>Dactylis glomerata</i>	kozm	Arrh.etea	He	5a	6	4	TZ	6	DT
<i>Descurainia sophia</i>	euá-(med)	Chen.etea & Sec.etea	HT	5a	3	5	GY	6	W
<i>Diploaxis tenuifolia</i>	eu-med	Chen.etea & Sec.etea	He(Ch)	6a	3	4	GY	4	W
<i>Echium vulgare</i>	euá	Chen.etea & Sec.etea	HT	6a	3	0	TP	4	W
<i>Equisetum ramosissimum</i>	kozm	F.ion vag. Chen. Etea & Sec.etea	Ge	0	2	0	K	1	S
<i>Erodium cicutarium</i>	kozm	F.ion vag. Chen. Etea & Sec.etea	HT	0	4	0	GY	4	W
<i>Eryngium campestre</i>	kont	F. Brometea	He	7	2	4	TZ	2	DT
<i>Euphorbia cyparissias</i>	euá-med-kont	Chen. etea	He(Ge)	5k	3	4	GY	3	DT
<i>Festuca pseudovina</i>	euá	F.ion ps. & Cyn.-F.ion	He	5k	2	0	TZ	3	C
<i>Festuca rupicola</i>	euá	F.lia val.	He	6k	2	4	E	2	C
<i>Fragaria viridis</i>	euá-kont-(med)	F.lia val.	He	5k	3	4	K	3	G
<i>Gallium verum</i>	euá-(med)	F.-Brometea	He	5k	3	4	K	3	DT
<i>Gypsophyla muralis</i>	euá	Sec.etea	HT	5a	2	2	TP	6	NP
<i>Hieracium pilosella</i>	eu-(med)	F. Brometea	He	5a	1	3	K	2	DT
<i>Leontodon hispidus</i>	eu	Arrh.etea & Mol.juncetea	He	5a	4	0	K	3	DT
<i>Lepidium/Cardaria draba</i>	euá-(med)	Chen.etea & Sec.etea	He	7	3	4	GY	4	W
<i>Lotus corniculatus</i>	D-euá- (med-K-afr)	Arrh.etea	He	5a	4	0	TZ	2	DT
<i>Medicago falcata</i>	euá-(med)	F.-Brometea	He	6k	3	4	TZ	3	DT
<i>Medicago lupulina</i>	euá-(med)	F. Brometea	HT	5	6	4	K	4	DT
<i>Medicago minima</i>	D-köz-euá- szmed	F.-Brometea	Th	7	2	4	TP	1	G
<i>Medicago sativa</i>	euá-É-afr	Chen.etea & Sec.etea	He	6a	4	4	G	5	I
<i>Melandrium album</i>	euá-(med)	Che.etea	HT	5	4	2	GY	7	W
<i>Melilotus alba</i>	euá-(med)	Chen.etea & Sec.etea	HT	6	3	0	GY	3	W
<i>Ononis spinosa</i>	eu-(med)	F.-Brometea	H(Ch)	5	4	3	TZ	3	DT
<i>Ornithogalum boucheanum</i>	DK-eu		Ge		3		GY	6	W
<i>Pimpinella saxifraga</i>	euá-(med)	Arrh.etea	He	5a	3	3	TZ	2	G
<i>Phleum phleoides</i>	euá	F.-Brometea	He	5k	1	4	K	1	G
<i>Plantago lanceolata</i>	euá	Arrh.etea	He	5a	4	0	TZ(K)	5	DT

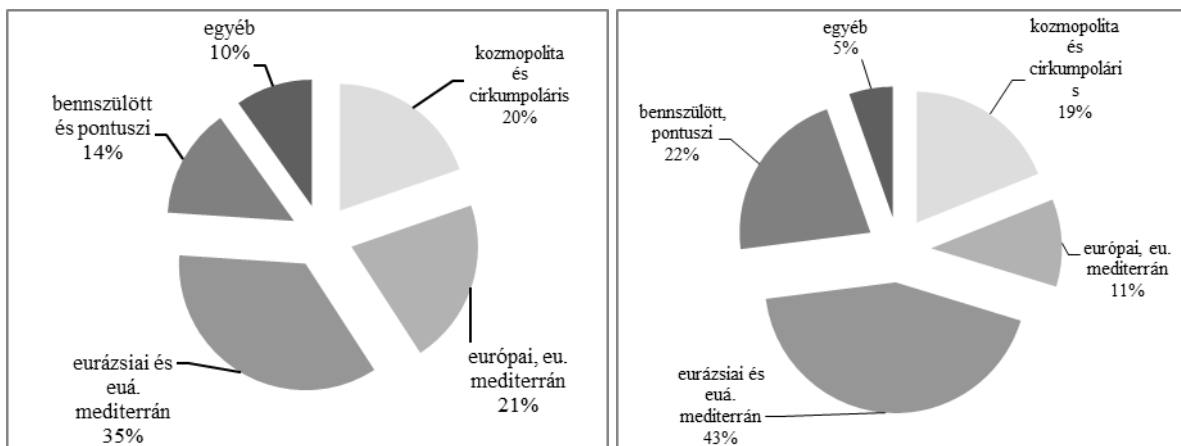
Az 1. táblázat folytatása – Table 1 cont.

Fajok <i>Species</i>	Flóraelem <i>Flora element</i>	Cönotaxon <i>Coenotaxon</i>	Életforma <i>Life form</i>	T <i>T</i>	W <i>W</i>	R <i>R</i>	TVK <i>CVC</i>	NI <i>NB</i>	SZMT <i>STB</i>
<i>Plantago media</i>	euá-(med)	Arrh.etea	He	5	5	0	TZ	3	DT
<i>Poa pratensis</i>	kozsm	Arrh.etea	He	5	6	0	K	5	G
<i>Potentilla arenaria</i>	köz-eu -(szarm)	F.-Brometea	He	6a	1	5	K	1	G
<i>Potentilla argentea</i>	euá-(med)	F.-Brometea	He	5	2	3	TZ	1	DT
<i>Rumex acetosella</i>	kozsm	Coryn.lia	He (Ge)	5	2	2	K	2	NP
<i>Salvia nemorosa</i>	K-DK-eu	Cyn.-F.ion	He	6k	2	4	K	5	DT
<i>Sanguisorba minor</i>	eu-(med)	Brom.lia	He	5k	3	4	K	2	G
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	euá-kont	F.-Brometea	He	6k	2	4	TZ	8	DT
<i>Silene vulgaris</i>	euá-med	Q.etea p.p.	He (Ch)	5	3	4	K	2	DT
<i>Sinapsis arvensis</i>	kozsm	Sec.etea	HT				GY	6	W
<i>Stipa capillata</i>	euá	F.lia val.	He	6k	2	4	K	2	C
<i>Taraxacum officinale</i>	euá-(med)	Mol.juncetea & Arrh.etea	He	0	5	0	GY	7	RB
<i>Teucrium chamaedrys</i>	szmed- (köz- eu)	F.-Brometea	Ch	6a	2	4	K	2	G
<i>Thymus glabrescens</i>	pont-pann	F.-Brometea	Ch	5	2	2	K	1	G
<i>Thymus pannonicus</i>	pont-pann	F.lia val.	Ch	6k	2		K	2	G
<i>Trifolium arvense</i>	euá-(med)	Coryn.lia	HT	5a	2	4	GY	1	DT
<i>Trifolium campestre</i>	eu-euá-(med)	F. Brometea	HT	5a	4		K	3	DT
<i>Trifolium dubium</i>	eu-(med)	Arrh.etea Mol.juncetea & Arrh.etea	HT-HT	5a	4	3	TZ	4	G
<i>Trifolium pratense</i>	euá-(med)	Arrh.etea & Mol.juncetea	He	5a	5	0	TZ	5	DT
<i>Trifolium repens</i>	kozsm	Arrh.etea & Mol.juncetea	He	5a	5	0	TZ	7	DT
<i>Trifolium strictum</i>	atl-med	F.ion ps.	HT				TZ	2	NP
<i>Veronica prostrata</i>	euá-(med)	F.-lia val.	Ch	6k	2	4	TZ	1	G

**Flóraelem** besorolás alapján az ürgek által kedvelt gyepfajok kétharmada szélesebb elterjedésű: európai-, eurázsiai mediterrán kategóriába tartoznak, ezekhez hasonló igényűek a mediterrán-kontinentális és kelet-délkelet európai növények (**1. ábra**). Ehhez csatlakoznak a kozmopolita vagy cirkumpoláris tágtűrésű, gyakori fajok. E szélesebb elterjedést biztosító csoport mellett a tápláléknövények egyharmada a szűkebb elterjedésű és bennszülött fajok közül került ki: közép-európai mediterrán, szubmediterrán és szarmata, pannon endemizmus, pontusi-pannon fajok. A közönséges ürge elterjedési határai tehát elsősorban a sztyepp jellegű növényzethez kötődnek, így élőhelye a felsorolt vegetációs típusokkal jelentős mértékben átfed. E florisztikai zónák találkozása a Kárpát-medencében az ürgek jelentős potenciális táplálékbazist és elterjedési területet biztosít.

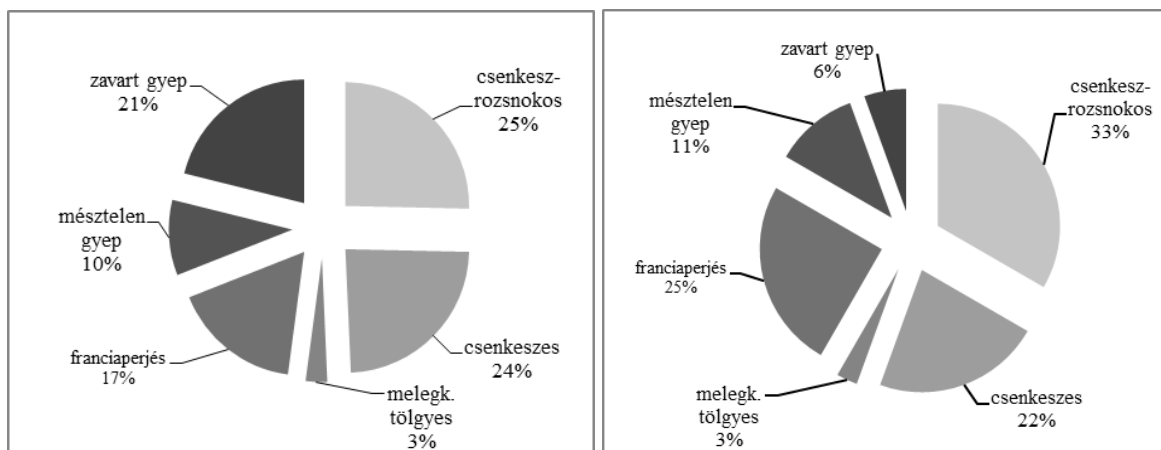
**Cönoszisztematikai besorolás** szerint a legtöbb növény a különböző szárazabb csenkeszes társulástípusokba tartozik (*Festuco-Brometea*, *Festucion rupicola*, *Festucion pseudovinae*,

*Festucion vaginatae*, *Cynodonto-Festucion*, *Festucetalia vaginatae*, *Festucetalia valesiaceae*, *Seslerio-Festucion pallentis*), ide köthetők még a csenkeszes-rozsnokos szubmediterrán gyepek (*F. Brometea*, *Brometalia*) A fajok másik része egyéb száraz vagy üdőbb, de zavarástűrő gyeptípushoz tartozik: franciaperjés (*Arrhenatheretea*) kaszálórétek, kékperjés-szittyós (*Molinio-Juncetea*) és ezüstperjés (*Corynephorotalia*) mésztelen gyepek, zavart gyepek (*Chenopodietea*, *Secalietea*), bogáncsos gyomtársulás (*Onopordetalia*), továbbá melegkedvelő tölgyes (*Quercetea pubescenti-petraeae*) társulásokhoz, asszociációkhoz kötődő fajok is (2. ábra). A vizsgált hazai ürges gyepek fajkompozíciójuk alapján a természetes, féltermészetes és részben degradált száraz gyepek közé tartoznak, leggyakoribb karakterfajuk a csenkesz (*Festuca rupicola*, *Festuca pseudovina*).



1. ábra: Az összes regisztrált növény és a tápláléknövények flóraelem szerinti megoszlása

Figure 1: All recorded species and foodplants divisioned by flora elements

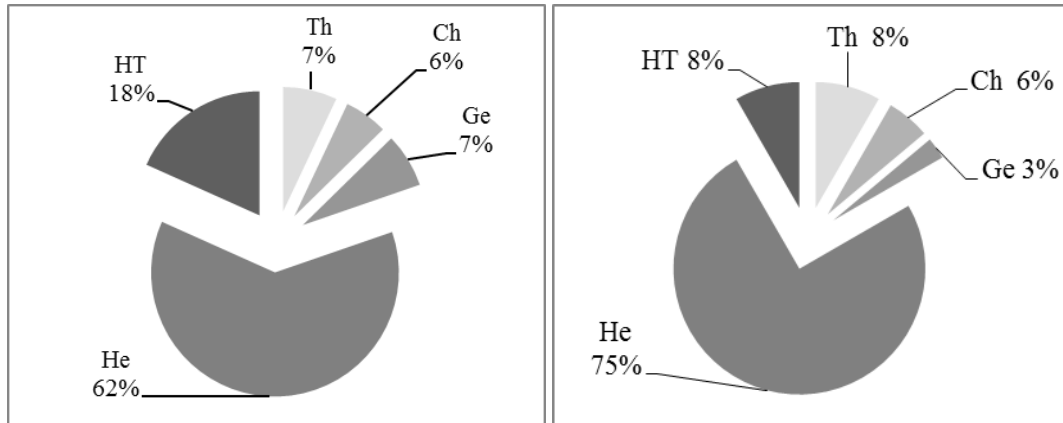


2. ábra: Az összes regisztrált növény és tápláléknövények társulás szerinti megoszlása

Figure 2: All recorded species and foodplants in coenosystematic categories

**Raunkier életforma típusok** szerint a vizsgált gyeffajok több mint fele hemikryptophyta (He), vagyis évelő növények, ahol az áttelelő szervek a talaj felszínén, vagy közvetlenül alatta vannak, törzszakban, tősarjakon, vagy földbeli hajtásokon. A legtöbb lágyszárú növény ide tartozik és az ürgek tápláléknövényeinek mintegy 75%-a (3. ábra). A maradéknak a következő kategóriák között vannak képviselői. Az egyévesek (therophyta - Th) és kétévesek (hemitherophyta - HT) esetében csak a mag marad meg tartósan. A pillangósok közül

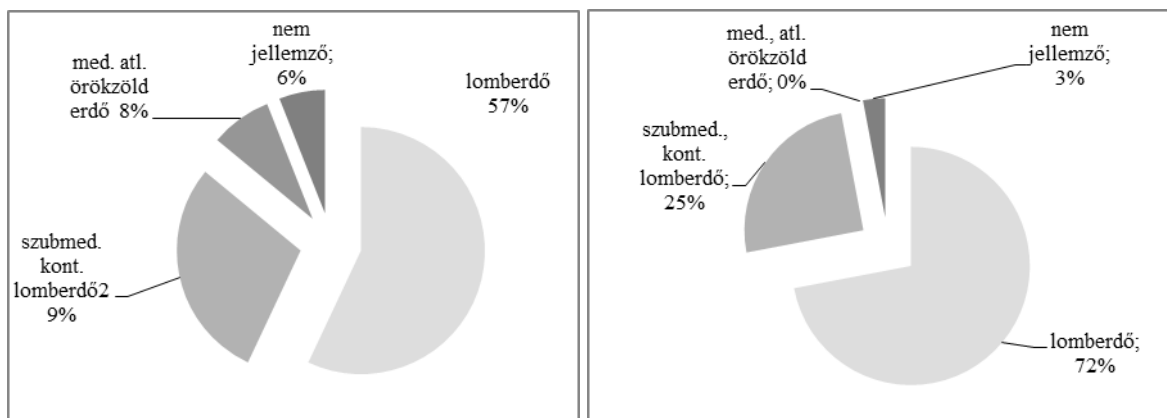
utóbbihoz tartozik néhány here (*Trifolium* spp.) és lucernafaj (*Medicago* spp.). Szintén évelők a geophyta (Ge) szervezetek, ezeknél az áttelelő szervek a talajban vannak, ilyenek a hagymás, gumós, gyöktörzsos növények pl. a tarackbúza (*Elymus repens*) is. Végül akad néhány jellegzetes chamaephyta (Ch) növény, mint a kakukkfű (*Thymus* spp), veronika (*Veronica* spp.) fajok, tövises iglice (*Ononis spinosa*), amelyek áttelelő szervei kevéssel a talaj felett találhatóak, ez lehet fásodott, kúszó vagy párnás hajtás.



**3. ábra: Az összes regisztrált faj és a tápláléknövény fajok besorolása életformák szerint**

Figure 3: All recorded species and foodplants divided by Raunkiaer life forms

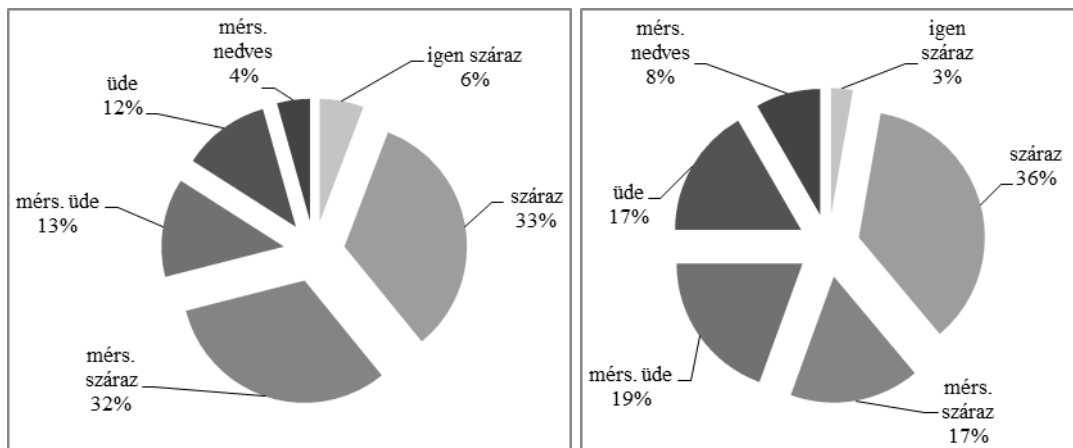
A **T-érték** hőháztartás, hőklíma szerint végzett besorolás alapján a vizsgált gyepekben megtalált fajok többnyire a kontinentális vagy atlantikus lomberdő klímába tartoznak, egy harmada a (kontinentális) szubmediterrán lomberdő, egy tized a mediterrán, atlanti örökzöld erdő típusba tartozik (**4. ábra**). A fennmaradó néhány faj egyikbe sem sorolható, vagyis ez az érték ott nem jellemző. A vizsgált ürgeélőhelyek többsége a mérsékelt övi és azon belül főként az enyhébb éghajlatú lomberdei vegetációs zónában található, ezt támasztja alá a komponens fajok T-érték szerinti besorolása is. E gyepeken tehát az élőhely fenntartását segítő kezelések nélkül zömében a spontán beerdősülési folyamatok érvényesülnének.



**4. ábra: Az összes regisztrált gypfaj és tápláléknövény T-érték szerinti besorolása**

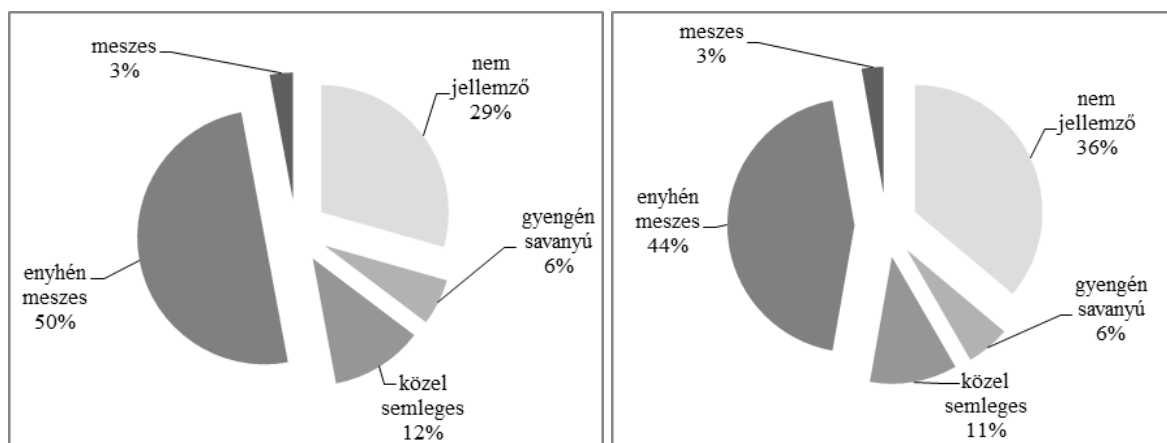
Figure 4: All recorded species and foodplants divided by T (thermoclimate) values

A **W-érték** vízháztartás szempontjából a fajok két harmada igen száraz, száraz, illetve mérsékelt száraz élőhelyhez köthető (**5. ábra**). Ide tartozik az ürgek tápláléknövényei közül a *Potentilla arenaria*, *Festuca* spp., *Achillea* spp., *Thymus* spp. és a *Trifolium arvense*. A többi *Trifolium* és a *Medicago* faj inkább a mérsékelt üde termőhelyeket kedvelik. Az üde és mérsékelt nedves helyekhez jobban kötődő maradék fajok közé tartozik a *Dactylis glomerata*, *Poa pratensis* és *Plantago* spp. is. Utóbbiak ezért csak szezonálisan, nedvesebb időszakban, vagy termőhelyen lehetnek jelen számottevő táplálékkínálatként.



**5. ábra: A vizsgált ürgeélőhelyeken talált gyeffajok és tápláléknövények W-érték szerint**  
Figure 5: All recorded species and foodplants of the measured habitats divided by W (humidity) values

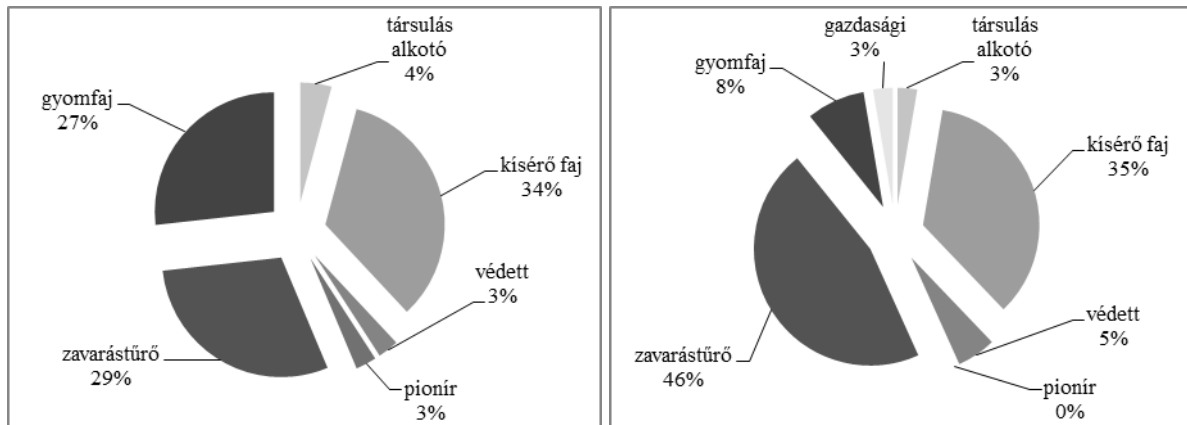
Az **R-érték** - a talajreakció számai - szerint az ürges mintaterületek többsége enyhén meszes talajtípust kedvelő vagy talajtípushoz ilyen módon nem kötődő fajokat tartalmaz (**6. ábra**). Kisebbségben közel semleges és enyhén savanyú értékkel jellemezhető fajok is voltak. Bár értékek arányát elsősorban a mintaterületek földrajzi kiválasztása befolyásolhatta, melynek a magyarországi ismert ürgeélőhelyek többsége meszes (bázikus) talajon fekszik, a kapott alapján nem lehet az ürgek szempontjából általános következtetéseket levonni.



**6. ábra: Az összes regisztrált gyeffaj és tápláléknövény R-érték szerinti megoszlása**  
Figure 6: All recorded species and foodplants divided by R (soil reaction) values

**Természetvédelmi érték kategóriák (TVK)** szerint az ürgek által lakott gyepek növényfajai két nagy csoportra oszthatók. Az első a természetes állapotokra utaló kategóriába tartoznak a legnagyobb számban jelenlévő kísérő fajok, ezen kívül a társulásalkotó, védett és pionír fajok,

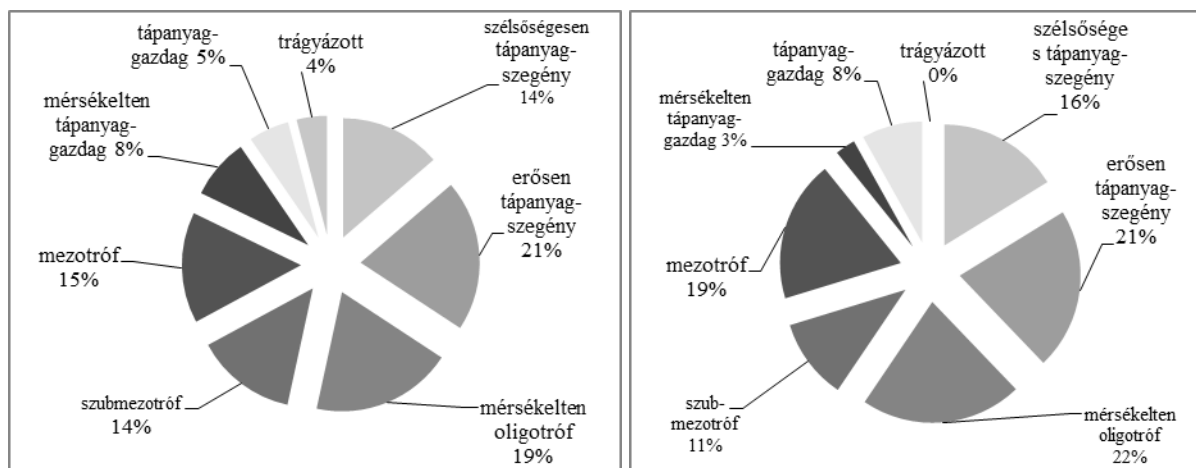
összesen a megtalált gyeffajok mintegy 44%-a (7. ábra). A második csoportot a degradációra utaló fajok alkották: zavarástűrő és gyomfajok fele-fele arányban, továbbá egy gazdasági növény, a takarmány lucerna (*Medicago sativa*). A tápláléknövények között több zavarástűrő (pl. *Achillea*, *Plantago*, *Trifolium* spp., *Elymus repens*, *Dactylis glomerata*) és kevesebb gyomfajt (*Taraxacum officinale*, *Trifolium arvense*) találunk. A vizsgált gyepek féltermészetes, mérsékelten zavart gyepek, kevés védett növényfajjal. Néhány degradáltabb gyepen csak az ürge az egyetlen jelentős természetvédelmi érték, ennek alapján viszont a gyepek felértékelődik.



7. ábra: Az összes regisztrált gyeffaj és tápláléknövény természetvédelmi értékbesorolása

Figure 7: All recorded species and foodplants categorised by conservation values

**Nitrogén-igény (NB)** szerint a gyeffajok többféle kategóriába tartoznak, ezek fele jellemzően tápanyagszegény (8. ábra). Utóbbiak aránya még jelentősebb a tápláléknövényeknél, ilyen például a *Festuca rupicola*, *F. pseudovina*, *Potentilla arenaria*, *Achillea collina*, *A. ochroleuca*, *Medicago minima*, *Trifolium arvense*, *Thymus pannonicus*, *T. glabrescens*. Mindamellet a táplálék egyharmada a közepes tápigényű (szubmezotróf, mezotróf, mérsékelten tápanyag-gazdag) növényekből kerül ki, ezek közé tartozik a *Plantago lanceolata*, *Trifolium repens*, *Medicago sativa*, *Astragalus glycyphyllos*, *A. onobrychis*, *Dactylis glomerata*.

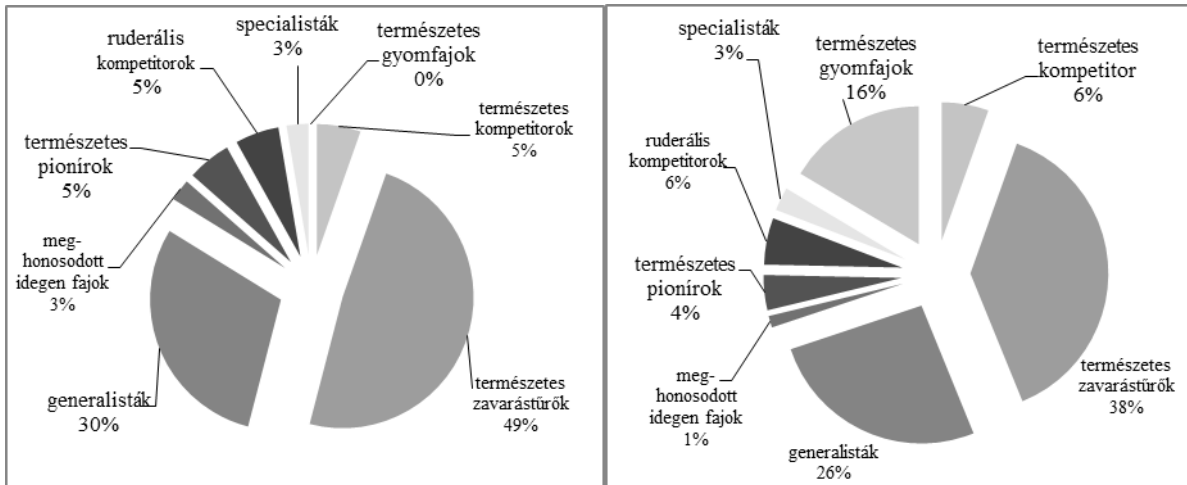


8. ábra. A megtalált gyeffajok és tápláléknövények besorolása nitrogén-igény szerint

Figure 8. All recorded species and foodplants divisioned by nitrogen reactions



A **szociális magatartási típusok** (STB) alapján a skála túlnyomó többségét a természetes gyepfajok fedik le, de megjelennek a gyepek mérsékelt zavartságából adódóan a gyomfajok, kompetitorok és pionírok is (**9. ábra**).



**9. ábra: A regisztrált gyepfajok és tápláléknövények szociális magatartási típusok szerint**

Figure 9: All recorded species and foodplants in social types of behaviour categories

A táplálékfajok felét a természetes zavarástűrők adják (hasonlóan a Simon-féle természetvédelmi érték kategóriához) ide soroljuk a következőket: *Achillea collina*, *A. millefolium*, *Coronilla varia*, *Dactylis glomerata*, *Medicago falcata*, *M. lupulina*, *Plantago media*, *P. lanceolata*, *Trifolium arvense*, *T. campestre*, *T. repens*. További egyharmadot képviselnek a generalisták: *Astragalus* spp., *Centaurea* spp., *Medicago minima*, *Pimpinella saxifraga*, *Potentilla arenaria*, *Trifolium dubium*, *Thymus* spp. A természetes gyomfajok azonban a 16%-os jelenléti arány ellenére az ürgek táplálékelemzése során nem voltak kimutathatók, ennek oka lehet az is, hogy részben szúrós, részben „rossz ízű” fajokról van szó.

#### 4. KONLÚZIÓ

Az eredményeket összefoglalva a vizsgált gyepekben előforduló növények viszonylag magas fajsámára (összesen 74) és az ökológiai mutatókban talált változatosságra a fragmentálódott ürge területeken gyakori szegélyhatás adhat részben magyarázatot. Flóraelemekre bontva az ürge fő táplálékfajai jellemzően széles elterjedésűek (eurázsiai, eurázsiai-mediterrán) ami kiegészül kisebb mértékben elterjedt, lokális fajokkal. A Raunkiaer életforma típusok szerint a tápláléknövények háromnegyede hemikryptophyta, vagyis olyan évelő növény, amelynek áttelelő szerve a talaj felszínén található. A hosszabb száraz periódusok a félsivatagokra jellemző irányba tolják a vegetációs összetételt, és a hemikryptophyta évelő növények jelentős része kipusztulhat (RAUNKIAER, 1907; SMITH, 1913; MOLNÁR, 2003).

A T-érték, azaz hőklíma értéke elsősorban a földrajzi adottságok függvénye. Eszerint a táplálékfajok kontinentális és szubmediterrán lomberdei övezetbe tartoznak, vagyis az ürge gyepeink túlnyomó része aktív kezelés, fenntartás nélkül beerdősülne. Vízháztartás szempontjából az ürgek száraz és üdebb termőhelyet kedvelő fajokat egyaránt fogyasztanak, kedvenc pillangós növényeik például részben az üdebb termőhelyeket kedvelik.

Természetvédelmi kategória szerint a fajok főként természetes-féltermészetes gyepekhez tartozó, nem védett növények, az ürgek jellemzően a nem a védett növényfajokat fogyasztják. Talajreakció értékek szerint - a mintavételi helyszínek kijelöléséhez kötődően - meszes és semleges talajokon termő fajokat találtunk, az összes regisztrált növény és a tápláléknövények között ebben nem volt különbség.

A cönoszisztematikai (társulás alapú) besorolás szerint a legtöbb tápláléknövény a különböző szárazabb, csenkeszes társulástípusokba tartozik: a hullatékvizsgálat során elsősorban a csenkeszes, csenkeszes-rozsnokos, illetve franciaperjés és zavart gyepek növényeit találtuk meg. Magyarországon más kutatók tapasztalatai alapján is az ürge jellemzően a csenkeszes gyepeket kedveli, földalatti fészket is ebből építi (GEDEON *et al.* 2010). Nitrogén-igény szerint a gyeppen és a táplálékban egyaránt széles a fajok skálája, amelyben a talajadottságokkal is összhangban, jellemző a tápanyagszegény növények többsége. A szociális magatartástípusok közül a tápláléknövények jellemzően természetes zavarástűrők vagy generalisták közé tartozó gyakoribb fajok, mely szerint az ürge sok helyen a másodlagosan kialakult gyepeken is megtalálhatja táplálékát. Az eredmények alapján viszont a gyomfajokat az ürgek nem fogyasztották.

Összefoglalva, az eredmények alapján a tápláléknövények földrajzi elterjedése csak mérsékelten befolyásolhatja az ürgek elterjedését. Ugyanakkor a klímaváltozással egyre gyakoribb és hosszabb aszályos időszakok megjelenése, valamint a nem megfelelően kezelt gyepek degradációja, gyomosodása mennyiségileg és minőségileg is jelentősen leszűkítheti az ürge számára alkalmas táplálékbázist, a potenciális megtelepedési lehetőségeket.

## IRODALOMJEGYZÉK

- BALÁZS F. (1949): A gyepek termésbecslése növényzociológiai felvételek alapján. *Agrártudomány* **1**: 109–118.
- BORHIDI A. (1993): A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. Janus Pannonius Tudományegyetem. Pécs.
- GEDEON, CS.I., MARKÓ, G., NÉMETH, I., NYITRAI, V. & ALTBÄCKER, V. (2010): Nest material selection affects nest insulation quality for the European ground squirrel (*Spermophilus citellus*). *Journal of Mammalogy* **91**: 636–641. <http://doi.org/10.1644/09-MAMM-A-089.1>
- GYŐRI-KOÓSZ B. (2015): Az ürge [*Spermophilus citellus* (LINNAEUS, 1766)] táplálékpreferenciájának vizsgálata hazai természetes és féltermészetes élőhelyeken florisztikai kompozíció- és mikrohisztológiai hullatékkelemzéssel. Doktori értekezés. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron.
- GYŐRI-KOÓSZ B., KATONA K. & ALTBÄCKER V. (2013): Az ürge (*Spermophilus citellus*) évtrendjének vizsgálata legelt és kaszált gyepterületeken. *Magyar Ápróvad Közlemények* **11**: 215–225.
- KERNER, A.M. (1888): *Studien über die Flora der Diluvialzeit in den östlichen Alpen*. K. Akademie der Wissenschaften, 33 pp.
- KIRÁLY G., VIRÓK & V. MOLNÁR V.A. (2011): *Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Ábrák*. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalfő.
- KIS J., VÁCZI O., KATONA K. & ALTBÄCKER V. (1998): A növényzet magasságának hatása a cinegési ürgek élőhelyválasztására. The effect of vegetation height to habitat selection of ground squirrels in Cinegés. *Természetvédelmi Közlemények* **7**: 117–123.
- KRYSTUFEK, B. (1993): European Sousliks (*Spermophilus citellus*; Rodentia, Mammalia) of Macedonia. *Scopolia* **30**: 1–39.

- LÁNG I. (1992): A gyepek szerepe a változó mezőgazdaságban. *Természetes állattartás 2.* DATE kiadvány, Debrecen. 16–18. pp.
- LOVASSY S. (1927): *Magyarország gerinces állatai és gazdasági vonatkozásai.* Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest, 895 p.
- MATUS G. & TÓTHMÉRÉSZ B. (1990): The effect of grazing on the structure of a sandy grassland. In: KRAHULEC F., AGNEW A.D.Q., AGNEW S. & WILLEMS, J.H. (eds): *Spatial Processes in Plant Communities.* PSB, Hague, 23–30.
- MATUS, G. & TÓTHMÉRÉSZ, B. (2001): Effect of moderate cattle grazing on the species richness of a sandy grassland in Hungary. Presentation. Diversity, complexity, abundance, resemblance, and scale dependence: Theories, methods, applications. Tihany, Hungary, 28 August - 1 September.
- MÁTRAI, K., KOLTAY, A. & VÍZI, GY. (1986): Key based on leaf epidermal anatomy for food habits studies of herbivores. *Acta Botanica Hungarica* **32**(1–4): 255–271.
- MÁTRAI K. & KATONA K. (2004): *Mikroszövettani határozókulcs növényevők táplálékvizsgálatához.* CD, Gödöllő.
- MOLNÁR ZS. (szerk.) (2003): A Kiskunság száraz homoki növényzete. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.
- NOWAK, R.M. (1999): *Walker's mammals of the world.* Baltimore, John Hopkins Univ. Press, 1936 p.
- ÓNODI, G., KERTÉSZ, M., BOTTA-DUKÁT, Z. & ALTBÄCKER, V. (2008): Grazing Effects on Vegetation Composition and on the Spread of Fire on Open Sand Grasslands. *Arid Land Research and Management* **22**(4): 273–285. <http://dx.doi.org/10.1080/15324980802388223>
- PODANI J. (1997): *Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelméibe.* Scientia Kiadó, Budapest, 412 p.
- RAUNKIÆR, C. (1907): The life-forms of plants and their bearings on geography (in his collected essays published), Oxford, Clarendon Press: 2–104.
- SIMON T. (1992): *A magyarországi edényes flóra határozója. Harasztok - virágos növények.* Nemzeti Tankönyvkiadó Rt., 4. átdolgozott kiadás, Budapest, 2001, 846 p.
- SMITH, W.G. (1913): Raunkiaer's "life-forms" and statistical methods. *Journal of Ecology* **1**, 16–26.
- TÖRÖK K. (2010): Természetvédelmi Információs Rendszer Központi protokoll. Gyepek vegetáció monitorozása (az eredeti Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer protokollból TIR-be, átdolgozta BATA K., VARGA I., TAKÁCS G.). <http://www.termeszetvedelem.hu>.
- TURRINI, T.A., BRENNER, M., MILLESI, E. & HOFFMANN, I.E. (2008): Home ranges of European Ground Squirrels (*Spermophilus citellus*) in two habitats exposed to different degrees of human impact. *Lynx (Praha)* **39**(2): 323–332.
- VÁCZI O. (2005): Abiotikus környezeti tényezők hatása ürgek tér- és időbeli aktivitásmintázatára. Doktori értekezés. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest.
- WEAVER, J.E. (1918): The Quadrat Method in Teaching Ecology. *The Plant World* **21**(11): 267–283.



## A PARLAGI SAS (*Aquila heliaca*) KÖLTÉS- ÉS TÁPLÁLKOZÁSBIOLOGIAI VIZSGÁLATA VADKAMERA ALKALMAZÁSÁVAL

Kanyó Csaba<sup>1</sup> & Váczi Miklós<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet  
University of Sopron, Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology  
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4., Hungary

<sup>2</sup>Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Fertő-Hanság National Park Directorate  
H-9435 Sopron, Sarród, Rév-Kócsagvár  
email: cs.kanyo@gmail.com; vaczister@gmail.com

### ABSTRACT

KANYÓ Cs. & VÁCZI M.: STUDY ON NESTING AND FEEDING BIOLOGY OF THE IMPERIAL EAGLE (*Aquila heliaca*) USING SCOUTING CAMERA. *Hungarian Small Game Bulletin* **13**: 177–185.

<http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2017.177>

Feeding biology and behaviour of Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) was studied using scouting camera in the Fertő-Hanság National Park. During the study period a total of 46 feeding occasions were observed. The most common prey species was the Brown Hare (*Lepus europeus*), but Norwegian Rat (*Rattus norvegicus*), European ground squirrel (*Spermophilus citellus*), Hooded Crow (*Corvus cornix*), duck species (Anatidae sp.) and European Roe Deer (*Capreolus capreolus*) were also observed. The total daily time devoted to rest/sleep showed a decreasing tendency, while daily preening activity showed a continuous increase with the development of the young Imperial eagles.

**KULCSSZAVAK:** préda, viselkedés, természetvédelem, Kisalföld, Fertő-tó

**KEY WORDS:** prey, behaviour, nature conservation, Little Hungarian Plain, Lake Fertő

### 1. BEVEZETÉS

A parlagi sas fokozottan védett nappali ragadozómadárfaj, amely a 80-as évek elejére a kipusztulás szélére került. A sokrétű természetvédelmi munkának (pl. fészekörzés, műfészkek kihelyezése, élőhelyfejlesztés) köszönhetően állománya az elmúlt 30 évben közel tízszeresére növekedett. A magyarországi állomány 155–170 párra tehető, amelynek központja az ország keleti felén található. A költőpárok egész évben a fészkelőhely közelében maradnak, a territóriummal nem rendelkező fiatal egyedek a Kárpát-medencében kóborolnak, kisebb részük vonuló (PAPP *et al.*, 2015). Az ezredforduló előtt a Kisalföldön a parlagi sas csak szórványosan jelent meg. A nyugat-szlovákiai állomány megerősödésének köszönhetően egyre gyakoribb lett a jelenléte a Kisalföldön és a Mosoni síkságon, végül 2005-ben költő párt is regisztráltak (VÁCZI, 2008).

A parlagi sas a kisméretű rágcsálóktól (pl. pockok, egerek, ürge) a közepes méretű állatokon át (pl. mezei nyúl) a nagyobb testű madarakig (fiatal túzok) sokféle zsákmányállatot fogyaszt. Bizonyos esetekben akár más fiatal, még kevésbé röpképes ragadozó madarakat is megfog (pl. egerészölyv), de a dögöket is megeszi. A zsákmányállatok tömege 25-1450 g közötti spektrumban található. A prédát általában a földön fogja meg. Vadászat során egy magasabb, a megfigyelés szempontjából előnyös ponton kutatja áldozatát, vagy repülés közben pásztázza a területet (CRAMP & SIMMONS, 1980). Oroszországi elterjedési területén a

fő zsákmányállatot a talajon élő fokföldi nyúl (*Lepus capensis*), mezei nyúl (*L. europaeus*), havasi nyúl (*L. timidus*) és a földimókusformák alcsaládjába tartozó fajok jelentik. Az ottani állomány számára gyakori táplálékforrást jelentenek emellett az elhullott állatok. Egy Kazahsztáni fészkekben főként rágeszálókat és mormotákat találtak, mint a sivatagi ugrógér (*Dipus sagitta*), közönséges kószapocok (*Arvicola terrestris*), lemmingpocok (*Lagurus lagurus*), mezei pocok (*Microtus arvalis*) és a pirókegér (*Apodemus agrarius*). Nagyobb testű zsákmányt is előfordult a fészkekben, mint a pusztai róka (*Vulpes corsac*) és a havasi nyúl. A madarak közül a fogoly (*Perdix perdix*), a fehérkarmú vércse (*Falco naumanni*) és a varjúfélék családjába tartozó fajok kerültek elő (ZABARNYI, 1968). Az egykori Jugoszlávia területén lévő fészkekben a következő zsákmányállatokot találták meg, vörös róka (*Vulpes vulpes*), bizonyos macskafélék (Felidae) és turkálófélék (Bathyergidae) családjába tartozó fajok (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.*, 1971). A korábbi Csehszlovákia területén a parlagi sasok zsákmányai közé tartozott a közönséges ürge (*Spermophilus citellus*), a mezei nyúl (*Lepus europaeus*), a kék galamb (*Columba oenas*), a szirti galamb (*C. livia*), a vadgerle (*Streptopelia turtur*), a fogoly (*Perdix perdix*) és a fácán (*Phasianus colchicus*) is (SLÁDEK 1959). A téli időszakban az ürgék, hörcsögök és egyéb rágeszálók hiánya miatt a parlagi sasok étrendjében az elhullott állatok jóval nagyobb mértékben jelennek meg (GLUTZ VON BLOTZHEIM *et al.*, 1971). Az Afrikába telelő egyedek akár 5 kg-os zsákmányokat, illetve dögeket is elfogyasztanak (BROWN, 1970). A parlagi sasok átlagos napi tápanyagszükségletét 400-600 g hús elfogyasztása fedezi, de ez akár 1200 g-ra is emelkedhet (DEMENTIEV & GLADKOV, 1951). A fiatal parlagi sasokat a szülők 37 napos korig etetik (bár a tojó sok esetben kirepülésig folytatja ezt a tevékenységet), és a táplálék megegyezik az öreg madarak táplálékával (CRAMP & SIMMONS, 1980). A parlagi sasok táplálékspektruma hazánkban is igen széles, de a legfőbb zsákmányállatok között szerepel a mezei nyúl (*Lepus europaeus*), a fácán (*Phasianus colchicus*) és a hörcsög (*Cricetus cricetus*) amelyek az országban gyakran előforduló fajok. A főbb zsákmányállatok eltérőek lehetnek az egyes régiókban. Bizonyos területeken, ahol a faj populációja nem sérült, az ürge még mindig a fő zsákmány a parlagi sasok számára (KOVÁCS *et al.*, 2005). Korábban BÉCSY (1972) vizsgálata alapján is az mutatható ki, hogy Magyarországon a fő zsákmány állat a nyúl, a hörcsög és a fácán. BÉCSY megfigyeléseit az Északi-középhegységben végezte két parlagi sas fészeknél, a fiókák egynapos korától hatvan napos korig terjedően. VARGA és RÉKÁSI (1993) fészeknél talált maradványokat, köpeteket vizsgálva az alábbi zsákmányállatokot azonosították. Madarak (Aves): *Accipiter gentilis* (juv.), *Buteo buteo* (juv.), *Phasianus colchicus*, *Gallus domesticus*, *Corvus corax* (juv.), *Corvus* sp.; emlősök (Mammalia): *Lepus europaeus*, *Spermophilus citellus*, *Cervus elaphus* (dög). HARASZTHY (1998) szerint, amikor az említett főbb zsákmányállatok nem elérhetőek, akkor több más állat is prédává válhat a madarak közül a gém, emlősök közül a mezei nyúl nagyságig. Gyakran előfordul, hogy más ragadozó madarak, mint például az egerészölyv fiatal, korlátozott röpképességgel rendelkező példányait is elfogja. Több alkalommal vadászik a földön gyalogolva, ilyenkor nagyobb rovarokat is megfoghat, illetve az elhullott állatokat is elfogyaszthatja.

Ma már nem teljesen újszerű vizsgálati módszer az ornitológiában a videokamerás felvételek készítése. Több új viselkedési formát figyeltek meg a kutatók, madarászok, amelyet terepi vizsgálati eszközökkel (távcső, spektív) nem tapasztaltak korábban. Jelen dolgozat célja a parlagi sasok fiókanevelési szokásainak feltárása és zsákmányállat preferenciájának vizsgálata. A vadkamera kihelyezése a Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság LIFE13NAT/HU/00183 projektje keretében történt. Érzékeny faj lévén a vadkamerát nem lehetett a teljes költési időszakban használni, mivel a faj védelme az elsődleges szempont.

## 2. ANYAG ÉS MÓDSZER

### 2.1. TEREPI ADATGYŰJTÉS

A fészkek illetve bizonyos fajok etológiai, költésbiológia és zsákmányhordási vizsgálatára már korábban is tettek sikeres kísérletek videokamerás felvételek rögzítésével. Bár a legtöbb esetben rengeteg anyag kerül rögzítésre, sajnos a felvételek feldolgozása és kiértékelése nem minden esetben, vagy csak részben történik meg.

Évtizedekkel ezelőtt a gatyásölyv költésbiológiáját vizsgálta PULLIAINEN (1974). A felvételek 3 hetes periódust rögzítettek, amelynek köszönhetően vizuális megfigyeléssel korábban nem tapasztalt részleteket tapasztaltak.

Zsákmányállatok vizsgálatára kameráztak be három északi sólyom pár fészket (BOOMS & FULLER, 2003) és egy héja pár fészket (GRØNNESBY & NYGÅRD, 2000).

Hazánkban éjszakai infrakamerás video-monitoring rendszerrel vizsgálták a gyöngybagoly (*Tyto alba*) költési sikerének veszélyeztető tényezőit, illetve a táplálékfordási aktivitását. A vizsgálat csak az éjszakai aktivitásra terjedt ki, amelynek köszönhetően információt kaptak a gyöngybagoly táplálékspektrumáról, szaporodási és a fiókák nevelése során végzett tevékenységekről, az adult egyedek egymás közötti kölcsönhatásairól. A több éves felvételeket VHS-kazettákra rögzítették (ÁBRAHÁM *et al.*, 2006).

2005-ben fekete gólya (*Ciconia nigra*) párnál helyeztek el webkamerát, amellyel a tényleges költést nem sikerült megfigyelni, de ennek ellenére egyedülálló információt kaptak a gólyák visszaérkezéséről, a fészkek elfoglalásáról, párzásról és násztáncról, a felnőtt egyedek közötti revírharcokról. Sikerült arról is megbizonyosodni, hogy a költő párok a költésre nem használt fészkekre is visszatérnek (KALOCSA & TAMÁS, 2005).

Vadkamerákkal való megfigyelés több fajnál is történt a Fertő-Hanság Nemzeti Park területén. 2009-ben kerecsensólyom (*Falco cherrug*) tojó fészkenél helyeztek ki kamerát, amely meglepő eredményeket szolgáltatott a zsákmányállatokkal kapcsolatban. 2010-ben pár napra a Soproni-hegységben egy uhu (*Bubo bubo*) fészkekhez helyeztek ki vadkamerát. Itt kiderült, hogy a zavartalan környezetben az öreg madarak napközben is etettek. Szintén 2010-ben tettek kísérletet két parlagi sas (*Aquila heliaca*) fészkenél Fertő menti, illetve hansági területeken. A kamerák csak egy napig voltak felszerelve, mert a kihelyezés után, az öreg madarak csak egy-egy pillanatra közelítették meg a fészket. Szintén a Hanságban réti sasok (*Haliaeetus abicilla*) esetében is próbálkoztak, de hasonló jelenséget tapasztaltak. 2010-ben fekete gólya fészkekhez került kamera a dél-hansági Csíkos-égerben. A kamera 5 napig üzemelt a fészken és azt tapasztalták, hogy az első etetés reggel 7 és 10 óra között történt ezután pedig körülbelül 3 óránként etették a kb. egyhónapos fiókákat. Egyik szülő színes gyűrűvel is rendelkezett, amelyet jól le lehetett olvasni. 2012-ben egy ismert vörös kánya (*Milvus milvus*) fészkekhez helyeztek ki kamerát. A felvételek alapján megállapítható volt, hogy mind a 3 fióka kirepült a fészkekből és utána még az öreg madarak etették őket, amikor visszajártak a fészekbe (VÁCZI, 2014).

Teljes költési időszakot átölelő vizsgálatot és annak elemzését hazánkban DREMME *et al.* (2008) és WINKLER *et al.* (2009) végeztek vetési varjú fészken.

Nyilvános webkamerás közvetítések történtek még fehér gólya (*Ciconia ciconia*), kerecsensólyom, illetve parlagi sasok esetében is. Az utóbbi fajnál, fészkenél és téli etetőnél is helyeztek ki webkamerát, amely élő közvetítést nyújtott nem csak a szakértők, de laikus érdeklődők számára is.

A felvételek elkészítésére a Reconyx HC500 HyperFire típusú kamerát alkalmaztunk. A kamera egy 16 GB-os memóriakártyával volt ellátva, amely biztosította a nagy mennyiségű adat tárolását. A folyamatos működést és fotók készítését a 12 db AA méretű elem

biztosította. Így a felhelyezéstől a levételig egyáltalán nem kellett a fészkek közelébe menni és ezáltal a zavarást el lehetett kerülni. A vadkamera a fészektől majdnem 2 méteres távolságra található ágra lett felerősítve. A kihelyezés a fiókák 5 hetes korában, 2015.06.09-én történt. A felvételek folyamatosan készültek 2015.06.26-ig. A fiókák viselkedését nem lehetett rögtön a kikeléstől kezdve rögzíteni, mivel az öreg madarak érzékenyek a fészkek körüli mozgásra illetve a terepi tárgyak, adottságok változásaira. A vadkamera kihelyezését követően a szülők nem repültek vissza egy ideig a fészkekbe, ennek ellenére zsákmányt dobtak be a fiókáknak. A kamera mozgás esetén 5 képből álló sorozatot készített, a képek között 3 másodperces eltérésekkel. A készülék a félig rejtett infravörös vakunak köszönhetően éjszaka is értékelhető felvételeket készített. Ennek ellenére több esetben is megfigyelhető volt, hogy a madarak észrevették az éjszakai felvételek készítésének pillanatait.

## 2.2. A VIZSGÁLT TERÜLET

A vizsgált fészkek a Fertő-Hanság Nemzeti Park által kezelt területen, egy fasorban helyezkedett el. A Kisalföldön ezen fasoroknak és erdősávoknak kiemelt szerepe van a ragadozók élőhelyhasználatának szempontjából (KOVÁCS *et al.*, 2015). A környező területen mezőgazdasági művelés alá vont földek, de nagyobb részt legeltetett gyepek találhatók. A fészkek a szürke marha telep közelében helyezkedik el, de a parlagi sasok táplálkozó territóriumába tartozik még a Mexikópuszta térségében lévő elárasztott terület, ürgés rétek illetve további racka juhok és a bivalyok által legeltetett gyepek.

## 2.3. A KIÉRTÉKELÉS MÓDSZEREI

A vadkamera 18 nap alatt összesen 20 351 képet készített, amely 11,2 GB méretű. A felvételek feldolgozása összesen több 420 órát vett igénybe. A képek végignézésével párhuzamosan az adatokat táblázatban rögzítettük. Végül két nyers adatokat tartalmazó táblázat született, egyik a fiókák (20 387 rekord), a másik pedig a szülők tevékenységeit (5655 rekord) tartalmazta. Az elemzéseket a teljes vizsgálati időszakra, illetve bizonyos tevékenységnél napra lebontva végeztük. Egyes esetekben az elérhető meteorológiai adatokkal korrelációs vizsgálatokat is elvégeztünk.

Legtöbb viselkedés mintánál az egyes alkalmakat rögzítettük, de a tollászkodás és pihenés esetében időtartamokat is feljegyeztük. A vizsgálatokhoz összesen 29 viselkedésmintát különítettünk el, amelyek a faj fiókaneveléséhez (etetés, gondozás), valamint a fiókák és az öreg madarak fészken történő tevékenységeihez kapcsolódnak: 1. a fiókák fekszenek, pihennek; 2. a fiókák állnak; 3. a fiókák esznek; 4. a fiókák tollászkodnak, vakaróznak; 5. fiókák szárnypróbálgatása; 6. fiókák nyújtózkodása; 7. fiókák alszanak; 8. fiókák csipkelődése; 9. fiókák öklendezése, köpetelése; 10. fióka széket ürít; 11. a tojó a fészkekben pihen; 12. a hím a fészkekben pihen; 13. a tojó eszik; 14. a hím eszik; 15. a tojó zsákmányt hoz; 16. a hím zsákmányt hoz; 17. a tojó tollászkodik; 18. a hím tollászkodik; 19. a tojó kirepül; 20. a hím kirepül; 21. a tojó alszik; 22. a hím alszik; 23. a tojó a fészket tatarozza; 24. a hím a fészket tatarozza; 25. a tojó a fiókákat eteti; 26. a hím a fiókákat eteti; 27. szülők zsákmányt dobnak a fészkekbe; 28. a tojó nyújtózkodik; 29. a hím nyújtózkodik.

Az értékelés során később számos kategóriát összevontunk, de így is csak a legjelentősebbeket mutatjuk be. A feldolgozást, az adatok értékelését a Microsoft Excel program segítségével végeztük, DREMMEL *et al.* (2008) munkája alapján.

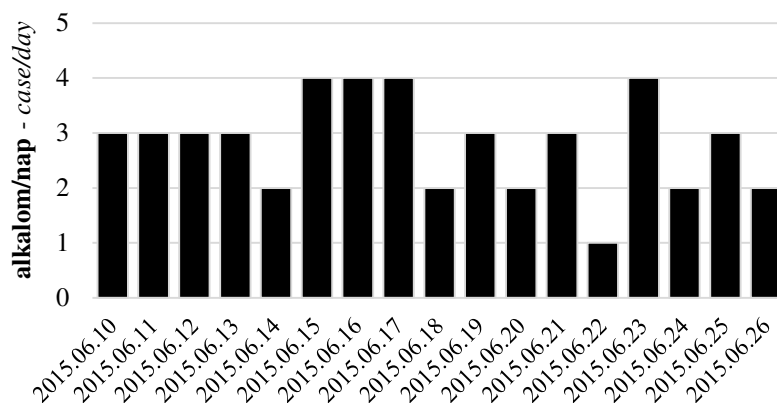


### 3. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

#### 3.1. A FIÓKÁK ETETÉSE

A fészekbe hordott táplálékállat a képek alapján nem mindig volt beazonosítható, de számos esetben faj, illetve magasabb taxonómiai csoport szinten sikerült meghatározni a hozott zsákmányállatokat. A zsákmányállatok arányára jellemző volt, hogy emlősökből (főként kis mezei nyúl) sokkal többször (61%) táplálkoztak a fiókák, mint madaraktól. Az esetek legnagyobb többségében mezei nyúl (*Lepus europeus*) volt a zsákmány, de jelentős volt a vándorpatkány fogyasztása (*Rattus norvegicus*) is. A terület egyik gyakori szárnyas dúvadfaja, a dolmányos varjú (*Corvus cornix*) is a zsákmányállatok között szerepelt. A területen rendkívül gazdag vízimadárállomány tartózkodik egész évben, így táplálékkínálatként ez a csoport is szóba jöhet. Nem véletlen tehát, hogy a zsákmányállatok között récefélék (*Anatidae* spp.) egyedeit is sikerült megfigyelni. Egy alkalommal egy fiatal őz (*Capreolus capreolus*) tetemének egy része is megfigyelhető volt a fészekben, azonban az is elképzelhető, hogy ezt nem a madár zsákmányolta, hanem egy elhullott állatot vitt a fészekbe. Érdekes, hogy ürgét (*Spermophilus citellus*) mindössze egy alkalommal láttunk a zsákmányok között, pedig a fészektől légvonalban kb. 2,5 km-re (Borsodi-dűlő) jelentős ürgepopuláció él. Szakirodalmi források szerint az otthonterület nagysága a zsákmányállat sűrűség függvénye (KOVÁCS *et al.*, 2005). Elképzelhető, hogy a fészek közvetlen közelében a nyúlállomány elérhetőbb közelségű, könnyebben elejthető zsákmányt biztosít, ezért a távolabbi (ürgés) területeket ritkábban látogatja.

A kiértékelt időszakban összesen 46 alkalommal figyeltünk meg táplálékfordást, ami átlagosan 2,8 etetés/nap. Egy nap alatt négyenél több alkalom nem volt. Ezekben az esetekben kisebb testmretű zsákmányt vitt a fiókáknak az öreg madár. Június 22-én mindössze egyszer vitt be a tojó zsákmányt a fészekbe (**1. ábra**). Ennél az alkalomnál egy nagyobb testű madarat ejtett el a tojó, amelyből a fiókák több alkalommal is táplálkoztak, illetve a szülő is fogyasztott belőle a fészken.



**1. ábra: A parlagi sas zsákmányhordásának napi gyakorisága a vizsgálati időszakban**

*Figure 1: Feeding activity of Imperial Eagle during the study period*

Azokon a napokon (június 15., 16., 17., 23.), amikor a legtöbbször vittek zsákmányt (4 alkalom/nap) a fészekbe a szülők, akkor is inkább a reggeli, délelőtti órákban: 5:00–9:00 óra között 6 alkalommal (38%), 5:00–11:00 óra között 8 alkalommal (50%). Jellemzően az esti órákban már nem hordtak zsákmányt, összesen egy alkalommal fordult elő, hogy 20 óra után vitt a tojó prédát. Ugyanakkor a tojó néhány esetben a délutáni órákban is vitt táplálékot:

15:00–17:00 óra között 4 alkalommal (25%). A Kazahsztánban élő parlagi sasok májusban és júniusban, a délelőtti órákban 5:00 és 9:00 óra között, illetve a késő délutáni órákban 17:00–19:00 között vadásztak (LOBATSCHEV, 1960).

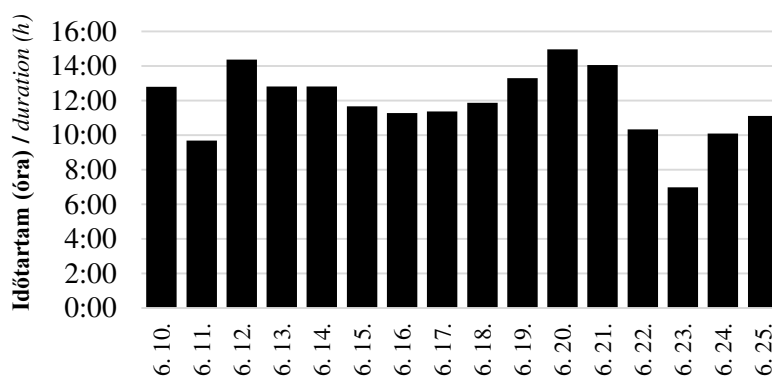
Minden esetben, amikor a kamera etetést rögzített, akkor a tojó jelent meg, de nem zárható ki az sem, hogy a hím is hozzájárult a fiókák táplálásához, csak átadta a tojónak a fészken kívül a zsákmányt. A szülők összesen hét alkalommal dobták be a táplálékot a fiókáknak. A kezdeti időszakban a tojó, ha leszállt a fészkekre pár másodperc után ki is repült, míg a későbbi időszakban a fészkekben táplálkozott és több esetben közben a fiókákat is etette. Ennek oka az lehetett, hogy az öreg madarak észlelték a kamerát, ami zavarást jelenthetett számukra.

A napi zsákmányhordás (etetés) gyakorisága és a napi átlaghőmérséklet között szignifikáns kapcsolat nem volt ( $R=-0,02$ ;  $R^2=0,00$ ;  $F=0,003$ ; ns), a szülők hűvös és melegebb napokon hasonló intenzitással hordták a táplálékot.

### 3.2. ALVÁS, PIHENÉS

A fiókák átlagosan 11:50:23-et töltöttek pihenéssel. A vizsgált időszak alatt összesen 21:26:08-et töltöttek fekvéssel, alvással. Június 23-án a fiókák kevesebb, mint 7 órát pihentek, ez volt a legkevesebb. Azon a napon az átlaghőmérséklet nem érte el a 14°C-ot, a fiókák sokkal többet álltak a fészkekben. A legtöbbet június 20-án pihentek (14:57:07) (**2. ábra**). A tojó az első két éjszaka fészken kívül tartózkodott, később azt lehetett megfigyelni, hogy általában este 8 óra körül érkezett a fészekbe és csak másnap hajnali 4 óra körül repült ki.

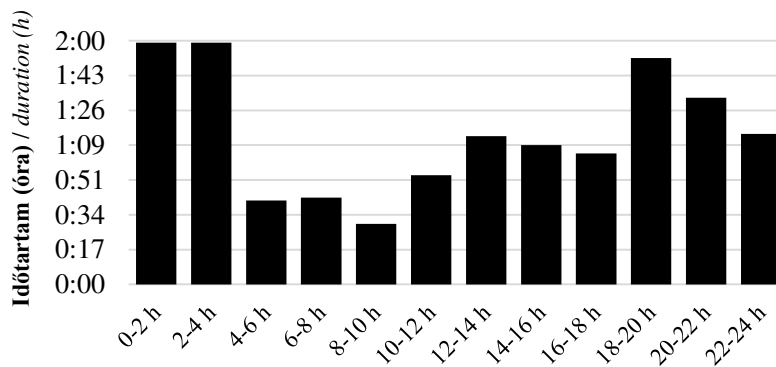
A pihenés, alvás napi eloszlására jellemző, hogy gyakran a reggeli tollászkodás után pihentek, illetve a kora délutáni órákban. A fiókák az esti órákban kívül még a kora délutáni órákban töltöttek sok időt fekvéssel (**3. ábra**). A reggeli és a délelőtti órákban más viselkedésformákat (tollászkodás, táplálkozás) is tapasztaltunk. A fiókák a hosszabb pihenéseket, alvásokat általában nyújtózkodással, fészkelődéssel szakították meg. Érdekes viselkedés az alvással kapcsolatban, hogy néhány esetben rövid ideig megfigyelhető volt, hogy a fiókák ülve elalszanak.



**2. ábra: A parlagi sas fiókák napi alvás és pihenési ideje a vizsgálati időszakban**

*Figure 2: Daily sleeping and rest pattern of the Imperial Eagle nestlings during the study period*

Megfigyelhető volt, hogy a melegebb napokon mintha a fiókák több időt fordítottak volna pihenésre, főként a kora déli és kora délutáni órákban. Ugyanakkor a napi átlaghőmérséklet és a pihenések között szignifikáns összefüggést nem tapasztaltunk ( $R=0,35$ ;  $R^2=0,12$ ;  $F=1,92$ ; ns).



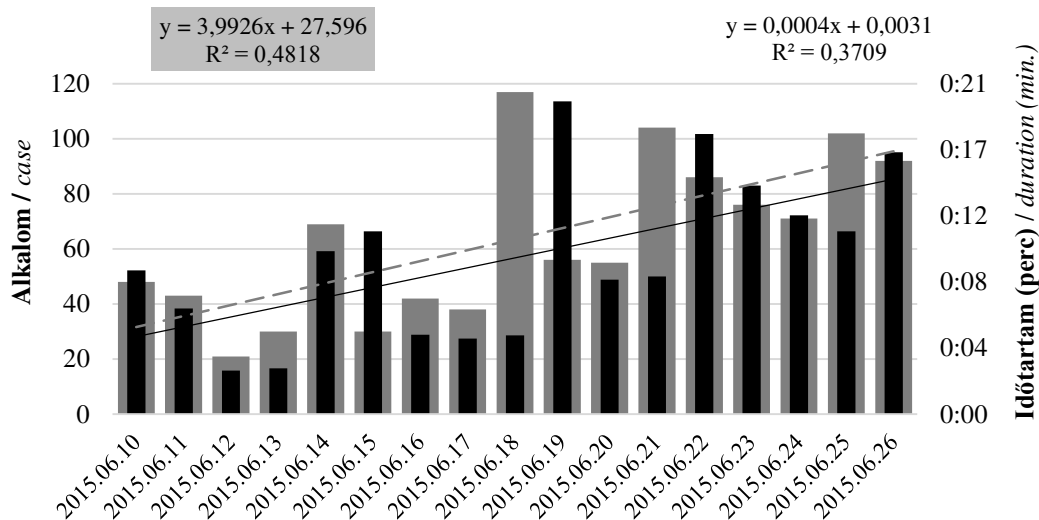
3. ábra: A parlagi sas fiókák pihenésre fordított ideje egy nap (2015.06.20)

Figure 3: Resting time of the Imperial Eagle nestlings in a day (2015.06.20.)

### 3.3. TOLLÁSZKODÁS

A vizsgálati időszak alatt összesen 988 alkalommal tollászkodtak a fiókák, a legtöbb alkalom június 18-án (117 alkalom). Feltételezhetően azért volt olyan magas a tollászkodásra fordított idő azon a napon, mivel a korábbi napokban a tojó több zsákmányt hordott és így több parazita juthatott a fészekbe. A legkevesebbszer június 12-én (21 alkalom) ápták a magukat. Ahogy a fiókák növekedtek szignifikánsan egyre többször ( $R^2=0,48$ ;  $F=13,95$ ;  $p<0,01$ ) és többet ( $R^2=0,37$ ;  $F=8,85$ ;  $p<0,01$ ) tisztították tollazatukat (4. ábra).

A napi eloszlások tekintetében a fiókák a reggeli órákban fordítottak sok időt a tollazatunk tisztítására. A tojó esetében az éjszakai alvást megszakítva történt néhány alkalommal tollászkodás, de ez nem bír nagy jelentőséggel, hiszen vélhetőleg sokkal többször történt ez a fészken kívül. A tolltetvek (*Mallophaga*) mellett már a parlagi sasok vérében egy 1999-es és egy 2000-es kutatás során kimutatott vérparaziták, mint a *Leucocytozoon toddi* és a *Haemoproteus* spp. is jelen lehettek a fiókáknál (LYNDA *et al.*, 2004; RÉKÁSI *et al.*, 1998).



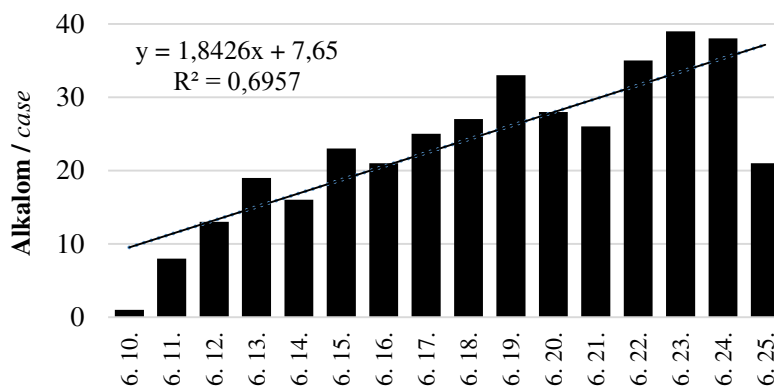
4. ábra: A parlagi sas fiókák napi tollászkodásának száma és a tollászkodásra fordított ideje a vizsgálati időszakban

Figure 4: Daily preening activity of the Imperial Eagle nestlings during the study period

A napi átlaghőmérséklet és a fiókák tollázkodása közötti kapcsolat szignifikánsnak volt ( $R=-0,53$ ;  $R^2=0,28$ ;  $F=5,33$ ;  $p<0,05$ ). A melegebb napokon a fiókák kevesebb alkalommal és ideig tollázkodtak, mint az alacsonyabb napi átlaghőmérsékletek mellett. Valószínűsíthető, hogy az extrém nagy meleg a fiókák aktivitására negatív hatással volt.

### 3.4. SZÁRNYPRÓBÁLGATÁS

A vizsgált időszak alatt összesen 373 alkalom volt, amikor a fiókák szárnyaikat széttárták vagy csapdostak. Az idő múlásával egyre több alkalom volt ( $R^2=0,70$ ;  $F=32$ ;  $p<0,0001$ ) és hosszabb ideig is próbálkoztak, amely természetes jelenség mivel a fiókák így erősítik szárnyaikat, készítik fel magukat a kirepülésre. A legtöbb ilyen tevékenység június 23-án volt (39 eset) a legkevesebb pedig a vizsgálat első napján, amikor is csak egy esetben fordult elő (5. ábra).



5. ábra: A parlagi sas fiókák napi szárnypróbálgatásainak száma a vizsgálati időszakban

Figure 5: Daily wing flapping activity of the Imperial Eagle nestlings during the study period

### 3.5. EGYÉB TEVÉKENYSÉGEK

A vizsgálati időszak alatt összesen két alkalommal sikerült megfigyelni köpetelést. Az egyik esetben a köpetelő fióka elkezdte szétszedni a köpetet.

Összesen 9 alkalommal rögzítette a kamera a fészek tatarozását. Ilyenkor a tojó többször vitt be a fészekbe friss, leveles ágat. Az esetek többségében a reggeli órákban (5:00-9:00) történt, egy alkalommal a délutáni órákban (16:09:55).

### IRODALOMJEGYZÉK

- ÁBRAHÁM A., GYŐZŐ D., INKELLER J. & HORVÁTH GY. (2006): A gyöngybagoly hím táplálékfordási aktivitásának jelentősége a fiókák felnevelésében. 7. Magyar Ökológus Kongresszus, 2006. szeptember 4–6. Budapest. Előadások és poszterek összefoglalói. p. 16.
- BÉCSY, L. (1972): Adatok a parlagi sas táplálkozásáról. *Aquila* **78–79**: 225.
- BOOMS, T.L. & FULLER, M.R. (2003): Time-lapse video system used to study nesting Gyrfalcons. *Journal of Field Ornithology* **74**: 416–422.  
<http://dx.doi.org/10.1648/0273-8570-74.4.416>
- BROWN, L. (1970): *African Birds of prey*. Collins, London.
- CRAMP, S. & SIMMONS K.E.L. (1980): *The Birds of the Western Palearctic Volume II*. Oxford University Press, Oxford, New York.

- DEMENTIEV, G.P. & GLADKOV, N.A. eds. (1951): *The Birds of the Soviet Union. Volume 1: Birds of Prey*. Sovetskaya Nauka, Moscow.
- DREMMEL L., WINKLER D., KOVÁCS GY., SPORCSICS D., PANDÚR L., KALMÁR S. & FARAGÓ S. (2008): Vetési varjú (*Corvus frugilegus* L., 1758) költésbiológiai vizsgálata videomonitoring módszerrel, Sopron. *Magyar Ápróvad Közlemények* **10**: 67–84.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N., BAUER, K.M. & BEZZEL, E. (1971): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 4. Falconiformes*. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- GRØNNESBY, S. & NYGÅRD, T. (2000): Using time-lapse video monitoring to study prey selection by breeding Goshawks *Accipiter gentilis* in Central Norway. *Ornis Fennica* **77**: 117–129.
- HARASZTHY L. (1998): Parlagi sas. In: HARASZTHY L. (szerk.): *Magyarország madarai*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. p. 93.
- KALOCSA B. & TAMÁS E.A. (2005): Fekete gólya fészkek webkamerás megfigyelésének tapasztalatai. *Élet a Duna-árterén – ember a természetben. Tudományos tanácskozás összefoglaló kötete*. Baja. p. 32–36.
- KOVÁCS A., HORVÁTH M., DEMETER I., FÜLÖP GY., FRANK T. & SZILVÁCSKU ZS. (2005): Parlagisas-védelmi kezelési javaslatok. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest
- KOVÁCS GY., NÉMETH T.M., WINKLER D. & FARAGÓ S. (2015): Ragadozó madarak élőhelyhasználata a Lajta Project területén. *Nyugat-magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, V. Kari Tudományos Konferencia, Absztraktkötet*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. p. 15.
- LOBACHEV, V.S. (1960): Data on the biology of *Aquila heliaca* northeast of the Aral Sea (in Russian). *Ornitologiya* **3**: 306–314.
- LYNDA, L. L., SETH, L., EVGENY, A.B., TODD, K. (2004): Survey for Hemoparasites in Imperial Eagles (*Aquila heliaca*), Steppe Eagles (*Aquila nipalensis*), and White-tailed Sea Eagles (*Haliaeetus albicilla*) from Kazakhstan. *Journal of Wildlife Diseases* **40**(2): 316–319. <http://dx.doi.org/10.7589/0090-3558-40.2.316>
- RÉKÁSI J., KISS J. B., RÓZSA L., REICZIGEL J. (1998): Tolltetvek (Mallophaga) ökológiai vizsgálata, különös tekintettel a gazda telepes életmódjának hatására. *Ornis Hungarica* **8**: 205–209.
- PAPP G., KOVÁCS A. & TURNY Z. (2015): *Magyarország ragadozó madarai*. Magánkiadás, Eger.
- PULLIAINEN, E. (1974): Nesting biology of a pair of rough-legged buzzards (*Buteo lagopus lagopus* Briinn.) in northeastern Lapland. *Annales Zoologici Fennici* **11**: 259–264.
- SLÁDEK, J. (1957): Beitrag zur Kenntnis der Nidobiologie und der postembryonalen Entwicklung des Schreiadlers (*Aquila pomarina*). *Acta rerum nat. Mus. Sloven.* **3**: 1–8.
- VÁCZI M. (2008): Parlagi sas (*Aquila heliaca*) fészkelése a Mosoni-síkságon. *Szélkiáltó* **13**: 21–22.
- VÁCZI M. (2014): Vadkamerák alkalmazásával kapcsolatos tapasztalatok ragadozó madarak megfigyelésénél. *Szélkiáltó* **16**: 67–70.
- VARGA ZS. & RÉKÁSI J. (1993): Adatok az Észak-borsodi karszton fészkelő madarak táplálkozásához és állományváltozásaihoz az 1986–1991 közötti időszakból. *Aquila* **100**: 123–136.
- WINKLER D., KOVÁCS GY., DREMMEL L., KALMÁR S., SPORCSICS D., PANDUR L. & FARAGÓ S. (2009): Vetési varjú fészkelésbiológiai vizsgálata. In: Lakatos F. & Kui B. (szerk.): *Nyugat-magyarországi Egyetem – Erdőmérnöki Kar, Kari Tudományos Konferencia. Sopron, 2009. október 12. Konferencia kötet*. p. 186–190.
- ZABARNYI, A.F. (1968): The food of the Imperial Eagle in Kustanaiskaya Province. *Ornitologiya* **9**: 347–348.



## KUVIKVÉDELEM EGY KÖZÉP-MAGYARORSZÁGI MEZŐGAZDASÁGI TERÜLETEN: KÖLTÉSI ADATOK ÉS A MESTERSÉGES FÉSZEKODVAK PARAMÉTEREINEK ÖSSZEFÜGGÉSEI

Hámori Dániel

Magyarországi Kuvik Oltalmi Egyesület, 1082 Budapest, Szőlő u. 86., 2/12.  
Hungarian Little Owl Protecting Public Benefit Association, H-1082, Budapest, Szőlő u. 86., 2/12.  
Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet  
9400, Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4  
e-mail: hamoridanielkoe@gmail.com

### ABSTRACT

HÁMORI D. (2017): LITTLE OWL CONSERVATION IN FARMLAND AREAS OF CENTRAL-HUNGARY: RELATIONSHIPS BETWEEN THE NESTING DATA AND NESTBOX PARAMETERS. *Hungarian Small Game Bulletin* 13: 187–199. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2017.187>

The present study assesses the results of Little Owl surveys started in 2003 in Kiskunság, Mid-Hungary, using artificial nest boxes installed in the frame of a Little Owl conservation program. Parameters of occupied boxes and those not used by Little Owls were evaluated for the period 2006-2012 with regards to the successful reproduction rate. Between 2003 and 2016, a total of 635 Little Owl individuals were ringed. Total number of fledglings was 588. Occupancy and reproduction rate are mostly affected by the visibility of the nest box, the orientation of the hole and the distance from the typical habitats.

**KULCSSZAVAK:** kuvik, *Athene noctua*, denzitás, fészekodú-paraméterek, szaporodási siker, Közép-Magyarország

**KEY WORDS:** Little Owl, density, nestbox parameters, reproductive success, central Hungary

### 1. BEVEZETÉS

A kuvik költőhelyei hazánkban jellemzően tanyasi és gazdasági épületek padlásterei, a nagy kiterjedésű zárt erdőállományokat általában kerüli (SCHMIDT, 1998). Állománya számos európai országban csökkenő tendenciát mutat (CRAMP *et al.*, 1985; VAN NIEUWENHUYSE *et al.*, 2008; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2015). A Magyarországon élő törzsalak (*Athene n. noctua*) állományváltozási trendje pontosan nem ismert, a közölt párszámok csak szakértői becsléseken alapulnak (GORMAN, 1995; MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG, 2008; ŠÁLEK *et al.*, 2013). A feltételezett állomány 2000–4000 pár közötti lehet (HÁMORI & CSORTOS, 2015). A nyugat-európában felismert állománycsökkenés révén a faj védelme és kutatása egyre nagyobb természetvédelmi jelentőséget kapott (GÉNOT, 1992; ANGELICI *et al.*, 1997).

A mesterséges költőhely-biztosítás folyamatos terepi munkát igénylő, költségigényes természetvédelmi tevékenység, amelyet széles körben alkalmaznak a természetes költőüregekben költő madárfajok esetében (NEWTON, 1994; OLAH *et al.*, 2014). Az odúban költő fajok védelme eredményes lehet, ha az élőhely-összetétel megfelelő és vannak alkalmas táplálkozó területek is (KISS *et al.*, 2016). Ez a tevékenység hozzájárul az adott faj populációjának erősítéséhez (BOLTON *et al.*, 2004; PRIDDEL *et al.*, 2006). A csekély költési

lehetőséggel rendelkező élőhelyeken a természetes odvak nélkül költőhelyhiány alakul ki, ami sok odúban költő faj populációjának csökkenése mögött áll (SUTHERLAND *et al.*, 2004). A kuvik ökológiáját igen részletesen tanulmányozták, így a természetes és antropogén fészkelőhelyek kiválasztását és az élőhelyi feltételeket is (SCHWARZENBERG, 1970; SCHÖNN *et al.*, 1991; EXO, 1992; VAN NIEUWEHUYSE *et al.*, 2001). A kuvik kihasznál minden potenciális költőhelyet, ahol opportunista táplálkozása megvalósulhat, így amennyiben rendelkezésre áll megfelelő természetes költőüreg, úgy annak elfoglalására törekszik (VAN NIEUWENHUYSE *et al.*, 2008). Egyes szerzők rámutattak arra, hogy a kuvik állománycsökkenések a természetes költési lehetőségek szűkülésével összefüggésben állnak (GÉNOT & VAN NIEUWENHUYSE, 2002; THORUP *et al.*, 2010). A másodlagos odúköltő, fészket nem építő kuvik jelentősen függ a rendelkezésre álló költőhelyek mennyiségétől. A mesterséges fészkekodvak kihelyezését a kuvik költőállományának növelésére Európa több területén is sikeresen alkalmazták (KIRCHBERGER, 1988; LECOMTE *et al.*, 2001; LEIGH, 2001), de ezzel összefüggésben az odúk paramétereit, valamint a faj szempontjából fontos élőhelyi feltételeket és a projektek populáció-dinamikai hatásait csak néhány esetben vizsgálták (GOTTSCHALK *et al.*, 2011). A hasonló konzervációbiológiai tevékenységek esetén elsődleges szempont kell legyen, hogy a kiindulási pont és végcél közötti stádiumok elemzése ne maradjon el (STANDOVÁR, 2001). A foglalási és reprodukciós adatok elemzése fontos, hiszen könnyen elképzelhető, hogy a nem megfelelő élőhelyekre telepített, mesterségesen biztosított költőhelyen a faj reprodukciós sikere alacsonyabb értékhez vezet, így azok hosszú távon ökológiai csapdát jelenthetnek (KLEIN *et al.*, 2007). Emellett vizsgálnunk kell az odúk kihelyezésének paramétereit is, mivel ezek befolyásolhatják a foglaltságot és a költési sikert (LOWTHER, 2012; LAMBRECHTS *et al.*, 2012).

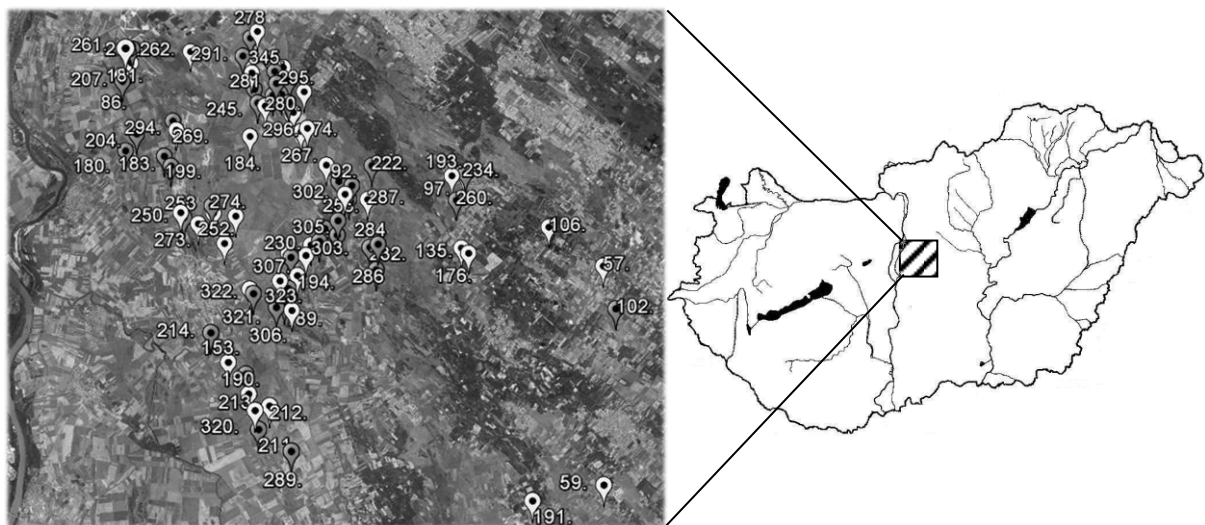
## 2. ANYAG ÉS MÓDSZER

A vizsgálati terület (70.000 ha) a Kiskunsági Nemzeti Park északi területén, Bács-Kiskun és Pest megye területén, Budapesttől délkelet irányban 40 km-re a Kiskunság északi részén terül el (N 47.068106, E 19.222133) (**1. térkép**). A Felső-Kiskunság átlagos tengerszint feletti magassága 84 méter, a védett természeti területek aránya 15,7%. Ez a terület – amely a magyarországi kuvikpopuláció egyik minta-, és egyben magterületének tekinthető – egykor az igazi erdőpuszták birodalma volt, de a századforduló óta a Duna-Tisza közén nagyarányú mezőgazdasági fejlődés indult meg, ami a folyószabályozások lezárultával magával hozta a terület ősi jellegének drasztikus megváltoztatását (RAKONCZAY, 2001). A kiszáritott és művelésbe vont területek nagy része ma korszerűen művelt mező- és kertgazdasági terület. A gyepfelületek jelentős részét az utókor számára a legeltetés és a kaszálás mentette meg, viszont a kuvik számára preferált élőhelyeken folyamatos az állattartás visszaszorulása és a tanyavilág megszűnése. A magyarországi alföldi költőhelyek jelentős része a 90'-es évek óta folyamatosan átalakul, a fiatal, telepített erdőállományok fészkelésre alkalmatlanok, az antropogén költőhelyek (tanyasi, mezőgazdasági létesítmények) helyére sok esetben új, modern, költésre alkalmatlan épületeket létesítenek vagy a meglévők elhagyottá válnak és idővel összeomlanak (HÁMORI, 2016). Az alföldi antropogén költőhelyek veszélyeztető tényezői közül a legfontosabbak a felújítási munkák, a nyestek (*Martes foina*) térfoglalása (KALOTÁS, 1987), továbbá a peszticidek, valamint a másodlagos mérgező hatású rágszélirtó-szerek használata.

Az első odúkihelyezések 2003-ban kezdődtek meg. A telepítési koncepció szerint olyan táplálkozó- és élőhelyekre történtek az odúkihelyezések, ahol az alkalmas költőhelyek hiánya, valamint az épületek (mint potenciális antropogén fészkelőhelyek) szerkezetén belül



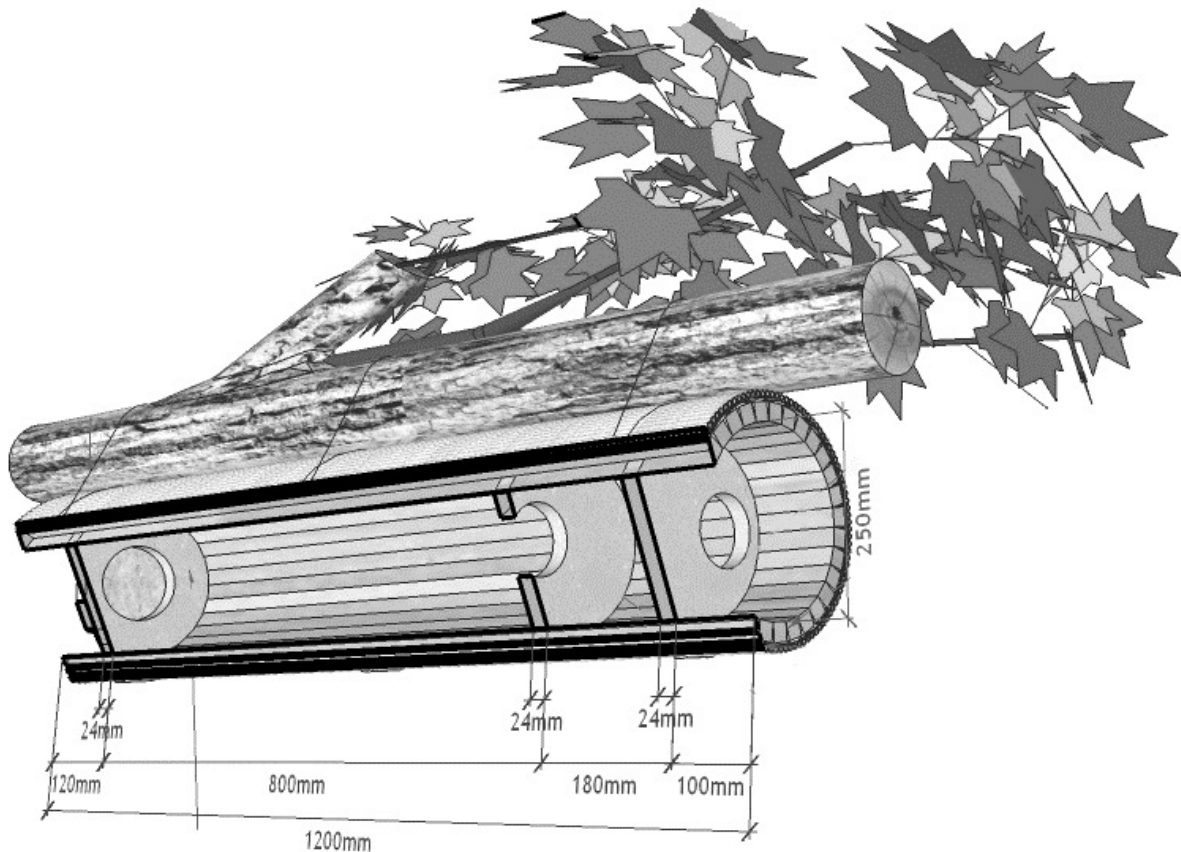
és annak közvetlen környezetében regisztrált veszélyeztető tényezők miatt célszerű volt a mesterséges odúk kihelyezése. A használt odúk szerkezete HARASZTHY (1982) leírásának felel meg, kisebb műszaki fejlesztésekkel (HÁMORI, 2012). A berepülő nyílás 80 mm-es, az odú hossza 120 cm. A külső nádborítás alatt vízzáró réteg, az elülső lap mögött egy terelő is található az árnyékolás és a nyest elleni védelem céljából (1. ábra). A műszakilag egységes kivitelű odúk (25x25x120 cm) telepítése minden évben – a területet új odúkkal bővítve, és a szükséges cseréket, felújításokat elvégezve – a kirepülést követő időszakban történt (augusztus–március). Az odúkat többségében fára rögzítettük (89%). A teljes odúpark ellenőrzésére 2003–2016 között a kotlási és fiókanevelési időszakban, valamint a kirepülést követően is minden évben sor került. A költségi-, reprodukciós-, gyűrűzési és biometriai adatfelvétel mellett a terepi munka során az egyéb okból esetlegesen tönkrement költségeket is (pl. predáció, szülők pusztulása, odú eltűnése) rögzítettük. Egy odút akkor tekintettünk foglaltnak, ha tojásokat vagy fiókákat találtunk a fészekben.



### 1. térkép: A felső-kiskunsági terület és az elemzett, fészkelésre alkalmas odúk elhelyezkedése

Map 1: The Upper Kiskunság and the location of analyzed nests suitable for breeding

Az odúkihelyezések során a faj ökológiai és költsébiológiai jellemzői (MIKKOLA, 1983; VAN NIEUWENHUYSE *et al.*, 2008) alapján a következő paramétereket vettük fel: kihelyezési magasság (m); berepülő nyílás irányzéka (°); faj, amelyre az odú került; rögzítési helyzet (törzsre erősített, vízszintes oldalágra lógatva); láthatósági jellemzők (külön álló faegyed, facsoport széle, fasor széle). Az odútól mérve rögzítettük az egyes preferált élőhelyi kategóriák legközelebbi mért távolságait: legalább háztáji állattartást folytató tanyasi/mezőgazdasági épület (m); erdőterület (min. 3 ha) (m); legeltetett gyepterület (min. 1 ha) (m); szőlő/gyümölcsös (min. 0,5 ha) (m); aszfaltozott közút (m). A vizsgált odútól mért legközelebbi élőhelyi távolságokat a CORINE felszínborítás (CORINE 50 Land Cover 2006) térképek, valamint a már rendelkezésre álló légifelvétel térinformatikai mérései segítségével határoztuk meg. E mellett a felmérési adatok rögzítése során meghatározásra került a foglalási ráta (%), a kelési siker (%), valamint a szaporodási siker (fiókaszám-átlag). Utóbbit az odú fészkelésre alkalmas éveit, a tojákszám, valamint a sikeresen kirepült fiókaszám alapján képeztük. Sikeres kirepülésként értelmeztük azon fiókák egyedszámát, amelyek ellenőrzéskor legalább a 21 napos kort elérték. Az adatok kiértékelése Microsoft Excel 2016 programmal történt.



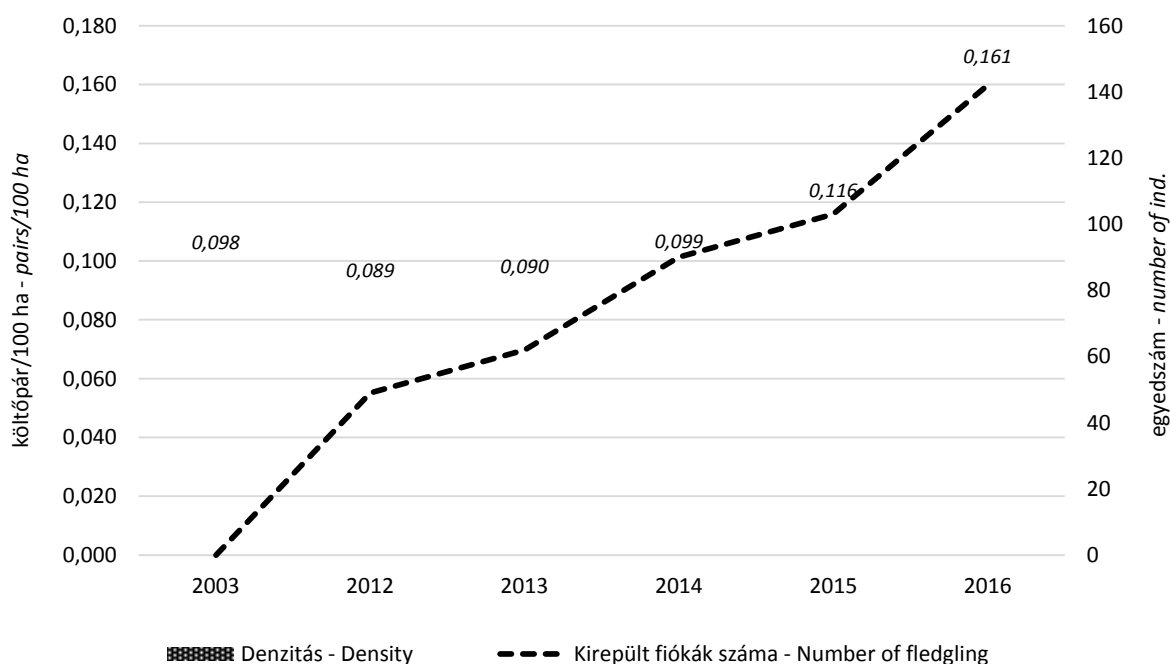
**1. ábra: A Kiskunságban alkalmazott kuvikodú szerkezeti rajza**

*Figure 1: The structural scheme of the Little Owl nest box used in Kiskunság*

A területre kihelyezett teljes odúparkra vonatkozólag megtörtént a 2003-2016-os költési eredmények, valamint az ismert minimális költőpár-számok alapján a denzitás-értékek összegzése. A tanulmány fő elemzéséhez a rendelkezésre álló adatok több szempont szerint is szűrésre kerültek. Az első odúfoglalások csak 2005-ben történtek a területen. A foglalási arány jelentős mértékben csak 2012-től emelkedett, így az odúkhöz tartozó paramétereket elemző vizsgálat csak a 2012-2016 közötti időszakban, a fára kihelyezett fészkelésre alkalmas odúkat tárgyalja. Ezen odúk körzetében a kuvik otthonterület skálája (284 m) szerint lehatároltuk a revírterületeket (ŠÁLEK *et al.*, 2012). Szűrésre kerültek azok a költésre elfoglalt odúk, ahol ugyanazon évben a költőhelyi skálák átfedtek egymást (N=44). Ez azért volt fontos, hogy két azonos élőhelyi feltétellel rendelkező revír ne kerüljön be a kiértékelésbe. A foglalt odúk közötti legközelebbi mért távolság így 618 méter volt. A foglalatlan odúkat random módon választottuk ki, majd kizártuk azokat, amelyek a foglalt odúk költőhelyi skáláján belül helyezkedtek el, valamint amelyekben akár egy alkalommal is történt más madárfaj által foglalás/költés. A helyes számítások érdekében mind a foglalt, mind a foglalatlan odúk esetében figyelembe vettük a vizsgált időszakban a fészkelésre alkalmas évek számát (min. 1; max. 5). Az összehasonlító elemzés során meghatározásra került a válogatott foglalt odúk átlagos szaporodási sikere. Ez alapján a foglalt odúkat alacsony-, valamint magas szaporodási rátával rendelkező csoportba rendeztük, ahol a felvett paramétereket a fészkelésre alkalmas évek alapján súlyozottan értékeltük.

### 3. EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁS

Az előzetes hívóhangos állománybecslési módszertan (EXO & HENNES, 1980) szerint végzett állományfelmérés alapján 2003-ban a kutatási terület minimális denzitása 0,098 pár/100 ha volt (HÁMORI, 2009). A 2012-2016 közötti felmérések során az odúinkban zajló költsékek mellett a területen regisztráltuk az antropogén költőhelyek ismert fészkeléseit is. Ez alapján leolvasható (**2. ábra**), hogy a 2003-ban becsült értékhez képest a felső-kiskunsági kuvikpopuláció ismert minimális költőpár-száma 2014-ben valamelyest már meghaladta a 2003-as becslést (0,098 pár/ha), majd ezt követően folyamatosan emelkedett. 2016-ra (0,161 pár/ha) a költőállomány nagysága 2003-hoz képest 64 %-al emelkedett. 2014-től – a sikeresen kirepült, ismert minimális fiókaszámok alapján – denzitás-növekedés feltételezhető. Jelen program eredményei igazolják, hogy a kuvik mesterséges megtelepítése képes ellensúlyozni a természetes költőüreg-hiányt, mérsékelni az antropogén veszélyeztető tényezőket, valamint bizonyítja, hogy az alföldi élőhelyek a kuvik élőhelyi- és táplálkozásbiológiai preferenciáinak jórészt megfelelnek. Elsősorban a fészkelési lehetőségek kis száma szorítja vissza a populáció-dinamikai lehetőségeket.

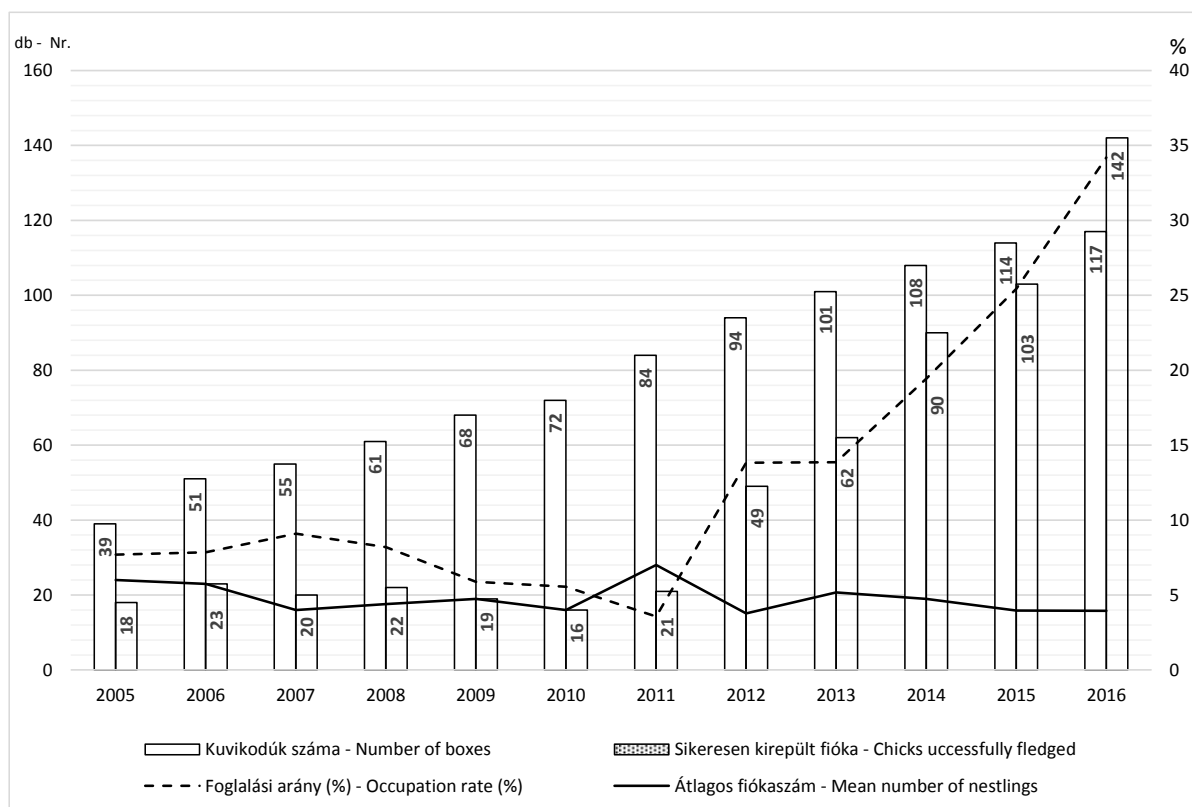


**2. ábra: A Felső-Kiskunság kuvikállományának denzitás-értékei a becsült és ismert minimális párszámok tükrében (2003, 2012-2016)**

Figure 2: Little Owl population density values of the Upper Kiskunság based on the estimated and known pairs (2003, 2012-2016)

A 2003-tól telepített odúinkban elsőként csak 2005-ben voltak megtelepedések és sikeres költsékek. Ezt követően az odúsámot is évről-évre növelve a foglalások és a sikeres költsékek száma lassú ütemben növekedett. A sikeresen kirepült fiókaszám-átlagok 3,77 (2012) és 7 (2011) közöttiek. A foglalási ráta látványos emelkedése csak 2011-től érzékelhető jelentősen (**3. ábra**). Amennyiben az adott évben fészkelési lehetőséget biztosító odúsámok tükrében vizsgáljuk a foglaltságot, úgy látható, hogy 2013-tól a rendelkezésre álló odúsám-növekedéshez képest jóval erőteljesebb tendenciát képvisel a foglaltsági arány növekedése. Ez alapján jelentős odúsám-növelés nélkül is további foglalási arány-növekedés prognosztizálható a következő évekre. Fontos megjegyezni viszont, hogy 2013-tól az egy

odúra vonatkoztatott átlagos fiókaszám (5,17) enyhén csökkenő tendenciát mutat (3,94). Erre figyelemmel kell lenni, hiszen adott területen a mesterséges fészekodú-többség nagyobb kuviksűrűség esetén magasabb fokú intraspecifikus konkurenciához vezethet, amely az adott élőhelyen esetleges táplálékhiányt, alacsony szaporodási sikert eredményezhet (NEWTON, 1994; MÄND *et al.*, 2005). A sikertelen költések számát tekintve nincs jelentős eltérés, a felmérési években 0-5 alkalommal hiúsult meg a fészkelés.

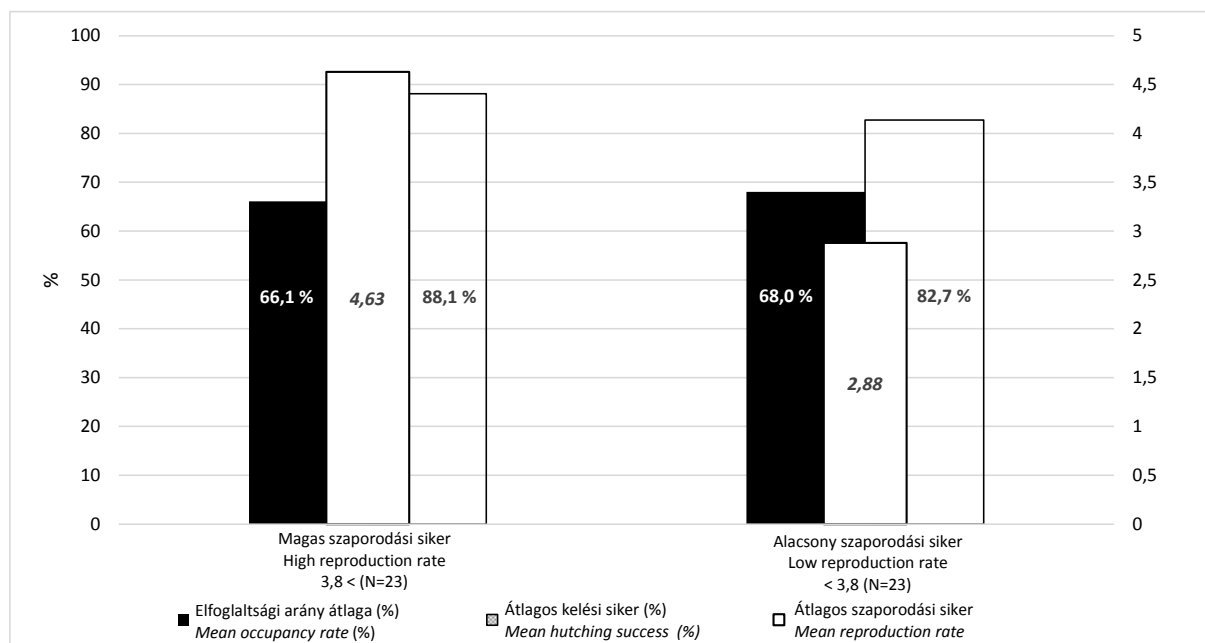


### 3. ábra: Költési eredmények a fészkelésre alkalmas odúszámok tükrében a Kiskunságban (2005-2016)

Figure 3: Hatching results in light of the number of nests suitable for breeding in Kiskunság (2005-2016)

A 2012-2016 közötti időszakban a legalább egy alkalommal költésre elfoglalt – otthonterület skála szerint szűrt – odúk átlagos szaporodási siker-értéke 3,8 (N=44). Németországi és holland területeken megállapították a kuvikpopuláció állományának stabilitását biztosító minimális szaporodási siker értékét, amelyet 2,35 fióka/költőpár-számban határoztak meg (EXO & HENNES, 1980). Egy Frankfurthoz közeli élőhelyre telepített kuvikodúk költési eredményeit vizsgáló, három évet összegző tanulmányban GOTTSCHALK *et al.* (2011) 2,21-es szaporodási rátát állapítottak meg. A vizsgált kiskunsági kuvikodúk 3,8-as szaporodási rátája tehát az említett irodalmi adatok alapján igen magas értéket képvisel. Emiatt a foglalt odúkon belül nem az állomány-stabilitást jelentő szakirodalmi 2,35-ös ráta, hanem a kapott 3,8-as ráta-átlag alapján történt meg az odúk elkülönítése. A 3,8 alatti értéket képviselő csoportba az alacsony szaporodási rátát mutató odúk (N=21), míg az e feletti a magas szaporodási rátát mutató odúk (N=23) kerültek. Az odúhoz tartozó összegzett és átlagolt foglaltsági, kelési-, és szaporodási siker értékek ez alapján kerültek kiértékelésre (4. ábra). A magas szaporodási siker kategóriába kerülő odúk szaporodási siker arányának átlaga meglepően magas (4,63), de még az alacsonyabb szaporodási sikert képviselők átlaga

is magasabb (2,88), mint az EXO & HENNES (1980) alapján megállapított állomány-stabilitási szaporodási ráta (2,35). Meglepő módon a két elkülönített odúcsoport között az elfoglaltsági arány, valamint a kelési siker tekintetében nincs jelentős különbség. Az eltérő szaporodási siker átlagok így valószínűleg más élőhelyi tényezőkkel magyarázhatók.



**4. ábra: Magas és alacsony szaporodási sikerrel rendelkező odúk foglaltságának és reprodukciós adatainak összevetése (2012-2016)**

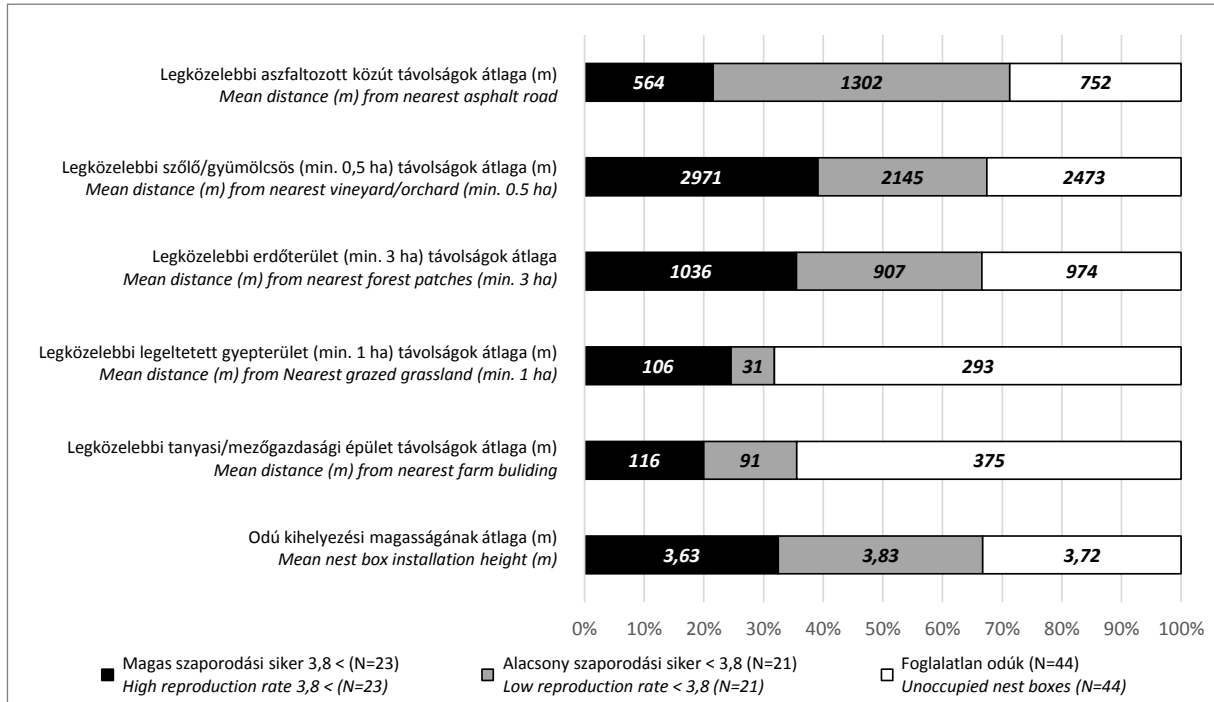
Figure 4: Comparison of occupancy and reproduction data in nests with high and low reproductive success (2012-2016)

A faj ökológiája szempontjából fontos élőhelyek legközelebbi térbeli távolsága, valamint az odúk kihelyezési magassága a szaporodási siker kategóriáknak megfelelően a foglalt és a foglalatlan odúk esetében is mérésre került. Az eredmények a 100%-ig halmozott diagram alapján értelmezhetőek (5. ábra). Az odúk átlagos talajszinttől mért kihelyezési magasságai között nincs jelentős különbség. A gyakorlatban alkalmazott, 2-6 m közötti kihelyezési magasságú odúk mindegyikében volt költés, illetve tartós foglalás. Svájcban kimutatták (JUILLARD, 1989), hogy a kuvikpopuláció 1950 és 1985 között mutatkozó drasztikus csökkenése a kedvező élőhelyek szűkülése, valamint az idős gyümölcsfák – mint természetes költőhelyet biztosító természeti értékek – kitermelése miatt következett be, így fontos volt figyelembe venni a gyümölcsösök térbeli távolságait. GOTTSCHALK *et al.* (2011) vizsgálata szerint a fészkelésre elfoglalt kuvikodúk az erdőtől átlagosan 761 m-re, a gyümölcsösöktől átlagosan 53 m-re helyezkedtek el (tengerszint feletti magasság 164 m). A magas foglalási rátájú kuvikodúk általában a gyümölcsösöktől valamint az erdőterületektől távolabb helyezkedtek el, a foglaltság tükrében ezek voltak a legerősebb prediktor-változók (GOTTSCHALK *et al.*, 2011). A gyümölcsös területek mérései alapján ez a kiskunsági magas szaporodási siker értékkel rendelkező odúk esetében is igaz, hiszen ezen odúk helyezkedtek el a legtávolabb a gyümölcsösöktől (2971 m). Az erdők távolságának tekintetében is igazolást nyert, hogy az erdőtől távolabb kihelyezett kuvikodúk esetében magasabb szaporodási siker várható (1036 m). TOMÉ *et al.* (2004) megállapította, hogy a konkurens ragadozómadarak

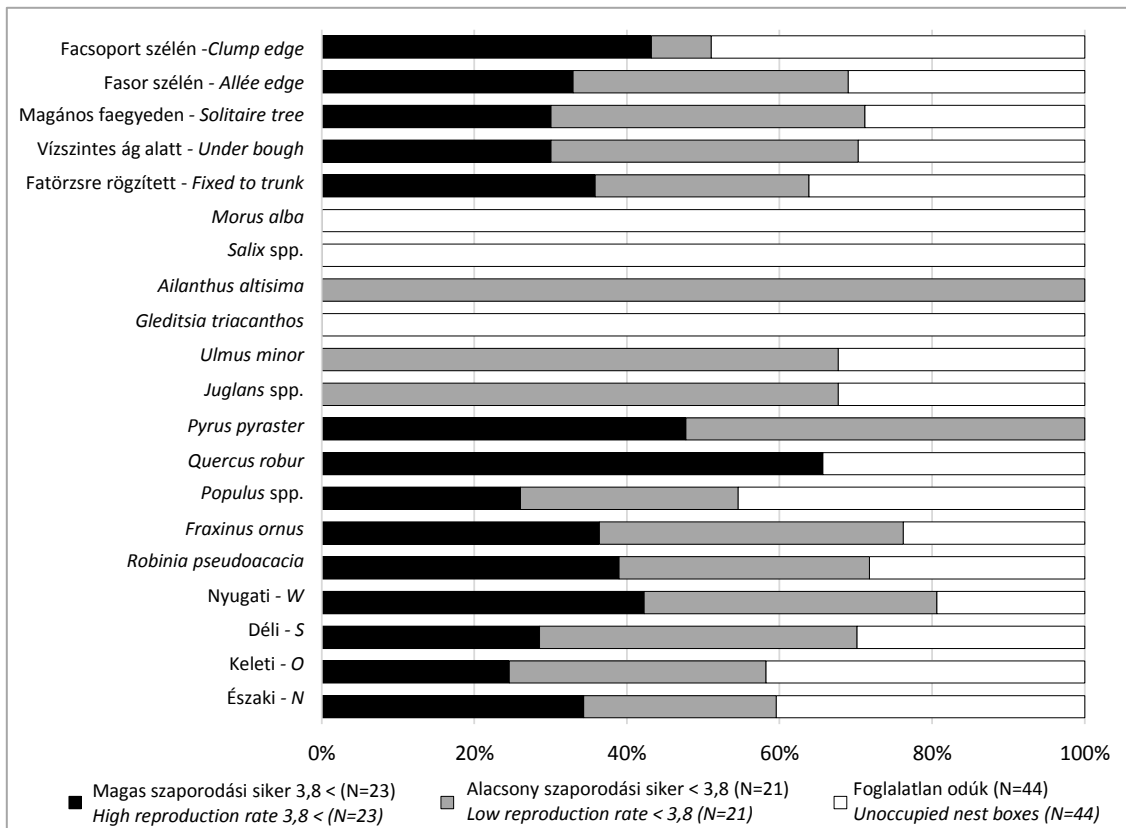
hatással vannak a faj fészkelőhely-választására és szaporodási sikerére (ZUBEROGOITIA *et al.*, 2005). SCHÖNN *et al.* (1991) beszámolt arról, hogy a macskabagoly (*Strix aluco*) kiszoríthatja a magasabb erdősültségi arányú élőhelyekről a kuvikot. Ezzel kapcsolatban a felső-kiskunsági területeken további elemzések szükségesek a macskabagoly tényleges előfordulása és állománya kapcsán. Az aszfaltozott közutak távolsága szoros összefüggésben áll az elűtött kuvikok számával (GÉNOT, 1991; FRIAS, 1999). A közúti forgalom a sikeresen kirepült fiatal egyedekre jelent nagy veszélyt kezdetleges röpképességük idején. Bár a közeli úthálózat a faj tekintetében ökológiai csapdát jelent (ZABALA *et al.*, 2006), ennek ellenére a kuvik költőhelyei általában a forgalmas utakhoz közel helyezkednek el (ROBERTSON & HUTTO, 2006). Ez első sorban a táplálkozási szokásokkal lehet összefüggésben, mert a megvilágított közutak több rovar-, és kisméretű zsákmányfajt is oda koncentrálnak éjszaka. A közutaktól mért távolságok átlaga a magas szaporodási sikerrel rendelkező odúk esetében a legkisebb (564 m). Eredményeink alapján így kijelenthető, hogy a kuvik magas toleranciaspektrumú az aszfaltozott közutak zavaró tényezőivel szemben, valamint a területen a veszélyeztető tényezők ellenére, táplálkozásbiológiai szempontból preferálja ezek közelségét.

Nem vizsgálták még, hogy a kuvik egy adott élőhelyen elsősorban milyen állattartási módokat és hozzá kapcsolódó élőhelyeket részesít előnyben (VAN NIEUWENHUYSE *et al.*, 2008). A kuvik, mint nagy alkalmazkodó képességgel rendelkező faj, napjainkra az emberi létesítményekbe kényszerült, költőhelyei az alföldön jellemzően tanyasi és gazdasági épületek padlásterei (SCHMIDT 1998). A 2015-ös kiskunsági költési eredmények alapján a kuvikok elsősorban a juhtelepekhez és hozzá tartozó gyepterületekhez (57%) kötődnek (HÁMORI, 2016). Az egyes élőhelytípusok térbeli távolságának vizsgálata során ezen alföldi élőhely tekintetében így fontos volt a szakirodalmi prediktorok mellett megvizsgálni a legeltetett gyepterületek, valamint a legalább háztáji állattartást folytató tanyasi/gazdasági épületek odútól mért legközelebbi távolságát. A kapott adatok a feltételezéstől – miszerint a magas szaporodási sikerű odúk átlagtávolsága lesz a legközelebbi az épületekhez és a legeltetett gyepterületekhez – jelentősen eltértek. Az adatok szerint a várható magas szaporodási siker érdekében az odúkat a gyepterületekről átlagosan 106, a tanyasi/gazdasági épületektől 116 méterre érdemes kihelyezni. Ettől közelebbi távolságok esetén alacsonyabb szaporodási siker (gyepterület 31 m), jóval nagyobb távolságok esetén (293 m, 395 m) pedig potenciális foglalatlanság prognosztizálható. Ezek alapján kijelenthető, hogy a kuvikok revír-területükön belül azt preferálják, ha a költőodútól mérve a fészkelési skálán belül (142 m, ŠÁLEK *et al.*, 2012) elérhető a két vizsgált élőhelytípus.

Az odúkhöz tartozó paraméterek vizsgálati eredményei közül jelentős különbség csak az odú láthatósága, valamint egyes fafajokra helyezett odúk foglalatlansága esetében adódott (**6. ábra**). A facsoportok szélére helyezett odúk 49%-át egyáltalán nem foglalták el költésre a kuvikok. A fehér eperre (*Morus alba*), fűz-fajokra (*Salix* spp.), valamint a lepényfákra (*Gleditsia triacanthos*) helyezett odúkat a kuvikok egy esetben sem foglalták el (N=7). A rögzítési helyzet tekintetében nincs eltérés a 3 elemzett kategória között. A vízszintes oldalágra lógatva rögzített odúk foglaltsági arányai közel megegyeztek a fa törzsére rögzített odúkéval. Az odúk berepülő nyílás irányzékának megoszlása is mind három esetben hasonló megoszlást mutat, így az odúk kihelyezésekor az irányzék figyelembevétele mellőzhető.



**5. ábra: Vizsgált élőhelytípusok odútól mért legközelebbi távolságainak összevetése**  
 Figure 5: Comparison of the measured distance between the nest and the nearest investigated habitat types



**6. ábra: Magas és alacsony szaporodási siker-átlaggal rendelkező, valamint a foglalatlan odúk paramétereinek összevetése**  
 Figure 6: Comparison of parameters of unoccupied nests with ones of high and low reproductive success

#### 4. KONKLÚZIÓ

Adott élőhelyen a fészkelési lehetőségek számának mesterséges növelése magasabb denzitást és területi költsésszámot eredményezhet, amely ezen diszpergáló faj esetében a kirepült fiókák szétszóródását is elősegíti a környező élőhelyeken (KING & BELTHOFF, 2001). Egyes tanulmányok (HÖLZINGER, 1987; EXO, 1992) arról számoltak be, hogy a költőládaszám növelésével idővel nem nőtt arányosan a költő párok száma. A vizsgálati időszak eredményei alapján a kiskunsági kuvikpopuláció viszont kimagasló reprodukciós eredményeket produkált a kihelyezett odúkban és e tekintetben további pozitív tendencia várható. A mesterséges odúk kihelyezése egy igen hatékony módszer a kuvikok védelmére, amely segítségével stabilizálni, hosszú távon növelni lehet egy csökkenő populációt. Az eredmények alapján lényeges, hogy a költőodúk telepítése kizárólag olyan helyeken történjen, ahol az élőhely a faj számára alkalmas és ahol valószínű, hogy fészkelése magas szaporodási sikerrel járhat. A költőodú hatékony elhelyezése révén kisebb ráfordítás mellett hosszútávon fenntartható az adott populáció, illetve a szakmailag előkészített, ellenőrzött és értékelt tevékenység megelőzheti, hogy egy adott élőhelyen az állomány lecsökkenjen a már kritikus egyedszámra. Azt találtuk, hogy az odú egyes paraméterei és az élőhelytípusok térbeli távolságai befolyásolhatják a foglalási rátát. A felső-kiskunsági eredmények alapján az öt éves vizsgálati időszak alatt a kuvikodú-foglaltságot és a szaporodási sikert az erdők távolsága, az aszfaltozott közutak távolsága, a legeltetett gyepterületek távolsága, valamint az odú láthatósága befolyásolja. Az odú berepülő nyílásának irányzéka, valamint a rögzítések között nem mutatkozott nagy különbség az értékelt esetekben. A megfogalmazott szempontok figyelembevételével a területre már kihelyezett, foglalatlan odúk áttelepítésével a védelmi tevékenység hatékonysága javítható. Fontos, hogy az ilyen projektek megkezdése előtt az adott élőhelyen megtörténjenek a terepi helyszíni és térinformatikai elemzések. Az értékes természetvédelmi eredmények ellenére a konzerváció-biológiai célkitűzéseknek a költőhelyek biztosítása céljából csak rövidtávon felelhet meg a mesterséges odútelepek létrehozása és kezelése. A faj eredendő élőhely-preferenciáinak és költésbiológiájának ismeretében a legfontosabb hosszú távú természetvédelmi célkitűzés az antropogén veszélyeztető tényezőktől mentes élőhelyek biztosítása és védelme. Ehhez viszont a faj számára megfelelő élőhelyeken aktuális természetvédelmi feladat a mesterséges fészkek odúk kihelyezésével és biztosításával párhuzamosan a természetes költőhelyi lehetőségek megteremtése.

A vizsgálati téma kapcsán a jövőben további, részletes kutatások szükségesek a faj élőhelyi preferenciájának megértéséhez. Az odúkhöz tartozó paraméterek és az élőhelyi távolságok mellett elemezni kell a kuvik élőhelyi skáláiba (fészkelési terület, otthonterület, tájleptékű skála) tartozó élőhelyek szerkezetét, mozaikosságát, fragmentáltságát és megoszlását is.

#### KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Hálásan köszönöm DR. WINKLER DÁNIEL ANDRÁS segítségét és útmutatásait, valamint a MAGYARORSZÁGI KUVIK OLTALMI EGYESÜLET tagjainak terepi munkáját és segítségét!

#### IRODALOMJEGYZÉK

ANGELICI, F. M., LATELLA, L., LUISELLI, L. & RIGA, F. (1997): The summer diet of the Little Owl (*Athene noctua*) on the Island of Astipalaea (Dodecanese, Greece). *Journal of Raptor Research* **31**: 280–282.



- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2015): Species factsheet: *Athene noctua*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 31/05/2015
- BOLTON, M., MEDEIROS, R., HOTHERSALL, B. & CAMPOS, A. (2004): The use of artificial breeding chambers as a conservation measure for cavity-nesting procellariiform seabirds: a case study of the Madeiran Storm Petrel (*Oceanodroma castro*). *Biological Conservation* **116**: 73–80. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00178-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00178-2)
- CRAMP, S. (1985): The Birds of the Western Palearctic. Vol. 4. Terns to Woodpeckers. Oxford, New York: Oxford University Press, 514–525.
- EXO, K-M. & HENNES, R. (1980): Beitrag zur Populationsökologie des Steinkauzes (*Athene noctua*). *Vogelwelt* **99**: 137–141.
- EXO, K-M. (1992): Population ecology of Little Owls *Athene noctua* in Central EUROPE: A review. In: Galbraith, C. A.; Taylor, I.R. & Percival, S. (Eds.): The Ecology and Conservation of European Owls. Joint Nature Conservation Committee. UK Nature Conservation, No. 5. Petersborough, 64–75.
- FRIAS, O. (1999): Estacionalidad de los atropellos de aves en el centro de España: número y edad de los individuos y riqueza y diversidad de especies. *Ardeola* **46**: 23–30.
- GÉNOT, J-C. (1991): Mortalité de la Chouette chevêche, *Athene noctua*, en France. In: JUILLARD, M., BASSIN, P., BAUDVIN, H. (Eds.): Rapaces Nocturnes Actes du 30e colloque interrégional d'ornithologie Porrentruy (Suisse). November, 2-4, 1990. Nos Oiseaux, 139–148.
- GÉNOT, J-C. (1992): Biologie de reproduction de la Chouette chevêche *Athene noctua*, en France. *L'Oiseau et R.F.O.* **62**: 309–319.
- GÉNOT, J-C. & VAN NIEUWENHUYSE, D. (2002): Little Owl *Athene noctua*. *BWP Update* **4**: 35–63.
- GORMAN, G. (1995): The status of owls (Strigiformes) in Hungary. *Buteo* **7**: 95–108.
- GOTTSCHALK, T.K., EKSCHMITT, K. & WOLTERS, V. (2011): Efficient placement of nest-box for the little owl (*Athene noctua*). *Journal of Raptor Research* **45**: 1–14. <http://dx.doi.org/10.3356/JRR-09-11.1>
- HÁMORI D. (2009): A kuvik (*Athene noctua* (SCOP.) 1769) felmérése és védelme a Felső-Kiskunságban. Nyugat-magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar.
- HÁMORI D. (2012): Kuvikodú-telepítés szempontjai alföldi területeken. *Heliaca* **10**: 61–63.
- HÁMORI D. & CSORTOS CS. (2015): A Kuvik Munkacsoport 2015. évi beszámolója. *Heliaca* **13**: 15–17.
- HÁMORI D. (2016): Antropogén fészkelő-helyekre kényszerült kuvik *Athene noctua* (Scopoli, 1769) konzervációbiológiai lehetőségei a felső-kiskunságban. *Erdészettudományi Közlemények* **6(2)**: 175–187. <http://dx.doi.org/10.17164/EK.2016.014>
- HARASZTHY L. (1982): Kuvik-odú készítése. *Madártani Tájékoztató*, okt.-dec.: 259–262.
- HÖLZINGER, J. (1987): Vögel Baden-Württembergs. Volume 1: Gefährdung und Schutz - Steinkauz. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, Germany.
- JUILLARD, M. (1989): The decline of the Little Owl *Athene noctua* in Switzerland. In: MEYBURG, B.-U. & CHANCELOT, R. D. (Eds.): Raptors in the Modern World. Proceedings of the III. World Conference on Birds of Prey and Owls. Eilat, Israel, March 22-27, 1987. Berlin, London and Paris, 435–439.
- KALOTÁS ZS. (1987): Adalékok a menyétféle ragadozók fészkalj pusztító tevékenységéhez és károsításaik megelőzéséhez. *Madártani Tájékoztató*, jan.-jún., 13–16.
- KING, R.A. & BELTHOFF, J.R. (2001): Post-fledging dispersal of Burrowing Owls in southwestern Idaho: characteristics of movements and use of satellite burrows. *Condor* **103**: 118–126. [http://dx.doi.org/10.1650/0010-5422\(2001\)103\[0118:PFDOBO\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1650/0010-5422(2001)103[0118:PFDOBO]2.0.CO;2)
- KIRCHBERGER, K. (1988): Artenschutzmöglichkeiten beim Steinkauz und Schwarzmilan. *Vogelschutz im Österreich* **2**: 52–55.
- KISS, O., TOKODY, B., DEÁK, B. & MOSKÁT, CS. (2016): Increased landscape heterogeneity supports the conservation of European rollers (*Coracias garrulus*) in southern Hungary. *Journal for Nature Conservation* **29**: 97–104. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2015.12.003>
- KLEIN, Á., NAGY, T., CSÖRGŐ, T. & MÁTICS, R. (2007): Exterior nest-boxes may negatively affect barn owl *Tyto alba* survival: an ecological trap. *Bird Conservation International* **17**: 273–281. <http://doi.org/10.1017/S0959270907000792>

- LAMBRECHTS, M.M., WIEBE, K.L., SUNDE, P. & SOLONEN, T. (Eds.) (2012): Nest box design for the study of diurnal raptors and owls is still an overlooked point in ecological, evolutionary and conservation studies: a review. *Journal of Ornithology* **153**(1): 23-34. <http://doi.org/10.1007/s10336-011-0720-3>
- LECOMTE, P., LAPIOS, J-M. & GÉNOT, J-C. (2001): Plan de restauration des populations de Chevêches d'Athéna en France. In: GÉNOT, J-C.; LAPIOS, J-M.; LECOMTE, P. AND LEIGH, R. S. (Eds.)(2000): Chouette chevêche et territoires. Actes du Colloque International de Champsur-Marne, November 25-26, ILOWG, *Ciconia* **25**: 159–171.
- LEIGH, R. (2001): The breeding dynamics of Little Owls (*Athene noctua*) in North West England. In: GÉNOT, J-C., LAPIOS, J-M., LECOMTE, P. & LEIGH, R. S. (Eds.): Chouette chevêche et territoires. Actes du Colloque International de Champsur-Marne, November 25-26, ILOWG, *Ciconia* **25**: 67–76.
- LOWTHER, P.E. (2012): Does nest-box size impact clutch size of house sparrows? *Wilson Journal of Ornithology* **124**: 384–389.
- MÄND, R., TILGAR, V., LÖHMUS, A. & LEIVITS, A. (2005): Providing nest boxes for hole-nesting birds – does habitat matter? *Biodiversity Conservation* **14**:1823–1840. <http://doi.org/10.1007/s10531-004-1039-7>
- MAYFIELDS, H. F. (1961): Nesting success calculated from exposure. *Wilson Bulletin* **73**: 255–261.
- MIKKOLA, H. & WILLIS, I. (1983): *Owls of europe*. Vermillion, SD USA: Buteo Books.
- MME NOMENCLATOR BIZOTTSÁG (2008): Nomenclator Avium Hungariae. *Magyarország madarainak névjegyzéke*. MME, Budapest.
- NEWTON, I. (1994): The role of nest sites in limiting the numbers of hole-nesting birds: a review. *Biodiversity Conservation* **70**: 265–276. [http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)90172-4](http://dx.doi.org/10.1016/0006-3207(94)90172-4)
- OLAH, G., VIGO, G., HEINSOHNA, R. & BRIGHTSMITH, D. J. (2014): Nest site selection and efficacy of artificial nests for breeding success of Scarlet Macaws *Ara macao macao* in lowland Peru. *Journal for Nature Conservation* **22**: 176–185. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2013.11.003>
- PRIDDEL, D., CARLILE, N. & WHEELER, R. (2006): Establishment of a new breeding colony of Gould's Petrel (*Pterodroma leucoptera leucoptera*) through the creation of artificial nesting habitat and the translocation of nestlings. *Biological Conservation* **128**: 553–563. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2005.10.023>
- RAKONCZAY Z., TÖLGYESI I. & VAJDA Z. (2001): *A Kiskunságtól Bácsalmásig: a kiskunság természeti értékei*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- ROBERTSON, B.A. & HUTTO, R.L. (2006): A framework for understanding ecological traps and an evaluation of existing evidence. *Ecology* **87**: 1075–1095. [http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[1075:AFFUET\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[1075:AFFUET]2.0.CO;2)
- ŠÁLEK, M. & LÖVY, M. (2012): Spatial ecology and habitat selection of Little Owl *Athene noctua* during the breeding season in Central European farmland. *Bird Conservation International* **22**(03): 328–338. <http://dx.doi.org/10.1017/S0959270911000268>
- ŠÁLEK, M., CHRENKOVA, M. & KIPSON, M. (2013): High population density of Little Owl (*Athene noctua*) in Hortobágy National Park, Hungary, Central Europe. *Polish Journal of Ecology* **61**: 165–169.
- SCHMIDT E. (1998): Küvík. In: HARASZTHY L. (szerk): *Magyarország madarai*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 218–219.
- SCHÖNN, S., SCHERZINGER, W., EXO, K-M. & ILLE, R. (1991): Der Steinkauz. Die Neue Brehm-Bücherei. Wittenberg Lutherstadt. A. Ziemsen Verlag.
- SCHWARZENBERG, L. (1970): Hilfe unserem Steinkauz. *DBV Jahresheft*, 20–23.
- STANDOVÁR T. & PRIMACK R.B. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai*. Nemzeti Tankönyvkiadó.
- SUTHERLAND, W.J., NEWTON, I. & GREEN, R.E. (2004): *Bird ecology and conservation*. Oxford University Press, New York.
- THORUP, K., SUNDE, P., JACOBSEN, L.B. & RAHBEK, C. (2010): Breeding season food limitation drives population decline of the Little Owl *Athene noctua* in Denmark. *Ibis* **152**(4): 803–814. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919X.2010.01046.x>

- TOMÉ, R., BLOISE, C. & KORPIMÄKI, E. (2004): Nest-site selection and nesting success of Little Owls (*Athene noctua*) in Mediterranean woodland and open habitats. *Journal of Raptor Research* **38**: 35–46.
- VAN NIEUWEHUYSE, D., LEYSEN, M. & STEENHOUDT, K. (2001): Analysis and spatial prediction of Little Owl *Athene noctua* distribution in relation to its living environment in Flanders. *Oriolus* **67**: 32–51.
- VAN NIEUWENHUYSE, D., GÉNOT, J-C. & JOHNSON, D.H. (2008): The Little Owl: *Conservation, Ecology and Behavior of Athene noctua*. Cambridge University Press, The Edinburgh Building, Shaftesbury Road Cambridge CB 2 2 RU UK.
- ZABALA, J., ZUBEROGOITIA, I., MARTÍNEZ-CLIMENT, J.A., MARTÍNEZ, J.E., AZKONA, A., HIDALGO, S. & IRAETA, A. (2006): Occupancy and abundance of Little Owl (*Athene noctua*) in an intensively managed forest area in Biscay. *Ornis Fennica* **83**(3): 97–107.
- ZUBEROGOITIA I., MARTINEZ J. A., ZABALA J. & MARTÍNEZ J. E. (2005): Interspecific aggression and nest-site competition in a European owl community. *Journal of Raptor Research* **39**: 156–159.



## A ZÖLD GYÍK [*Lacerta viridis* (LAURENTI, 1768)] HABITAT-VÁLASZTÁSÁNAK VIZSGÁLATA A FERTŐMELLÉKI-DOMBSÁG TERÜLETÉN

Harta István<sup>1</sup>, Winkler Dániel<sup>2</sup> & Erdő Ádám<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Szent István Egyetem, Mezőgazdaság és Környezettudományi Kar  
Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences  
H-2100 Gödöllő, Páter Károly út 1., Hungary  
email: hartaistvan1990@gmail.com

<sup>2</sup>Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet  
University of Sopron, Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology  
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs u. 4., Hungary  
e-mail: winkler.daniel@uni-sopron.hu; adame6@gmail.com

### ABSTRACT

HARTA I., WINKLER D. & ERDŐ Á.: HABITAT SELECTION OF THE EUROPEAN GREEN LIZARD [*Lacerta viridis* (LAURENTI, 1768)] IN THE FERTŐMELLÉKI HILLS. *Hungarian Small Game Bulletin* **13**: 201–212. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2017.201>

The aim of this research was to determine the habitat selection of the European Green Lizard (*Lacerta viridis*) in the area of the Fertőmelléki Hills (Northwest Hungary). During the field work 60 lizard individuals' (adult, yearling, hatchling) habitat-texture were quantified also including the hideaways and perching sites. For the lizard survey the line transect method was used. Field data set was evaluated using Principal Component Analysis (PCA) to test which factor mostly affect the three age groups of lizards and Discriminant Function Analysis (DA) to identify differences in lizard habitat pattern. According to the results, habitat selection of the European Green Lizard is mostly affected by the habitat mosaic structure. Both PCA and DA analyses yielded significant differences in habitat choice between the three age groups studied. The most important proposal for the active protection of this species is the appropriate treatment of edge ecotones.

**KULCSZAVAK:** zöld gyík, élőhely, szegély ökotonok

**KEY WORDS:** European Green Lizard, habitat, edge ecotones

### 1. BEVEZETÉS

A hazai hüllőfauna (Reptilia) egyik közismert, feltűnő, általánosan elterjedt tagja a zöld gyík (*Lacerta viridis*). Európai állománya csökkenő trendet mutat (ISAILOVIC *et al.*, 2009), Lengyelországból és Németország keleti feléről kipusztult (ARNOLD, 2002). Magyarországon fennmaradása nem veszélyeztetett, de több helyen megritkult és egyes területekről tisztázatlan okokból eltűnően van (PÉCHY, 2000). Mivel telelő és tojásrakó helye megegyezik az évközben használt élőhellyel, általában nem vándorol (PUKY *et al.*, 2005). Ezek alapján egész évben hatékonyan biztosítható a faj védelme, ha az általa használt habitatokról megfelelő ismeretekkel rendelkezünk.

A zöld gyík elterjedése nagyrészt feltárt, ám, hogy adott élőhelyen milyen struktúra szükséges a faj megtelepedéséhez, arról hiányosak az információink. A hazai szakirodalomban fellelhető adatok inkább csak faunisztikai megfigyelésekre vonatkoznak, a faj ökológiájával, habitat-választásával kevesen foglalkoztak (KORSÓS, 1982, 1984, 1986, HELTAI *et al.*, 2015).

A Sopronhoz közeli Fertőmelléki-dombság földrajzi helyzetéből és élőhelyi mozaikosságából adódóan is alkalmas a zöld gyík stabil populációjának megtelepedésére (MARIÁN & TRASER, 1978), így kutatásunkhoz megfelelő vizsgálati területnek bizonyult.

Kutatásunk fő célkitűzései a zöld gyík habitat-választásának vizsgálata, valamint a faj három korcsoportjának habitat-választásban mutatkozó eltéréseinek elemzése volt a Fertőmelléki-dombság területén.

## 2. ANYAG ÉS MÓDSZER

### 2.1. VIZSGÁLATI TERÜLET

A Fertőmelléki-dombság a Nyugat-magyarországi Peremvidék része, területe 67 km<sup>2</sup>. Harmadidőszaki üledékes kőzetekből (lajtamészke, szarmata mészkő, konglomerátum, homok, homokkő) álló, gyengén tagolt deráziós-eróziós dombság. Felszínét csaknem teljes egészében (98%) erdőtalajok borítják. Az agyagbemosódásos barna erőtalajok nagyrészt erdővel borítottak, a barnaföldek közel 80%-a szántóként, részben szőlőként hasznosul. Mérsékelt hűvös-, mérsékelt száraz éghajlatú. Az éves napsütéses órák száma 1800, az évi középhőmérséklet 9,5-9,8 °C, az éves csapadékösszeg 640-660 mm (DÖVÉNYI, 2010).

A dombság potenciális vegetációtípusát gyertyános-kocsánytalan tölgyesek és cseres-tölgyesek jelentik, de számottevő az edafikus erdőtüskés (mészkedvelő tölgyesek, mészkőrű tölgyesek és mészkőrű gyertyános-tölgyesek) részaránya is. Az erdő nagy része sarj eredetű, számos tisztás, erdőszegély alakult ki. Régi kultúrtáj, az emberi hatások mindenhol éreztetik hatásukat. A tájhasználatnak (pl. kőfejtők) köszönhetik létüket a sziklagyepek és sztyepprétek. A leromlott erdők, illetve gyepek helyén sokfelé fenyőt (*Pinus nigra*, *P. sylvestris*) és fehér akácot (*Robinia pseudoacacia*) telepítettek (KIRÁLY, 2010). A zöld gyík predátorai közül a rézsikló (*Coronella austriaca*), a vörös vércse (*Falco tinnunculus*), a kabasólyom (*F. subbuteo*) és a tövisszűrő gébics (*Lanius collurio*) él a területen.

A vizsgálati terület (47°43' É, 16°37'K, tszfm.: 170 m) nagy része működő, illetve felhagyott külszíni fejtésű bányaterület. A terület nyugati részén (Sopronkőhida külterületén) a kavicsbánya peremterületén már megindult a szukcesszió, emellett jellemző habitatok a környékbeli felhagyott, elgyomosodott szőlők, valamint a környező erdők szegélyzónája (1. ábra). A bánya peremterülete két részre bontható: a már cserjésedett, a jelenlegi fejtés helyétől távolabbi részek, illetve a gyomos, inkább magaskórósokkal és fűfélékkel (Poaceae) borított területek. A nyílt élőhelyek cserjefajai az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), a kökény (*Prunus spinosa*), a gyepűrózsa (*Rosa canina*), a szőlő (*Vitis* sp.) és az ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*). A felhagyott szőlőkben tömeges a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*). Az erdők kocsánytalan-tölgyesek, akácok, vagy telepített fenyvesek. A kocsánytalan-tölgyesek szegélyzónái igen sűrűek és fajgazdagok, bennük a szárazabb termőhelyre jellemző lágyszárú- és cserjefajok dominálnak. Az akácokban a meddő rozsnok (*Bromus sterilis*) alkotja a gyepszintet, a szegélyzónát a nyílt élőhelyekre jellemző cserjefajok mellett szeder fajok (*Rubus fruticosus* agg.) borítják. A telepített fenyvesekre a feketefenyő, és a szegélyterületeken megjelenő fehér akác jellemzőek. A gyepszint a fenyvesek alatt hiányzik, a szegélyekben nagytermetű fűfélék dominálnak. Á-NÉR: L1, L2, M8, O7, O12, P2, S1, S4, U5, U6. A vizsgálati terület keleti része (Fertőrákos külterülete) mozaikosabb, ez a szegélyzónák nagyobb arányát eredményezi. Egy működő külszíni mészkőbánya és annak peremrésze található itt, amelyet nyugatról telepített fenyvesek, északról cseres-kocsánytalan-tölgyesek szegélyeznek. Az erdő peremterületein és a bánya némely részén cserjésedett

lejtőgyepek találhatóak. A tölgyeseket igen sűrű cserjés szegélyezi, amelyek nagyrészt egybibés galagonyából, fagyalból (*Ligustrum vulgare*), húsos somból (*Cornus mas*), csíkos kecskerágóból (*Euonymus europaeus*), kökényből (*Prunus spinosa*) és rózsákból (*Rosa* agg.) állnak. A nyílt élőhelyek itt előrehaladottabb szukcessziós állapotúak, megjelennek az árvalányhajas-lejtőgyepek is. Pionír fafajként általános itt a rezgőnyár (*Populus tremula*), egyes fűz-fajok (*Salix* spp.), a fekete fenyő és a bálványfa (*Alnus altissima*) is. Kisebb akácok is találhatóak a területen, melyek spontán települtek ide. Cserjeszintjük hiányzik, esetleg néhány bálványfa alkotja. Gyepszintjük sűrű, homogén, amelyben a meddő rozsnok dominál. Á-NÉR: I3, H2, L1, L2, M8, P2, S4, S6, S1, U6, U5.



**1. ábra: Jellegzetes zöld gyík élőhely a vizsgálati területen (Fotó: Erdő Á.)**  
*Figure 1. Typical European Green Lizard habitat in the study site (Photo: Á. Erdő)*

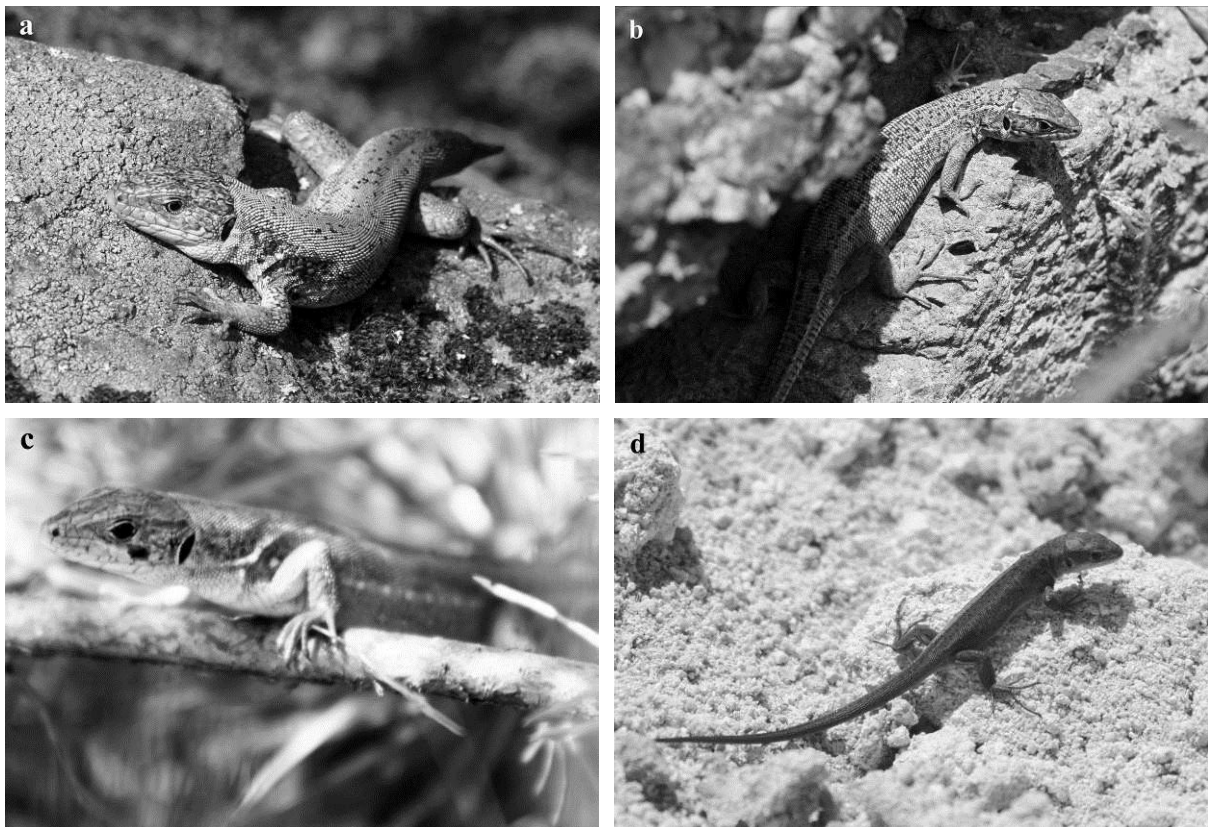
## 2.2. TEREPI FELMÉRÉSI MÓDSZEREK

A gyíkfajok habitat-választásának vizsgálatára kevés módszert dolgoztak ki. Az egyik jól használható eljárás az egyedek kiválasztott habitat-paramétereinek számszerűsítését célozza meg, úgy, hogy az élőhely középpontjának az állatok kiülő helyeittekinti (VANHOODYDONCK *et al.*, 2000). Ezt a módszert mások is sikerrel alkalmazták (NEMES *et al.*, 2006). A bűvőhelyek vizsgálata során IHÁSZ *et al.* (2006) módszereit vettük alapul. Terepi munkánk 2011 áprilisától októberéig tartott. A vizsgálatokat délelőtt 9:00 és 12:00 között végeztük, mivel a zöld gyíkok ebben az időintervallumban a legaktívabbak. A terepi vizsgálatokat hasonló időjárási körülmények – meleg, napos, szélmentes napok – között végeztük, ezzel kizárva a napi aktivitásbeli eltérésekből eredő különbségeket.



Az egyedek felvételéhez vonaltranszekt módszert (JÄRVINEN & VÄISÄNEN, 1975) alkalmaztunk. A megfigyelések vizuálisan történtek, a kitűzött transzekt mentén haladva észleltük a zöld gyíkokat. Lassan, figyelmesen haladva vettük észre az egyedeket, kb. 2-3 m távolságból. Először megállapítottuk az állat korát (adult, egyéves, fiatal) majd lokalizáltuk a „kiülő pontot” (NEMES *et al.*, 2006). Ez a pont az, ahol az észlelés pillanatában az állat tartózkodott. Ezután a gyíkot megzavarva követtük annak útját a „végső búvóhelyéig” (IHÁSZ *et al.*, 2006). Ezt a pontot is rögzítettük. A megpillantás helyét nagy felbontású térképen ábrázoltuk. Egy útvonalat csak egyszer jártunk be, illetve egy állatot csak egyszer vettünk fel, hogy az ismétléseket elkerüljük.

„Adult” egyednek tekintettünk minden olyan zöld gyíkot, amely legalább a 3. életévében volt. Az „egyéves” kategóriába az előző évben világra jött egyedek tartoztak. „Fiatal” elnevezést kapott minden olyan egyed, mely az adott évben bújt ki a tojásból (NEMES *et al.*, 2006). Ezek jellemzően augusztus-szeptemberben jelentek meg először. A három kategória habitus, méret és színezet alapján nagy biztonsággal elkülöníthető volt (**2. ábra**).



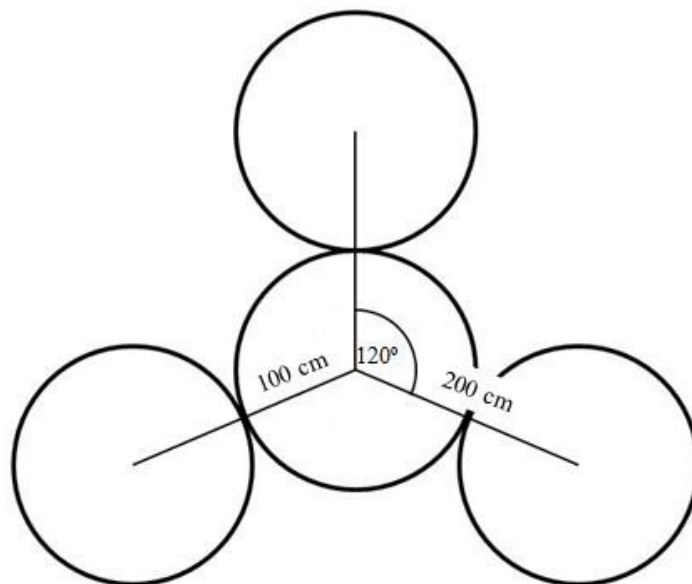
**2. ábra: Zöld gyík – a. felnőtt hím; b. felnőtt nőstény; c. egyéves; d. fiatal**  
(Fotó: Winkler D., Erdő Á.)

*Figure 2. European Green Lizard – a. adult male; b. adult female; c. yearling; d. hatchling*  
(Photo: D. Winkler., Á. Erdő)

Összesen 60 egyedet vettünk fel (20 adult, 20 egyéves, 20 fiatal), amelyeknél egyben számszerűsítettük az adott habitat szerkezeti sajátosságait (NEMES *et al.*, 2006). Ez minden egyednél 4 ponton történt meg, VANHOYDONCK *et al.* (2000) módszerét követve, kis módosítással. A kiindulási pont az észlelés helye körüli 100 cm sugarú kör, a másik három pont pedig az észlelés helyétől 200 cm-re, egymástól 120°-ra lévő pontok körüli 100 cm-es sugarú körök voltak (**3. ábra**). Az eredeti módszeren annyit változtattunk, hogy a kiindulási



pont körül nem 50 cm-es sugarú kört jelöltünk ki. Változtatás még, hogy a középpontból kiinduló vonalak irányát nem random mód választottuk (a 2. pont az állat búvóhelyének irányában volt).



**3. ábra: A habitatszerkezeti jellemzők felmérésének sémája**

*Figure 3: Scheme of habitat characteristics survey*

Hét paramétert számszerűsítettünk, a magasságokat és a távolságokat cm-ben, a többi jellemzőt a terület %-os arányában adtuk meg (**1. táblázat**). A lágyszárú- és a cserje borítást az általános vegetáció felvételnek megfelelő módon határoztuk meg. Búvóhelynek olyan objektumokat tekintettük, amelyek valóban szolgálhatják ezt a célt, és mindig az állat végső búvóhelyét jegyeztük fel (IHÁSZ *et al.*, 2006). Nyitott foltnak tekintettünk minden olyan területrészt, ahol legalább 10 cm sugarú nyílt felszín, vagy maximum lágyszárú szint van, de ennek magassága nem haladja meg az 5 cm-t.

**1. táblázat: A habitat-szerkezeti jellemzők adatrendszere**

*Table 1: Data system of the habitat structure variables*

<b>adatrendszer komponensek</b> <i>habitat variables</i>	<b>jelölés az elemzés során</b> <i>abbreviations</i>
lágyszárú borítás – <i>grass layer cover</i>	GLC
átlagos lágyszárú magasság – <i>average grass height</i>	AGH
cserjeborítás – <i>shrub layer cover</i>	SLC
átlagos cserjemagasság – <i>average shrub height</i>	ASH
távolság a legközelebbi búvóhelytől – <i>distance from the nearest hideaway</i>	DNH
nyitott foltok aránya – <i>proportion of open patches</i>	OPP
kőborítás – <i>proportion of stone cover proportion</i>	SCP

### 2.3. A KIÉRTÉKELÉS MÓDSZEREI

Összesen 1680 db (60\*4\*7), a terepi munka során felvett adat feldolgozása és kiértékelése történt meg. Az elemzésekhez az SPSS 11.5 statisztikai programot használtuk (SPSS, 1999).

### Kiülőhely

A terepi felvételezések alapján a zöld gyík kiülőhelyeit 5 kategóriába soroltuk. *Nyitott folt* kategóriába a növényzet közötti nyílt, vagy alacsony növényzetű (<5cm) részek kerültek, amelyek átmérője a 10 cm-t meghaladta. A *növényzet* kategóriába kerültek a cserjék és a magas lágyszárú növényzet, ha az állat ezeken tartózkodott. Az *út* kategória alatt földutakat kell érteni, amelyek sokszor kővel voltak leszórva. Előbbiek mellett a sziklakibúvások (*szikla*), valamint *műtárgyak* is szolgáltak kiülőhelyként.

### Búvóhely

A búvóhelyeket szintén 5 kategóriába soroltuk. A *cserje* az egyik legfontosabb búvóhely a területen. *Sűrű növényzet* kategóriába olyan lágyszárú növényzet tartozott, melynek magassága meghaladta a 15 cm-t (pl. magaskórósok). Emellett jellemző búvóhelyek még a *kőrakások*, az összehordott *száraz ágak*, valamint az elsősorban kisméltősök által ásott *földi üregek*.

### Főkomponens analízis

A vizsgált zöld gyík korcsoportok és a habitat-szerkezet közötti kapcsolat összefüggéseinek feltárásához a felmért habitat-jellemzők értékeiből összeállított adatrendszerre végeztünk főkomponens analízist (PCA). A főkomponens analízis egy olyan többváltozós statisztikai eljárás, amely során az eredeti nagyszámú, egymással többé-kevésbé korreláló változót (habitat-szerkezeti jellemzők) lineárisan transzformáljuk redukált számú, egymástól független változók halmazába.

### Diszkriminancia analízis

A zöld gyík habitat-választásának esetleges különbségeit a vizsgált korcsoportoknál diszkriminancia-analízis (DA) segítségével elemeztük. A diszkriminancia-analízis célja, hogy alacsony mérési szintű függő változót magas mérési szintű független változók együttes figyelembevételével magyarázzon. A diszkriminancia-analízis során a magyarázó változókból (habitat-szerkezeti jellemzők) olyan diszkrimináló függvények jönnek létre, amelyek a legnagyobb különbségeket produkálják a függő változóban a definiált csoportok (esetünkben a zöld gyík korcsoportjai) között.

## 3. EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁS

A zöld gyík három korcsoportjából 20-20, összesen 60 egyedét mértünk fel. Általánosságban elmondható, hogy az adult egyedek elsősorban az erdőszegélyeket, míg az egyéves állatok a cserje-gyep mozaikos élőhelyeket részesítették előnyben. A fiatal egyedek kivétel nélkül a nyílt területek magas fűvében tartózkodtak. A zöld gyíkok mellett összesen 19 fűrgye gyíkot (*Lacerta agilis*) is megfigyeltünk a vizsgálati során.

### 3.1. KIÜLŐHELYEK

A felmért zöld gyík egyedek nagy része a nyitott foltokat (48%) és a növényzetet (28%) részesítette előnyben (**2. táblázat**). A sziklák tartósan felmelegedő felszínét 12%, míg az utakat 10% választotta. Egy esetben (2%) fordult elő, hogy fiatal zöld gyík műtárgyat választott kiülő helyéül. Ez egy gumiabroncs volt, amely tulajdonképpen nyitott foltnak volt tekinthető a sűrű növényzet között. A kettő, vagy több éves (adult) egyedek 60%-ban használták a növényzettel

jobban fedett részeket, 40%-uk nyíltabb részekre is kimerészkedett. Az egyéves gyíkoknak már 80%-a a gyorsabban elérhető menedék (növényzet) közelségét választotta és csak 20%-uk tartózkodott nyílt területeken. A fiatal egyedek ragaszkodtak leginkább a növényzethez, közülük 95% itt választott napozóhelyet is (a mütárgy is sűrű növényzetben volt).

**2. táblázat: A kiülőhelyek típusai és megoszlásuk**

Table 2: Type and distribution of perching sites

búvóhely típus type of perching site	összes egyed all individuals		adult adults		egyéves yearling		fiatal hatchling	
	db	%	db	%	db	%	db	%
nyitott folt – open patches	29	48,3	11	55,0	10	50,0	8	40,0
növényzet – vegetation	17	28,3	1	5,0	6	30,0	10	50,0
szikla – rock	7	11,7	4	20,0	2	10,0	1	5,0
út – road	6	10,0	4	20,0	2	10,0	0	0,0
mütárgy – objects	1	1,7	0	0,0	0	0,0	1	5,0
összes / sum	60	100	20	100	20	100	20	100

Az eredmények alapján elmondható, hogy a zöld gyík olyan kiülő helyet választ, amely nem túl nagy kiterjedésű, de a számára szükséges fényt, meleget biztosítja. Fontos, hogy körülötte elérhető távolságon belül ott legyenek a megfelelő búvóhelyek. Itt is eltérést tapasztaltunk a három korosztály között. A fiatalok kötődnek leginkább a növényzet közelségéhez, hiszen nekik már a sűrűbb lágyszárú szint is elegendő a rejtőzésre.

### 3.2. BÚVÓHELYEK

A leggyakrabban cserje volt a zöld gyíkok búvóhelye (55%), míg az állatok 33%-a sűrű növényzetbe menekült megriasztásakor (**3. táblázat**). A búvóhelyek 8%-a kőrakás volt. Ez jellemzően a köves-sziklás élőhelyeken fordult elő. A maradék 2 kategória – földbe ásott üreg, száraz ágak – mindegyikét egyszer észleltük csak a terepi vizsgálatok során (2-2%).

Az adult egyedeknél négyféle búvóhelytípust figyeltünk meg, amelyekből a cserje és a sűrű növényzet domináltak (80%). Az egyéves egyedeknél más csak 3 kategória figyelhető meg, és ebből is 90% a növényzet nyújtotta búvóhely. A fiatal, éppen kikelt egyedek 90%-ban szintén a növényzetben érzik biztonságban magukat, de a kisebb sziklarepedésekben, kövek alatt is megbújnak.

**3. táblázat: A búvóhelyek típusai és megoszlásuk**

Table 3: Type and distribution of hideaways

búvóhely típus hideaway type	összes egyed all individuals		adult adults		egyéves yearling		fiatal hatchling	
	db	%	db	%	db	%	db	%
cserje – shrub	33	55,0	11	55,0	12	60	10	50
sűrű növényzet – dense vegetation	20	33,3	5	25,0	7	35	8	40
kőrakás – stone-heap	5	8,3	3	15,0	0	0	2	10
száraz ágak – bough	1	1,7	1	5,0	0	0	0	0
földi üreg – burrow	1	1,7	0	0,0	1	5,0	0	0,0
összes	60	100	20	100	20	100	20	100

A búvóhelyek megoszlásában a cserje és a sűrű növényzet kategória dominál, így megállapítható, hogy a zöld gyík kétségtelenül a növényzet között érzi magát biztonságban. Ez a rejtő színeiben domináló zöld és barna színekre vezethető vissza. A kőrakások is számottevő mennyiségben szerepeltek a kiértékelés során, de ezt a kategóriát az egyévesek

soha nem használták. Ez összefüggésbe hozható azzal, hogy a legjobb habitatokról az adult egyedek kiszorítják őket, a túlságosan nyílt élőhelyeket pedig elkerülik még viszonylag kis területük miatt. Az egyéves zöld gyíkok tehát a leginkább specializáltak a bűvőhely tekintetében.

### 3.3. A HABITAT-VÁLASZTÁST MEGHATÁROZÓ PARAMÉTEREK

A főkomponens analízis eredményeként három olyan változó jött létre, amelynek sajátértéke 1-nél nagyobb. A három komponens a teljes varianciának a 83,8%-át magyarázza, ami a vizsgálat szempontjából megfelelő (**4. táblázat**).

#### 4. táblázat: A komponensekhez tartozó sajátértékek és a teljes varianciának a komponensekkel magyarázott hányadai

Table 4: Eigenvalues of components and total variance explained by components

PC	Kezdeti sajátértékek <i>Initial eigenvalues</i>			Főkomponensek előállításakor <i>Extraction sums of squared loadings</i>			Elforgatás után <i>Rotation sums of squared loadings</i>		
	Teljes <i>Total</i>	A varian- cia %-ában <i>% of variance</i>		Teljes <i>Total</i>	A varian- cia %-ában <i>% of variance</i>		Teljes <i>Total</i>	A varian- cia %-ában <i>% of variance</i>	
		Kumulatív % <i>Cumulative %</i>			Kumulatív % <i>Cumulative %</i>			Kumulatív % <i>Cumulative %</i>	
1	2,795	39,932	39,932	2,795	39,932	39,932	2,698	38,544	38,544
2	1,777	25,388	65,319	1,777	25,388	65,319	1,801	25,724	64,267
3	1,295	18,507	83,826	1,295	18,507	83,826	1,369	19,559	83,826
4	0,489	6,987	90,813						
5	0,354	5,050	95,863						
6	0,221	3,154	99,017						
7	0,069	0,983	100,000						

Előállítási eljárás: Principal Component Analysis.

A kiválasztott három komponens varimax ortogonális forgatással kapott együtthatóit az **5. táblázat** tartalmazza. A főkomponens-együtthatók úgy is értelmezhetők, mint a mért változók és a főkomponensek közötti korrelációs együtthatók.

#### 5. táblázat: A komponens-együtthatók mátrixa varimax forgatás után; átlagos főkomponens-szókórok az egyes korcsoportoknál

Table 5: Factor loadings after varimax rotation for the principal components in PCA on the habitat variables used; mean and standard deviation for each component

	Főkomponens – <i>Principal component</i>		
	PC1	PC2	PC3
GLC	-0,797	-0,399	0,338
AGH	-0,106	0,055	0,887
SLC	-0,059	0,926	-0,137
ASH	0,060	0,868	0,229
OPP	0,912	-0,158	0,032
DNH	0,737	0,025	0,466
SCP	0,818	-0,021	-0,423
Kor	átlag ± SD – <i>mean ± SD</i>		
Adult	0,727±0,225	0,021±0,229	0,424±0,252
Egyéves - <i>Yearling</i>	0,134±0,130	0,441±0,232	0,217±0,216
Fiatal - <i>Hatchling</i>	0,861±0,141	-0,431±0,174	-0,641±0,107

Látható, hogy az 1. főkomponens (PC1) a nyitott foltok (OPP) és a kőborítás (SCP) változókat tartalmazza nagy súllyal. Számottevő súllyal jelentkezik még ebben a főkomponensben a legközelebbi búvóhely távolság (DNH), valamint negatív előjellel a lágyszárú borítás (GLC). Az átlagos főkomponens-szkórok szignifikáns különbséget mutattak a korcsoportok között (egytényezős ANOVA;  $F=22,09$ ,  $P<0,0001$ ). A 2. főkomponens (PC2) az átlagos cserjeszint-borítás (SLC) és az átlagos cserjemagasság (ASH) változóit tartalmazza nagy súllyal. Az átlagos főkomponens-szkórok ebben az esetben is szignifikáns eltérést mutattak a vizsgált korcsoportoknál (egytényezős ANOVA;  $F=3,901$ ,  $P<0,05$ ). A 3. főkomponenst (PC3) elsősorban az átlagos lágyszárú magasság (GLC) határozza meg. A korcsoportok között szignifikáns különbség mutatkozott az átlagos főkomponens-szkórok vonatkozásában (egytényezős ANOVA;  $F=7,871$ ,  $P<0,001$ ).

Ha megnézzük a vizsgálati terület élőhelykínálatát és összevetjük az alkalmazott terepi módszerrel (VANHOODYDONCK *et al.*, 2000), akkor némiképp magyarázható a főkomponens analízissel kapott eredmény. Az alkalmazott eljárás az egyedek kiülő helyét tekinti a habitat középpontjának, így nagy valószínűséggel a 4 felvételezési pontból 3, de legalább 2 nyílt részre került. Ezért szerepelhetnek nagy arányban a nyílt élőhelyekre jellemző paraméterek az 1. főkomponensben. A búvóhely távolsága szintén fontos, mert ez a zöld gyík menekülési stratégiájában nagy szerepet játszik (IHÁSZ *et al.*, 2006). A 2. főkomponens összetételét legnagyobb arányban a cserjeszintre vonatkoztatott 2 paraméter adja. Ez összefüggésbe hozható azzal, hogy az állatok többsége valamilyen cserjét használt búvóhelyként, így a 4 felvételezési pontból 2, de legalább 1 helyen magas volt a cserjeborítás.

### 3.4. A KORCSOPORTOK HABITAT-VÁLASZTÁSÁNAK ELTÉRÉSEI

A **6. táblázat** a felmért habitatszerkezeti változók leíró statisztikai értékeit (átlag, szórás, variációs koefficiens) foglalja össze korcsoportonkénti bontásban. A mért habitatszerkezet-változók medián értékei a kőborítás (SCP) kivételével szignifikáns eltérést mutattak a vizsgált korcsoportoknál (Kruskal-Wallis próba).

#### 6. táblázat: A habitat-szerkezeti karakterisztikák összefoglaló áttekintése (átlag $\pm$ SD (CV)) korcsoportonkénti bontásban; a medián értékek összehasonlítása (Kruskal-Wallis próba)

Table 6: Structural habitat characteristics [mean  $\pm$  SD (CV)] of European Green Lizard age groups; probability of differences between means (Kruskal-Wallis-test)

	GLC	AGH	SLC	ASH	OPP	DNH	SCP
Adult	51,0 $\pm$ 24,2 (47,4)	26,4 $\pm$ 15,6 (59,3)	17,8 $\pm$ 15,5 (87,4)	62,2 $\pm$ 30,2 (48,6)	67,0 $\pm$ 17,4 (25,9)	137,9 $\pm$ 53,7 (38,9)	29,8 $\pm$ 28,8 (96,5)
Egyéves Yearling	55,8 $\pm$ 18,7 (33,4)	23,5 $\pm$ 12,5 (53,2)	24,6 $\pm$ 14,3 (58,0)	68,5 $\pm$ 34,8 (50,7)	55,6 $\pm$ 13,9 (25,0)	115,3 $\pm$ 40,4 (35,0)	17,4 $\pm$ 16,2 (93,1)
Fiatál Hatchling	75,6 $\pm$ 15,9 (21,1)	14,9 $\pm$ 7,8 (52,2)	13,8 $\pm$ 13,1 (95,3)	42,4 $\pm$ 20,2 (47,6)	37,0 $\pm$ 15,0 (40,6)	49,8 $\pm$ 26,0 (52,3)	12,8 $\pm$ 11,6 (90,9)
Kruskal -Wallis	H=15,09 p<0,0001	H=7,07 P=0,05	H=6,28 P=0,05	H=7,41 P=0,05	H=22,55 P<0,0001	H=32,05 P<0,0001	H=2,26 NS

A diszkriminancia analízis segítségével arra a kérdésre kerestük a választ, hogy vajon eltérő-e az adult-, egyéves- és fiatal gyík egyedek habitat-választása. A felmért összesen 60 egyed habitatszerkezeti jellemzőinek analízise során kapott modellben összesen két diszkrimináló függvény jött létre. A diszkrimináló függvények standardizált együtthatóinak értékeit a

**7. táblázat** tartalmazza. Látható, hogy az első diszkrimináló függvényt legerősebben a nyitott foltok (OPP) aránya határozza meg, ezután következik sorrendben az átlagos lágyszárú magasság (AGH), valamint közel egyenlő súllyal a legközelebbi búvóhely távolság (DNH) és a cserjeborítás (SLC). A második diszkrimináló függvényt legerősebben a kőborítás (SCP) valamint a lágyszárú borítás (GLC) befolyásolja.

**7. táblázat: A kanonikus diszkriminancia-függvények standardizált együtthatói**

*Table 7: Standardized canonical discriminant function coefficients*

	Diszkrimináló függvény <i>Discriminant function</i>	
	1	2
GLC	-0,277	0,989
AGH	0,778	0,320
SLC	0,475	-0,066
ASH	0,176	-0,160
OPP	0,928	0,000
DNH	0,489	0,030
SCP	-0,259	1,505

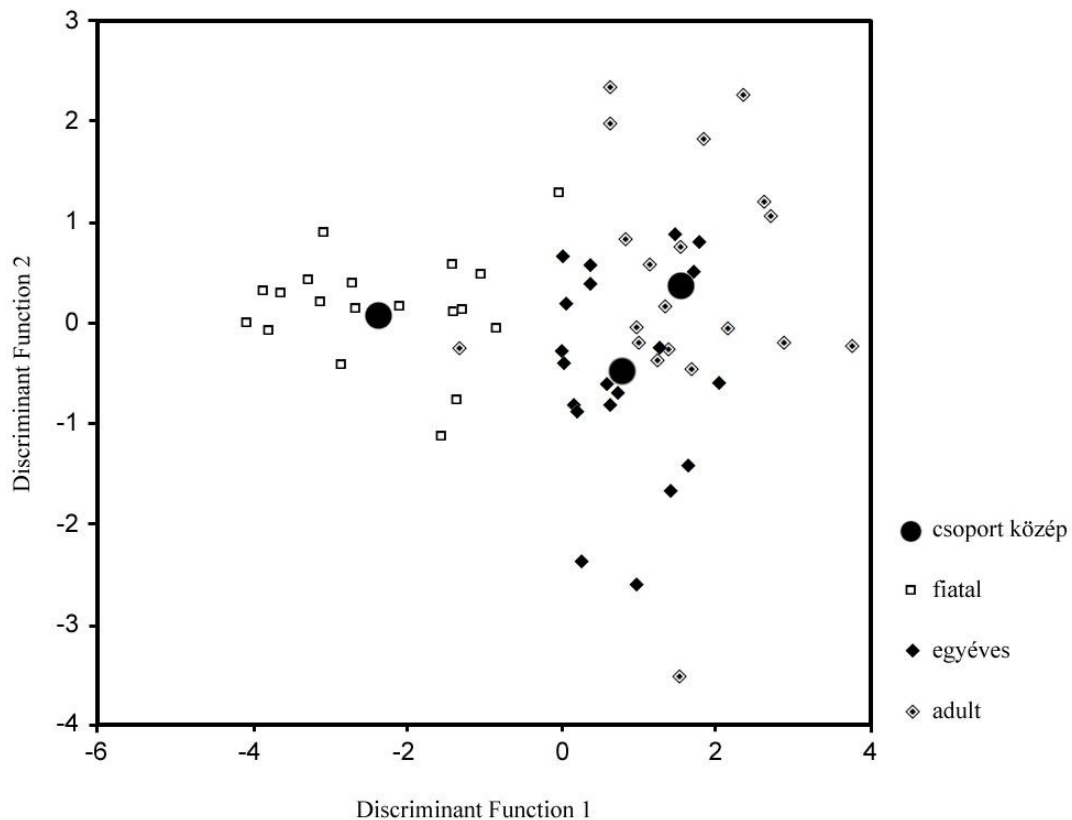
Érdeemes ellenőrizni, hogy az eljárás tényleg olyan diszkrimináló-függvényeket hozott létre, amelyek értékei a lehető legnagyobb mértékben eltérnek az egyes korcsoportok között. Ezt mutatják a Wilks' Lambda értékei és a megfelelő szignifikanciák. A két diszkrimináló függvény által együttesen magyarázatlanul hagyott négyzetösszeget a függvények teljes heterogenitását jelentő négyzetösszeghez viszonyítjuk. Az eredmények azt mutatják, hogy a habitat-szerkezetet leíró folytonos változók együttes hatása alapján az egyes korcsoportok szétválnak egymástól (Wilks próba:  $\lambda=0,220$ ,  $\chi^2=81,880$ ,  $p<0,0001$ ), a csoportok centroidjai közötti különbség szignifikáns ( $\alpha=0,05$ ). A sajátértékek (**8. táblázat**) a diszkrimináló függvények által megmagyarázott és megmagyarázatlanul hagyott heterogenitás hányadosai. A táblázatból az is kiolvasható, hogy a teljes megmagyarázott hányadot 100%-nak tekintve az egyes diszkrimináló függvények hogyan osztoznak ezen a magyarázaton. Látható, hogy a megmagyarázott hányad legnagyobb részben (96%) az első, a nyitott foltok (OPP) és az átlagos lágyszárú magasság (AGH) által meghatározott diszkrimináló függvénynek köszönhető.

**8. táblázat: Az értelmezett teljes variancia (DA)**

*Table 8: Total variance explained (DA)*

Függvény	Sajátérték	A variancia %-ában	Kumulatív %	Kanonikus korreláció
1	3,039(a)	96,0	96,0	0,867
2	0,128(a)	4,0	100,0	0,337

A **4. ábra** a korcsoportokat szemlélteti a két diszkrimináló függvény által meghatározott topológiai térben. A helyesen besorolt esetek aránya 81,7%-nak adódott.



**4. ábra: Zöld gyík korcsoportok diszkriminancia topológiája a habitat-szerkezeti jellemzők alapján létrejött függvények szerint**

*Figure 4: Discriminant function analysis scatterplot of European Green Lizard age groups based on habitat variables*

A megkülönböztetett három korosztály (adult, egyéves, fiatal) között eltérés mutatkozott a habitatokban. Az adult és az egyéves egyedek között ez intraspecifikus kompetícióval magyarázható. Az egyéves gyíkok hasonló táplálékbázist hasznosítanak, mint a teljesen kifejlett állatok, azonban testméreteik még elmaradnak idősebb fajtársaiktól. Az egyéves zöld gyíkok így sokszor kiszorulnak a jobb habitatokról. A fiatal egyedek esetében predációs nyomás is okozhatja az elkülönülést, ugyanis megfigyelések szerint a kifejlett gyíkok fiatal fajtársaikat is zsákmányolják (MARIÁN & TRASER, 1978).

#### 4. KONKLÚZIÓ

Az eredmények alapján megállapítható, hogy a Fertőmelléki-dombság területén a zöld gyík a fás és fátlan társulások szegélyzónáiban tartózkodik, ahol a nyílt részeket napozásra és táplálkozásra, a sűrű növényzetet búvóhelyként használja fel. A főkomponensek alapján a nyitott foltok aránya, a kőborítás, a gyepszint borítottság, illetve a lehetséges búvóhely távolsága bizonyultak a leginkább meghatározó struktúra-paramétereknek. A diszkriminancia analízis segítségével kimutatható, hogy a zöld gyík 3 korcsoportjának (adult, egyéves, fiatal) habitat-választása eltérő. A zöld gyíkok többsége a növényzet közötti nyitott foltokat és a növényzet szegélyét használta kiülő helyként. Búvóhelyként általában cserjék, kisebb arányban kövek alatti rések szolgálták. A kiülő helyek és a búvóhelyek típusainak arányában is eltérést tapasztaltunk a három korosztály között. Megállapítható, hogy a zöld gyík habitat-

választását döntő mértékben az élőhely struktúrája, mozaikossága befolyásolja. A zöld gyík a nagy kiterjedésű nyílt területekről és a sűrű élőhelyekről is hiányzik. Azokban a társuláscsoportokban, ahol a zöld gyík megtalálható, populációnagysága növelhető. A legfontosabb feladat szegélyzónák, tisztások kialakítása, az élőhelyek mozaikosságának növelése. Az állományok menti szegélycserjések meghagyása, a homogén állományok felszámolása, erdei tisztások kialakítása mind növelhetik a zöld gyík állományát.

## IRODALOMJEGYZÉK

- ARNOLD, E.N. (2002): A field guide to the reptiles and amphibians of Britain and Europe. HarperCollins Publishers, London. 288. pp.
- DÖVÉNYI Z. szerk. (2010): *Magyarország kistájainak katasztere*. MTA Földrajzi Kutatóintézet. Budapest.
- HELTAI, B., SÁLY, P., KOVÁCS, D. & KISS, I. (2015): Niche segregation of sand lizard (*Lacerta agilis*) and green lizard (*Lacerta viridis*) in an urban semi-natural habitat. *Amphibia-Reptilia* **36**: 389–399. <http://dx.doi.org/10.1163/15685381-00003018>
- IHÁSZ N., BAYER K., KOPENA R., MOLNÁR O., HERCZEG G. & TÖRÖK J. (2006): Szemben a ragadozóval – a zöld gyík (*Lacerta viridis*) búvóhelyközpontú menekülési stratégiája. *Állattani Közlemények* **91**(2): 127–138.
- ISAILOVIC, J.C., VOGGRIN, M., CORTI, C., MELLADO, V.P., SÁ-SOUSA, P., CHEYLAN, M., PLEGUEZUELOS, J., NETTMANN, H.K., STERIJOVSKI, B., LYMBERAKIS, P., PODLOUCKY, R., COGALNICEANU, D., AVCI, A. (2009). *Lacerta viridis*. The IUCN Red List of Threatened Species. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2009.RLTS.T61530A12507156.en>
- JÄRVINEN, O. & VÄISÄNEN, R.A. (1977): Constants and formulae for analysing line transect data. Mimeogr. Helsinki, 10 pp.
- KIRÁLY G. (2010): A Fertőmelléki-dombság növényzete. In: DÖVÉNYI Z. (szerk.): *Magyarország kistájainak katasztere*. 2. átdolgozott és bővített kiadás. Budapest, MTA FKI, 348–349.
- KORSÓS, Z. (1982): Field observations on two lizard populations (*Lacerta viridis* Laur. and *Lacerta agilis* L.). *Vertebrata Hungarica* **21**: 185–194.
- KORSÓS, Z. (1984): Comparative niche analysis of two sympatric lizard species (*Lacerta viridis* and *Lacerta agilis*). *Vertebrata Hungarica* **22**: 5–14.
- KORSÓS, Z. (1986): Ecological Comparison of *Lacerta viridis* and *L. agilis*. In: ROCEC, Z. (ed.): *Studies in Herpetology*. Charles University for the Societas Europaea, Herpetologica, Prague. 455–458.
- MARIÁN M. & TRASER GY. (1978): Sopron környékének kétéltű-hüllő világa. *Soproni Szemle* **32**(2): 153–172.
- NEMES, SZ., VOGGRIN, M., HARTEL, T. & ÖLLERER, K. (2006): Habitat selection at the sand lizard (*Lacerta agilis*): ontogenetic shifts. *North-Western Journal of Zoology* **2**(1): 17–26.
- PÉCHY T. (2000): A hüllők védelme Magyarországon. In: FARAGÓ S. (szerk.): *Gerinces állatfajok védelme*. Nyugat-magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar. Sopron. 159–170.
- PUKY M., SCHÁD P. & SZÖVÉNYI G. (2005): *Magyarország herpetológiai atlasza*. Budapest.
- SPSS (1999): *SPSS Base 10.0*. SPSS Incorporation, Chicago.
- VANHOYDONCK, B., VAN DAME, R. & AERTS, P. (2000): Ecomorphological correlates of habitat partitioning in Corsican lacertid lizards. *Functional Ecology* **14**: 358–368. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2435.2000.00430.x>



## TALAJLAKÓ MEZOFAUNA (COLLEMBOLA) VIZSGÁLATOK A LAJTA PROJECT TERÜLETÉN

Winkler Dániel & Traser György

Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet  
University of Sopron, Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology  
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs u. 4., Hungary  
e-mail: winkler.daniel@uni-sopron.hu

### ABSTRACT

WINKLER D. & TRASER GY.: STUDY ON SOIL MESOFAUNA IN THE LAJTA PROJECT. *Hungarian Small Game Bulletin* **13**: 213–224. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2017.213>

Collembola communities were studied in different agricultural habitats including intensively managed plant cultures, shelterbelts and grassy embankments in the area of the LAJTA Project. A total of 62 species were collected during the eleven-year study period (2002–2012). Three species, namely *Axenyllodes bayeri*, *Metaphorura denisi* and *Pseudosinella aelleni* have proven to be new to the Hungarian fauna. Collembola species richness, abundance and diversity were the highest in shelterbelts, which shows their ecological role in agricultural environments. Grassy embankments are further important ecotone habitats that play significant role in soil fauna diversity and abundance. Intensively managed monocultures (maize, summer rape and winter wheat) were characterized by Collembola communities with low species richness and abundance.

**KULCSZAVAK:** ugróvillás, agrárélőhely, szegély ökotonok

**KEY WORDS:** Collembola, agrohabitat, edge ecotones

### 1. BEVEZETÉS

Az ugróvillások úgynevezett elsődlegesen szárnyatlan (Apterygota), belső szájszervű (Entognatha) rovarok. Régebben „ősrovaroknak”, a mai „modern” rovarok őseinek gondolták ezt a csoportot, de mostani tudásunk szerint inkább egy különálló fejlődési csoportot, a „Parainsecta”-t reprezentálják a hajnalrovarokkal (Protura) és a lábaspotrohúakkal (Diplura) közösen. Vizsgálatunkat a LAJTA Projecten belül nem az indokolja, hogy közvetlen kapcsolatban állnak az ottani szárnyas apróvad (pl. fogoly, fécán) állományával, hanem az, hogy az ugróvillások a szárazföldi ökoszisztémák leggyakoribb rovarai (hivatkozás). Átlagos szabályként mondhatjuk, hogy zavartalan, természet közeli élőhelyeken ~1000 példányuk él minden liter földben (hivatkozás). A mezofauna tagjaként közvetett jelentőségük a fogolypopulációra éppen óriási egyedszámukból következik: nevezetesen a táplálkozási piramis alján, gyakorlatilag minden, a fogoly számára is fontos ragadozó ízeltlábúnak (farkaspók, futóbogarak, százlábúak) zsákmányállatát képezik. Így biztosan állíthatjuk, hogy ahol gazdag ugróvillás-közösség él, ott gazdag macrofauna és bő táplálékkínálat van a rovarévő fajok számára is. Mindezen túl az ugróvillások tevékenysége a holt szerves anyag fogyasztása, lebontása, valamint a talajflóra megfelelő baktérium-gomba arányának kialakításában jelentős.

A mezőgazdasági művelés alatt álló területeken a talajdegradáció számos formája jelentkezik (talajtömörödés, szerkezeti degradáció, szerves anyag csökkenés, kemikáliák által okozott terhelés), ami visszatükröződik az ugróvillások abundanciájában és diverzitásában is (GILLER *et al.*, 1997; SOUSA *et al.*, 2006, FLOHRE *et al.* 2011, PAUL *et al.* 2011). A LAJTA Projectben végzett vizsgálataink elsődleges célja a faunisztikai feltárás mellett az eltérő intenzitással kezelt mezőgazdasági kultúrák, valamint ökotonok Collembola közösségeinek összehasonlító értékelése volt.

## 2. ANYAG ÉS MÓDSZER

A LAJTA Projectben 2002 és 2012 között végeztünk talajfaunisztikai vizsgálatokat. Összesen hat élőhelytípusban (erdősáv, árokpart/táblaszegély, repce, kukorica, őszi búza) vizsgáltuk az ugróvillás közösségek faunisztikai összetételét és mennyiségi viszonyait.

A kvantitatív elemzésekhez összesen 200 talajmintát vettünk egy 100 cm<sup>3</sup> térfogatú, hossz tengelyében két palástra osztott fémhenger segítségével. A begyűjtött talajmintákat még a gyűjtés napján papírtölcséres futtatóra (BALOGH, 1958) helyeztük. Két hét elteltével az ugróvillás egyedek leválogatása és mikroszkópos határozása következett.

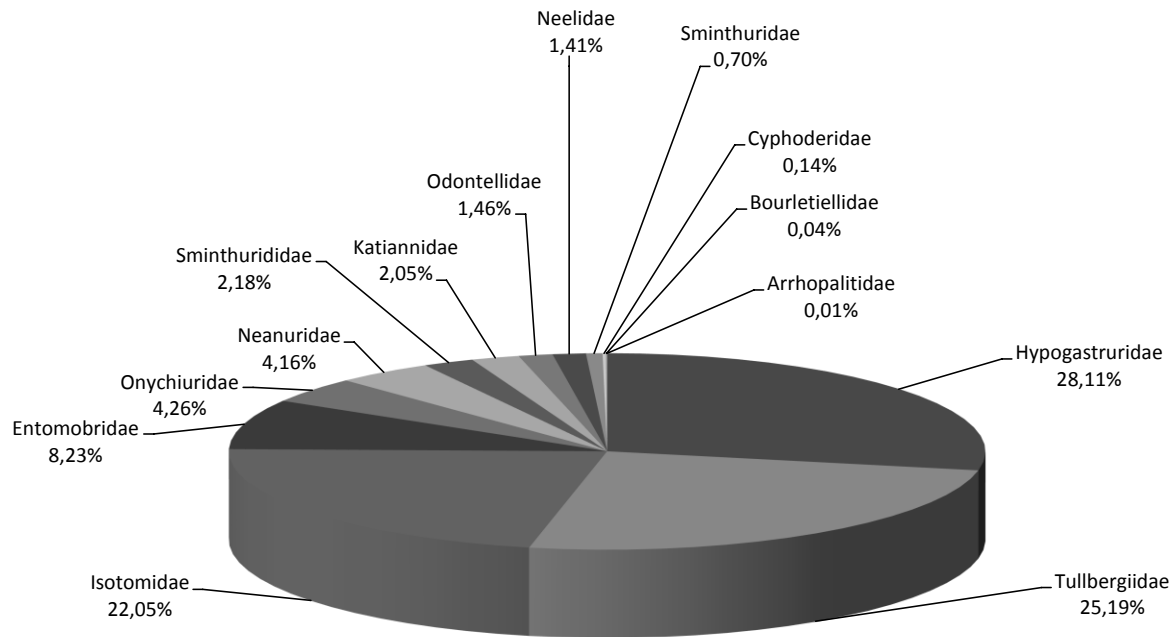
Az ugróvillások (Collembola) határozása elsősorban GISIN (1960), STACH (1960, 1963), MASSOUD (1967), DEHARVENG (1982), FJELLBERG (1980, 1998), BABENKO *et al.* (1994), ZIMDARS & DUNGER (1994), WEINER (1996), JORDANA *et al.* (1997), POMORSKI (1998), BRETTFELD (1999), POTAPOW (2001) és THIBAUD *et al.* (2004) munkái segítségével történt. Az ugróvillások rendszertani áttekintésénél – kisebb változtatásokkal – a hazai fauna check-lista beosztását (DÁNYI & TRASER 2008) vettük alapul.

A közösségi-ökológiai elemzés során a fajgazdagság, abundancia- és dominancia-viszonyok, fontosabb közösségi paraméterek (diverzitás, kiegyenlítettség) valamint hasonlósági indexek (Bray-Curtis) segítségével az egyes habitatok összehasonlító értékelését végeztük el.

## 3. EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁS

### 3.1. A LAJTA PROJECT UGRÓVILLÁSAINAK FAUNISZTIKAI ÉRTÉKELÉSE

A gyűjtött 62 faj (összesen 9259 egyed) 14 családot képvisel (**1. ábra**). Legnagyobb egyedszámmal (2603 – 28,11%) a Hypogastruridae család volt képviselt, összesen 9 fajuk fordult elő a vizsgálati területen. A tipikusan euedafikus fajokat magába foglaló Tullbergiidae család összesen 10 faja került elő, magas összegyedszámmal (2332 – 25,19%). Ugyancsak magas összegyedszámmal (2042 – 22,05%) képviselt a főként hemiedafikus fajokat magába foglaló Isotomidae család. Az Entomobryidae család magasabb fajszámmal, viszont jóval alacsonyabb egyedszámmal (762 – 8,23%) volt jelen a minták összességét tekintve. Ennek többek közt az lehet a magyarázata, hogy egyes, főként a felszínen mozgó fajok (*Lepidocyrtus* spp., *Willowsia* spp. *Orchesella* spp.) a mintavételi módszer miatt alulreprezentáltak. Kis egyedszámmal, több esetben érdekes fajokkal további családok is képviselve voltak a mintákban (Neanuridae, Odontellidae, Onychiuridae, Cyphoderidae család fajai, valamint a Neelidae, Arrhopalitidae, Sminthuridae, Katiannidae, Sminthuridae, Bourletiellidae család úgynevezett gömböc ugróvillásai).



1. ábra: A gyűjtött ugróvillás egyedek családok szerinti megoszlása

Figure 1.: Proportional distribution of Collembola families

A LAJTA Project területén gyűjtött fajok listáját az alábbiakban tesszük közzé. Néhány jellegzetes ugróvillás-faj habitusképét a **2. ábra** szemlélteti.

### A LAJTA Project keretében gyűjtött ugróvillások rendszertani áttekintése:

#### PODUROMORPHA Börner, 1913

##### Hypogastruridae Börner, 1906

*Hypogastrura manubrialis* (Tullberg, 1869)  
*Hypogastrura socialis* (Uzel, 1890)  
*Hypogastrura vernalis* (Carl, 1901)  
*Ceratophysella denticulata* (Bagnall, 1941)  
*Ceratophysella succinea* (Gisin, 1949)  
*Schoettella ununguiculata* (Tullberg, 1869)  
*Willemia intermedia* Mills, 1934  
*Willemia virae* Kaprus, 1997  
*Xenylla grisea* Axelson, 1900

##### Odontellidae Massoud, 1967

*Axenyllodes bayeri* (Kseneman, 1935)

##### Neanuridae Tullberg, 1871

*Friesea afurcata* (Denis, 1926)  
*Micranurida pygmaea* Börner, 1901  
*Pseudachorutes dubius* Krausbauer, 1898  
*Pseudachorutes parvulus* Börner, 1901  
*Pseudachorutes pratensis* Rusek, 1973

**Onychiuridae Börner, 1901**

- Protaphorura armata* (Tullberg, 1869)  
*Protaphorura tricampata* (Gisin, 1956)

**Tullbergiidae Bagnall, 1935**

- Doutnacia xerophila* Rusek, 1974  
*Mesaphorura critica* Ellis, 1976  
*Mesaphorura hylophila* Rusek, 1982  
*Mesaphorura italica* (Rusek, 1971)  
*Mesaphorura krausbaueri* Börner, 1901  
*Mesaphorura macrochaeta* Rusek, 1976  
*Mesaphorura sylvatica* (Rusek, 1971)  
*Mesaphorura yosii* (Rusek, 1967)  
*Metaphorura affinis* (Börner, 1902)  
*Metaphorura denisi* Simon, 1985

**ENTOMOBRYOMORPHA Börner, 1913****Isotomidae Börner, 1913**

- Cryptopygus thermophilus* (Axelson, 1900)  
*Folsomides parvulus* Stach, 1922  
*Isotomodes productus* (Axelson, 1906)  
*Proisotoma minuta* (Tullberg, 1871)  
*Isotoma anglicana* Lubbock, 1862  
*Isotoma viridis* Bourlet, 1839  
*Parisotoma notabilis* (Schäffer, 1896)  
*Isotomiella minor* (Schäffer, 1896)  
*Isotomurus palustris* (Müller, 1776)

**Entomobryidae Schött, 1891**

- Entomobrya lanuginosa* (Nicolet, 1841)  
*Entomobrya multifasciata* (Tullberg, 1871)  
*Orchesella albofasciata* Stach, 1960  
*Orchesella cincta* (Linnaeus, 1758)  
*Lepidocyrtus cf. lignorum* (Fabricius, 1793)  
*Lepidocyrtus paradoxus* Uzel, 1890  
*Heteromurus major* (Moniez, 1889)  
*Willowsia buski* (Lubbock, 1871)  
*Willowsia nigromaculata* (Lubbock, 1873)  
*Pseudosinella aelleni* da Gama 1973  
*Pseudosinella alba* (Packard, 1873)  
*Pseudosinella octopunctata* Börner, 1901  
*Pseudosinella petterseni* Börner, 1901  
*Pseudosinella sexoculata* Schött, 1902  
*Pseudosinella zyghophora* (Schille, 1908)

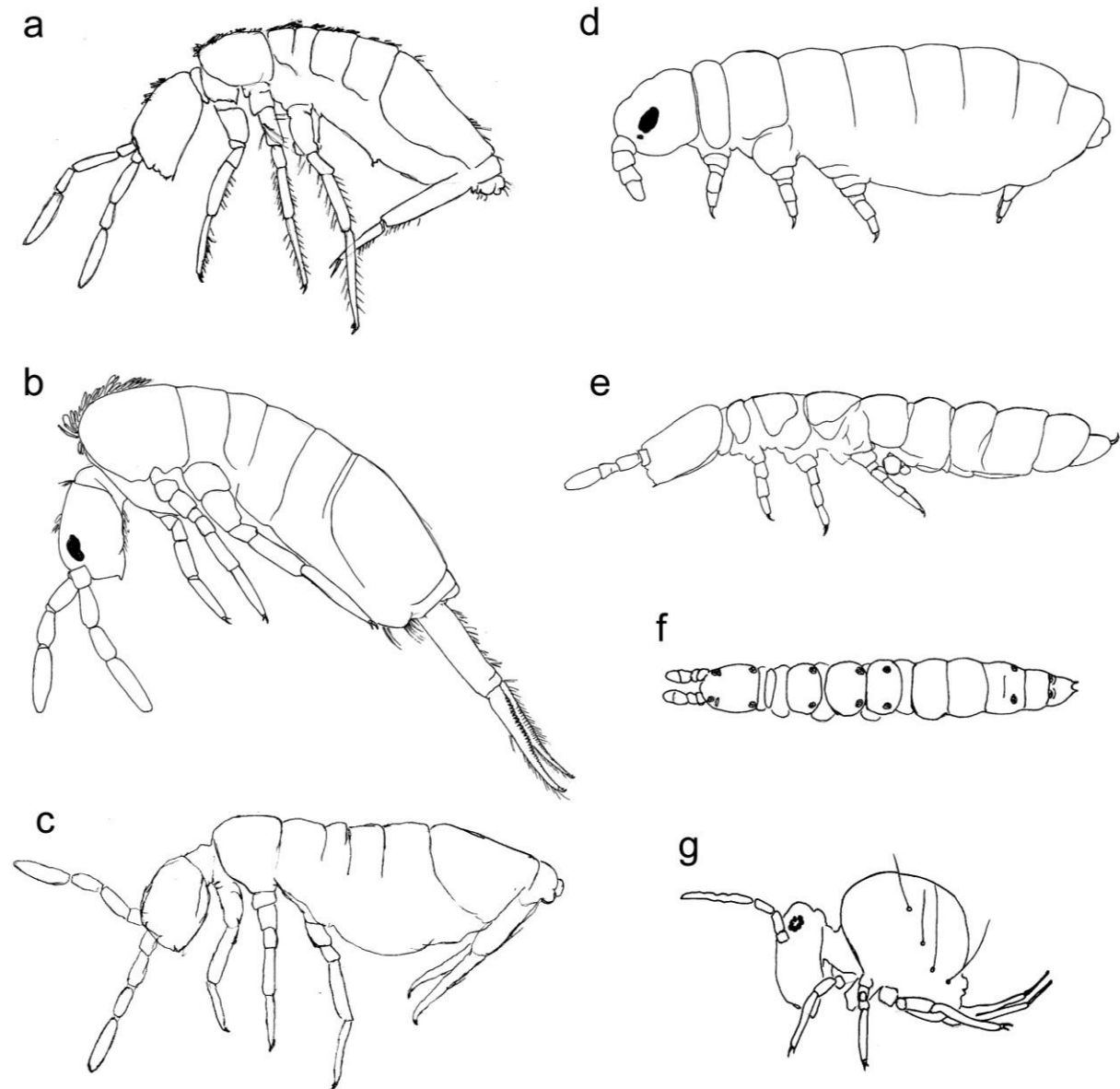
**Cyphoderidae Börner, 1913**

- Cyphoderus albinus* Nicolet, 1842  
*Cyphoderus bidenticulatus* Parona, 1888

**NEELIPLEONA Moen et Ellis, 1984**

**Neelidae Folsom, 1896**

*Megalothorax minimus* Willem, 1900



**2. ábra: A LAJTA Projectben gyűjtött néhány jellegzetes Collembola faj habitusképe**

Figure 2: Habitus of some representative Collembola species collected in the LAJTA Project  
a. *Cyphoderus bidenticulatus*; b. *Lepidocyrtus lignorum*; c. *Pseudosinella aelleni*; d. *Pseudachorutes dubius*; e. *Protaphorura armata*; f. *Mesaphorura krausbaueri*; g. *Sphaeridia pumilis*

**SYMPHYPLEONA Börner, 1901****Arrhopalitidae Stach, 1956**

*Arrhopalites* sp.

**Sminthurididae Börner, 1906**

*Sphaeridia pumilis* (Krausbauer, 1898)

**Katiannidae Börner, 1913**

*Sminthurinus aureus* (Lubbock, 1862)

*Sminthurinus elegans* (Fitch, 1863)

**Sminthuridae Lubbock, 1862**

*Sminthurus nigromaculatus* Tullberg, 1871

*Sminthurus viridis* (Linnaeus, 1758)

**Bourletiellidae Börner, 1913**

*Deuterosminthurus bicinctus* Koch, 1840

*Heterosminthurus bilineatus* (Bourlet, 1842)

A gyűjtések során három olyan faj is előkerült, amely új a hazai Collembola faunára nézve. Az *Odontellidae* családba tartozó *Axenyllodes bayeri*-t a legtöbb szomszédos országban megtalálták már, így felbukkanása hazánkban is várható volt. A Tullbergiidae családba tartozó, mediterrán elterjedésű *Metaphorura denisi* eddig csak Kréta szigetéről, Bulgáriából, Franciaországból és az Ibériai-félszigetről került elő. A LAJTA Project területén nagy számban a mezőgazdasági táblákat elválasztó szegélyekben, száraz árokpartok rézsűjében találtuk, de előkerült még akácós erdősáv, valamint őszi búza talajából is. Az Entomobryidae családba tartozó *Pseudosinella aelleni* eddig a szomszédos Ausztriából valamint Németországból került még csak elő, az erdősávokban 8 egyedét gyűjtöttük.

**3.2. A LAJTA PROJECT UGRÓVILLÁSAINAK KÖZÖSSÉG-ÖKOLÓGIAI ÉRTÉKELÉSE**

A vizsgált vetésterületek és szegélyélőhelyek (ökotonok) talajzoológiai felvételezése során nyert ugróvillások abundancia értékeit a **1. táblázat** tartalmazza, míg a fontosabb közösségi-paramétereket a **2. táblázat** foglalja össze.

Fajban a leggazdagabb ugróvillás-közösséget az erdősávok talajában találtunk, ahol összesen 46 faj 3849 egyedét gyűjtöttük.

A várakozásnak megfelelően a diverzitás mérőszámai is ebben a habitatban adódtak magasnak, ami hangsúlyozza az erdősávok agrárkörnyezetben betöltött fontos szerepét talajfaunisztikai vonatkozásban is. Az erdősávokban gyűjtött ugróvillások közel egyharmada az Isotomidae család fajai közül került ki. A dominancia-struktúra (**3. ábra**) kiegyenlített. A közösség domináns fajai (>10%) a *Parisotoma notabilis* és a *Metaphorura affinis*.

A vetésterületek közül a repce kultúrában gyűjtött talajminták ugróvillás-abundanciája volt a legmagasabb, viszont a diverzitási és kiegyenlítettségi mutatók ennél a Collembola közösségnél a legalacsonyabbak. Összesen 8 család 22 fajt sikerült kimutatni. Az ugróvillás-egyedek több mint fele a Hypogastruridae családból került ki, de magas százalékos aránnyal

1. táblázat: A vizsgált élőhelyeken előforduló Collembola fajok egyedszámai

Table 1: Collembola species spectrum and abundance in the sampled habitats

Collembola fajok Species	Erdősáv Shelterbelt	Repce Rape	Kukorica Maize	Őszi búza Winter wheat	Árokpart Embankment	Σ
<i>Hypogastrura manubrialis</i>	28	0	0	0	0	28
<i>Hypogastrura socialis</i>	0	0	0	44	577	621
<i>Hypogastrura vernalis</i>	0	74	17	17	0	108
<i>Ceratophysella denticulata</i>	8	1	98	1	0	108
<i>Ceratophysella succinea</i>	0	992	0	126	0	1118
<i>Schoettella ununguiculata</i>	374	0	0	0	0	374
<i>Willemia intermedia</i>	9	3	0	5	0	17
<i>Willemia virae</i>	130	34	28	7	28	227
<i>Xenylla grisea</i>	2	0	0	0	0	2
<i>Axenyllodes bayeri</i>	13	0	0	0	122	135
<i>Friesea afurcata</i>	0	0	9	19	0	28
<i>Micranurida pygmaea</i>	98	0	0	0	2	100
<i>Pseudachorutes dubius</i>	5	0	0	0	0	5
<i>Pseudachorutes parvulus</i>	160	0	0	0	13	173
<i>Pseudachorutes pratensis</i>	76	0	0	0	3	79
<i>Protaphorura armata</i>	357	18	2	7	3	387
<i>Protaphorura tricampata</i>	7	0	0	0	0	7
<i>Doutnacia xerophyla</i>	133	3	0	0	11	147
<i>Mesaphorura critica</i>	4	8	6	8	35	61
<i>Mesaphorura hilophila</i>	2	0	0	4	0	6
<i>Mesaphorura italica</i>	6	7	0	9	0	22
<i>Mesaphorura krausbaueri</i>	44	0	0	0	78	122
<i>Mesaphorura macrochaeta</i>	0	0	0	11	0	11
<i>Mesaphorura sylvatica</i>	1	0	0	0	0	1
<i>Mesaphorura yosii</i>	0	7	2	0	0	9
<i>Metaphorura affinis</i>	660	0	0	0	0	660
<i>Metaphorura denisi</i>	9	0	0	10	1274	1293
<i>Cryptopygus thermophilus</i>	0	0	0	0	54	54
<i>Folsomides parvulus</i>	63	21	0	2	54	140
<i>Isotomodes productus</i>	0	0	0	0	70	70
<i>Proisotoma minuta</i>	1	0	0	0	0	1
<i>Isotoma anglicana</i>	0	0	0	4	0	4
<i>Isotoma viridis</i>	15	0	0	0	31	46
<i>Parisotoma notabilis</i>	777	577	27	27	71	1479
<i>Isotomiella minor</i>	220	0	0	1	20	241
<i>Isotomurus palustris</i>	7	0	0	0	0	7
<i>Entomobrya lanuginosa</i>	3	35	2	6	5	51
<i>Entomobrya multifasciata</i>	119	2	1	0	9	131
<i>Orchesella albofasciata</i>	16	0	0	0	0	16
<i>Orchesella cincta</i>	64	10	0	0	7	81
<i>Lepidocyrtus cf. lignorum</i>	10	0	0	0	0	10
<i>Lepidocyrtus paradoxus</i>	0	0	0	0	1	1
<i>Heteromurus major</i>	4	0	0	1	12	17

Az 1. táblázat folytatása – Table 1 cont.

Collembola fajok Species	Erdősáv Shelterbelt	Repce Rape	Kukorica Maize	Őszi búza Winter wheat	Árokpart Embankment	Σ
<i>Willowsia buski</i>	13	0	0	0	14	27
<i>Willowsia nigromaculata</i>	1	0	0	0	0	1
<i>Pseudosinella aelleni</i>	8	0	0	0	5	13
<i>Pseudosinella alba</i>	135	52	11	15	46	259
<i>Pseudosinella octopunctata</i>	9	26	0	14	38	87
<i>Pseudosinella petterseni</i>	1	6	2	0	18	27
<i>Pseudosinella sexoculata</i>	0	3	0	0	0	3
<i>Pseudosinella zygophora</i>	16	0	6	0	16	38
<i>Cyphoderus albinus</i>	6	0	0	0	5	11
<i>Cyphoderus bidenticulatus</i>	2	0	0	0	0	2
<i>Megalothorax minimus</i>	115	3	1	3	9	131
<i>Sphaeridia pumilis</i>	93	0	0	43	66	202
<i>Sminthurinus aureus</i>	0	172	0	1	1	174
<i>Sminthurinus elegans</i>	0	0	0	0	16	16
<i>Sminthurus nigromaculatus</i>	0	0	0	0	3	3
<i>Sminthurus viridis</i>	22	1	0	2	37	62
<i>Deuterosminthurus bicinctus</i>	0	0	0	0	1	1
<i>Heterosminthurus bilineatus</i>	3	0	0	0	0	3
<i>Arrhopalites</i> sp.	0	0	0	0	1	1
Σ	3849	2055	212	387	2756	9259

2. táblázat: A vizsgált habitatok Collembola-közösségeinek paraméterei

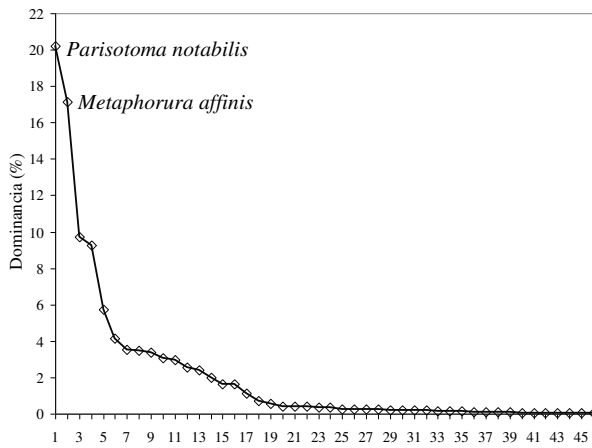
Table 2: Ecological structural properties of Collembola communities of the sampled agro-habitats

	Fajszám (S) Species richness (S)	Egyedszám (N) Number of individuals (N)	Simpson diverzitás (D) Simpson's diversity (D)	Shannon diverzitás (H') Shannon diversity (H')	Egyenletesség (J) Equitability (J)
<b>Erdősáv</b> <i>Shelterbelt</i>	46	3849	0,899	2,728	0,713
<b>Repce</b> <i>Rape</i>	22	2055	0,678	1,565	0,506
<b>Kukorica</b> <i>Maize</i>	14	212	0,740	1,805	0,684
<b>Őszi búza</b> <i>Winter wheat</i>	25	387	0,853	2,451	0,762
<b>Árokpart</b> <i>Embankment</i>	37	2756	0,736	2,044	0,566

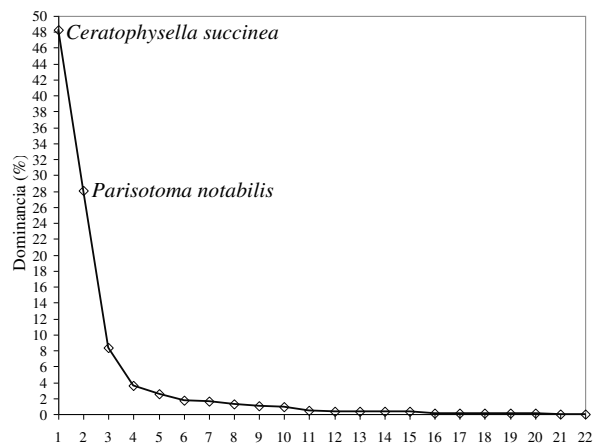
(~30%) képviselt az Isotomidae család is. A dominancia-görbe meredek lefutású (4. ábra), ami jelzi a közösség alacsony kiegyenlítetttségét is. Eudomináns fajok a *Ceratophysella succinea* és a *Parisetoma notabilis*.

A legalacsonyabb faj- és egyedszámú ugróvillás-közösség a kukorica kultúra talajára volt jellemző. Mindössze 14 faj 212 egyede került elő, amely 7 Collembola családot képvisel. Az ugróvillás egyedek több mint kétharmada a Hypogastruridae család fajai közül került ki.

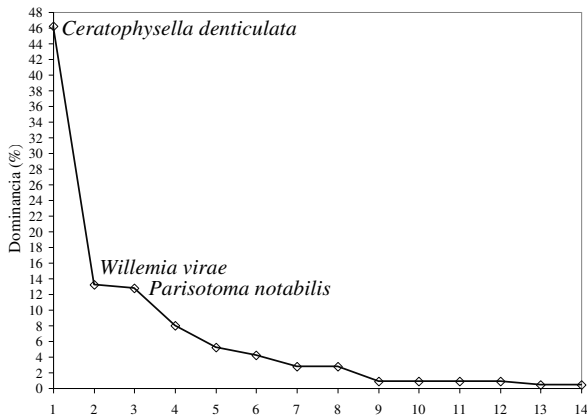




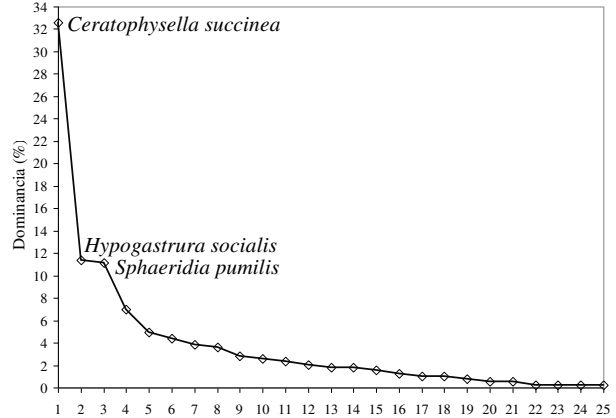
**3. ábra: Az erdősávok Collembola-közösségének dominanciagörbéje**  
 Figure 3: Dominance structure of the Collembola communities of shelterbelts



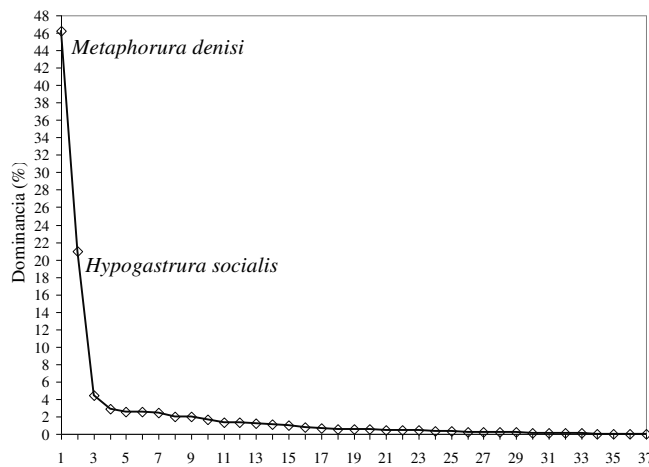
**4. ábra: A repcekultúrák Collembola-közösségének dominanciagörbéje**  
 Figure 4: Dominance structure of the Collembola communities of rape fields



**5. ábra. A kukorica kultúrák Collembola-közösségének dominanciagörbéje**  
 Figure 5: Dominance structure of the Collembola communities of maize fields



**6. ábra. Az őszi búza-kultúrák Collembola-közösségének dominanciagörbéje**  
 Figure 6: Dominance structure of the Collembola communities of winter wheat fields



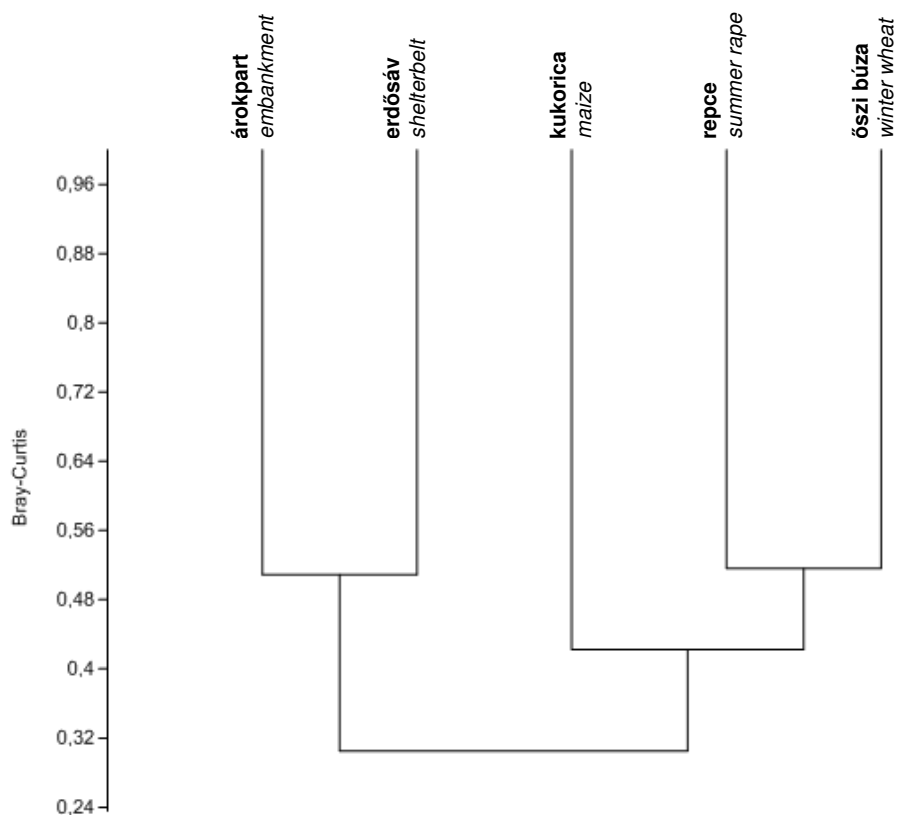
**7. ábra. Az árokpart-táblaszegély ökotonok Collembola-közösségének dominancia-görbéje**  
 Figure 7: Dominance structure of the Collembola communities of embankments

A diverzitás és kiegyenlítettség a repce kultúrák ugróvillás-közösségéhez hasonlóan itt is alacsony. Eudomináns faj a *Ceratophysella denticulata*, domináns fajok a *Willemia virae* és a *Parisotoma notabilis* (**5. ábra**).

A három vizsgált természetű növénykultúra közül az őszi búza talajában találtuk a legdiverzebb ugróvillás-közösséget. Összesen 10 család 25 fajának 387 egyedét gyűjtöttük. Az egyedszámok alapján itt is a Hypogastruridae volt a domináns család, részaránya több mint 50%. A dominancia-görbe (**6. ábra**) kezdeti meredeksége ellenére az összkép kiegyenlítettebb közösségi struktúrát mutat. Eudomináns faj a *Ceratophysella succinea*, domináns fajok a *Hypogastrura socialis* és *Sphaeridia pumilis*.

Az erdősávok mellett fontos szegélyélőhelyek a területen az árokpartok és a gyepek táblaszegélyek. Ezt bizonyítja az itt gyűjtött mintákból előkerült fajok magas száma (összesen 37 faj 2756 egyedét gyűjtöttük). Legnagyobb egyedszámmal a Tullbergiidae család volt képviselt (egyedszám szerinti részaránya közel 50%), ez azonban az eudomináns *Metaphorura denisi* tömeges előfordulásának köszönhető. Utóbbi faj, valamint a szintén domináns *Hypogastrura socialis* magas egyedszáma miatt a dominancia-struktúra kevésbé kiegyenlített (**7. ábra**).

A vizsgált élőhelyek Collembola közösségeinek összehasonlítására klasszifikációs eljárásként hierarchikus agglomeratív cluster analízist végeztünk a BRAY-CURTIS index alapján. Ennek előnye más hasonlósági, fajazonossági indexekkel (JACCARD, SØRENSEN) összevetve az, hogy a mennyiségi viszonyokat is figyelembe veszi. A dendrogram (**8. ábra**) jól mutatja az ökotonok és a vetésterületek elkülönülését: az első nagy csoportba az erdősávok és az árokpart/táblaszegély közösségei sorolódtak, míg a második nagy csoport a három természetű kultúrát foglalja magába.



**8. ábra: A BRAY-CURTIS távolságon alapuló hierarchikus cluster-analízis dendrogramja**

Figure 8: Dendrogram based on cluster analysis using the BRAY-CURTIS distance measure on the Collembola communities of the sampled habitats

A vetésterületek csoportján belül további két alcsoportot figyelhető meg. A repce és kukorica kultúrák közösségeitől – amelyek egyben a legnagyobb hasonlóságot mutatták BRAY-CURTIS módszere szerint – az őszi búza talajának magasabb fajszámú, kiegyenlített ugróvillás közössége határozott elkülönülést mutatott.

#### 4. KÖVETKEZTETÉSEK

Megállapítottuk, hogy a LAJTA Project Collembola közösségeinek fajgazdagsága és egyedszáma az erdősáv és az árokpart talajában a legnagyobb. E két élőhely faunája határozottan elkülönül a mezőgazdasági táblák talajában élő ugróvillás fajoktól. Ebből arra következtetünk, hogy a Collembola közösségek kialakulásában a talaj háborítatlansága az elsődlegesen meghatározó tényező. Ugyanakkor megállapítottuk, hogy az őszi búza kultúrák Collembola diverzitása és dominancia görbéi hasonlóak az árokpartnál talált értékekhez, jelezve ezzel egy feltételezhetően létező, dinamikus kapcsolatot a mezőgazdasági táblák és az azokat szegélyező ökoton faunája között, ha a vegetáció borítottsága hasonló.

#### IRODALOMJEGYZÉK

- BABENKO, A.B., CHERNOVA, N.M., POTAPOV, M.B. & STEBAEVA, M.B. (1994): *Collembola of Russia and adjacent countries: Family Hypogastruridae*. Nauka, Moskow. (in Russian).
- BALOGH J. (1958): A talajzoológiai kutatások eredményei és feladatai hazánkban. *A Magyar Tudományos Akadémia Biológiai Csoportjának Közleményei* 2(1): 79–93.
- BRETFELD, G. (1999): *Symphyleona*. In: DUNGER, W. ed.: *Synopses on Palaearctic Collembola*. Vol. 2. Staatliches Museum für Naturkunde, Görlitz.
- DÁNYI, L. & TRASER, GY. (2008): An annotated checklist of the springtail fauna of Hungary (Hexapoda: Collembola). *Opuscula Zoologica* 38: 3–82.
- DEHARVENG, L. (1982): Cle de détermination des genres de Neanurinae (Collembola) d'Europe et la région Méditerranéenne, avec description de deux nouveaux genres. Université P. Sabatier. *Travaux du Laboratoire d'Ecobiologie des Arthropodes Edaphiques* 3(4): 7-13.
- FJELLBERG, A. (1980): *Identification keys to Norwegian Collembola*. Norsk Entomologisk Forening.
- FJELLBERG, A. (1998): *The Collembola of Fennoscandia and Denmark. Part I.: Poduromorpha*. Fauna Entomologica Scandinavica vol. 35.
- FLOHRE, A., RUDNICK, M., TRASER, GY., TSCHARNTKEA, T. & EGGERS, T. (2011): Does soil biota benefit from organic farming in complex vs. simple landscapes? <http://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.032>
- GILLER, K.E., BEARE, M.H., LAVELLE, P., IZAC, A.-M.N. & SWIFT, M.J. (1997): Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. *Applied Soil Ecology* 6: 3–16. [http://doi.org/10.1016/S0929-1393\(96\)00149-7](http://doi.org/10.1016/S0929-1393(96)00149-7)
- GISIN, H. (1960): *Collembolenfauna Europas*. Museum d'Histoire Naturelle, Genève.
- JORDANA, R., ARBEA, J.I. & CARLOS SIMÓN, M.J.L. (1997): *Collembola Poduromorpha*. Fauna Iberica, Vol.: 8. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid.
- MASSOUD, Z. (1967): *Monographie des Neanuridae, Collemboles Poduromorphes a pièces buccales modifiées*. Centre National de la Recherche Scientifique, Paris.
- PAUL, D., NONGMAITHEM, A. & JHA, L.K. (2011): Collembolan Density and Diversity in a Forest and an Agroecosystem. *Open Journal of Soil Science* 1: 54–60. <http://dx.doi.org/10.4236/ojss.2011.12008>
- POMORSKI, J.R. (1998): *Onychiurinae of Poland (Collembola: Onychiuridae)*. Wrocław. pp. 201.
- POTAPOV, M. (2001): *Isotomidae*. In: DUNGER, W. ed.: *Synopses on Palaearctic Collembola*. Vol.: 3. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz. Bd. 73/Nr. 2.

- SOUSA, J.P., BOLGER, T., DA GAMA, M.M., LUKKARI, T., PONGE, J-F., SIMON, C., TRASER, G., VANBERGEN, A.J., BRENNAN, A., DUBS, F., IVITS, E., KEATING, A., STOFER, S. & WATT, A. (2006): Changes in Collembola richness and diversity along a gradient of land-use intensity: a pan European study. *Pedobiologia* **50**: 147–156. <http://doi:10.1016/j.pedobi.2005.10.005>
- STACH, J. (1960): *The Apterygotan fauna of Poland in relation to the world fauna of this group of insects. Tribe: Orchesellini*. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Krakowie.
- STACH, J. (1963): *The Apterygotan fauna of Poland in relation to the world fauna of this group of insects. Tribe: Entomobryini*. Państwowe Wydawnictwo Naukowe, Krakowie.
- THIBAUD, J.M., SHULZ, H.J. & DA GAMA, M.M. (2004): *Hypogastruridae*. In: DUNGER, W. ed.: *Synopses on Palaearctic Collembola*. Vol. 4. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz. Bd. 75/Nr. 2.
- WEINER, W.M. (1996): Generic revision of *Onychiurinae* (*Collembola: Onychiuridae*) with a cladistic analysis. *Annals of the Entomological Society of France* (NS). **32**(2): 163–200.
- ZIMDARS, B. & DUNGER, W. (1994): *Tullbergiinae*. In: DUNGER, W. ed.: *Synopses on Palaearctic Collembola*. Vol.: I. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz. Bd. 68/Nr. 3–4.

## VOLEGBEOBACHTUNG IM FORSTBEZIRK BAKONYSZENTLÁSZLÓ 2003–2016

**Rudolf Triebel**

A-7142 Illmitz, Schnändlgasse 15, Österreich  
email: rutrill@gmx.at

### ABSTRACT

TRIEBL, R. (2017): BIRD OBSERVATIONS IN THE FOREST DISTRICT OF BAKONYSZENTLÁSZLÓ (2003–2016). *Hungarian Small Game Bulletin* **13**: 225–253. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2017.225>  
The paper presents the observation data of more than 140 bird species from Bakonyszentlászló and its surroundings for the period 2003–2016.

### ÖSSZEFOGLALÁS

TRIEBL, R. (2017): MADÁRMEGFIGYELÉSEK A BAKONYSZENTLÁSZLÓI ERDÉSZET TERÜLETÉN (2003–2016). *Magyar Ápróvad Közlemények* **13**: 225–253.  
A szerző több mint 140 madárfaj Bakonyszentlászló környéki megfigyelési adatait közli a 2003–2016 közötti időszakból.

**KULCSSZAVAK:** Bakony, madárfauna, fészkelő madárfajok

**KEY WORDS:** Bakony, bird fauna, breeding bird species

## 1. EINLEITUNG

In der Zeit von 2003–2009 befasste ich mich auf Anregung von Dr. Walter THIEDE(†) am Anfang weniger, in den Folgejahren intensiver mit der Vogelwelt des Forstamtes Bakonyszentlászló im Bakony-Gebirge, Ungarn. Die Ergebnisse wurden in 2 Heften der Ornithologischen Mitteilungen (TRIEBL, 2010a, 2010b) veröffentlicht. Eine derartige Publikation über diesen Teil des Nord-Bakony durch 7 Jahre gibt es nicht, dazu setzte ich meine Beobachtungen bis 2016 (inklusive) noch intensiver fort, um Lücken zu schließen, was allerdings nur teilweise gelang. Nichtsdestotrotz sind insgesamt 14 Jahre doch eine noch breitere Basis, und daher nimmt es nicht wunder, dass die Zahl der gesichteten Arten über 140 stieg, nicht zuletzt weil 3 Alt-Daten nicht berücksichtigt worden sind. Außerdem runden vier weitere Jahre mit neuen Brutnachweisen (Schwarzstorch, Zwergtaucher, Teichhuhn, Waldbaumläufer) das Gesamtbild ab.

Weiters hielt ich eine Gesamtliste aller beobachteten Vogelarten in Deutsch und Latein im Anhang für nützlich.

## 2. MATERIAL UND METHODEN

### 2.1. FELDBEOBACHTUNGEN

Ursprünglich stand hinter meiner höchst privaten vogelkundlichen Tätigkeit im Bakony überhaupt keine Methode. Für mich war es reines Vergnügen, in einem zu meiner

Wahlheimat (Neusiedler See/Seewinkel) so unterschiedlichen Gebiet im Lebensabend Waldvögel näher kennen zu lernen, die ich nie wirklich vermisst hatte, deren fehlende Kenntnis ich aber unterschwellig doch als Manko betrachtete.

Als ich die Anregung Dr. Thiedes aufgriff, musste ich mich intensiver mit den Arten befassen - im Felde bzw. Walde und auch in der Literatur. Natürlich habe ich mich nach Abgrenzung der Fläche um entsprechende Abdeckung bemüht, was jedoch nur unzureichend gelang. Der aufmerksame Leser kann leicht feststellen, dass es mich immer wieder an bestimmte Plätze zog, eben weil dort reich(er)es Vogelleben zu erwarten war. Im Übrigen weiß jeder Feldornithologe, dass man manchen Arten hinterherlaufen muss, sogar dann noch mit unbefriedigendem Erfolg, andere fallen einem buchstäblich in den Schoß. Trotzdem bin ich sicher, dass ich um der Sache willen und aus persönlicher Neugierde im Nordbakony Winkel und Ecken betreten habe, wohin sich kaum der zuständige Förster verirrt hat.

Keinesfalls handelte es sich bei meinen Exkursionen um sporadische Ausflüge, vielmehr war ich besonders in den Jahren 2008 und 2009 bei halbwegs passender Witterung zu jeder Jahreszeit täglich mehrere Stunden zu Fuß unterwegs. Wenn ich zwischendurch in Österreich weilte, ergaben sich „Zwangspausen“, die ich in der Hauptsaison – April bis Juli – aus eigenem Interesse so kurz als möglich hielt. Vor allem vor den beiden angegebenen Jahren habe ich nicht alles protokolliert, manchen Arten bewusst kein Augenmerk geschenkt (sie scheinen daher nur in der Gesamtliste auf) und bei der Auswertung manche Daten absichtlich aus Gründen des Umfangs nicht zitiert.

Verwendete Abkürzungen: Kin.T. - Kinotaer Teich, Ft. – Fischteich, B – Bakony, Bszl – Bakonyszentlászló, M – Männchen, W – Weibchen, ges. - gesehen, geh. - gehört

## 2.2. GEBIETSBESCHREIBUNG

Geografisch ist der Bakony(er Wald) ein ausgedehntes Mittelgebirge zwischen Donau und Plattensee im Komitat Veszprém. Die Ost- und Westbegrenzung bilden die Landesstraßen 81 (Győr-Székesfehérvár) und 84 (Sopron-Plattensee). Geografische Koordinaten: 17–18° E; 47–48° N.

Geologisch handelt es sich um ein Rumpfgebirge aus hauptsächlich Dolomit und sedimentärem Kalkstein (PAPP, 1968). Die höchste Erhebung bildet der Kőrishegy („Eschenberg“) mit 709 m im sogenannten Hohen Bakony, der unter Landschaftsschutz steht. Bemerkenswert für das Vorkommen gewisser Vogelarten in der so sanft hügeligen Landschaft sind unerwartet wilde Schluchten(Karst) mit jahreszeitlich eher bescheidenen Wasserläufen (Cuha Bach, Hódos Quell, Dudari Bach), die im Sommer oft ganz austrocknen (können). An stehenden Gewässern sind die größeren Fischteiche von Románd, Hajmás und Ravazd erwähnenswert, ferner zwei ausgesprochen kleine Gicer Teiche, sowie der Kinotaer Teich, der letztere praktisch total zugewachsen.

Größere Städte sind Veszprém, Pápa, Várpalota, aber auch Győr liegt nur ca. 50 km nördlich eines fiktiven Mittelpunktes. Als „heimliche Hauptstadt“ gilt Zirc mit seiner Zisterzienser Abtei und einem naturkundlichen Museum, wo es sogar einen Planposten für einen Zoologen gibt.

Klimatisch wird der Bakony als Schnittpunkt zwischen atlantisch, kontinental und mediterran beschrieben (PAPP, 1968), wobei ich mir als Laie erlaube, die Bezeichnung „atlantisch“ auf „alpin“ abzuwandeln, zumal der atlantische Klimaeinfluss bereits auf Österreich entsprechend gering ausfällt; im Übrigen – was den Südbakony angeht – eines der mildesten Klimas in Ungarn.

Als engerer Beobachtungsraum gilt der Forstbezirk Bakonyszentlászló, in dessen Zentrum eben Bakonyszentlászló, weiters Bakonygyirót, Fenyőfő und Vinye liegen, umgeben

von Veszprémvarsány, Bakonyszentkirály, Csesznek, Románd, Gic, Bakonytamási und Pápateszér. Dabei haben wir einen weitläufigen (8000 ha), mehr oder weniger geschlossenen Laubwald vor uns, seit eh und je überaus wildreich – 5 Schalenwildarten, unter den üblichen Beutegreifern wie Dachs, Fuchs, beide Marder, sogar die Wildkatze, theoretisch auch schon den Goldschakal, sowie brandneu (Frühjahr 2010) einen Zugang bei den Säugern, den Biber im Cuha-Tal.

Obwohl stillgelegt soll das ehemalige Bauxitbergwerk zwischen Bakonyszentlászló und Fenyőfő Erwähnung finden, vor allem weil es unter „renaturiertes Bergwerk“ (jetzt mit Schwarzkiefern bepflanzt) oft Eingang in die Beobachtungsdaten gefunden hat.

### 3. ERGEBNISSE

#### **Zwergtaucher** (*Tachybaptus ruficollis*)

Wurde von mir in den Jahren 2003, 04, 05, 08, 09 im Zeitraum vom 23.3.(08) bis 13.9.(09) an folgenden Gewässern festgestellt: Romänder Fischteich, Gicer und Kinotaer Teich.

Obwohl kein Nestfund vorliegt und keine Jungen beobachtet wurden, steht regelmäßiges Brüten für mich außer Zweifel.

Alle Daten: 10.5.03 2/2 Kin.T., 15.6.03 Rufe am Rom.Ft., 20.7.03 4 Ex. Rom.Ft.; 30.5.04 2 Ex. rufen Kin.T.; 19.4.05 2 Ex. Kin.T.; 23.3.08 2/2 Gic.T.; 11.4.09 1 Ex. ruft Gic.T., 13.9.09 1 Ex. Rom.Ft.

Am 19.5.2011 gelang der Brutnachweis durch 2 Nester(10/5Eier) am südlichen Gicer Teich; es ist naheliegend, dass im 1. Nest zwei Weibchen zusammenlegten.

#### **Haubentaucher** (*Podiceps cristatus*)

Regelmäßiger Brutvogel auf dem Romänder Fischteich aufgrund entsprechender Ausdehnung und Wassertiefe in 1- 2 Paaren; pull. wurden öfters gesehen.

Alle Daten: 20.7.03 1/1 + 2 pull.; 27.4.07 5 Ex.; 28.6.08 1/1 + pull., 18.9.08 4 Ex. im Schlichtkleid; 11.4.09 3 Ex., 13.9.09 (1/1?)

#### **Kormoran** (*Phalacrocorax carbo*)

Beim mehr als häufigen BV an der Donau und am Kisbalaton kommt es natürlich vor, dass sich einzelne auf allen genügend tiefen Gewässern einfinden, so auch auf dem Romänder Fischteich, sogar während der Brutzeit.

Alle Daten: 27.4.07 2 Ex., 26.11.07 6 Ex.; 6.3.09 3 Ex. sehr schreckhaft, 11.4.09 2 Ex. davon 1 im Prachtkleid. 24.12.2013 7 Ex. fliegen in Formation nach Süden – Bszl./Nagypáskom

#### **Rohrdommel** (*Botaurus stellaris*)

1.5.2014 Romänder Fishteich 1 Gr. ruft 3x.

#### **Silberreiher** (*Egretta alba*)

Zwischen 1995 und 2000 – noch keine „Buchführung“ – halte ich es für möglich, dass im NO-Schilf des Romänder Fischteiches die eine oder andere Brut stattfand, da ich dort im Frühling öfters verdächtige Altvögel beobachtete. Außerhalb der Brutzeit jedenfalls Gast in den Jahren 2003, 2007 und 2008 von Juli bis Dezember.

Alle Daten: 20.7.03 1 Ex.; 26.11.07 3 Ex.; 5.12.08 3 Ex. jeweils Rom.Ft.; 23.1.09 1 Ex. Brachacker zwischen Csót und Bakonyszücs (Újmajor); 27.12.09 3 Ex. Acker südlich Veszprémvarsány neben der Landesstraße 82; am selben Tag 1 Ex. am Rom.Ft.. 27.10.2013 20 Ex. im abgelassenen Romänder Fischteich.

**Graureiher** (*Ardea cinerea*)

In allen Jahren gesehen, jedoch sehr selten, oft nur ein einziges Mal, meist im Bereich des Románder Fischteiches, hauptsächlich außerhalb der Brutzeit, wie man sieht.

Alle Daten: 15.6.03 2 Ex. Rom.Ft.; 30.6.04 1 Ex. Kinotaer Teich; 27.10.05 abends 1 Ex. ebendort; 27.4.07 1 Ex. Rom.Ft.; 26.11.07 1 Ex. ebendort; 23.3.08 1 Ex. Gicer Teich; 23.1.09 1 Ex. Brachacker bei Újmajor (Csót); 11.4.09 1 Ex. Rom. Ft.; 30.6.09 1 Ex. fliegt vom Gicer zum Rom. Ft.; 30.11.09 1 Ex. fliegt so tief über die Straße vom Rom. zum Gicer Teich, dass es fast zur Karambolage mit meinem Auto kommt! 27.10.2013 30 Ex. im abgelassenen Románder Fischteich.

**Weißstorch** (*Ciconia ciconia*)

Die Art horstet, wie mir scheint, mit abnehmender Tendenz in den Ortschaften Bakonygyirót, Bakonytamási, Gic, Románd. Genauere Erhebungen über Anzahl der Brutpaare, Bruterfolg, Fluktuationen usw. habe ich nicht angestellt.

**Schwarzstorch** (*Ciconia nigra*)

Seit vielen Jahrzehnten im Bakony Brutvogel, wie Publikationen (z.B. Aquila) belegen, obwohl früher wahrscheinlich noch heimlicher und empfindlicher und nicht so auffällig aufgrund geringerer Dichte. Im Unterschied zum weißen Verwandten steigt, wenn auch langsam, die Vermehrung und somit Ausbreitung. Bruten sind mir persönlich auch aus der weiteren Umgebung (Bakonyszombathely, Ravazd, Rede) durch Horstfunde bekannt. Beide Arten scheinen mir darin übereinzustimmen, wobei es mir jedoch an genügend Erfahrung mit dem Schwarzstorch mangelt, dass ihre Horste oft jahrelang unbesetzt bleiben – ohne menschlich ersichtlichen Grund.

Daten: 9.4.07 1 Ex. im Cuha Bach am Ortsausgang von Vinye (frühmorgens); 26.3.08 1 Ex. kreist sehr hoch über der Teufelsschlucht, am folgenden Tag vielleicht derselbe über dem Zörög, tags darauf wieder 1 Ex. zusammen mit einem Habicht und zwei Mäusebussarden ebendort; am 29.3.08 stellt 1 Ex. auf einer knorrigen Eiche am Rande der Zsidórét bei Vinye ab; am 29.7.08 fliegt 1 Ex. über den Rom. Ft. nach Osten; am selben Tag wechseln 2 Ex., möglicherweise Junge, vom Rom. zum Gicer Teich (vormittag), am Abend steht 1 Ex. mit hängendem Flügel am Westrand des Rom.Ft., fliegt jedoch bei Annäherung problemlos auf und weg. 21.3.09 Horstfund auf einer mächtigen Rotbuche südlich von Vinye, doch keine Ankunft noch Brut, ebensowenig wie auf einem nur 1 Mal benützten Horst (Föhre) bei Gic. Bezeichnend dass mir auf meinen zahlreichen und ausgedehnten Exkursionen während der ganzen Saison 2009 kein einziger Schwarzstorch untergekommen ist! Am 23.4.2011 endlich ein Horst (Hársoskút) mit 1 Altvogel; 2 Eier werden gelegt – ein Partner wurde nie gesehen, am 6. und 7.8. flogen die Jungen aus (Barta Zoltán).

**Höckerschwan** (*Cygnus olor*)

Eigenartig bzw. typisch die sofortige Nutzung kleinster Habitate (siehe auch Kiebitz und Rohrweihe!) für eine Art, die erwiesener Maßen expandiert.

Alle Daten: 3.2.04 2 Ex.(1/1?) auf leicht überflutetem Acker zwischen Bakonyszentlászló und Bakonyszentkirály; 9.3.09 7 Ex. Románder Fischteich. 21.6.2011 18 Ex. im Flug – Bszl./Répagyuró.

**Saatgans** (*Anser fabalis*)

22.3.2016 Gicer Teich ca. 60 Ex. im Überflug.



**Blässgans** (*Anser albifrons*)

Nur 1 von zahlreichen Beobachtungen überfliegender Wildgänse: 6.12.2012 ca.120 Ex. – Fenyőfő/Fekete Fenyves.

**Graugans** (*Anser anser*)

Mich hat es gewundert, dass fast alle Berichterstatter ziehende Wildgänse im Bakony als Besonderheit erwähnen, während ich selbst meine nicht einmal protokollierten Beobachtungen im Bereich Neusiedler See, Donau, Tataer See und Plattensee für ganz selbstverständlich erachte. Der Umstand dass infolge der bekannten Vermehrung und Ausbreitung sich auch zahlreiche Graugänse unter den Überfliegern befinden, hat mich bewogen, sie in die Liste der kommentierten Arten aufzunehmen. 12.10.2010 1/1(?) Ex. am südlichen Gicer Teich im Wasser. 30.7.2011 8 Ex. (1 Familie?) fliegt sehr hoch über Renat. Bergwerk nach Osten. 22.12.2011 ca.60 Ex. fliegen nach Norden zwischen Porva und Bszl. 27.12.2011 ca.50 Ex. fliegen nach Süden – Bszl./Wildschweingatter.

**Stockente** (*Anas platyrhynchos*)

Interessant die fast ausschließlichen Brutzeitdaten von Ende März bis Ende Mai. Ein Allerweltsvogel wie die St.brütet nicht nur an den wenigen stehenden Gewässern, sondern sogar an kleinen Bächen mitten im Bakony, die im Sommer meist (fast ganz) austrocknen. Führende Weibchen habe ich im Wald allerdings nie zu Gesicht bekommen. Bedeutendere Ansammlungen ab August und im Spätherbst bis Winter, wenn nach dem Abfischen wieder geflutet wird.

Alle Daten: 24.4.03 1 M. im Cuha Bach – W. brütet vermutlich oder führt bereits; 10.5.03 1 frisches Ei im Hodos-Bach, sowie 1/1 am Kinotaer Teich; 27.5.03 1 Erpel ebendort; 19.4.05 1 M. Kin.T.; 21.4.05 1/1 ebendort; 27.4.07 1 M. Románder Fischteich; 28.3.08 1/1 im Cuha-Tal beim Bahnhof Czesznek-Porva; 11.4.09 2 M. am Kin.T; 27.5.09 4 M. an einer Wasserpfütze beim Bahnhof Románd; 14.8.09 mind. 150 Ex. Rom. Ft.; 27.12.09 ca. 120 Ex. ebendort.

**Schnatterente** (*Anas strepera*)

29.4.2013 1/1 Ex. Románder Fischteich

**Pfeifente** (*Anas penelope*)

23.3.08 1/1 Ex. Románder Fischteich

**Löffelente** (*Anas clypeata*)

16.4.09 3/3 Ex. Románder Fischteich. 4.4.2012 1/1 Ex. nördlicher Gicer Teich

**Krickente** (*Anas crecca*)

19.4.05 1 M. Kinotaer Teich - Brutverdacht? 17.8.05 25 Ex. auf überflutetem Acker nördlich Dudari Patak

**Knäkente** (*Anas querquedula*)

11.4.09 1 M. im Flug Gicer Teich, sowie 2/3 + 1/1 Ex. Románder Fischteich. 4.4.2012 1 M südlicher Gicer Teich (Brutverdacht wie bei Krickente – W legt oder brütet eventuell).

**Tafelente** (*Aythya ferina*)

8.5.2010 2/1 Ex. Románder Fischteich; 28.8.2011 7/2 Ex. Románder Fischteich

**Moorente** (*Aythya nyroca*)

4.4.2012 1 M. (einzige Beobachtung in 10 Jahren) – nördlicher Gicer Teich

**Schellente** (*Bucephala clangula*)

7.3.2016 Románderd Fischteich 2/1 Ex.

**Seeadler** (*Haliaeetus albicilla*)

Die Beobachtungen von 2003 bis 2006 zeugen von der Anwesenheit im Untersuchungsgebiet, das durch naheliegende Fischteiche potentielle Nahrungsgrundlage bietet. 2006 fand in einem bekannten Horst zwischen Fenyőfő und Bakonyszékláz keine Brut statt, 2007 dagegen schon (fide BZ). 2008 hielt ich diesen unter ständiger Beobachtung; nachdem mit Sicherheit Nachwuchs geschlüpft war und gefüttert wurde, flogen aus unbekanntem Gründen keine Jungen aus. 2009 adaptierte 1 Paar (dasselbe?) einen von mir entdeckten Mäusebussardhorst in wenigen Kilometer Entfernung. Mitte Juni flogen beide Jungvögel aus.

Einige Daten: 5.6.03 1 ad. Im Flug – Románder Fischteich; 17.1.05 1 imm. Fenyőfő; 28.3.05 1 imm. steht auf einem Acker beim Kinotaer Teich; 6.2.06 1 subad. Auf einem Baum zwischen Bakonyszékláz und Bakonyszékláz. 20.4.06 1 ad. zwischen Románd und Ravazd. 7.5.2012 1 ad fliegt vom Horst (Wildschweingatter) 3 Junge, die auch ausfliegen! 28.5.2013 1 Juv. fast ausgewachsen.

**Fischadler** (*Pandion haliaetus*)

Fast alle Fischadler fielen mir – nur auf dem Frühlingszug – meist außerhalb meines Gebietes an den Ravazder Fischteichen (ca. 5 km nördlich) bei gelegentlichen Einkaufsfahrten nach Győr auf.

Alle Daten: 7.4.04 16:00 Uhr 1 Ex.; 4.4.07 9:15 Uhr 1 Ex. fängt gerade einen großen Fisch (Brasse?); 24.3.08 1 Ex. gleichzeitig mit 1 Seeadler über dem Románder Fischteich; 5.4.08 17 Uhr 1 Ex. Fischteich bei Pannonhalma.

**Schlangenadler** (*Circaetus gallicus*)

Von den zu diesem Zeitpunkt im eher südlichen Bakony brütenden 5 Paaren (fide BZ) hatte ich während einer Autofahrt nach Zirc in der Nähe der Ruine Csesznek das Glück, 1 Ex. nur etwa 30 m hoch über die 82-er Straße nach Südwesten fliegen zu sehen. 14.5.1995 11:00 Uhr 1 Ex.

**Rohrweihe** (*Circus aeruginosus*)

In einem fast geschlossenen Waldgebiet würde ich die R. als seltenen, aber absolut regelmäßigen Brutvogel an den 2-3 vorhandenen Gewässern bezeichnen. Vom Nestbau über Kopula und Jungenfütterung konnte ich alle Abläufe verfolgen. Zumindest Brutversuche fanden manchmal in unglaublich kleinen Schilfflächen (Kinotaer Teich) statt. Von 21 protokollierten Beobachtungen erfolgten nur 3 abseits der Brutplätze; bei diesen handelte es sich immer um nahrungssuchende M.

Einige Daten: 10.5.03 1/1 Ex. mit Nistmaterial am KinT.; 2.8.03 1 M. im Flug zwischen Papateszer und Csót; 9.4.06 1/1 Ex. KinT. Kopula; 28.3.08 1 M. im Flug zwischen Bakonyszékláz und Vinye; 29.7.08 Románder Fischteich 1/1 + 2 juv. (eben flügge); 18.9.08 1 W. oder juv. Kinotaer Teich; 11.4.09 1 sehr buntes M. zwischen Bakonygyirót und Románd; 27.4.09 1 Ex. wird vom Wanderfalken aus dessen Brutrevier vertrieben – Cuha-Tal.

**Kornweihe** (*Circus cyaneus*)

Als seltener doch regelmäßiger Wintergast durchsucht die K. trotz des eindeutigen Waldcharakters der Region alle geeigneten Feldfluren, sogar Ortsbereiche nach Nahrung. Das späte Aprildatum eines offensichtlich zusammengehörigen Paares deute ich als Möglichkeit eines nicht zu weit entfernten Brutplatzes!/? Auffallend trotz der wenigen Daten das mir vom

Seewinkel/Bgld. bekannte Geschlechtsverhältnis von 1: 4-5, obwohl die MM in den schneearmen Wintern viel stärker kontrastieren.

Alle Daten: 31.12.05 1 W. in meinem Garten am Ortsrand von Bakonyszézlő; 22.12.06 1 W. zwischen Gic und Ravazd; 23.3.08 1 W. Gicer Teich; 25.4.08 1/1 sucht eine große Wiese zwischen Bakonyszézlő und Gic längere Zeit systematisch ab; 24.12.09 1 M. bei Újmajor nicht weit von Bakonyszézlő.

#### **Wiesenweihe** (*Circus pygargus*)

Nur 2 Daten, einmal vom Herbstzug: 3.9.2006 1 vorjähriges M. zwischen Románd und Gic; einmal vom Frühjahrszug: 27.4.2007 1 W. – Románd Fischer Teich.

#### **Wiesenweihe** (*Circus pygargus*)

Nur 2 Nachweise, einmal vom Herbstzug: 3.9.06 1 vorj. M. zwischen Románd und Gic; einmal vom Frühjahrszug: 27.4.07 1 W., Románd Fischer Teich.

#### **Adlerbussard** (*Buteo rufinus*)

Bei einer der zahlreichen Inspektionen des Románd Fischer Teiches am 29.7.08 (9:00 Uhr) kreisten 2 „Bussarde“ relativ hoch, aber bei besten Lichtverhältnissen, einige Zeit über dem Westende des langgestreckten Fischer Teiches. Da mir Mäuse- und Wespenbussard sehr geläufig sind, ich auch A. schon mehrfach gesehen und Kenntnis von der Ausbreitung habe, tippte ich an Ort und Stelle darauf, und beim Nachschlagen bestätigte sich meine Annahme.

#### **Mäusebussard** (*Buteo buteo*)

Der mit Abstand häufigste Greifvogel – aufgrund seiner Größe, der Rufe und Balzflüge im Doppel nicht zu übersehen. Mir sind zur Zeit 12-15- natürlich jahresweise unbenützte – Bussardhorste in niedrigeren wie auch höheren Lagen bekannt, fast alle auf Laubbäumen. Im Winter fiel mir auf, dass auf weiten Agrarflächen im Raum Csót – Bakonyszézlő die Individuendichte viel höher ist (Nahrungsangebot?) als im Wald, wobei natürlich offen bleibt, ob es sich dabei um heimische Vögel handelt oder um Wintergäste.

Daten: 23.5.03 1/1 Kopula im Föhrenwald, Bszl.-Kenyeri (sehr spät!); 28.3.08 2 Ex. (1/1?) hoch über Zörög kreisend zusammen mit Schwarzstorch und Habicht; 23.1.09 mind. 15. Ex. auf einer Strecke von ca. 3 km zwischen Csót und Bakonyszézlő; 30.4.09 1 Ex. brütet zwischen Bszl. und B.Szentkirály; 27.5.09 ebendort mind. 2 pull.; 14.6.09 ebendort, Horst leer, juv. ausgeflogen; 13.9.09 ca. 10 Ex. zwischen B.Szézlő und Újmajor/Csót.

#### **Wespenbussard** (*Pernis apivorus*)

Nur 10 Beobachtungen in 10 Jahren sagen viel aus über die Häufigkeit im nördlichen Bakony; entsprechend seiner speziellen Ernährung ist es gut denkbar, dass er in den anderen Teilen stärker vertreten ist. Trotz intensiver Bemühungen konnte ein Horst bisher nicht gefunden werden.

Daten: 20.7.03 1 Ex. zwischen B.Tamási und Fenyőfő; 18.5.04 1 Ex. Csarda tető, Waldwegkreuzung zwischen Porva und Fenyőfő; 24.8.04 1 Ex. Bszl./Kenyeri; 14.8.08 1 Ex. renat. Bauxitbergwerk; 28.6. + 26.7.09 je 1 Ex. ebendort. 23.5.2010 2 Ex. kreisen über dem renat. Bergwerk. 13.5.2011 2 Ex. Bszl./Répagyuró; 24.6.2011 2 Ex. im Flug Richtung Norden, Gicer Teiche. 1.6.2013 1 Ex. (M?) kurz im Flug bei Fenyőfő/Hársoskút

#### **Sperber** (*Accipiter nisus*)

Aufgrund meiner zahlreichen Beobachtungen war ich geneigt, den S. als zweithäufigsten Greifvogel einzustufen, was wahrscheinlich auch zutrifft. Bei der Analyse der Daten fiel erst

auf, dass sie über das ganze Jahr verteilt sind, in der Brutzeit spärlich und mit einer leichten Kumulation im Spätsommer (Junge und 1. Durchzügler). Die Winterdaten müssen dahingehend interpretiert werden, dass auch wenige Ex. ständig im Ortsbereich jagen, dabei oft beobachtet werden – auch mehrmals täglich und deshalb nicht alle Beobachtungen protokolliert wurden. Auch Horste wurden nur wenige gefunden, was jedoch wieder auf die Vorliebe für Fichtendickungen (selten!) und somit schwierige Auffindbarkeit zurückzuführen ist.

Einige Daten: 27.5.03 1 Ex.(M.?) jagt (Sing-)Drossel, Teufelsschlucht Bszl.; 3.8.03 1 M. Nähe Bahnhof Románd; 9.12.04 1 W. im Garten, Bszl.; 1.10.06 1 Ex. Kinotaer Teich; 28.3.08 1 W., Bszl.-Bauxitlager (mehrere alte Horste); 30.3.08 1 M. mit Beute, Hódos Quell; 10.5.08 1 M. mit Beute, Bszl.; 10.8.08 1 (juv.?) M. umkreist mich neugierig, renat. Bergwerk; 19.9.08 1 W. sitzt auf Baum neben der Straße, Hathalompuszta; 2.12.08 1 M. in der Nähe eines Horstes, Zörög; 23.1.09 1 M. zwischen Csót und Bakonyszücs; 9.2.09 1 M. auf Obstbaum im Garten, Bszl.; 14.8.09 1 W. Nähe Kinotaer Teich, wo sich wegen Sonnenblumenfeldes viele Buchfinken aufhalten; 13.9.09 1 W. Újmajor/B.Szücs. 2.1.2011 „Kolonie“ von Sperberhorsten unmittelbar am Ortsrand von Bszl. in einem Kiefernbestand, Höhen von 7 – 10m, 1“Doppeldecker“. „Brutkolonie“ (8 und mehr Horste) am Ortsrand von Bszl., leider inzwischen erloschen.

### **Kurzfangsperber** (*Accipiter brevipes*)

24.8.2015 Nagyszó vf. 1 Ex. schlägt nach langem Gleitflug Beute(?) in der Wiese.

### **Habicht** (*Accipiter gentilis*)

Da der Tisch für den H. nach menschlichem Ermessen reichlich gedeckt ist, verwundert seine Seltenheit (und die anderer Greifvögel!) allgemein. Auch unter Berücksichtigung des Umstandes, dass er kein ausgesprochener Vogeljäger ist wie sein kleinerer Verwandter, müsste er sich gut ernähren können! Interessant übrigens das ausgewogene Geschlechtsverhältnis entsprechend den Beobachtungsdaten.

Einige Daten: 22.3.03 1 W. brütet dicht neben der 82-er Straße, 100m von einem Mäusebussard entfernt, 1 Eiabwurf; 24.+25.11.04 1 M. im Garten (dasselbe?), Bszl.; 6.4.06 1 W., Ziegelfabrik Bszl.; 27.3.08 1 Ex. ruft aus einer Fichtendickung, Zörög; 28.3.08 1 M. kreist hoch über dem Zörög zusammen mit 1 Schwarzstorch und 1 Mäusebussard; 30.3.08 1 W., Kékhegy; 3.11.08 1 M. fliegt am Ortsrand von Gic; 25.2.09 1W. verfolgt von 3 Nebelkrähen, 82-er Straße bei B.Szentkirály; 24.12.09 1 W. Balzflug und Rufe in der Nähe eines Horstes, Bszl.-Nádastető. 27.5.2013 1 Ex.(W) fliegt vom Horst – Imre-majori-erdő. 2015 insgesamt 5 besetzte Horste bekannt.

### **Turmfalke** (*Falco tinnunculus*)

In den Anfangsjahren keine Beobachtungen, erst ab 2008 deutliche Zunahme (Nistkastenaktion Dr. Barta: seit 2000 wurden ca. 500 Stück ausgebracht, hauptsächlich im Komitat Veszprem), wobei auffällt, dass kaum ein M. dabei ist. Natürlich spielt in diesem Teil des Bakony der Habitat eine Rolle – der T. ist eben kein Waldvogel.

Daten: 8.4.08 1 W. bei Gic; 14.5.08 1 W., Ortsrand Borzavar; 4.1.09 2 Ex. (1/1?) i.d. Nähe eines Nistkastens zwischen B.Szentkirály und B.Oszlop; 10.4.09 1W. Zsidóret, Vinye (Mast); 13.9.09 2 Ex., Újmajor bei B.Szücs; 10.10.09 1 Ex.(W.?) Bahnhof Románd (auf Draht); 5.12.09 1 Ex. bei Veszprémvarsány. 17.10.2012 1 W oder Juv Kinotaer Teich bei Veszprémvarsány. 2.4.2013 1 W oder Juv bei Bakonytamási. 11.4.2013 1 sehr helles W bei Fenyőfő/Hosszúdülő.

**Rotfußfalke (*Falco vespertinus*)**

Bei einem am 15.5.08 bei Hathalompuszta beobachteten W. könnte es sich um einen Durchzügler zum bekannten Vorkommen bei Moson handeln, das auch nach Österreich ausstrahlt.

**Baumfalke (*Falco subbuteo*)**

Meine Daten beschränken sich mit 2 Ausnahmen auf die Monate August und September, wenn also die Brut bereits ausgeflogen ist und sich früher oder später auf den Weg nach Süden begibt. Aus der Zeit meiner Jagdausübung im nördlich angrenzenden Gebiet (Bakonyalja) stammen einige nicht angeführte Brutzeitbeobachtungen; dort sind die Bedingungen offensichtlich Baumfalken gerechter!

Daten: 19.7.03 1 Ex. über Bakonyszentlászló; 15.9.03 2 Ex. zwischen Bszl. und Gyirót (vielleicht juv.?) sehr tief fliegend; 23.7.04 2 juv. Ex. in meinem Garten in Bszl.; 22.9.07 1 Ex. über Bszl.; 10.8.08 2 Ex. jagen spät abends über dem renatur. Bergwerk, ebenso am 12.8., am 16.9. nur 1 Ex.; 14.8.09 1 Ex. über dem Bergwerk – fast noch finster; 19.+20.8. spät abends wieder 1 Ex. ebendort. 13.5.2011 1 Ex.(Durchzügler?) Bszl./Répagyúró; 31.7.2011 1 Ex. saust beim 1. Ziegenmelkerlaut am Abend herbei (renat. Bergwerk); 13.8.2012 1 Ex. um 20,00 renat. Bergwerk; 9.9.2012 1 Ex. Fischteich in Pápateszér; 28.6.2013 1 Ex. renat. Bergwerk.

**Wanderfalke (*Falco peregrinus*)**

Nachdem aus den Jahren 2005 und 06 nur je eine Beobachtung im Hochsommer vom selben Platz vorlag, gelang mir 2007 ein Brutnachweis im Cuha-Tal, nicht ganz zufällig, doch mit viel Glück, da die Felsnische absolut nicht einsehbar war. „Lustig“ in diesem Zusammenhang, dass die Bauchseite des W. stark rötlich war, wie sich später herausstellte jedoch offensichtlich nur von der Nestmuldenbearbeitung (Bauxitgestein). Nach Dr. BZ 1 von 2 bekannten Paaren im Komitat Veszprem bzw. von 12 bis 15 in ganz Ungarn ! 3 Junge flogen problemlos aus, und im folgenden Jahr ebenfalls 3 juv., die ohne mein Wissen oder Zutun beringt wurden. 2009 fand möglicherweise ein 3. Brüten statt (erfolgreich?), sicher nicht in der alten Nische – Altvögel hielten sich jedenfalls in der näheren Umgebung auf, M. höchstwahrscheinlich nicht dasselbe, da viel dunkler.

Einige Daten: 9.8.05 1 Ex. mit Beute (Drossel?) spät abends in der Nähe des Kinotaer Teiches; 20.8.06 1 Ex. ebendort; 21.4.08 1 M. fliegt um 12 Uhr beim Seeadlerhorst Görgő-Graben vorbei; 13.5.08 17 Uhr def. 3 juv.+ 1/1 in Horstnähe; 2.12.08 13 Uhr 1 Ex. auf Baum beim Horst; 6.2.09 1 Ex. versucht einen Mäusebussard aus dem Revier zu vertreiben; 27.4.09 das M. versucht eine überfliegende Rohrweihe zu verjagen. 11.7.2011 1 von 4 fast flüggen Juv tot in der Nähe des Horstes gefunden. Todesursache?

**Tabelle 1: Bruterfolg der Wanderfalken und des Seeadlers***Table 1: Breeding succes of Peregrine Falcon and White-tailed Eagle*

<b>Bruterfolg (Junge)</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>2012</b>	<b>2013</b>
Wanderfalke	3	3	?	3	4	4 Eier	1 Ei
Seeadler	-	-	2	1	1	3	1

**Würgfalke (*Falco cherrug*)**

Mir ist vom Brüten des W. am Körishegy vor vielen Jahren bekannt, doch während meiner nun 11jährigen doch recht gezielten Tätigkeit in Bszl. und Umgebung war es mir nur ein einziges Mal beschieden, einen starken braunen Falken in der Nähe von Gic beim Abflug

kurz zu erblicken; außerdem war die Entfernung sehr groß und es begann bereits zu dunkeln (16:00 Uhr am 24.1.2010). Für mich ist die Art damit absolut nicht bestätigt, aber eine andere Deutung ergibt sich kaum bis gar nicht.

#### **Merlin** (*Falco columbarius*)

Am 5.2.07 präsentiert sich bei prächtigem Sonnenschein 1 W. mitten in Bakonyszentlászló auf einem Obstbaum in Nachbars Garten auf 30 m Entfernung und lässt sich eine Weile in aller Ruhe betrachten.

#### **Wachtel** (*Coturnix coturnix*)

An der Nordflanke des Bakony auf einer Seehöhe von 200-300 m bei reichlich Waldbedeckung handelt es sich natürlich nicht um einen typischen Wachtelbiotop; trotzdem hörte ich in manchen Jahren zahlreiche Rufe auf manchmal kleinsten Agrarflächen mitten im Wald, 2009 jedoch keinen einzigen! Nach Dr.BZ ist ein Brüten nach seiner Erfahrung naheliegend.

Daten (nicht alle protokolliert): 20.5.04 1 Ex. ruft beim Abwasserhaus nördlich der Ortschaft Bszl.; 29.7.06 2 Ex. ebendort gesehen; 15.5.08 2 Ex. (1/1 naheliegend) südlich von Bakonytamási.

#### **Fasan** (*Phasianus colchicus*)

Im Unterschied zum Rebhuhn, dem ich nie begegnet bin, kann sich eine bescheidene Fasanpopulation trotz Fuchs, Dachs, Marder und Habicht, sowie regelmäßiger Bejagung halten. Junge konnte ich nie feststellen – die Reproduktion hält sich in Grenzen.

Einige Daten: 9.4.08 1/1 der Hahn ruft Vinye Zsidóré; 13.4.08 1 W. in der Nähe des Seeadlerhorstes im Görgö-Graben, also mitten im Wald; 4.2.09 mind. 11 Ex. hauptsächlich W. beim südlichen Ende des Saugatters von Bszl.

#### **Wasserralle** (*Rallus aquaticus*)

Mein Zusammentreffen mit W. beschränkt sich entsprechend der versteckten Lebensweise nur auf Rufe ausschließlich am Kinotaer Teich, durchaus zu Zeiten, in denen ein Brüten möglich, ja sogar wahrscheinlich ist. Obwohl von mir dort nie bemerkt kann die Art natürlich auch in anderen Feuchtgebieten wie Romänder und Gicer Teich leben bzw. brüten.

Daten: 19.4.05 1 Ex. ruft; 1.10.05 2 Ex. rufen um 18 Uhr 30; 4.4.06 2 Ex. rufen; 28.5.07 Rufe. 27.5.2010 1 Ex. ruft untertags – nördlicher Gicer Teich. 4.4.2011 1 Ex. ruft – nördl. Gicer Teich.

#### **Teichhuhn** (*Gallinula chloropus*)

Wenngleich es für mich keine Frage ist, ob das T. in den Schilfbeständen der vorhandenen Wasserflächen Brutvogel ist, handelt es sich außer 2 Sichtbeobachtungen nur um Rufnachweise. Nester oder Junge wurden nie bestätigt.

Daten: 19.4.05 2 Ex. am Kinotaer Teich gehört; 27.4.07 1 Ex. ruft Romänder Fischteich; 28.5.07 1 Ex. ruft Kin.T.; 18.9.08 1 Ex. ruft Gicer Teich; 11.4.09 1 Ex. ges. Gicer T.; 11.4.09 1 Ex. geh. Kin.T.; 15.5.09 2 Ex. geh. Kin.T.; 14.6.09 18 Uhr 1 Ex. ges. Rom. Ft.; 13.9.09 1 Ex. Rom. Ft.

#### **Blässhuhn** (*Fulica atra*)

Vom 11.4.(09) bis 18.9.(08) immer präsent – auf dem Romänder Fischteich im Herbst bis zu 70 Ex., auf den kleinen Gewässern nur wenige Paare – auch pull. bzw. juv.; Verdacht auf eine echte 2. Brut bestand nie.

Daten: 27.5.03 pulli auf dem Kinotaer Teich; 19.4.05 4-5 Ex. ebendort; 27.4.07 ca. 30 Ex. Románder Fischteich; 28.6.08 mehrere Paare mit pull. Rom. Ft.; 18.9.08 ca.70 Ex. ebendort; 11.4.09 1 Ex. ruft auf dem Gicer Teich; 13.9.09 nur 3 Ex. Rom. Ft.; 27.12.09 3 Ex. ebendort.

### **Kranich** (*Grus grus*)

11.11.2012 (10:00 Uhr) ca. 300 Ex. fliegen laut rufend über dem Kuruc Erdő bei Fenyőfő und um 13:00 Uhr ca. 400 Ex. über Bszl. nach Nordwesten. 25.10.2014 Fekete fenyves ca. 200 Ex. fliegen nach Nordwesten.

### **Kiebitz** (*Vanellus vanellus*)

Als altem Neusiedler See-Ornithologen war es für mich eigenartig, hier im „Wald“ Kiebitze als regelmäßige Brutvögel (bis zu 4 Paare) anzutreffen an 2-3 Plätzen, die alle im Sommer total trockenfielen, im Frühling jedoch – nicht alljährlich – die Aufzucht von Jungen ermöglichten.

Daten: 6.4.03 4 Ex. „Feuchtgebiet“ zwischen Bakonyszentlászló und Bakonyszentkirály neben dem Dudari Bach (= Gebiet 1); 15.3.05 1. Ex. (Geb.1); 21.4.05 4-5 Ex. Brutverdacht; 9.5.05 4/4 davon 2 mit je 3 pull.; 30.4.06 1/1 + 4 pull.; 19.3.09 2/2; 28.4.09 1 W.+mind. 2 pull. auf kaum noch feuchtem Acker zwischen Románd und Veszprémvarsány (= Gebiet 2); 15.5.09 1 Ex. fliegt über den Kinotaer Teich; 27.5.09 6Ex. zwischen Bahnhof Románd und Bosflór (Gebiet 3) – vorerst keine Brut.

### **Zwergschnepfe** (*Lymnocyptes minimus*)

19.4.2015 Kinotaer Teich 1 Ex. fliegt vor meinem Stiefel auf (mit Marika).

### **Flussuferläufer** (*Actitis hypoleucos*)

14.11.2015 Románder Fischteich 3 Ex.

### **Bruchwasserläufer** (*Tringa glareola*)

Am 17.8.05 10 Ex. auf einem überfluteten Acker neben dem Dudari Bach (= Kiebitzbiotop 1)

### **Flussregenpfeifer** (*Charadrius dubius*)

Nachdem ich im Laufe der Jahre des öfteren Rufe von Überfliegern gehört hatte, ohne sie zu sehen, gelang am 27.5.09 in Begleitung meiner Partnerin die Sichtbeobachtung von 2Ex. in einer nicht immer feuchten Senke neben der Bahnlinie bei Bosflór/Románd (=Kiebitzbiotop 3).

### **Waldwasserläufer** (*Tringa ochropus*)

Am 5.6.06 ruft 1 Ex. zwischen Bakonyszentlászló und Bakonyszentkirály (= Kiebitzbiotop 1). 30.3.2010 je 1 Ex. bei Románd/Bosflór und Hatalompusza (mit Zoltán Barta)

### **Dunkler Wasserläufer** (*Tringa erythropus*)

Im abgelassenen Románder Fischteich schwimmen 7 Ex. am 21.10.2010 zwischen Lachmöwen und einigen fischenden Silber- und Graureihern.

### **Grünschenkel** (*Tringa nebularia*)

Am 17.8.05 rastet 1 Ex. auf einem überfluteten Acker (Kiebitzbiotop 1); 28.9.05 1 Ex. ruft beim Überfliegen der Ortschaft Bszl.- „suchend“.

**Großer Brachvogel** (*Numenius arquata*)

Von den Feldern zwischen den beiden Gicer Teichen scheuche ich am 12.8.2011 ungewollt 1 Ex. auf, das beim Wegfliegen auch ruft.

**Waldschnepfe** (*Scolopax rusticola*)

Meine Daten stammen je zur Hälfte aus der Zeit des Frühlings- bzw. Herbstzuges. Da Brutnachweise aus dem Mecsek-Gebirge (Südungarn) und Vértes-Gebirge (Tatabánya) vorliegen (VARGA, 1998), ist die Möglichkeit für den Bakony naheliegend; dazu bräuchte man jedoch zumindest Sommerbeobachtungen.

Daten: 14.3.2000 1 Ex. erbeutet Bszl.; 24.3.03 2 Ex. Nádas-ér (18:45 Uhr); 26.3.05 1 Ex. Ziegelfabrik Bszl.; 15.10.05 2 Ex. „Balázs Kata“ (Újmajor/Bszl.); 17.11.06 1 Ex. bei Veszprémvarsány neben 82-er Straße; 18.10.08 1 Ex. Ösfenyves bei Fenyőfő. 25.2.2010 1 Ex. Bszl./Újmajor; 14.10.2012 1 Ex. Vinye/Zsidó-rét; 21.10.2012 1 Ex. Bszl./Nagypáskom; 9.3.2013 1 Ex. Cuha-Tal/Jagdhaus.

**Bekassine** (*Gallinago gallinago*)

Erst bei der Bearbeitung meiner Feldnotizen stellte sich heraus, dass trotz mehrerer Möglichkeiten nur 3 Daten vorliegen und zwar ausschließlich vom Herbst 2005 von einer einzigen Örtlichkeit.

Daten: 27.10.05 4 Ex. Kinotaer Teich (abends); 6.11. 1 Ex. (auch abends); 10.11. 1 Ex. ebendort.

**Lachmöwe** (*Larus ridibundus*)

24.6.2010 ca. 80 Ex. fliegen vom Románder Fischteich kommend Richtung Osten. 28.10.2011 350-400 Ex. am Románder Fischteich (Niedrigwasser wegen Abfischung). 27.10.2013 15 Ex. im kaum Wasser führenden Románder Fischteich.

**Weißkopfmöwe** (*Larus argentatus, cachinnans, michahellis*)

Am 5.12.08 standen 2 ad. Ex. im fast leeren Románder Fischteich; eine eindeutige Zuordnung (*L. argentatus* oder *L. cachinnans* bzw. *michahellis* war mir wegen großer Entfernung plus leichtem Nebel nicht möglich.

**Hohltaube** (*Columba oenas*)

Nach meinen Erfahrungen die häufigste Taube besonders in höheren Lagen, die bei entsprechendem Schönwetter bereits im Jänner am Brutplatz verhalten zu rufen beginnt. Für ihre starke Zunahme würde ich angesichts der Wald- und Baumstruktur mit unzähligen Naturhöhlen nicht nur den Schwarzspecht verantwortlich machen. Andererseits kann ich mir vorstellen, dass sie als mutmaßliche Hauptbeute des Wanderfalken zu dessen Ansiedlung beigetragen hat.

Daten: 23.3.03 2 Ex.(1/1?) Saugatter Bszl.; 17.2.08 1. Ruf Ferenchaza; 25.3.08 ca. 100 Ex.,kurz darauf + 30 Ex. fliegen zügig nach Norden, Nähe Gic; 26.3.08 1/1 brutverdächtig, Teufelsschlucht; 10.4.08 1 Ex. im Eingang zur Bruthöhle, Fenyőfő; 6.7.08 Wiener Graben bei Fenyőfő, Balz 2. Brut; 19.1.09 4 Ex. Bakonyszűcs; 20.1.09 2 M. rufen leise, Kő-árok; 24.1.09 1/1 (auch rufend) Likaskő bei Vinye; 10.4.09 spärliche Rufe bei Fenyőfő; 15.5.09 2-3 Rufer Tóth-árok; 25.5.09 3 balzende Ex. Szarvasölő-árok bei Fenyőfő.

**Ringeltaube** (*Columba palumbus*)

Brütet offensichtlich häufiger in tieferen Lagen, wie sich anhand von Nestfunden im Winter herausstellte. – Alle Daten: 12.3.03 1. Ex. Bszl.; 10.4.08 1/1 Görönykút-Graben bei



Fenyőfő; 11.4.08 1/1 Kecse-Graben bei Fenyőfő; 29.9.08 3 Ex. Kékhegy; 9.3.09 1. Beobachtung Kecse-Graben; 16.4.09 1/1 Vinye; 22.7.07 Balzrufe eines M (2. Brut?) renat. Bergwerk; 11.10.09 (16,00) – ca. 60 Ex.(sicher Durchzügler) Bszl./Saugatter (Schönwetter!)

### **Turteltaube** (*Streptopelia turtur*)

Da eben eine Feld- und keine Waldtaube entsprechend spärlicher Brutvogel, in passenden Habitaten = z.B. Wacholderbuschwerk zwischen Fenyőfő und Bakonyszücs auffallend häufig. Daten: 22.4.08 1. Rufe Görgő-Graben zwischen Fenyőfő und Bakonyszücs; 6.7.08 viele Ex. im Wacholderbuschwald; 12.4.09 1. Rufe an 3 verschiedenen Orten im Raum Fenyőfő; 13.5.09 1/1 renat. Bergwerk; 13.6.09 nur gehört – Ösfényves bei Fenyőfő; 21.7.09 2 Ex. (1/1?) renat. Bergwerk; 11.9.09 2 Ex. renat. Bergwerk („Kunstberg“). 31.7.2011 1 Nest mit 2 Juv – renat. Bergwerk.

### **Kuckuck** (*Cuculus canorus*)

Erstankunft Mitte April, Abflug Mitte September, wobei nicht ganz eindeutig ist, ob es sich dabei um ansässige Vögel handelt. Sonnenschein nach Regen brachte Mitte Juni 2009 eine auffallende Aktivität zutage – 4 Sichtbeobachtungen + zusätzliche Rufe an mehreren Orten. Das Rufen endet ziemlich genau mit Ende Juni.

Daten: 15.4.03 1. Ex. gehört und gesehen Bszl.; 23.5.03 1 Kuckucksei im Nest eines Drosselrohrsängers (insgesamt 3 Eier) am Ortsrand von Bszl.; 13.4.08 1.Ruf Görgő-Graben; 16.9.08 1 Ex. Bszl.; 11.4.09 1.Ex.gesehen Bszl. Saugatter Süd auf Drahtleitung; 12.6.09 starke Bewegung und Rufaktivität in Bszl. (Draht), Bakonygyirót und Bakonytamási; 13.6.09 1 Rufer Ösfényves (Fenyőfő); 13.9.09 1 Ex. gesehen bei Bakonyszentivan. 28.4.2011 1 grauer (M) jagt 1 braunen (W) – Gicer Teich. 11.+12.9.2012 je 1 braunes Ex.- Fenyőfő/Szőlök

### **Waldkauz** (*Strix aluco*)

Sicherlich die häufigste Eule, obwohl Dichte nicht sehr hoch, trotz manchmal großer Ruffreudigkeit. Vieles aus meiner aktiven Jagdzeit 2005 und 2006 (nächtliche Ansitze auf Sauen) wurde nicht protokolliert. Zur Zeit sind mir 5 – 6 Reviere bekannt, 1 in unmittelbarer Nähe von Menschen (Jagdhaus).

Daten: 18.2.08 1 Ex. ruft im Cuha-Tal um 10 Uhr 45; 16.5.08 2 eben flügge juv. ebendort; 1.9.08 renat. Bergwerk 1 Ex. ruft von sehr weit her; 13.5.09 detto; 26.12.09 1 sehr fahles Ex. sonnt sich auf dem Brutbaum (2 Höhlen)- Zörög. 28.4.2013 1 Ex. in der Höhle bei Károlyháza; 26.5.2013 1 Ex. an der Höhle in einem Graben bei Fenyőfő. 28.11.2013 1 Ex. sitzt untertags frei in einem unbelaubten Baum – Höhe ca. 20 m – Cuha-Tal/Jagdhaus.

### **Waldohreule** (*Asio otus*)

Schon die bescheidene Anzahl von Beobachtungen unterstreicht die Seltenheit dieser Art, zurückzuführen vermutlich auf den sicher nicht typischen Biotop, fehlende Horstunterlagen, sowie die Nachbarschaft bzw. Konkurrenz des Waldkauzes. Alle Daten: 13.5.05 Nähe Bahnhof Bszl.-1/1 + Juv. gehört und gesehen? 6.08 Ortsnähe Bszl. 2 Juv. gehört (20:00 Uhr). 20.8.09 renat. Bergwerk 1 Ex. streicht spät abends an mir vorbei.

### **Schleiereule** (*Tyto alba*)

Außer einigen nächtlichen Rufen in den Jahren 2004, 2005 und 2009, sowie einem einzigen fliegenden Schemen im Juli 2009 konnte ich in Bszl. keine Anwesenheitsnachweise erbringen. Ich muss jedoch einräumen, dass ich weder geeignete Brutplätze vor Ort noch in Nachbargemeinden gesucht habe. Nach Dr. Zoltán Barta (mdl.) wechselhafter Brutvogel in vielen Ortschaften im Bakony.

Daten: 20.5.04 21 Uhr 2 Rufe Bszl., Dózsa 23; 29.3.05 20 Uhr 1 Ruf ebendort; 8.7.09 1 Uhr 3 Rufe + 1 Schemen vor dem Fenster Bszl., Béke utca und 22 Uhr 2-3 Rufe auch dort.

### **Ziegenmelker** (*Caprimulgus europaeus*)

Der Ziegenmelker hat mich – wie viele andere Ornithologen auch – sofort fasziniert und nachdem ich einige Reviere gefunden hatte, gelang mir 2009 mit Ausdauer und Glück ein Brutnachweis. Eine 2. Brut dürfte ebenfalls stattfinden (keine Hinweise in der ungarischen Fachliteratur: u.a. MÁRKUS 1998, WINKLER 2000, 2008), da die anwesenden Vögel rufen und balzen (vor allem im Juli). Meine vorläufigen Beobachtungen deuten jedoch keine Schachtelung an, die aufgrund der nachvollzogenen Zeitabläufe auch nicht notwendig ist! Eine genaue Ankunft ließ sich (noch) nicht ermitteln, der Abzug findet hingegen mit Sicherheit in der 2. Augushälfte statt – trotzdem Zeit genug, um 2 Bruten ohne Schachtelung abzuwickeln.

Einige Daten: 19.+20.6.05 1 Ex. „singt“ Bszl.(Szénahordó); 10.8. detto; 13.8.05 1 Ex. im Wald zwischen Gic und Ravazd; 5.7.08 21,30 bis 22 Uhr Großraum Fenyőfő 6-7 „Sänger“; 27.7.08 21 Uhr renat. Bergwerk ca.5 Paare Hochbalz; 11.5.09 20-21 Uhr mind. 4 Ex.singen renat. Bergwerk; 17.5.09 1 oder 2 Ex. sitzen auf dem nichtasphaltierten (!) Weg; 25.5.09 12 Uhr 2 Eier gefunden, nachdem das W. aufgefliegen ist; 8.7.09 anderer Nistplatz mit Eischalenresten; 21.7.09 abends ca. 10 Ex. melden, davon nur 4 oder 5 gesehen, renat. Bergwerk. 21.8.2013 (20:45 Uhr) 2 flügge Juv + 1 M auf der Asphaltstraße neben dem renat. Bergwerk.

### **Mauersegler** (*Apus apus*)

In all den Jahren nur diese beiden Daten aus dem Jahre 2009: Mindestens 10 Ex. über dem Kessel des renatur. Bergwerkes zwischen Bszl. und Fenyőfő am 14.6., sowie 2 jagende Ex. am 9.7. nicht sehr hoch über dem Plateau des Zörög (500 m). 12.8.2011 1 Ex. über dem Románder Fischteich unter vielen Schwalben.

### **Eisvogel** (*Alcedo atthis*)

14.11.2015 Románder Fsihteich 1 Ex.

### **Wiedehopf** (*Upupa epops*)

Als vor allem im Fluge ungemein auffällige Art beobachtete ich den W. schon 1995, als er Futter tragend regelmäßig meinen Garten am Ortsrand von Bszl. querte. Dieses Revier ist jedenfalls erloschen, und ich meinte aufgrund der spärlichen Sichtungen – meist nur Einzelvögel – eine Abnahme festzustellen. Nach Intensivierung meiner ornithologischen Feldarbeit zwischen 2005 und 2009 fanden sich jedoch etliche andere Habitate in der weiteren Umgebung, manchmal mitten im Wald. Grundsätzlich kommt die Region der Art sehr entgegen wegen gut stocherbarer Sandböden und somit zahlreicher Maulwurfgrillen, einer Lieblingsspeise.

Einige Daten: 27.5.03 1 Ex. in Obstplantage Újmajor/ Bszl.; 22.4.07 1 Ex. bei Fenyőfő; 8.4.08 2 Ex. auf einem Waldweg westlich vom Saugatter Bszl.; 10.5.08 mind. 2 Rufer Gergő-Graben Fenyőfő; 12.4.09 1. Ex. Friedhof Bszl.; 27.4.09 1 Ex. fliegt über Straße zwischen Bakonygyirót und Románd; 13.6.09 18Uhr 1/1(?) renat. Bergwerk; 9.7.09 20:30 Uhr 1 Ex. ebendort.

### **Bienenfresser** (*Merops apiaster*)

Wie in fast ganz Ungarn auch im Bakony ein relativ häufiger Brutvogel, dem sich überall geeignete Brutmöglichkeiten bieten. Trotzdem finden sich manchmal Schrägröhren im nur

halbmeterhohen Bodenbereich (Abbruchkanten), und auch ohne Störungen wechseln die B. gerne den Brutort.

Daten: 31.8.03 ca.50 Ex. über dem Wohngebiet von Bszl. kreisend; 13.8.05 7 Ex. zwischen Gic und Ravazder Wald; 28.5.07 mehr als 10 Ex. über dem Kinotaer Teich; 26.7.09 ca. 10 Ex. renat. Bergwerk. (Nur ein Bruchteil aller Beobachtungen protokolliert.)

### **Schwarzspecht** (*Dryocopus martius*)

Wenn der S. praktisch von allen Beobachtern vor einigen Jahrzehnten noch als Rarität hervorgehoben wurde, muss ich ihn heute ohne Bedenken als häufigen Brutvogel einstufen. Ich gehe sogar so weit, ihn als zweithäufigsten Specht um Bszl. zu bezeichnen; es ist unmöglich –fast zu jeder Jahreszeit – in den Wald zu gehen, ohne wenigstens 1 Ex. zu hören oder/und zu sehen! Aufgefallen ist mir die sehr lange Balzzeit von Anfang März bis Mitte April, und dass bei entsprechend mildem Wetter Balzverhalten bereits im Dezember stattfindet.

Daten (ausschließlich aus dem Jahr 2009): 6.3. Teufelswiese /Bszl. 2 Ex. im Flug rufend; 21.+22.3. Vinye 2 Ex. balzen; 12.4. Fenyőfő 1/1 in Balz; 26.5. 1 W. Dancs-Graben, Fenyőfő; 27.5. 1 M. ebendort; 9.7. 1 Ex. Zörög; 11.10. Saugatter Bszl. Nord 3 x gehört; 26.12. Zörög-Plateau 1 M.; 29.12. Szénahordó/Bszl. 1/1 in Balzlaune.

### **Grünspecht** (*Picus viridis*)

Nach meiner Erfahrung lebt der G. hier eher in tieferen Lagen bzw. ist er dort häufiger, außer bei gelegentlichen Flügen selten zu sehen, im Frühjahr allerdings nicht zu überhören. Bemerkenswert im Jahre 2009 nicht nur die vielen Daten, sondern auch die zahlreichen Rufe sogar im Hochsommer. Daten: 31.12.05 1 Ex. beim Abwasserhaus nördlich von Bszl.; 22.4.08 Görgő-árok 1 Ex. ruft häufig; 29.7.08 1 juv. Ortsbeginn Bakonygyirót- Süd mit entsprechenden Rufen; 29.9.08 1 Ex.ruft 2 x am Kékhegy; 5.1.09 2 Ex. bei Bakonygyirót; 29.4.09 1 Ex. ruft beim Steinbruch im Cuha-Tal; 26.4.09 1 juv. renat. Bergwerk – sehr vertraut, jämmerliche Rufe; 29.6.09 1 Ex. zwischen Bszl. und Fenyőfő; 8.7.09 1 Ex. ruft 2x renat. Bergwerk; 9.7.09 1 Ex. Zörög; am selben Tag 2 ad.+ 1 juv. beim Wasserturm Vinye; 22.8.09 auffallend viele Rufe um Vinye; 11.10.09 1 Ruf gehört Saugatter –Nord (Gic); 2.12.09 3 M. auf der von Wildschweinen umgeackerten Wiese zwischen Zsidórért und Zörög-Fuß.

### **Grauspecht** (*Picus canus*)

Wenn sich der G. nicht in der Vorbrutzeit akustisch exponieren sowie auf Imitation derart reagieren würde, könnte man an seiner Anwesenheit zweifeln. Dazu kommt, dass er offensichtlich sehr scheu und vorsichtig ist und sich entweder regungslos verhält oder sogar hinter Stamm oder Ast versteckt. 2009 ließ sich die Art nicht einmal in der o.a. Spanne (hauptsächlich April) vernehmen.

Daten: 10.1.06 1 Ex. beim Kinotaer Teich; 7.4.06 1 Ex. Kreuzung Cuha Bach /82-er Straße; 10.3.08 1 M. im Cuha-Tal (mit Dr. Zoltán Barta); 23.3.08 1 Ex. beim Gicer Teich; 27.3.08 1 M. Zörög; 28.3.08 mehrere M. rufen, einige davon gesehen, Cuha-Tal; 30.9.08 1 Ex. ruft Ortsrand Bszl.; 24.12.08 1 Ex. bei Fenyőfő; 3.1.09 1 M. reagiert auf Lockruf, Teufelsgraben Bakonyoszlop; 4.2.09 1 M. Saugatter –Süd; 29.4.09 2 Ex.rufen im Cuha-Tal (Steinbruch); 27.12.09 1 W. „Rufansätze“, reagiert auf Imitation sofort.

### **Großer Buntspecht** (*Dendrocopos major*)

Mit Sicherheit die mit Abstand zahlreichste Spechtart in allen Höhenlagen. Nur einige interessante Daten notiert: 11.4.08 1/1 Ex. Kopula, Kecske-Graben; 15.5.09 Fütterung in der

Höhle, Tóth-Graben; 25.5.09 Juv. fast zum Ausfliegen, Szarvasölő-árok (bei Fenyőfő); 14.6.09 1 juv. wird vom M. abseits der Höhle gefüttert, Saugatter –Mitte; 9.7.09 auffallend viele Ex. auf dem Zörög (500 m hoch) und aktiv (vielleicht wegen der angenehmeren Temperatur?).

#### **Blutspecht** (*Dendrocopos syriacus*)

Ein eher seltener, aber vermutlich doch in allen Siedlungen etablierter Brutvogel. Obwohl ich in Bszl. aus guten Gründen alle „Buntspechte“ genau inspizierte, war mir ein Erfolg nur im eigenen Garten und dessen unmittelbarer Nachbarschaft beschieden.

Daten: 4.4.03 1 W. klopft am Nussbaum, worauf das M. ankommt, Bszl. Dózsa; 12.6.09 1ad.+ 2 juv. Bszl.- 300 m vom vorigen Beobachtungsplatz. 1.4.2010 2 Ex. Bszl. Béke u. 38 – Geschlecht leider nicht feststellbar.

#### **Mittelspecht** (*Dendrocopos medius*)

Nicht so selten wie die wenigen Notizen vermuten lassen, andererseits bei weitem nicht so häufig wie der größere Verwandte.

Daten: 4.4.03 1 Ex. Bszl. Kenyeri; 29.3.08 1/1 Vinye Zsidóré; 22.4.08 1/1 in der Bruthöhle neben Touristenweg, Wiener-Graben bei Fenyőfő; 7.1.09 1 Ex. Saugatter-West Bszl.; 26.12.09 2 Ex. zanken sich, Zörög-Plateau; 29.12.09 1 Ex. (neben Kleinspecht) Szénahordó-Újmajor, Bszl. 30.5.2012 1 M füttert die fast erwachsenen Jungen (Höhle nur 2 m hoch) – Hárskút/Fenyőfő.

#### **Weißbrückenspecht** (*Dendrocopos leucotos*)

Eine der echten Raritäten des Bakony – insgesamt ca.30 Paare (Dr.Barta mdl.)- konnte ich einige Male in höheren Lagen meist als Einzelindividuen bestätigen. Große Scheu habe ich nicht bemerken können, einige waren sogar recht vertraut. Bei guten Verhältnissen ist mir das „weiche“ Klopfen aufgefallen, sowie die dem Blutspecht ähnlichen „tük“-Rufe.

Daten: 17.1.05 1/1 Tóth-Graben, Fenyőfő; 4.12.07 1 Ex. Cuha-Tal, Vinye; 26.1.08 1 W. (nahe, vertraut) Zörög; 9.3.08 1 M. Tóth-Graben; 10.4.08 1/1 Görcsönykut-Graben, Fenyőfő; 11.4.08 1/1 Kecske-Graben, Fenyőfő; 14.5.08 1 M.ebendort; 4.12.08 1 W. Tóth-Graben; 23.1.09 1 M. Dancs-Graben; 17.5.09 1 M. Hálovető-Graben zwischen Vinye und Fenyőfő. In den Jahren 2010 – 2013 kamen 11 weitere Beobachtungsdaten dazu, hauptsächlich im Frühling im Bereich der Tóth-Gräben.

#### **Kleinspecht** (*Dendrocopos minor*)

Infolge seiner eindeutigen Rufe und unüberhörbaren Klopfreihen überall anzutreffen, im Wald genauso wie in Gärten (eher im Winter) – unabhängig von der Seehöhe, doch nirgends wirklich häufig.

Daten: 11.4.08 1 Ex.ruft Kecske-Graben, Fenyőfő; 29.9.08 2x gehört Kékhegy; 6.12.08 1 W. Szénahordó, Újmajor-Bszl.; 24.12.08 1 W. Hálovető-Graben, Fenyőfő; 2.1.09 1W. Pálháza; 4.2.09 1/1 Saugatter Süd (etwas distanziert voneinander); 11.4.09 1 Ex. ruft und trommelt Ortsrand Bszl.; 26.6.09 1 juv. renat. Bergwerk vertraut „dumm“; 29.12.09 1 W. neben Mittelspecht, Szénahordo, Újmajor-Bszl.; 31.12.09 1 M. Teufelsschlucht Bszl.

#### **Wendehals** (*Jynx torquilla*)

Soweit mir bekannt ist der W., nicht nur aufgrund seiner kryptischen Färbung, ein Vogel, den man kaum sieht, dafür aber sicher hört. Gerade diese bekannte Stimmfreudigkeit in der Ankunftsperiode (1. Aprildekade) fehlt mir hier deutlich. Hingegen konnte ich im

vergangenen Jahr (2009) im Juni an mehreren Orten intensives Rufen vernehmen; eine Erklärung dafür könnte die 2. Brut sein!?

Daten: 17.4.03 1. Ex. gehört Bszl.; 7.4.04 1.Ex. ges. Bszl.; 20.5.04 1 Ex. im Saugatter-Bszl.; 8.4.06 1 Ex. Bszl.; 9.4.08 1 verhaltener Ruf + 1 Ex. ges. Zsidórét Vinye; 10.5.08 1 Ex. ges.+geh. Görgő-Graben, Fenyőfő; 11.4.09 1. Ruf kurz geh., Románder Fischteich; 13.6.09 1 x kurz geh. Öreg Szőlő Fenyőfő; 14.6.09 kurze Rufreihen Saugatter-Mitte; 26.6.09 mind. 4 Ex. rufen ununterbrochen renat. Bergwerk; 29.6.09 1 Ex. geh.+ ges., Öreg Szőlő; 23.8.09 1 juv. mit „dünnere“ Stimme, renat. Bergwerk.

### **Heidelerche** (*Lullula arborea*)

Im Jahre 2003 ist mir die H. bereits als sehr früher Sänger aufgefallen. Anspruchsvoll hinsichtlich ihrer Biotopwahl habe ich sie jedoch nur an wenigen Plätzen angetroffen, mit mehreren singenden M. nur im Bereich des renaturierten Bauxit bergwerkes zwischen Bszl. und Fenyőfő.

Daten: 9.3.03 1 Ex. singt Balázs Kata bei Újmajor-Bszl.; 10.4.08 1 Ex. Fenyőfő + einige Ex. renat. Bergwerk; 13.5.09 einige M. singen ebendort; 13.6.09 1 M. singt Öreg Szőlő, Fenyőfő.

### **Uferschwalbe** (*Riparia riparia*)

Über dem Gelände des renaturierten Bauxitbergwerkes bei Bszl., wo ich mich wegen der Ziegenmelker überdurchschnittlich oft aufhielt, wurde ich am 25.7.09 auf Rufe von Uferschwalben aufmerksam und konnte prompt 2 Ex. zum ersten und einzigen Mal nachweisen.

### **Brachpieper** (*Anthus campestris*)

10.7.2011 1Ex.(?) nur flüchtig gesehen in einem Biotop, wo die Art (fide Barta Zoltán) vor der Aufforstung gebrütet hat, westlich von Fenyőfő, Hosszú-dűlő, in der Nähe des Wildackers. Ich kenne die Art recht gut von Italien, aber ein Irrtum in sehr kurzer Beobachtungszeit ist nicht ausgeschlossen.

### **Baumpieper** (*Anthus trivialis*)

So unauffällig die Art ist, kann man doch die singenden und balzfliegenden Männchen zur richtigen Zeit (April und Juni) nicht übersehen; nicht so selten wie es manchmal den Anschein hat.

Daten: 6.4.08 1 M. singt Görgő-Graben Fenyőfő; 8.4.08 1 M. singt Pap-erdő Gic; 11.4.09 1 M. singt Saugatter-Mitte; 28.4.09 viele singende M. Saugatter-West; 13.6.09 2 singende M. Öreg Szőlő.

### **Schafstelze** (*Motacilla flava*)

Nur eine einzige Beobachtung vom 13.5.09 (1 M.) zwischen Románd und Veszprémvarsány (Bosflór Kft.). Vom Biotop und der Bewirtschaftung (Rinderhaltung) absolut geeignet, doch ist auch reiner Durchzug möglich. Weiterer Augenmerk meinerseits vorgesehen.

### **Gebirgsstelze** (*Motacilla cinerea*)

Wie ersichtlich habe ich im Gebiet nie einen Eisvogel oder eine Wasseramsel angetroffen, wahrscheinlich weil die z.T. gar nicht so kleinen Bäche im Sommer oft total austrocknen, abgesehen von der offensichtlich nicht optimalen Wassergüte! Umso mehr freut der Anblick von G., die in wenigen Paaren regelmäßig und sehr früh brüten. Eine 2. Brut nachzuweisen ist mir bisher nicht gelungen, findet hier aus Wassermangel und wegen touristischer Einflüsse vielleicht gar nicht statt.

Daten: 4.4.03 1/1 Teufelsschlucht Bszl.; 27.5.03 2 ad.+2 juv. Fütterung, ebendort; 20.5.04 2 flügge juv., auch dort; 2.6.04 mehrere Ex.,Cuha-Tal bei Vinye; 18.3.06 1 Ex. zwischen Bszl. und Bakonygyirót; 26.3.08 1/1 + 1 (M.?) Teufelsschlucht Bszl.; 30.3.08 1 Ex. Hódos Quell, Vinye; 9.4.08 Nest mit 4 pull. (1. Flaum), Felsnische Teufelsschlucht; 13.5.08 1 W. + 3 juv.im Cuha-Tal; 16.4.09 Nest (5 Eier) in Felsenloch Teufelsschlucht – sehr unvorsichtige Anlage, am 29.4. verlassen; 30.4.09 1 Ex. Hódos Quell.

### **Heckenbraunelle** (*Prunella modularis*)

25.3.2016 Bszl., Gödrös 1 Ex.

### **Zaunkönig** (*Troglodytes troglodytes*)

Dem Z. begegnet man nicht zu oft doch überall, am ehesten in feuchtkühlen Schluchten oder an Holzlagerplätzen und Waldwegkreuzungen zu jeder Jahreszeit. Das schmetternde Lied macht ebenso auf ihn aufmerksam wie sein „Schimpfen“ und die Eigenschaft, mäuseartig durch Windbrüche mit Wurzeltellern oder unter offenen Erdkanten mehr zu hüpfen als zu fliegen. Zweimal habe ich (Spiel-?) Nester aus Moos in Felshöhlen gefunden.

Daten: 4.4.03 1 M. singt, Teufelsschlucht Bszl.; 26.3.08 12 Uhr 1 Ex. beim Nestbau ebendort; 17.5.09 1 M. singt Hálovető-Graben zwischen Vinye und Fenyőfő. (Kaum etwas protokolliert.) 8.7.2011 4 – 5 kaum flügge Juv, Bszl./Szénahordó

### **Seidenschwanz** (*Bombycilla garrulus*)

Nach meinen Begegnungen in fast allen Jahren möchte ich den S. fast als regelmäßigen Wintergast bezeichnen – ähnlich dem Bergfink, manchmal draußen im Wald, manchmal mitten in menschlichen Siedlungen, meist in geringer Anzahl unter 20 Ex., einmal in einem größeren Trupp- Ebereschenbeeren verzehrend. Weiter zurück liegt eine unprotokollierte Erinnerung (2. Hälfte d. 90er-Jahre) an mehrere Hundert Seidenschwänze, die mich im März oder April durch ihr Sirren aufmerksam gemacht hatten.

Daten: 29.11.04 38 Ex. mitten in Bszl. auf einer Eberesche; 6.12.04 ca. 50 Ex. Bszl.; 29.3.05 12-15 Ex. Balazs Kata/Újmajor, Bszl.; 9.1.06 14 Ex. ebendort; 25.2.09 1 Ex. Veszprémvarsány. 16.1.2013 20 Ex. auf Leitungsdraht bei Bakonyszentkirály, Kreuzung mit 82-er Straße.

### **Nachtigall** (*Luscinia megarhynchos*)

Trotz der wenigen Daten- natürlich alle aus der Brutzeit aufgrund des unverkennbaren Gesanges – steht für mich außer Zweifel, dass die N. hier brütet, augenscheinlich in bescheidener Dichte in niedrigeren Lagen = 2 – 300m.

Daten: 23.4.05 1 Ex. singt nördl. von Gic (etwas außerhalb des eigentlichen Gebietes); 15.4.06 1 Ex. singt bei der Ziegelfabrik Bszl.; 12.4.09 1. Ex. singt am Friedhof Bszl.; 28.4.09 1M. singt zwischen Románd und Veszprémvarsány; 15.5.09 2 Ex. singen an einem kleinen Zubringerbach zum Kinotaer Teich.

### **Braunkehlchen** (*Saxicola rubetra*)

Daten: 10.5.08 1 farbenprächtiges M. singt auf einem Schlag im Görgő-Graben, Fenyőfő; 15.5.09 1/1 beide sehr blassfärbig, Kinotaer Teich.

Bei der 1. Beobachtung handelt es sich offenbar um ein durchziehendes Ex. mitten im Wald - also total untypisch.

Das Paar von 2009 traf ich zwar in der Nähe eines geeigneten Habitates an, doch in der Folge gelang dort trotz regelmäßiger Kontrollen keine Sichtung mehr. Aufgrund der extrem

bleichen Gefiederfärbung könnte es sich um vorjährige Vögel zu einem etwas spät scheinenden Zeitpunkt des Durchziehens gehandelt haben.

#### **Schwarzkehlchen** (*Saxicola torquata*)

Angesichts der bekannten Häufigkeit und Verbreitung ist die Art hier – natürlich außerhalb der geschlossenen Wälder und eben deswegen – eher ein seltener Brutvogel.

Daten: zwischen 1995 + 2000 (leider nicht protokolliert) 1/1 + pull.(Fütterung) Bszl. „Vizes bük“; 28.5.07 1/1 Kinotaer Teich; 29.3.08 1 M. Zsidórét, Vinye; 12.5.09 1 M. singt um 20:30 Uhr beim renat. Bergwerk; 13.5.09 1/1 ebendort; 15.5.09 1 M. singt Obstplantage Újmajor/Bszl.; 15.5.09 1 M. auf Drahtleitung beim Kinotaer Teich.

#### **Steinschmätzer** (*Oenanthe oenanthe*)

11.8.2011 Fenyőfő/Hosszú-dűlő 1 M in einem Habitat, das trotz Aufforstung noch Steppencharakter zeigt.

#### **Ringdrossel** (*Turdus torquatus*)

21.3.2014 Bécsi-árok 1 imm.

#### **Misteldrossel** (*Turdus viscivorus*)

Wie die zahlreichen Mistelbüschel – meist auf Pappeln, Robinien, aber auch Föhrenbeweisen, sorgt die M. für eine nicht von allen gern gesehene Verbreitung dieser Schmarotzerpflanze. Liebt den Aufenthalt im Nadelwald.

Daten: 4.4.03 2 od. 3 singen, Bszl. Kenyeri; 18.4.03 1 Ex. mit Nistmaterial; 2.6.04 1 Ex. füttert Cuha-Tal, Vinye; 10.4.08 1 M. singt bei Fenyőfő; 16.5.08 1 Ex. baut an einem fast fertigen Nest, Steinbruch Cuha-Tal; 16.9.08 mehrere Ex., renat. Bergwerk; 4.12.08 2 x zaghafter Gesang, Tóth-Graben, Fenyőfő; 8.3.09 verhaltener Gesang, Dancs-Graben, Fenyőfő (noch wenig Schnee!); 17.5.09 2 x Gesang im Hálovető-Graben, Fenyőfő.

#### **Rotdrossel** (*Turdus iliacus*)

8.2.2016 Gici kapu 1 Ex.

#### **Singdrossel** (*Turdus philomelos*)

Obwohl ich die S. aus o.a. Gründen nicht näher behandelt habe, sei ein Nestfund mit 4 Eiern am 16.4.2010 im Cuha-Tal bei Vinye.

#### **Amsel** (*Turdus merula*)

Nach meinen Vorstellungen hätte die A. in diese Darstellung keinen Eingang gefunden, abgesehen von der „Kuckucksjagd“. Mir sind jedoch derartige Fluktuationen im Bestand aufgefallen, dass ich sie festhalten möchte: meistens traf ich so wenige Vögel an, dass man sie kaum als Brutvögel vermutet hätte, manchmal – eher selten – gab es augenscheinliche Kumulationen – fast ausschließlich Männchen. Bloße Zugbewegungen als Erklärung war mir nicht plausibel genug!?

Daten: 16.5.08 1 M. verjagt einen Kuckuck sehr heftig, Teufelsschlucht Bszl.; 5.11.08 Konzentration von Männchen am Ortsrand von Bszl.; Frühling 09: überall übermäßig häufig – auch ein paar Weibchen; 26.6.09 noch immer überdurchschnittlich viele Ex., renat. Bergwerk. 5.4.2011 Bszl./Nagyret 1 Nest mit 4 auffallend hellen Eiern auf einer Fichte in etwa 3 m Höhe.

**Wacholderdrossel** (*Turdus pilaris*)

Vom Brüten im Bakony ist bisher nichts bekannt (Dr. Barta mdl.), und aus meinen spärlichen Daten könnte man bestenfalls bei der Beobachtung vom 17.2.08 an einen Brutverdacht denken, sofern die beiden Vögel überhaupt verschiedenen Geschlechtes waren.

Daten: 17.2.08 2 Ex.(1/1?) Ferencháza; 6.12. 08 1 Ex. Szénahordó, Újmajor /Bszl.; 23.1.09 ca. 100 Ex. zwischen Csót und Bakonyszücs.

**Sperbergrasmücke** (*Sylvia nisoria*)

Ob die S. hier im Untersuchungsgebiet brütet, wage ich nicht zu behaupten. Bei 2 Beobachtungen handelt es sich ziemlich sicher um Durchzügler; der Brutverdacht von 2004 konnte durch einen Nestfund nicht bestätigt werden, ist andererseits nicht ganz auszuschließen – vielleicht in der weiteren Umgebung.

Daten: 20. 5.04 1 Ex. in meinem Garten in Bszl., einige Tage – brutverdächtig; 2.5.06 1 Ex. Románd, Durchzügler?; April 09 1 Ex. (DZ?) singt im Garten Béke u. in Bszl. einige Tage, dann nicht mehr.

**Gartengrasmücken** (*Sylvia borin*)

20.5.2015 Bakonyszentlászló, Béke u. 38 2 Ex. singen ununterbrochen.

**Mönchsgrasmücke** (*Sylvia atricapilla*)

Von einem der auch hier verbreitetsten Sangeskünstler habe ich nur interessehalber einige Ankunftsdaten notiert: 29.3.08 1. M. singt Zsidórét, Vinye; 30.3.08 1 M. gehört Kékhegy (661 m); 29.9.08 1 W. ebendort.

**Klappergrasmücke** (*Sylvia curruca*)

Eine Art, bei der es mich wunderte, wenn ich sie – nur gelegentlich - nicht im und um Bszl. (Ortsbereich) herum vernahm.

Daten: 9.4.06 9. + 17.4.06 1 Ex. singt in meinem Garten, Bszl.; 10.4.09 1. Ex. Fenyőfő-Ortsrand; 13.4.09 1 Ex. gehört, Wiener Graben westl. Fenyőfő; 28.5.09 1 M. singt renat. Bergwerk.

**Dorngrasmücke** (*Sylvia communis*)

Genau gegenteilig siedelt diese Grasmücke, am liebsten auf stark verbuschten Schlägen im Wald, wo man sich Zeit nehmen muss, wenn man den Sänger auch sehen will.

Daten: 16.4.03 1 M. singt, Malomhegy neben der 82-er Straße; 13.4.08 13.4.08 1 Ex. Görgő-Graben zwischen Fenyőfő und Bakonyszücs; 10.5.08 1 M. singt ebendort – auch gesehen; 16.5.09 1 M. singt, renat. Bergwerk; 13.-29.6.09 je 1 M. singt, Öreg Szőlő zwischen Bszl. und Fenyőfő. 27.5.2012 Kopaszhegy 2-3 Paare in den Buschreihen zwischen den Wiesen bzw. Feldern.

**Schilfrohrsänger** (*Acrocephalus schoenobaenus*)

An dem immer mehr verschilfenden Kinotaer Teich, der trotz seiner bescheidenen Größe alle erdenklichen Wasservögel – vorübergehend und ständig – beherbergt, notierte ich zweimal auch den S., einmal brutverdächtig, ein Jahr später sicher nur als DZ.

Daten: 30.5.04 1 Ex.; 19.4.05 1 Ex.

**Schlagschwirl** (*Locustella fluviatilis*)

Da ich sonst nie den bekannten und eindeutigen Gesang vernommen habe, kann ein singendes Ex. vom 23.5.03 am Ortsrand von Bszl. nur ein verspäteter DZ gewesen sein.



**Rohrschwirl** (*Locustella luscinioides*)

Rein theoretisch kann es sein, dass der R. am Kinotaer Teich gelegentlich brütet – die Daten fallen in diese Zeit. Leider habe ich diesbezüglich keine Nachforschungen im Juni angestellt, was zu beweisen sich ohnehin schwierig gestaltet hätte; Rohrkolben gedeiht jedenfalls zur Genüge. Außerdem leben am nördlichen Gicer Teich mindestens 1-2 Paare.

Daten: 10.5.03 2 Ex. singen; 30.5.04 1 Ex. singt; 15.5.09 1 Ex. singt.

**Sumpfrohrsänger** (*Acrocephalus palustris*)

Nicht unbedingt so angewiesen auf Gewässer und deren Umfeld wie andere Rohrsänger begegnete ich dem S. hier nur wenige Male – natürlich machte er ausschließlich durch Gesang auf sich aufmerksam. Merkwürdig die Beobachtung vom 23.5.03, als 1 Ex. am Ortsrand von Bszl. singt, genau dort, wo in wenigen Quadratmetern Schilf neben einem lächerlichen Rinnsal der Drosselrohrsänger brütete, sowie ein Schlagschwirl sang, letzterer allerdings nur 1 Mal, also sicher ein DZ.

Daten: 23.5.03 1 Ex. singt, Bszl. Dózsa u.; 27.5.03 2 Ex. singen am Kinotaer Teich; 14.6.03 das Ex. vom 23.5. singt noch immer – auch in der Zwischenzeit verhört; 20.5.04 1 Ex. singt westlich vom Saugatter–Mitte aus einem feuchten Goldruten/Schilfbestand; 30.5.04 2 Ex. singen am Kinotaer Teich; 28.5.07 1 Ex. singt ebendort.

**Drosselrohrsänger** (*Acrocephalus arundinaceus*)

Ich habe mich sehr gewundert, dass der D. am Fuße eines Mittelgebirges nicht nur mit vergleichsweise sehr kleinen Gewässern und deren Schilfbestand Vorlieb nimmt, sondern in einem konkreten Fall sogar am Ortsrand neben einem kärglichen Rinnsal brütete (nur wenige Quadratmeter Schilf!), wo er prompt zum Kuckuckswirt und das unvollständige Gelege ein Opfer der Dorfjugend wurde.

Daten: 23.4.03 1 Ex. singt, Bszl. Dózsa u.; 10.5.03 8- 10 Ex. singen, Kinotaer Teich; 23.5.03 Nest mit 3 Eiern (davon 1 Kuckucksei) am 1. sehr untypischen Platz; 20.5.04 1 Ex. singt kaum und sehr spät ebendort; 30.5.04 3 Ex. singen am Kinotaer Teich; 19.4.05 2Ex.(1/1?) gesehen, ebendort; 2.5.06 2 Ex. singen auch dort; 27.4.07 3 Ex. singen, Románder Fischteich; 28.5.07 Gesang am Kinotaer Teich; 15.5.09 4 Ex. singen ebendort.

**Waldlaubsänger** (*Phylloscopus sibilatrix*)

Bevor ich mich in Bszl. ansiedelte, war mir der W. praktisch unbekannt; hier in den ausgedehnten Laubwäldern kann man ihn in der 2. Aprilhälfte und im Mai nicht überhören. Zumindest bei einem Teil der vielen Sänger dürfte es sich nur um Durchzügler handeln, da ihre Zahl in der Folge stark abnimmt.

Daten: 16.4.03 1 M. singt Malomhegy; 20.5.04 einige singen und balzen, Teufelsschlucht Bszl.; 22.4.08 1 M. singt Wiener Graben, Fenyőfő; 10.5.08 1 M. singt und balzt, Görgő-Graben, Fenyőfő; 28.4.09 2 M. singen Pap-erdő, Gic; 27.5.09 1 M. singt Dancs-Graben, Fenyőfő.

**Wintergoldhähnchen** (*Regulus regulus*)

Unter den absolut wenigen Sichtbeobachtungen fällt eine aus der Brutzeit auf; eindeutige Geschlechtsunterschiede konnte ich nicht wahrnehmen, doch bei 2 Vögeln um diese Jahreszeit liegt die Annahme auf ein Paar nahe. Bemerkenswert von der Örtlichkeit ist jedoch, dass sich weit und breit keine Fichte, nicht einmal eine Föhre befindet!

Daten: 30.3.08 1 Ex. Kékhegy; 5.-6.11.08 auffallend viele Ex. gehört und gesehen – sehr sonniger, warmer Tag (20°C); 9.1.09 ca.30 Ex. auf kleinem Raum in der Nähe von Fenyőfő –

1 Sommergoldhähnchen darunter! 30.4.09 2 Ex. (1/1?) Pálháza; 18.12.09 1 Ex. Malomhegy. 15.10.2012 1 Ex. Fenyőfő/Hosszú-dülő; 21.10.2012 20-30 Ex. Bszl./Répagyuró

### **Grauschnäpper** (*Muscicapa striata*)

Als um 1998 ein G. an meiner Hauswand in Bszl. auf den Resten eines Mehlschwalbennestes einen Brutversuch unternahm – aus irgendeinem Grund misslang dieser – fand ich nichts dabei, da ich die Art eher als Kulturfolger kannte. Umso größer war meine Verwunderung, als ich einen einzelnen ca. 10 Jahre später mitten im Buchenhochwald antraf, wohl in einem Fliegenschnäpperbiotop, mir jedoch so nicht geläufig. Der Halsbandschnäpper lebt dort sehr verbreitet, der Zwergschnäpper müsste eigentlich auch vorkommen, war mir jedoch noch nicht beschieden.

Daten: ca.1998 (?) Brutversuch an meinem Haus, Bszl.; 14.5.08 1 Ex. im Kecske-Graben mitten im Wald! 28.4.09 1 Ex. Saugatter-West, Bszl.; 15.5.09 1 Ex. neben dem Kinotaer Bach; 14.6.09 1 Ex. renat. Bergwerk; 23.8.09 1 Ex. ebendort.

### **Halsbandschnäpper** (*Ficedula albicollis*)

In den reinen aber auch gemischten Buchenwäldern melden bereits etwas vor Mitte April die fiependen Männchen ihre Ankunft unüberhörbar; sind es zu diesem Zeitpunkt noch einzelne, „vermehrten“ sich die Sänger innerhalb einer Woche zusehends, vermutlich auch DZ darunter!?

Daten: 18.5.04 Rufe an der Waldkreuzung Fenyőfő-Porva; 20.5.04 mehrere Ex. Saugatter, Bszl.; 2.6.04 1 Ex. ruft im Cuha-Tal bei Vinye; 11.4.08 1 M. gehört und gesehen, Kecske-Graben bei Fenyőfő; 22.4.08 viele M.singen, Wiener Graben westlich von Fenyőfő; 10.4.09 1. 2 M. Hálovető-Graben, Fenyőfő; 15.5.09 sehr häufig, Tóth-Graben, Fenyőfő; 17.5.09 kaum noch Bewegung, Hálovető-Graben; 13.6.09 1 M. Ösfenyves, Fenyőfő.

### **Tannenmeise** (*Parus ater*)

Ein Brüten der T. halte ich für prinzipiell möglich, ist jedoch aufgrund des Fehlens wirklich verdächtiger Brutzeitdaten sehr unwahrscheinlich, insgesamt blieb es bei recht wenigen Notizen. Der Föhrenanteil im Forstamt Bszl. ist groß genug, der der Fichte ist allerdings kaum erwähnenswert, um eine Ansiedlung aus menschlicher Sicht zu ermöglichen, doch habe ich eine entsprechend intensive Untersuchung solcher Flächen nicht vorgenommen.

Daten: 27.3.08 1 Ex. Zörög-Plateau; 18.10.08 1 Ex. Trafo-Haus, Bszl.; 20.10.08 1 Ex. Ösfenyves, Fenyőfő; 22.2.09 mind. 2 Ex. in einem gemischten Meisenpulk am Ortsrand von Fenyőfő (20 cm Schnee); 30.6.09 1 Ex. ruft renat. Bergwerk- junge Föhrenpflanzung!

### **Sumpfmeise** (*Parus palustris*)

Als überaus häufigem Brutvogel möchte ich von der S. nur 3 Eckdaten berichten: 27.3.08 mittags 1/1 Kopula, Zörög-Plateau; 30.4.09 1 Ex. mit Futter beim Dudari Bach zwischen Bszl. und Bakonyszentkirály; 15.5.09 1 flüggeltes Juv. wird gefüttert, Tóth-Graben bei Fenyőfő.

### **Schwanzmeise** (*Aegithalos caudatus*)

Die wenigen Daten geben ein treffendes Bild eines verhältnismäßig seltenen Brutvogels - nach meinen Erfahrungen eher in tieferen Lagen, wobei das bauende Paar vom 12.4.09 als ausgesprochen spät für die 1. Brut bezeichnet werden muss.

Daten: 15.3.05 1/1 am Nest, Dudari Bach zwischen Bszl. und Bakonyszentkirály; 30.3.08 1 Ex. Kékhegy; 19.10.08 1 x gehört Hódos Quell Süd; 6.12.08 1/1 Einmündung Forststraße in 82-er; 26.12.08 4 Ex. Pálháza; 12.4.09 1/1 mit Nistmaterial, Friedhof Bszl.; 26.12.09 1 dunkelköpfiges Ex. Zörög; 28.12.09 1 Ex. Szénahordó/Újmajor, Bszl.

**Bartmeise** (*Panurus biarmicus*)

7.12.2010 nördlicher Gicer Teich 1 M auf den höchsten Schilfhalm; fliegt nach kurzer Zeit nach Norden ab.

**Beutelmeise** (*Remiz pendulinus*)

Das Brüten der B. schien mir in den vielen Weiden des Románder Fischteiches sehr wahrscheinlich – ich würde die Möglichkeit auch nicht gänzlich ausschließen, doch ein Nestfund gelang trotz mehrmaliger intensiver Suche im Winter nicht. Dabei fällt die Sichtbeobachtung vom April durchaus in die Vorbrutzeit!

Daten: 20.7.03 Rufe am Románder Fischteich; 5 12.08 Nestsuche negativ; 11.4.09 Románder Fischteich Ostufer, 5 oder 6 Ex. an Rohrkolben; 14.6.09 Nestsuche wieder negativ. Am 9.11.2010 gelang der Brutnachweis durch Auffinden von 2 heurigen Nestern am nördlichen Gicer Teich auf zwei Weißpappeln in etwa 10 m Entfernung voneinander; Höhe vom Boden etwa 4 m. Zwei heurige Nester an Silberpappel am 9.11.2010, Gicer Teich.

**Haubenmeise** (*Parus cristatus*)

Ich kenne die Art und ihre Stimme aus Österreich (Schneeberg-Gebiet) sehr wohl, auch sonst ist ein „Übersehen“ des auffälligen und meist vertrauten Vogels im Laufe von 10 Jahren recht unwahrscheinlich. Erst im letzten Beobachtungsjahr ausgerechnet am selben Tag glückten mir zwei Begegnungen an verschiedenen Orten. Meine mehrfachen Besuche im Bereich bei Fenyőfő, wo Attila BANKOVICS (1976b) den ersten Brutnachweis erbrachte, waren leider nicht von Erfolg gekrönt, möglicherweise waren es falsche Zeitpunkte außerhalb der Brutzeit.

Daten: 26.6.09 Bszl., Dózsa u. 23, 1 Ex. auf einer Fichte in meinem Garten, nachdem es vorher 2 x gerufen hatte + renat. Bergwerk 1 vielleicht juv. Ex., da bleich in der Färbung, leider sehr hoch auf einer Föhre. 14.7.2012 renat. Bergwerk 2 Ex.

**Weidenmeise** (*Parus montanus*)

Bei einer Exkursion auf dem Zörögplateau traf ich am 25.12.2011 auf sehr kurze Distanz mit zwei „Sumpfmeyen“ zusammen, die mir verdächtig erschienen. Beim Vergleich mit dem Bestimmungsbuch zu Hause kam ich aufgrund der Feldkennzeichen zu dem Schluss, dass es 2 Ex. (1/1?) Weidenmeyen gewesen sein könnten. Besonders fiel der sehr helle Gesamteindruck auf, sowie die große Vertrautheit, mehr als von der Sumpfmey gewohnt.

**Kleiber** (*Sitta europaea*)

Der K. ist mit Sicherheit hier einer der häufigsten Waldbewohner, mit denen ich mich bewusst nicht besonders beschäftigte. Nichtsdestoweniger war es im Frühjahr 2008 für mich ein „Erlebnis“, 2 x die Aufnahme von Erde aus einem Wurzelteller im Cuha-Tal wahrzunehmen, zum allerersten Mal in meinem Ornithologenleben seit 60 Jahren! 1 Datum: 26.5.09 flügge Juv. im Dancs-Graben bei Fenyőfő.

**Waldbaumläufer** (*Certhia familiaris*)

Von etwa doppelt so vielen Beobachtungen habe ich nur diese 7 protokolliert, da ich mir unter optimalen Umständen wie Licht, Nähe, Stimme sicher sein konnte, dass es sich um den W. gehandelt hat. Die Stimme ist ja sozusagen ein sicheres Merkmal, jedoch nicht immer „verfügbar“.

Daten: 20.5.04 1 Ex. Teufelsschlucht, Bszl.; 27.3.08 1 Ex. Zörög-Plateau; 29.3.08 1 Ex., Vinye Zsidó-rét; 30.3.08 1 Ex. Kékhegy; 4.1.09 1 Ex. Teufelsgraben, Bakonyoszló; 9.1.09 2 Ex. Fenyőfő; 25.2.09 1 Ex. Vinye, Zsidó-rét. 6.5.2010 1 Nest (6 Eier) Szénahordó/Bszl. (leider nicht gezeitigt).

**Gartenbaumläufer** (*Certhia brachydactyla*)

In den allerletzten Tagen meiner Datensammlung für die vorliegende Arbeit wollte es der Zufall, dass ich auf kürzeste Distanz mit einem wenig scheuen Baumläufer zusammentraf, der nach optischen Merkmalen nur ein G. gewesen sein kann; akustisch war allerdings nichts zu untermauern, obwohl ich gute 10 Minuten ausgiebig betrachten konnte.

27.12.09 1 Ex. bei optimalen Sichtbedingungen, doch keine Lautäußerung, Malomhegy 82-er Straße.

**Raubwürger** (*Lanius excubitor*)

Durch sein auffälliges Sitzen auf Drahtleitungen und anderen Warten ein unübersehbarer, regelmäßiger Wintergast, über Jahre an denselben Plätzen, was nicht heißen kann, dass es dieselben Vögel sind, wenn man die Lebenserwartung berücksichtigt! Erst im Winter 2007/08 beobachtete ich einzelne wenige Ex. auch mitten im Wald auf relativ kleinen Lichtungen.

Daten: 10.3.03 1 Ex. Balazs Kata (zwischen Bszl. und Veszprémvarsány); 13.2.08 1 Ex. in der Nähe Wegkreuzung Fenyőfő-Porva; 9.3.08 1 Ex. Fenyőfő, Hosszú-dűlő; 12.3.08 1 Ex. Bszl., Ortsausgang Bakonygyirót; 7.11.+4.12.08 je 1 Ex. zw. Bszl. und B.Gyirót; 3.1.09 1 Ex. B.Oszlop, Eingang zum Teufelsgraben; 23.1.09 1 Ex. zw. Csót und B.Szűcs; 9.3.09 1 Ex. zw. Románd und B.Gyirót (auf Draht); 10.3.09 1 Ex. Hathalompuszta bei Gic; 27.12.09 1 Ex. auf Draht zw. B.Gyirót und Románd. 18.10.2012 1 Ex. bei Fenyőfő (mit Barta Zoltán). 3.3.2013 1 Ex. bei Cuha-Brücke Einfahrt Teufelswiese. 27.10.2013 1 Ex. Gicer Teich.

**Nebelkrähe** (*Corvus cornix*)

Die N. kann man mit Recht als sehr seltenen Brutvogel einstufen, nicht einmal Horste, die im Winter außer im Nadelwald überall auffallen, sind zu entdecken, was sich bestimmt auf darauf angewiesene Nachfolger-Arten wie Turm- und Baumfalke, sowie Waldohreule negativ auswirkt. In den letzten Jahren eindeutige Vermehrung und Ausbreitung, wie die Daten ab 2010 zeigen; auch Horste wurden bereits vereinzelt festgestellt (z.B. am Südufer d. Romänder Fischteiches – Weide).

Daten: 6.4.03 3 Ex. zw. Bszl. und Bakonyszentkirály; 19.10.08 5 Überflieger, Hódos Quell Süd; 5.2.09 1/1 Saugatter Ost (Höhe B.Gyirót); 25.2.09 3 Ex. verfolgen ein Habicht-W. an der 82-er Straße bei Bakonyszentkirály. 1.4.2010 1/1 bei Fenyőfő (vorher dort nie beobachtet!). 9.9.2012 40(!) Ex. an der Straße zwischen Bszl. und B.Gyirót. Bereits etliche Horste z.B. am Romänder Fischteich und am Ortsrand von Bszl.

**Elster** (*Pica pica*)

Obwohl es durchaus möglich ist, zweifle ich daran, ob die E. im Gebiet überhaupt brütet. Die einzige Beobachtung erfolgte am 11.4.09 zw. Románd und B.Gyirót und erfreute mich beinahe, als ich 1 Ex. von einem Feldhasenkadaver (auch eine Rarität!) auf der Straße aufscheuchte.

Ein externes Datum stammt aus dem ca.15 km entfernten B.Oszlop 3 Ex. am 4.1.09 in Dorfnähe. 24.6.2010 1 verlassenes Nest mit 5 kaputten Eiern – nördlicher Gicer Teich.

**Saatkrähe** (*Corvus frugilegus*)

15.11.2015 Románd/Bosflór einige Ex. mit Nebelkrähen. 25.3.2016 einige Ex. mit Nebelkrähen mit Aaskrähen.

**Kolkrabe** (*Corvus corax*)

War der K. zum Ende des 20. Jhts. noch eine Seltenheit, konnte ich zu Beginn des nächsten bereits seine flächendeckende Ansiedlung registrieren, wobei zur Zeit Baum- gegenüber

Felshorsten leicht überwiegen. Gefühlsmäßig dürfte Dr. Zoltán Barta richtig liegen, wenn er meint, dass keine Zunahme mehr zu verzeichnen ist, und sich die Zahl der Jungen/Horst bereits reduziert; um das örtlich zu untermauern wären jedoch spezielle Untersuchungen vonnöten. 2007(?) wurde in der Nähe des Hajmáser Fischteiches bei Rede nachweislich der sprichwörtliche weiße Rabe gesichtet (Dr. Barta mdl.). Einige neue Reviere mit Horst im Zuge des Greifvogelmonitorings festgestellt.

Einige Daten: 4.4.03 1/1 füttert, Teufelsschlucht Bszl.-Felsenhorst; 17.+18.2.08 Ferenchaza bzw. Cuha-Tal je 1 Ex. –Partner brütet vermutlich; 10.+ 11.4.08 Göröcsönykút- bzw. Kecské-Graben je ein Baumhorst mit Jungen; 28.9.08 18Uhr30 renat. Bergwerk 20 Ex. fliegen Richtung Vinye zum Schlafplatz; 4.12.08 1/1 Tóth-Graben; 19.2.09 1/1 Saugatter West, Bszl.; 6.3.09 Teufelsschlucht- Bszl., das W. stiehlt sich vom Horst; 13.6.09 4 Ex. (1/1 + 2 juv.), renat. Bergwerk; 24.12.09 1/1 Nádas-ér, Balzflug +“Kranichruf“ (Frühlingswetter). 10.9.2012 ca.30 Ex. auf einem Wildacker zwischen Fenyőfő und Bakonyszűcs.

### **Rosenstar** (*Sturnus roseus*)

Am 27.5.2012 um 9,30 befand ich mich auf dem Kopaszhegy zwischen Cuha- und Hodosér – Tal. Zahlreiche Stare – bereits mit ihren Jungen - suchten auf den Wiesen nach Nahrung, als in etwa 200m Entfernung mit freiem Auge ein auffallend hell erscheinender Vogeltrupp „im Starenflug“ nach Osten flatterte. Mit dem Feldstecher konnte ich unschwer feststellen, dass es 24 ad ausgefärbte Rosenstare waren.

### **Pirol** (*Oriolus oriolus*)

Nicht gerade häufig ist der P. doch ein regelmäßiger Brutvogel an der nördlichen Flanke des Bakony. Ich habe ihn sporadisch mitten im geschlossenen Laubwald angetroffen, kann aber nicht umhin, ihm eine gewisse Vorliebe für Ortsränder, Obstgärten u.ä. nachzusagen. Sehr ungewöhnlich fand ich seinen gelegentlichen Aufenthalt auf Föhren.

Daten: 22.4.08 1 Gesang, Görgő-Graben bei Fenyőfő; 5.12.08 Románder Fischteich, 1 heuriges Nest auf einer Uferweide; 28.4.09 mittags 1. Rufe Pap-erdő, Gic; 15.5.09 1 Ex. mitten im Laubwald, Tóth-Graben, Fenyőfő; 17.5.09 einige Ex. Friedhof Bszl.; 22.7.09 1 M. flötet von einer Föhre, renat. Bergwerk; Dezember 09 wieder 1 Nest etwa 300m vom anderen.

### **Bergfink** (*Fringilla montifringilla*)

Wahrscheinlich müsste man den B. als regelmäßigen Wintergast bezeichnen, was ich aber aufgrund der spärlichen Beobachtungen nicht behaupten kann und will. Beeindruckend am 30.3.08 waren die Lautäußerungen von ein paar Hundert auf dem Waldboden sitzenden Ex., in deren Nähe ich rein zufällig geriet, und die ich auf Anhieb nicht zuordnen vermochte. Die Sichtbestimmung machte natürlich keine Probleme, und ein zufälliger Blick auf den überaus treffenden englischen Namen „brumbling“ führte zu einem echten „Aha-Effekt“!

Daten: 13.2.08 3 Ex. Waldstraßenkreuzung zw. Fenyőfő und Porva; 30.3.08 fast ebendort, ca. 300 Ex.; 6.4.08 einige Ex., davon mit Sicherheit 1 M.; 20.1.09 ca. 20 Ex. baden nacheinander in einer Pfütze, Steingraben bei Csesznek; 5.2.09 4 Ex. Saugatter-Ost, Bszl. 29.12.2011 ca. 30 Ex. Csárdatető.

### **Stieglitz** (*Carduelis carduelis*)

Sonst überall verbreitet und wegen seiner Buntheit und Sangesfreudigkeit bekannt und beliebt ist der St., da eben kein ausgesprochener Waldbewohner, im Gebiet fast eine Seltenheit. Am ehesten kann man noch im Winter auf entlaubten Bäumen in den Ortschaften das eine oder andere Nest entdecken. Ebenfalls in der kalten Jahreszeit neigt die Art zur Schwarmbildung – meist außerhalb menschlicher Ansiedlung an Straßen- und Waldrändern.

Daten: 29.3.08 1/1 Zsidórét, Vinye; 6.11.08 2 Ex. Porvaer Szőlök; 3.1.09 2 Ex. Csesznek; 5.2.09 4 Ex. Saugatter-Ost, Bszl.; 23.9.09 1/1 + 3 juv.(noch flaumig) Fütterung, Bszl.Beke u. (verspätete 2. Brut oder 3. Brut); 17.12.09 ca. 100 Ex., Bszl./Újmajor - Schneelage-Unkrautsamen fressend.

### **Grünling** (*Carduelis chloris*)

Brutnachweis im Wald: 9.5.2010 4 Juv beim Ausfliegen aus einem Wacholderbusch.

### **Girlitz** (*Serinus serinus*)

Noch rarer als der Stieglitz macht sich der G. Erst bei der Aufarbeitung meiner Daten stellte sich heraus, dass es keine einzige Notiz außer den beiden in meinem Garten in Bszl. gibt. Auf einer der zwei hohen Fichten (siehe auch Haubenmeise!) dürfte er – regelmäßig? – gebrütet haben.

Daten: 31.3.03 1 M. singt von der Fichte, Bszl. Dózsa u. 23; 23.3.07 wie 4 Jahre zuvor.

### **Erlenzeisig** (*Carduelis spinus*)

Von Frühling bis Herbst nie gesehen; zweimal im Jänner gelang die Beobachtung von Zeisigen und zwar tatsächlich auf den namengebenden Erlen, deren Früchte bzw. Samen verzehrt wurden.

Daten: 8.1.09 ca. 40 Ex. beim Görgő-Graben, Fenyőfő; 19.1.09 12 Ex. Waldrand zwischen Fenyőfő und Bakonyszűcs.

### **Bluthänfling** (*Carduelis cannabina*)

Daten: 10.7.2010 1 w, Erdótag.

### **Gimpel** (*Pyrrhula pyrrhula*)

In kaum mehr als 2 Jahren sammelten sich doch 17 Daten an, ausnahmslos außerhalb der Brutzeit, meistens Einzelvogel, einige Paare, selten 5-6-Ex., die sich fast immer durch ihr melodisches Pfeifen verrieten. Trotz der Fichtenarmut ist ein Brüten nicht ganz auszuschließen, doch verfüge ich über kein einziges Brutzeitdatum aus dem Forstamt Bszl.

Daten: 4.12.07 3 Ex. Cuha-Tal bei Vinye; 13.2.08 Rufe gehört, Csarda tető; 5.11.08 1 W. Bszl.; 6.11.08 gehört, Porvaer Szőlök; 4.12.08 1/1, Tóth-Graben; 6.12.08 1/1 Nádas-ér; 24.12.08 ca. 5 Ex. gehört, Fenyőfő; 26.12.08 1 W., Pálháza. 3.1.09 ca. 5 Ex., Teufelsgraben, Bakonyoszlop; 20.1.09 1 W. Steingraben, B.Oszlop; 5.2.09 1 / 2 Saugatter Bszl.; 19.2.09 1x nur gehört, 1 x 5 Ex., Saugatter-West; 22.2.09 1 / 2 Fenyőfő; 22.3.09 1 W. + Rufe anderer, Wasserturm Vinye; 4.12.09 1 juv. M. sehr ruffreudig und erregt (Schwanzschlagen!), Pálháza; 24.12.09 1 M. ruft oft und intensiv, Nádas-ér; 31.12.09 6 Ex. Nähe Teufelsschlucht, Bszl. 31.10.2013 5 Ex. davon 2 auffallend orange (nicht lachsrosa!) M – Imre-majori-erdő.

### **Fichtenkreuzschnabel** (*Loxia curvirostra*)

Ähnliches wie für den Gimpel gilt auch für den F., nämlich wenige Daten von wenigen Ex. zu Zeiten, wann eher nicht gebrütet wird. Meistens wurde ich durch die eindringlichen Rufe – oft im Flug – aufmerksam. Im Herbst 2008 eine kleinere Invasion und im Dezember desselben Jahres ein (Brut-)Paar im Prachtkleid in der Nähe einer ausgedehnten Kiefernauaufforstung.

Daten: 10.8.08 1 Ex. renat. Bergwerk; 29.9.08 3 Ex. gesehen und ca. weitere 5 Ex. gehört; 2.10.08 5 Ex. im Flug rufend, Ósfenyves, Fenyőfő; 17., 18., 19.10.08 überall Rufe, allerdings wenige Ex.; 4.11.08 1 Ex. über Bszl. gehört; 7.11.08 ca. 50 Ex. in Veszprémvarsány (8-10 Uhr) – deutliche Fraßspuren an den zahlreichen Fichtenzapfen; 23.12.08 1/1 im Brutkleid,

renat. Bergwerk - sehr vertraut neben der Straße; 9.2.09 6 Ex. im Flug über Bszl. rufend - Neuschnee! 10.2.2011 1 M im Brutkleid singt – Bszl./Reverencia.

### **Kernbeißer** (*Coccothraustes coccothraustes*)

Nach meinen Beobachtungen würde ich den K. einen nicht gerade seltenen, aber doch nicht häufigen Brutvogel nennen. Fast immer waren es nur einzelne oder wenige Ex. mit annähernd gleicher Verteilung im Sommer- wie im Winterhalbjahr. Dazu muss man wissen, dass der Tisch u. a. durch zahlreiche Wildkirschenbäume überreich gedeckt ist.

Daten: 4.4.03 Rufe, Kenyeri/Bszl.; 26.5.03 Rufe, Teufelsschlucht, Bszl.; 13.2.08 Rufe zwischen Fenyőfő und Porva; 6.12.08 1+ 5 Ex., Újmajor/Bszl.; 3.1.09 3 Ex. Teufelsgraben/Bakonyoszlop; 20.1.09 einige Ex., Steingraben, B.Oszlop; 21.3.09 4 Ex. Vinye, Wasserturm; 22.3.09 auffallend viele bei Vinye (Dorfnähe); 12.4.09 1/1 Ósfenyves, Fenyőfő; 26.6.09 1 (juv.?) Ex., renat. Bergwerk; 2.10.09 1 Ex. Nádas-ér, Újmajor/Bszl.; 5.12.09 1 Ex. Balazs Kata, Újmajor/Bszl. 31.10.2013 14 Ex. – Imre-majori-erdő.

### **Rohrammer** (*Emberiza schoeniclus*)

Was ich über andere Schilfbewohner gesagt habe, gilt für die R. in gleicher Weise. Außer der letzten stammen alle Beobachtungen von stehenden Gewässern, gerade die letzte war jedoch von großer Bedeutung, weil sie mir unmittelbar (2 Tage Differenz) eine ideale Vergleichsmöglichkeit mit der Zwergammer bot, abgesehen davon, dass ich die Rohrammer vom Neusiedler See zur Genüge kenne.

Daten: 27.5.03 1 M., Kinotaer Teich; 30.5.04 1 Ex. ebendort; 23.3.08 1 W. gesehen, das M. nur gehört; 5.1.09 3 M. im Umfärben (Kehlfleck angedeutet), Feuchtwiese bei B.Gyirót - sehr schreckhaft, lassen kaum Annäherung zu.

### **Grauammer** (*Miliaria calandra*)

Aufgrund ihrer Biotopansprüche verwundert es nicht, dass die G. hier nur sehr lokal vorkommt. Die beiden Daten stammen von einem Brachgebiet mit Wacholder südwestlich von Fenyőfő, wo auch die Heidelerche lebt: 30.6.04 2 Ex. und 6.7.08 einige Ex. 25.6.2011 1 Ex. füttert – Fenyőfő/Újföldek, Hosszú-dűlő.

### **Zwergammer** (*Emberiza pusilla*)

Nach einem Besuch des Teufels-Grabens (bei Bakony-Oszlop) am 3.1.2009 konnte ich mich mit dem Auto einer auffallend kleinen bunten Ammer nähern (20m) die neben dem Feldweg vertraut auf einem Wildrosenstrauß saß. Zwar bekam ich in Lappland schon einmal 1 Ex. auf große Distanz vorgeführt – mit Gesang, doch damit war mir hier absolut nicht gedient; erst daheim mit Hilfe des Bestimmungsbuches wurde ich mir meiner Sache sicher, vor allem kann ich Rohrammerweibchen mit Bestimmtheit ausschließen, zumal es nur 2 Tage später der Zufall wollte, dass ich 3 umfärbende Männchen bei B.Gyirót sah, abgesehen von meiner hinreichenden Kenntnis dieser Art vom Neusiedler See. Ein entsprechendes Protokoll sandte ich an die ungarische Seltenheitskommission, es ist mir jedoch bewusst, dass die Details möglicherweise nicht reichen.

## **4. DISKUSSION**

Auch wenn ich mich selbst nur als Amateur in der Feldornithologie betrachte, habe ich sehr viel Fachliteratur gelesen, zum Teil wirklich studiert, und deshalb ist mir bewusst, wie

wertvoll und nützlich gutes Schrifttum ist, halte jedoch überhaupt nichts von Banalitäten, Abschreibungen und orakelhaften Aussagen!

Grundsätzlich existiert sehr wenig über die Vogelwelt des nördlichen Bakony. Da ich *Aquila* dank Dr. László KÁRPÁTI (Nationalparkdirektor) und MME (Ungarische Ornithologische Gesellschaft) seit über 50 Jahren lückenlos besitze, waren die wenigen dort erschienenen Artikel und Notizen jedenfalls interessant und aufschlussreich. Nicht verstehen kann ich die Pauschalaussage eines DARNAY-DORNYAY (1957) „die Vogelwelt des Bakony ist überraschend arm“, dagegen kann ich BANKOVICS's (1973) Zitat „arm an Greifvögeln“ nur unterstreichen. Dieser Umstand fällt Sommer wie Winter auf, angesichts eines sonst zumindest zeitweise überquellenden Vogel Lebens. Da trifft Tibor FARKAS (1967) in der Ornithogeografie Ungarns den Nagel nach meinen allerdings erst 40 Jahre später gemachten Erfahrungen auf den Kopf, wenn er über „wenig artenreiche, aber dafür sehr individuenreiche Vogelbestände“ und „die erstaunliche Siedlungsdichte mancher Arten in ungarischen Mittelgebirgen“ schreibt.

Schon vor mehr als 50 Jahren hat József SZÍJ (1955) freimütig festgehalten „the Bakony hills, a part of our country, not well-known from ornithological point of view“. In der Zwischenzeit haben sich unter anderen András KEVE (1970, 1981), KEVE & SÁGI (1970), Dezső TAPFER (1966), Attila BANKOVICS (1973, 1976a, 1976b) und Zoltán BARTA (2003) um die Erforschung verdient gemacht, allerdings eher in allen anderen Teilen als dem Nord-Bakony.

Ohne mich mit diesen renommierten Wissenschaftlern auch nur entfernt messen zu wollen, habe ich mir im Anschluss an diese Arbeit das Ziel gesteckt, mich offener ornithologischer Fragen anzunehmen; dazu gehören Vorkommens- und Brutnachweise einiger Arten, eine Kartierung von Greifvogelhorsten (inklusive Schwarzstorch und Kolkrabe) – bereits in Arbeit, und ganz besonders reizt mich das „Schachtelbrüten“ beim Ziegenmelker, von dem ich in der mir zur Verfügung stehenden ungarischen Fachliteratur nichts gefunden habe; teils sehr einfache, teils vielleicht sogar unlösbare Aufgaben.

Als oftmaliger Besucher von Kiskunság, Hortobágy und Kis-Balaton mit ihrem überwältigenden Vogelreichtum und nunmehr bereits fast 20 Jahre im Bakony ansässig, bin ich jedenfalls überzeugt, dass diese faszinierende und noch immer ein wenig geheimnisvolle Gegend wert und lohnend ist, sich mit ihr zu beschäftigen! Bei über 140 Vogelarten kann von einer „armen Vogelwelt“ doch keine Rede sein, ganz zu schweigen von Kostbarkeiten wie Schlangennadler, Schwarzstorch, Seeadler, Uhu, Wanderfalke, Weißrückenspecht, Zwergschnäpper u.a.

## DANKSAGUNG

Besonderer Dank gebührt dem Rektor der Westungarischen Universität Sopron, PROF. DR. SÁNDOR FARAGÓ, der es ermöglicht hat, diese Neufassung hier zu publizieren und so nunmehr auch und in erster Linie den ungarischen Fach- und Amateur-Ornithologen zugänglich zu machen - vielleicht eine Basis und ein Impuls für künftige Forschungen auf diesem Gebiet!

Ich bedanke mich bei der Direktion des Forstamtes für die Fahrerlaubnis auf Forststraßen!



## LITERATUR

- BANKOVICS A. (1973): Fehérhátú fakopács (*Dendrocopos leucotos*) a Bakonyban. [Weissruckenspecht (*Dendrocopos leucotos*) im Bakony-Gebirge.] *A Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* **12**: 533–538.
- BANKOVICS A. (1976a): Thrush Nightingale (*Luscinia luscinia*) first in the Bakony mountains. *Aquila* **83**: 307.
- BANKOVICS A. (1976b): Búbos cinege (*Parus cristatus*) fészkelése a Bakonyban. [Breeding of the Crested Tit (*Parus cristatus*) in the Bakony mountains.] *Aquila* **83**: 151–162.
- BARTA Z. (2003): *Madarak a Bakonyban I.* A Bakony természeti képe 3. Bakonyi Természettudományi Múzeum, Zirc 56 p.
- DARNAY-DORNYAI, B. (1957): Data on the ornithology of the Bakony-forest (Western Hungary). *Aquila* **63–64**: 360.
- FARKAS, T. (1967): *Ornithogeographie Ungarns*. Duncker & Humblot Verlag, Berlin 199 p.
- KEVE A. & SÁGI K. J. (1970): Keszthely és környékének madárvilága. [Die Vogelwelt von Keszthely und seiner Umgebung.] *A Bakony Természettudományi Kutatásának Eredményei* **7**: 5–60.
- KEVE A. (1970): A Keszthelyi-hegység és a Kisbakony madárvilága. [Das Vogelleben des Keszthelyer Gebirges und des Kleinen Bakony]. *A Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* **6**: 5–100.
- KEVE A. (1981): Madártani adatok a Déli-Bakonyból, valamint a Bakonyaljáról. [Some relations established by the food of birds in the life of the Balaton Lake.] *A Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* **16**: 233–243.
- MÁRKUS F. (1998): Lappantyú. In: HARASZTHY L. (szerk.) Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 225–226.
- NAGY I. (1963): Black Stork nesting in the Bakony Mountains. *Aquila* **69–70**: 246.
- PAPP J. (1968): A Bakony-hegység állatföldrajzi viszonyai. [Die tiergeographischen Verhältnisse des Bakony-Gebirges.] *A Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* **7**: 251–314.
- STUDINKA L. (1957): Data on the breeding birds from the northern part of Bakony-forest. *Aquila* **63–64**: 360–361.
- SZÍJ J. (1955): Ornithological notes from the Bakony hills in Transdanubia. *Aquila* **59–62**: 459.
- TAPFER D. (1966): A Keleti-Bakony madárvilága. [Die Vogelwelt aus dem Ost-Bakony Gebirges.] *A Bakony természettudományi kutatásának eredményei* **3**: 5–73.
- TRIEBL, R. (2010a): Vogelbeobachtung im Forstamt Bakonyszentlászló/Nordungarn 2003–2009 - Teil 1. *Ornithologischen Mitteilungen* **62**(11): 372–381.
- TRIEBL, R. (2010b): Vogelbeobachtung im Forstamt Bakonyszentlászló/Nordungarn 2003–2009 - Teil 2. *Ornithologischen Mitteilungen* **62**(12): 413–421.
- VARGA F. (1998): Erdei szalonka. In: Haraszthy L. (szerk): Magyarország madarai. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 155–156.
- WINKLER D. (2000): Adatok a lappantyú (*Caprimulgus europaeus* L.) habitátválasztásához és költésbiológiájához. In: FACSKÓ F. (szerk): *Az Erdőmérnöki Kar Tudományos Konferenciájának előadásai*. Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron, pp. 53–58.
- WINKLER D. (2008): A lappantyú (*Caprimulgus europaeus* L.) habitátválasztása és territóriumváltása a Soproni-hegységben. *Szélkiáltó* **13**: 3–14.



## EGYES IDŐJÁRÁSI TÉNYEZŐK HATÁSA A BARÁTPOSZÁTA (*Sylvia atricapilla*) KÖLTÉSI SIKERÉRE

Kiss Csilla<sup>1</sup>, Winkler Dániel<sup>1</sup>, Komlós Mariann<sup>1</sup>, Farkas Roland<sup>2</sup> & Gyurác József<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási Gerinces Állattani és Intézet  
University of Sopron, Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology  
H-9400 Sopron, Ady E. u. 5. Hungary

<sup>2</sup>Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság  
H-3758 Jósvafő, Tengersizem oldal 1. Hungary

<sup>3</sup>Eötvös Loránd Tudományegyetem, Savaria Biológiai Intézet,  
H-9700 Szombathely, Károlyi G. tér 4. Hungary

email: csilla.92@hotmail.com; winkler.daniel@uni-sopron.hu; farkasro@yahoo.com;  
gyuracz.jozsef@sek.elte.hu

### ABSTRACT

KISS CS., WINKLER D., KOMLÓS M., FARKAS R. & GYURÁCZ J.: EFFECT OF METEOROLOGICAL FACTORS ON THE BREEDING SUCCESS OF BLACKCAP (*Sylvia atricapilla*). *Hungarian Small Game Bulletin* 13: 255–266. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2017.255>

The aim of this study was to investigate the relationship between certain meteorological variables and Blackcap (*Sylvia atricapilla*) populations and productivity at a western (Tömörd) and a north-eastern Hungarian (Szalonna) bird ringing station. For the evaluation, CES ringing data for the period 2004-2016 was used. According our results, Blackcap productivity was mainly affected by the minimum temperature of April, beginning of the breeding season. Thus, in case of colder periods, number of successfully fledged young birds decreased significantly. Occasionally, increased capture number of adult breeding Blackcaps matched with lower productivity, indicating abundance-determined population regulation.

**KULCSSZAVAK:** barátposzáta, költési időszak, GLM, CES, Tömörd, Szalonna

**KEY WORDS:** Blackcap, breeding season, GLM, CES, Tömörd, Szalonna

### 1. BEVEZETÉS

A madarak monitorozása természetvédelmi szempontból is nagy jelentőséggel bír, amely által lehetővé válik térben és időben reprezentatív módon mérni a természeti állapotban bekövetkező változásokat, nem csak lokálisan, hanem regionálisan vagy akár interkontinentális szinten is.

Egyre több kutatás számol be arról, hogy az utóbbi néhány évtizedben nagy változások következtek be számos madárfaj morfológiájában és fenológiájában (CRICK, 2004; HÜPPOP & HÜPPOP, 2003; VISSER & BOTH, 2005; CSÖRGŐ, 2015; KISS *et al.*, 2016a). A klímaváltozás hatására a megváltozott környezeti feltételek miatt módosulhat a fajok földrajzi eloszlása, és ez a változás mind a költő-, mind a teletölerületeken kimutatható (CSÖRGŐ, 2015). Változások mutatkoznak a vonulás időzítésében és fenológiájában, a költés időzítésében, de még a vedlésben is (CRICK & SPARKS, 1999; BOTH & VISSER, 2001; CRICK & SPARKS, 2006; BIADUÑ *et al.*, 2009; DOSWALD *et al.*, 2009; ROBINSON *et al.*, 2009; DOLENEC & DOLENEC, 2010). Változások tapasztalhatók a populációk egyedszámában, az egyedek méretében és testtömegében is, ami különböző lehet még a testvér fajok esetében is (BAILLIE & PEACH, 1992; HÜPPOP & HÜPPOP, 2003; CSÖRGŐ *et al.*, 2009).

Ezek a változások a plasztikusabb viselkedésű rövid- és középtávú vonulóknál erőteljesebben jelentkeznek, hiszen a hosszú távú vonulók erős genetikai kontrol alatt állnak, így lassabban adaptálódnak a megváltozott környezeti feltételekhez (OZAROWSKA & ZANIEWICZ, 2015).

Az általunk vizsgált barátposzáta (*Sylvia atricapilla*) a leggyakoribb poszátafajunk (MME, 2017). Főként a fás, bokros élőhelyeket kedveli, sűrű aljnövényzetű erdőkben, parkokban, kertekben költ (MULLARNEY, *et al.*, 2005; GYURÁ CZ, 2012). Költési időszakban rovarrevő, ősszel és télen főként bogyókon él (JORDANO & HERRERA, 1981; GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER, 1991). Többnyire fák alacsonyabb ágaira, bokrokra, vagy sűrű aljnövényzetbe építi fészket (CRAMP, 1992). Évente kétszer költ, először április-májusban, majd június-júliusban (SCHMIDT, 1984).

Kevert parciális vonuló. A különböző területeken élő madarak esetében eltérőek a vonulási úthosszak és a leküzdendő akadályok, ennek következtében alakultak ki az eltérő vonulási stratégiák (CRAMP, 1992, CSÖRGŐ & GYURÁ CZ, 2009). A különböző vonulási stratégiák, a vonulás iránya és a teletelő terület is öröklött (CRAMP, 1992). A közép-európai madarak parciális vagy obligát középtávú vonulók. Ezek a madarak a fészkelőterület nyugati és déli részén töltik a telet: Nyugat- és Dél-Európában, illetve Északnyugat-Afrikában a Szahara északi szegélyéig (LÖVEI *et al.*, 1985; CSÖRGŐ & GYURÁ CZ, 2009).

A hazai állomány középtávú vonuló, visszafogások alapján főleg a Mediterráneum keleti, ritkábban középső területein teletel. Magyarországon márciustól októberig találkozhatunk vele (CSÖRGŐ & GYURÁ CZ, 2009).

Korábbi elemzéseinkkel bizonyítottuk, hogy egy nyugat-magyarországi (Tömörd) barátposzáta állomány költési sikerére kimutatható hatással van a hőmérséklet (GYURÁ CZ *et al.*, 2016, KISS *et al.*, 2016b). Jelen tanulmányunkban egy nyugat- (Tömörd) és egy kelet-magyarországi állomány (Szalonna) adatainak felhasználásával vizsgáljuk a barátposzáták fogásszáma, költési sikere, valamint a költési időszak időjárása között feltételezett kapcsolatot.

## 2. ANYAG ÉS MÓDSZER

### 2.1. VIZSGÁLT TERÜLETEK

A vizsgálat során két madárgyűrűző állomás, a *Tömördi Madárvárta* és a *Bódva-völgyi Madárvonuláskutató és Természetvédelmi Tábor* adatainak összehasonlító vizsgálatát végeztük el.

A *Tömördi Madárvárta* Vas megyében, az Ablánc-patak völgye mentén, a Chernel István Madártani és Természetvédelmi Egyesület által kezelt területen, a tömördi Nagy-tó mellett található. A tavat csak csapadékvíz táplálja, ezért a vízfelület kiterjedése és a mélysége a mindenkori csapadékmennyiség függvényében változik. A feltöltődési folyamatok és a száraz időjárás következtében a tó nyílt vízfelülete 2000 nyarára eltűnt. A 2001 őszen elvégzett medertisztítás után újra egyre több csapadék gyűlt össze a mederben, mely már hosszabb ideig megmaradt (BÁNHIDI, 2002). A területen 1998 óta folynak rendszeres természetvédelmi és madártani vizsgálatok.

A függönyhálók felállításának helyén a növénytársulások alapján négy élőhelytípus különíthető el (KESZEI & BAUER 1999), amelyek pihenő-, búvó- és táplálkozóhelyet jelentenek a vonuló madarak számára:

- mocsár élőhelytípus
- heterogén gyeplőhelytípus
- tövisek élőhelytípus
- erdő élőhelytípus.

A Bódva-völgyi Madárvonuláskutató és Természetvédelmi Tábor Szalonna és Perkupa községek között, a Bódva partján található. A madárvárta 1986 óta működik a Bódva-völgyben. A völgy magyarországi szakasza megközelítőleg É-D irányú. A vizsgálati terület a völgy egy viszonylag szűk, 500m széles szakaszán található. A völgyet közrefogó két hegyoldalon zárt cseres-tölgyesekkel és gyertyános tölgyesek a jellemző faállománytípusok. A völgyalján kaszáló- és mocsárrétek, művelt és felhagyott szántóföldek, bokorsorok és a Bódva egykor levágott mederszakaszai húzódnak. A vizsgálati terület nagy része két, egymással párhuzamos bokorsó, melyek az egyik hegyoldal lábánál kialakult ligeterdő foltok és cserjések mentén helyezkednek el. A hálók ezekben a bokrosokban vannak felállítva. A bokrosok jellemző növényfajai: fekete bodza (*Sambucus nigra*), kökény (*Prunus spinosa*), som (*Cornus spp.*), hamvas szeder (*Rubus caesius*), csíkos kecskerágó (*Euonymus europaeus*) (FARKAS et al., 2014).

## 2.2. VIZSGÁLATI MÓDSZEREK

A madarak befogásához 2,5 m magas, 5 zsebes, 12 m hosszú hálót használtunk. A gyűrűzés ideje alatt a hálót óránként ellenőriztük. Ellenőrzés során a madarakat óvatosan kiszabadítottuk a hálóból, majd egyesével vászonzsákokba tettük és a gyűrűző asztalhoz vittük őket. Faj szerinti meghatározásuk után jelölőgyűrű került a lábukra, mely tartalmazza az ország kódját és egy sorszámot. Ezt követően a biometriai adatok megállapítása történt, melyek a gyűrűző füzetbe feljegyzésre kerültek más fontos adatokkal együtt (SZENTENDREY et al., 1979).

Az Állandó Ráfordítású Gyűrűzés (CES - Constant Effort Sites) célja a költő madarak standardizált keretek között folyó hosszútávú monitoringja, ezáltal a madárpopulációk egyedszámváltozásának és szaporodási sikerének vizsgálata (KARCZA & MAGYAR, 2009). A CES fontos eleme, hogy a felméréseket minden évben megegyező helyen, állandó hálófelülettel, állandó hálóhelyekkel, rögzített időpontokban, meghatározott időtartamban kell elvégezni, meghatározott előírás szerint.

A fészkelő állományok vizsgálata költési időszakban (áprilistól júliusig) 9 egymást követő 10 napos periódusban történik. A mintavétel egy adott napon napkeltétől számított 6 órán keresztül tart (BÁLDI et al., 1997).

2004-ben a Tömördi Madárvárta és a Bódva-völgyi Madárvonuláskutató és Természetvédelmi Tábor is csatlakozott a CES-programhoz. Ebben az időszakban Tömördön 13 db hálót használtunk, így összesen 390 m<sup>2</sup> hálófelülettel fogtuk be a madarakat, míg Szalonnán 8 hálóval történt a befogás, összesen 240 m<sup>2</sup> hálófelületen. Az összehasonlíthatóság miatt a fogási adatokat egységnyi hálófelületre (100m<sup>2</sup>), standardizálva adjuk meg ( $N_s = (N/A_{\text{háló}}) * 1000$ ). A költési sikert (kirepült fiatalok aránya = produktivitás) a fiatal (juvenilis = első éves) és öreg (adult = legalább 1 éves madár) egyedek fogásszámából származtattuk: juv/(juv+ad).

A továbbiakban a Tömördön és Szalonnán, 2004 és 2016 között, a CES programban gyűjtött adatsor alapján a barátposzáták fogásszáma, illetve költési sikere és a költési időszak hónapjainak időjárása között kerestünk kapcsolatot. Az időjárás tényezők hatásainak vizsgálatakor a két fent említett madárvártáéhoz legközelebb eső, nagyobb meteorológiai állomások 2004-2016 évekre vonatkozó adatait vettük alapul. Ezek alapján a tömördi adatokat a szombathelyi, míg a szalonnai adatokat a miskolci állomás adatsorával vetettük össze (NNDC, 2017). Korábbi vizsgálatok alapján, az időjárás tényezők megválasztásánál elsősorban azt vettük figyelembe, hogy mely paraméterek lehetnek hatással a barátposzáták

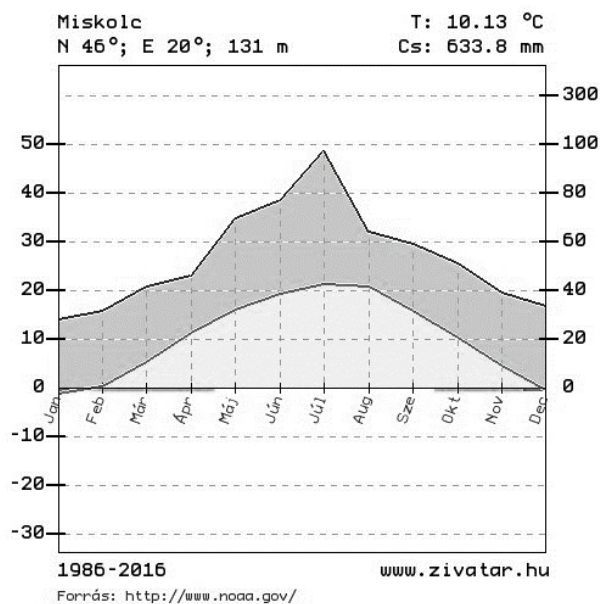
költési sikerére. Ezek alapján a havi középhőmérsékletet ( $T_{\text{mean}}$ ), a minimum és maximum hőmérsékletet ( $T_{\text{min}}$ ;  $T_{\text{max}}$ ) és a csapadékösszeget (P) emeltük ki.

A két vizsgálati terület fogásszáma, a fiatal és öreg madarak fogásszáma, valamint a produktivitás és az öreg madarak fogásszáma között feltételezett kapcsolatot Pearson-féle korrelációs számítással ellenőriztük. A hőmérséklet és a produktivitás között feltételezett kapcsolat ellenőrzésére általános lineáris modellt (GLM) használtunk. Ez a modell lehetővé teszi több független változó (pl. minimum és maximum hőmérsékleti értékek) együttes hatásának egyidejű vizsgálatát. A statisztikai értékeléseket a Past statisztikai program segítségével végeztük el (HAMMER *et al.*, 2001).

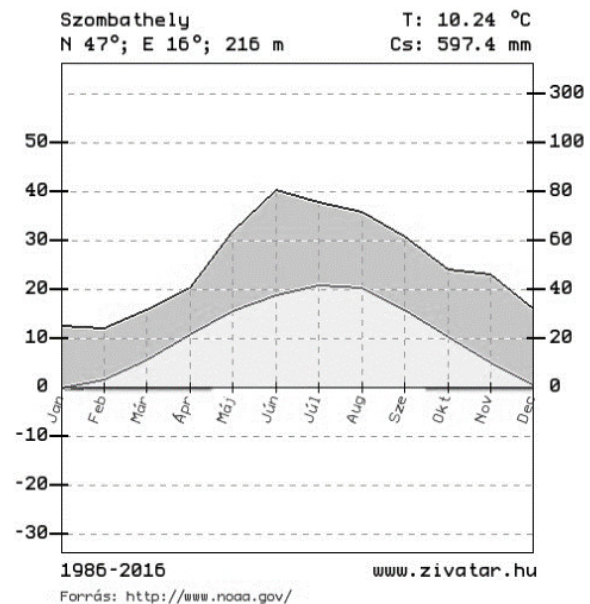
### 3. EREDMÉNYEK

#### 3.1. A VIZSGÁLT TERÜLETEK IDŐJÁRÁSA

A két állomás, Miskolc és Szombathely Walter-Lieth klímadiagramjait az **1. és 2. ábra** szemlélteti, amelyeken jól megfigyelhetők a Péczei-féle felosztás (PÉCZELY, 1979) alapján is feltételezhető különbségek és hasonlóságok.



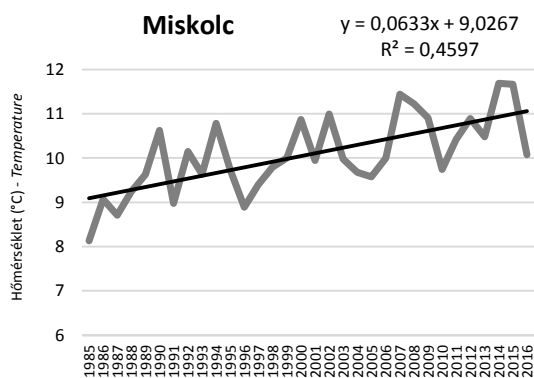
**1. ábra: Miskolc Walter-Lieth diagrammja**  
Figure 1: Walter-Lieth climate diagram (Miskolc)



**2. ábra: Szombathely Walter-Lieth diagrammja**  
Figure 2: Walter-Lieth climate diagram (Szombathely)

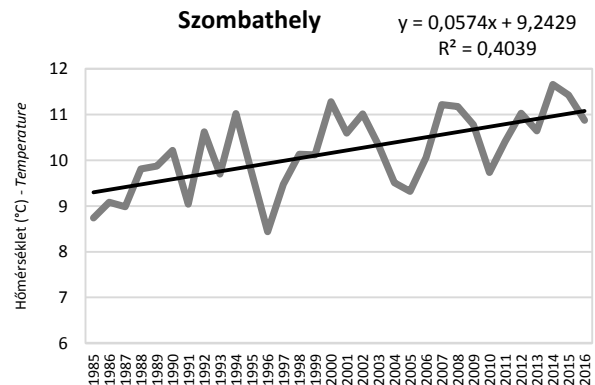
Minkét állomás szubhumid kategóriába sorolható teljes évben. A csapadék minimum télen, a maximum nyáron fordul elő. Ezt a látszólagos görbét követi a hőmérséklet éves járása is. Különbség van az éves csapadékösszegben és átlaghőmérsékletben is. Miskolc magasabb átlag hőmérséklettel, és nagyobb csapadékösszeggel rendelkezik. Ezen kívül a legtöbb csapadék Miskolcon júliusban esik, míg Szombathelyre a júniusi csúcs jellemző.

Az egyes évek átlaghőmérséklete ugyan eltérő lehet, de az utóbbi 30 év értékeit tekintve nincs jelentős különbség a két állomás között (Szombathely: 10,2°C; Miskolc: 10,7°C), Mindkét esetben emelkedő trend figyelhető meg (**3. és 4. ábra**).



3. ábra: Miskolc éves átlaghőmérsékletei 1985-2016

Figure 3. Mean temperature in Miskolc (1985-2016)

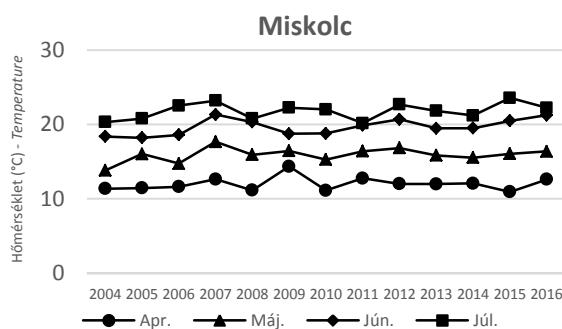


4. ábra: Szombathely éves átlaghőmérsékletei 1985-2016

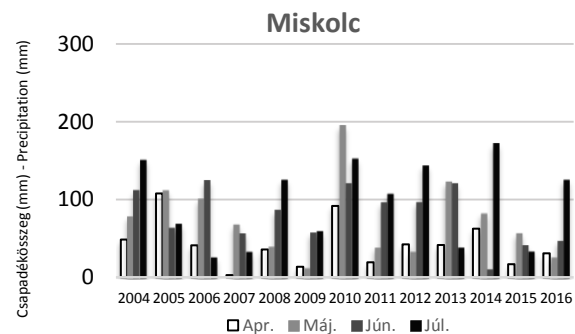
Figure 4. Mean temperature in Szombathely (1985-2016)

A minimum és maximum hőmérsékletekről ugyanez elmondható, annyi különbséggel, hogy Miskolcon a minimum hőmérsékletek valamivel alacsonyabbak a Szombathelyen mért értékeknél.

A barátközlés szaporodási sikerére négy hónap időjárása gyakorolhat közvetlen hatást: április, május, június és július. Az alábbi diagramok (5-8. ábra) ezen hónapok időjárását szemléltetik a vizsgált időszakban.



5. ábra: A költési időszak átlaghőmérséklete  
Figure 5: Mean temperature during the breeding season



6. ábra: A költési időszak csapadékmennyisége  
Figure 6: Precipitation during the breeding season

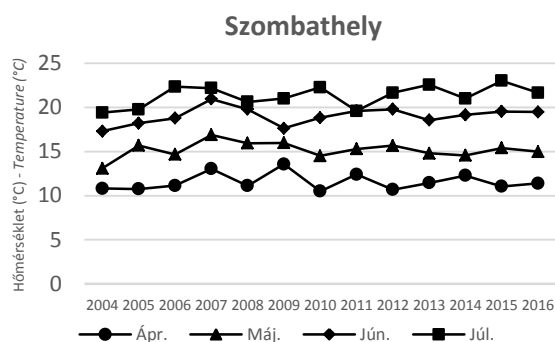
Miskolcon a költési időszak átlaghőmérséklete 17,29°C volt 2004 és 2016 között. A leghűvösebb év 2004 volt 15,97°C-os átlaghőmérséklettel, a legmelegebb (18,71°C). Igazán kiugró érték csak 2009 áprilisában volt, ahol 14,36°C volt a havi átlaghőmérséklet, ezt a 5. ábra is jól szemlélteti. Ez az érték majdnem 3°C-al magasabb, mint az adott időszak áprilisi átlaghőmérséklete (11,9°C).

Az átlagos csapadékösszeg 299 mm volt, de itt már nagyobb eltéréseket is tapasztalhatunk (6. ábra). A legtöbb csapadék (561 mm) 2010-ben hullott, míg a legkevesebb (152 mm) 2014-ben. Hónapokra lebontva az adott időszakot elmondható, hogy a legkevesebb csapadék (3 mm) 2007 áprilisában esett, míg a legcsapadékosabb hónap 2010 májusa volt, összesen 196 mm csapadékkal, ami több mint fele a vizsgált időszak átlagának.

A költési időszakra vonatkozó Szombathelyi hőmérsékleti adatokat a 7. ábra mutatja be. Az adott időszakban 16,8°C volt az átlaghőmérséklet. Miskolchoz hasonlóan a leghidegebb

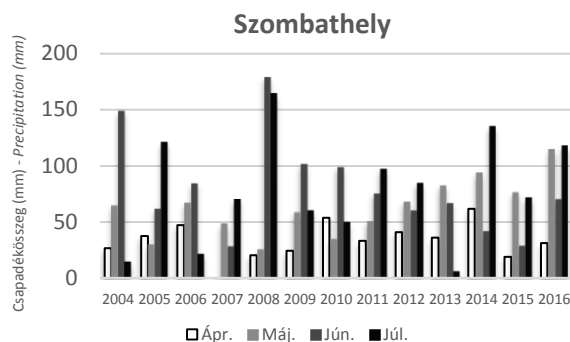
év (15,1°C) 2004 volt, a legmelegebb (18,3°C) pedig 2007, amikor szinte minden hónapban az átlaghoz képest magasabb hőmérsékleti értékeket kaptunk.

A két állomás csapadékösszegeiben már nagyobb különbségek mutatkoznak (**8. ábra**). Szombathelyen 2004 és 2015 között költési időszakban az átlagos csapadékösszeg mindössze 250 mm volt, még a kiugró értékek is sokkal alacsonyabbak Miskolchoz képest. A legtöbb csapadék (390 mm) 2008-ban hullott, a legkevesebb (149 mm) pedig 2007-ben. Az időszak legcsapadékosabb hónapja 2008 júniusa (179 mm), a legszárazabb (0,3 mm) pedig – Miskolchoz hasonlóan – 2007 áprilisa volt.



7. ábra: A költési időszak átlaghőmérséklete

Figure 7: Mean temperature during the breeding season



8. A költési időszak csapadékmennyisége

Figure 8: Precipitation during the breeding season

### 3.2. FOGÁSI EREDMÉNYEK

Tömördön a vizsgált 13 év alatt összesen 678 egyedet, Szalonnán 597-et fogtunk meg költési időszakban, évente változó egyedszámmal. A 100 m<sup>2</sup> hálófelületre standardizált adatokat az **1. és 2. táblázat** tartalmazza.

1. táblázat: A barátposzáta fogására vonatkozó, standardizált adatok (Tömörd)

Table 1: Standardized data of Blackcap captures (Tömörd)

	fiatalok <i>juveniles</i>	öregék <i>adults</i>	összes fogás <i>total capture</i>	produktivitás <i>productivity</i>
2004	2,05	8,72	10,77	0,19
2005	1,28	7,95	9,23	0,14
2006	4,10	10,00	14,10	0,29
2007	4,10	5,90	10,00	0,41
2008	8,97	6,67	15,64	0,57
2009	4,36	5,90	10,26	0,43
2010	2,82	8,46	11,28	0,25
2011	10,51	8,72	19,23	0,55
2012	2,31	13,33	15,64	0,15
2013	3,08	9,23	12,31	0,25
2014	12,31	5,13	17,44	0,71
2015	6,15	12,56	18,72	0,33
2016	4,87	4,36	9,23	0,53



**2. táblázat: A barátposzták fogására vonatkozó, standardizált adatok (Szalonna)**

Table 2: Standardized data of Blackcap captures (Szalonna)

	fiatalok <i>juveniles</i>	öregék <i>adults</i>	összes fogás <i>total capture</i>	produktivitás <i>productivity</i>
2004	6,25	6,67	12,92	0,48
2005	9,58	6,25	15,83	0,61
2006	6,67	16,25	22,92	0,29
2007	10,83	13,33	24,17	0,45
2008	11,25	10,00	21,25	0,53
2009	9,17	9,58	18,75	0,49
2010	4,58	15,00	19,58	0,23
2011	11,25	11,25	22,50	0,50
2012	3,75	12,92	16,67	0,23
2013	5,00	6,67	11,67	0,43
2014	12,08	8,33	20,42	0,59
2015	7,92	15,00	22,92	0,35
2016	9,58	9,58	19,17	0,50

A befogott fiatal és öreg madarak mennyisége 2004 és 2016 között nem mutatott szignifikáns növekvő trendet Tömördön és Szalonnán sem.

A Tömördön és Szalonnán befogott fiatal madarak mennyisége között szoros pozitív korreláció van ( $r=0,71$ ;  $p=0,01$ ), míg az öreg madarak és a produktivitás esetében nincs szoros kapcsolat.

A befogott öreg és fiatal madarak száma között nincs lényeges kapcsolat, míg a befogott öreg madarak száma és a produktivitás között lényeges negatív korreláció van mindkét helyen (Tömörd:  $r= - 0,64$ ;  $p=0,02$ ), Szalonna:  $r= - 0,76$ ,  $p=0,00$ ).

Annak ellenére, hogy a két állomás produktivitási értékei közti hasonlóság nem szignifikáns, a 100 m<sup>2</sup> hálófelületre standardizált produktivitás értékek mindkét területen hasonlóan alakultak a vizsgált időszakban (**11. ábra**), a 2005-ös év kivételével a változás azonos irányú volt. Jól megfigyelhetők a nagyobb minimumok (2010, 2012, 2015) és maximumok (2008, 2011, 2014) közel szinkron alakulása. A ciklikusan ismétlődő produktivitási értékek hátterében azonban nem csak hőmérsékleti, hanem egyéb okok is állhatnak (pl. táplálékkínálat, betegségek, predáció).

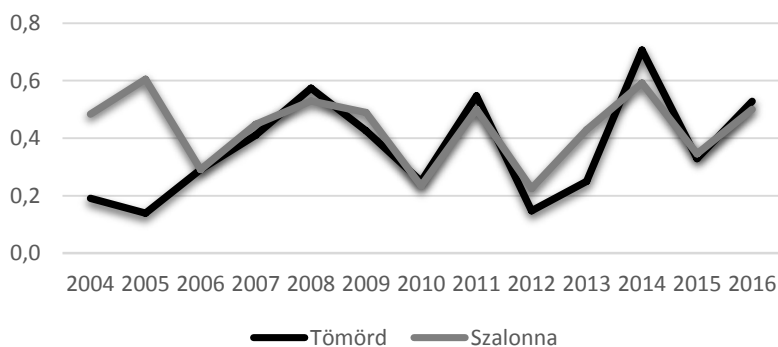
**11. ábra: A barátposzta produktivitásának változása a két vizsgálati területen (Tömörd és Szalonna)**

Figure 11: Change of Blackcap productivity in the two studied area (Tömörd and Szalonna)

### 3.3. AZ IDŐJÁRÁS ÉS A BARÁTPOSZÁTA ADATOK ÖSSZEFÜGGÉSEI

Ezt követően az időjárási és barátságosköltségi adatokat korreláltattuk, amely során a következő szignifikáns kapcsolatokat sikerült kimutatni (**3. táblázat**):

**3. táblázat: Időjárási változók ( $T_{\text{mean}}$ : középhőmérséklet,  $T_{\text{min}}$ : minimum hőmérséklet, P=csapadékösszeg) és a barátságosköltségi adatok (Ad: adult, Juv: fiatal, Pro: produktivitás) összefüggései**

Table 3: Correlations between weather variables ( $T_{\text{mean}}$ : mean temperature,  $T_{\text{min}}$ : minimum temperature, P: precipitation) and Blackcap data (Ad: adult, Juv: juvenile, Pro: productivity)

			r	p
április	Szombathely-Tömörd	$T_{\text{mean}} - \text{Ad}$	-0,60	0,03
	Szombathely-Tömörd	$T_{\text{mean}} - \text{Pro}$	0,60	0,03
	Szombathely-Tömörd	$T_{\text{min}} - \text{Juv}$	0,60	0,03
	Szombathely-Tömörd	$T_{\text{min}} - \text{Pro}$	0,58	0,03
május	Miskolc-Szalonna	$T_{\text{min}} - \text{Juv}$	-0,60	0,03
	Miskolc-Szalonna	$T_{\text{min}} - \text{Pro}$	-0,58	0,04
június	Miskolc-Szalonna	$T_{\text{min}} - \text{Juv}$	-0,60	0,03
	Miskolc-Szalonna	P – Juv	-0,67	0,01
	Miskolc-Szalonna	P – Pro	-0,54	0,05
július	Szombathely-Tömörd	P – Juv	0,57	0,04
	Szombathely-Tömörd	P – Pro	0,59	0,03

Az áprilisi hőmérséklet és a fiatalok éves fogása között nem, míg az áprilisi hőmérséklet és a produktivitás között lényeges pozitív kapcsolat mutatkozott Tömördön. Szalonnán a korrelációk nem voltak szignifikánsak. Az áprilisi hőmérséklet és az öreg madarak éves fogása között szignifikáns negatív korreláció adódott Tömördön, Szalonnán nincs lényeges kapcsolat a miskolci értékekkel. Az áprilisi minimum hőmérséklet és az öreg madarak között egyik területen sem mutatható ki szignifikáns kapcsolat. Tömördön az áprilisi minimum hőmérséklet és a fiatal barátságosköltségi száma, valamint a produktivitás között lényeges pozitív kapcsolat van, míg Szalonnán nem találtunk szignifikáns kapcsolatot.

A májusi, júniusi és júliusi középhőmérséklet és a barátságosköltségi adatok között egyik állomáson sem volt lényeges kapcsolat. A májusi és júniusi minimum hőmérséklet és a fiatal barátságosköltségi száma között Szalonnán erős negatív kapcsolat van, valamint a májusi minimum hőmérséklet és a szalonnai produktivitás is erős negatív korrelációt mutat. Tömördön a korrelációk nem szignifikánsak.

A kora tavaszi csapadékösszeg nincs kapcsolatban a barátságosköltségi állomány-változásaival. Szalonnán a júniusi csapadékösszeg és a fiatalok, valamint a produktivitás között negatív kapcsolat van, míg Tömördön a júliusi csapadékösszeg és a fiatal madarak száma, illetve a produktivitás között szignifikáns pozitív kapcsolat mutatkozott.

Az általános lineáris modell (GLM) segítségével végzett vizsgálat eredményeit a **4. táblázat** tartalmazza. A független változók egyidejű hatásának vizsgálata esetén az áprilisi minimum hőmérséklet és a produktivitás között mindkét állomáson pozitív kapcsolatot mutattunk ki. Tehát a barátságosköltségi első költésének idején a hideg időjárás negatívan befolyásolja a kirepülés sikerességét.

A májusi minimum hőmérséklet és a produktivitás között ellentétes, szignifikáns kapcsolat volt megfigyelhető, a júliusi minimum hőmérséklet és a produktivitás között pedig pozitív kapcsolat adódott.

**4. táblázat: A produktivitás, valamint a minimum és maximum havi hőmérsékletek közötti kapcsolat elemzésének eredményei, általánosított lineáris modellel (GLM)**

Table 4: Results of the GLM (generalized linear model) analysis on the effect of maximum and minimum temperature on Blackcap productivity

			Coeff.	SE	t	p
Szombathely-Tömörd	T <sub>min</sub>	április	0,04	0,01	3,72	0,005
		május	-0,07	0,02	-3,34	0,01
		június	-0,01	0,02	-0,67	0,52
		július	0,06	0,02	2,55	0,03
	T <sub>max</sub>	április	-0,03	0,02	-1,16	0,28
		május	0,02	0,02	0,77	0,46
		június	0,009	0,03	0,30	0,77
		július	-0,000	0,03	-0,002	0,99
Miskolc-Szalonna	T <sub>min</sub>	április	-0,01	0,03	-0,51	0,05
		május	-0,05	0,03	-2,03	0,07
		június	-0,01	0,02	-0,65	0,53
		július	0,04	0,05	0,76	0,47
	T <sub>max</sub>	április	-0,01	0,03	-0,45	0,66
		május	0,02	0,02	1,24	0,25
		június	-0,01	0,03	-0,25	0,81
		július	-0,01	0,03	-0,32	0,76

#### 4. DISZKUSSZIÓ

A barátposzáta kirepülési sikerére jelentős hatással van a fészkelési időszak elejére jellemző tavaszi hőmérséklet. Enyhébb tavaszi időjárás esetén több fióka hagyja el sikeresen a fészket (LEECH & CRICK, 2007), ez azonban helyi változatosságot is mutathat. A hűvösebb tavaszi időjárás növeli az első költések fióka-mortalitását. Ennek a sűrűség-független szabályozásnak egyik feltételezhető oka lehet a fészkek nyitott jellege, ami a hideg miatti mortalitás növekedése mellett a nagyobb predáció lehetőségét is jelenti (CRAMP & PERRINS, 1992). A felnőtt madarak ilyenkor több időt töltenek a fészken kotlással, illetve a fiókák melengetésével (termoreguláció), ennek következtében kevesebbet tudnak emiatt etetni. (PEARCE-HIGGINS & YALDEN, 2004; HOYE & FORCHAMMER, 2008).

A fészkelő öreg madarak nagyobb éves fogása esetén sokszor kisebb a produktivitás, ami sűrűségfüggő populációszabályozásra utal. Egyes területeken a több fészkelő madár átlagosan kevesebb fiókát tud felnevelni a megnövekvő intrapopulációs forráskompetíció miatt. A klímaváltozás következtében egyes táplálék rovarfajok populációi csökkenő trendet mutatnak, ami szintén hatással lehet az erdei énekesmadárfajok, így a barátposzáta költési sikerére is (JONES *et al.*, 2003; BOTH & VISSER, 2005). A költési siker, a kompetíció mértéke élőhelyfüggő (WEIDINGER, 2000), erre következtethetünk azon eredményeinkből is, mely szerint a két vizsgálati területen tapasztalt produktivitási értékek évenkénti alakulása között nincs szignifikáns korreláció.

2004 és 2016 között a havi átlaghőmérsékletek szignifikáns növekvő tendenciát mutattak, de a sűrűség-független és sűrűségfüggő populáció-szabályozás következtében a fiatal és öreg madarak éves fogásának enyhe, nem szignifikáns növekedése alapján a barátposzáta vizsgált populációit stabilnak minősíthetjük.

Csapadékösszegre vonatkozó szignifikáns korrelációkat csak a második költés esetében tudtunk kimutatni, ahol a júniusi negatív irányú kapcsolat a fészekpusztulások miatti mortalitást jelezheti, míg a júliusi pozitív kapcsolat a táplálékhiánnyal hozható összefüggésbe (JONES *et al.*, 2003). Egy angliai hosszú távú, több fajra vonatkozó vizsgálat (PEARCE-HIGGINS *et al.*, 2015) szintén kimutatta, hogy egyes énekesmadárfajok érzékenysége a hőmérsékletre jobban meghatározta a költési sikert, mint a csapadékösszeg mértéke.

## KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönjük a Tömördi Madárvárta és a Bódva-völgyi Madárvonuláskutató és Természetvédelmi Tábor önkéntes munkatársainak a terepi adatgyűjtésben végzett munkáját.

## IRODALOMJEGYZÉK

- BAILLIE, S. & PEACH, W. (1992): Population limitation in Palearctic-African migrant passerines. *Ibis* **134**: 120–132. <http://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1992.tb04742.x>
- BÁLDI A., MOSKÁT CS. ÉS SZÉP T. (1997): Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer IX. Madarak. In: HORVÁTH F., KORSÓS Z., KOVÁCSNÉ LÁNG E. & MATSKÁSI I. (szerk.): Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest
- BÁNHIDI P. (2002): Tömördi Természetvédelmi és Madárgyűrűző Tábor (2002). *Cinege* **7**: 18–21.
- BIADUŃ, W., KITOWSKI, I. & FILIPIUK, E. (2009): Trends in the arrival dates of spring migrants in Lublin (E Poland). *Acta Ornithologica* **44**: 89–94. <http://dx.doi.org/10.3161/000164509X464920>
- BOTH, C., VISSER, M. E. (2001): Adjustment to climate change is constrained by arrival date in a long-distance migrant bird. *Nature* **411**: 296–298. <http://doi.org/10.1038/35077063>
- CSÖRGŐ T. (2009): Miért és hogyan vonulnak a madarak? 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.
- CSÖRGŐ T. (2015): Madarak és az éghajlatváltozás. *National Geographic* **13**(11): 104–105.
- CSÖRGŐ T., GYURÁCS J. (2009): Barátságoskó 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.
- CSÖRGŐ T., HARNOS A., KOVÁCS SZ. & NAGY K. (2009): A klímaváltozás hatásainak vizsgálata hosszútávú madárgyűrűzési adatsorok elemzésével. *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 1–12.
- CRAMP, S. ed. (1992): *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic*. Vol. VI. Warblers. Oxford University Press, Oxford.
- CRICK, H.Q.P. (2004): The impact of climate change on birds. *Ibis* **146**: 48–56. <http://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00327.x>
- CRICK, H.Q.P. & SPARKS, T. H. (1999): Climate change related to egg-laying trends. *Nature* **399**: 423–424. <http://doi.org/10.1038/20839>
- CRICK, H.Q.P. & SPARKS, T.H. (2006): Changes in the phenology of breeding and migration in relation to global climate change. *Acta Zoologica* **52**: 154–157.
- DOLENEC, Z. & DOLENEC, P. (2010): Response of the blackcap (*Sylvia atricapilla* L.) to temperature change. *Polish Journal of Ecology* **58**: 605–608.
- DOSWALD, N., WILLIS, S.G., COLLINGHAM, Y.C., PAIN, D.J., GREEN, R.E. & HUNTLEY, B. (2009): Potential impacts of climatic change on the breeding and non-breeding ranges and migration distance of European *Sylvia* warblers. *Journal of Biogeography* **36**(6): 1194–1208. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2009.02086.x>
- FARKAS R., HUBER A. & GÁTI E. (2014): Fészkelő és vonuló madárfajok állományainak vizsgálata a Bódva-völgyben. ANP füzetek XII. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jószaftó 248 p.

- GYURÁ CZ J. (2012): Barátposzáta (*Sylvia atricapilla*). In: FARAGÓ S. (szerk.): *Nyugat-Magyarország fészkelő madarainak elterjedési atlasza*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Sopron. pp. 178.
- GYURÁ CZ J., BÁNHIDI P., GÓCZÁN J., ILLÉS P., KALMÁR S., LUKÁCS Z., NÉMETH CS. & VARGA L. (2016): Temperature and precipitation effects on breeding productivity of some passerines – a multivariate analysis of constant effort mist-netting data. *Biologia – Section Zoology* **71**(11): 1298–1303. <https://doi.org/10.1515/biolog-2016-0149>
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & BAUER K. M. (1991): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Bd. 12. Passeriformes. Teil 2. Sylviidae. Aula-Verlag, Wiesbaden.
- HAMMER, R., HARPER, D.A.T. & RYAN, P. D. (2001): PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* **4**(1): 9 pp.
- HØYE, T.T. & FORCHAMMER, M.C. (2008): Phenology of High-Arctic arthropods: effect of climate on spatial, seasonal and inter-annual variation. *Advances in Ecological Research* **40**: 299–324. [http://doi.org/10.1016/S0065-2504\(07\)00013-X](http://doi.org/10.1016/S0065-2504(07)00013-X)
- HÜPOPP, O. & HÜPOPP, K. (2003): North Atlantic Oscillation and timing of spring migration in birds, *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **270**: 233–240.
- JONES, J., DORAN, P.J. & HOLMES, R.T. (2003): Climate and food synchronize regional forest bird abundances. *Ecology* **84**(11): 3024–3032. <http://doi.org/10.1890/02-0639>
- JORDANO, P. & HERRERA, C.M. (1981): The frugivorous diet of Blackcap *Sylvia atricapilla* wintering in southern Spain. *Ibis* **123**: 502–507. <http://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1981.tb04055.x>
- KARCZA ZS. & MAGYAR G. (2009): A madárgyűrűzés története. In: CSÖRGŐ T., KARCZA ZS., HALMOS G., MAGYAR G., GYURÁ CZ J., SZÉP T., BANKOVICS A., SCHMIDT A., SCHMIDT E. (szerk.): *Magyar madárvonulási atlasz*. Kossuth Kiadó, Budapest, 48–62.
- KISS CS., BÁNHIDI P., LUKÁCS Z., KALMÁR S., WINKLER D. & GYURÁ CZ J. (2016a): A csilpcsalpfüzike (*Phylloscopus collybita* Vieillot, 1817) populációdinamikájának vizsgálata a Tömördi Madárvártán a 2000–2014-es időszakban. *Savaria Egyetemi Központ Tudományos Közleményei XXI. Természettudományok* **16**: 209–220.
- KISS CS., LUKÁCS Z., BÁNHIDI P., ILLÉS P., KOSZORÚS P., KALMÁR S., WINKLER D. & GYURÁ CZ J. (2016b): A költési időszak időjárásának hatása a barátposzáta (*Sylvia atricapilla*) tömördi állományára. *Cinege* **21**: 22–25.
- KESZEI B. & BAUER N (1999): A tömördi Nagy-tó és környékének növényvilága. *Vasi Szemle* **53**(1): 97–110.
- LEECH, D.I. & CRICK, H.Q.P. (2007): Influence of climate change on the abundance, distribution and phenology of woodland bird species in temperate regions. *Ibis* **149**(s2): 128–145. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00729.x>
- LÖVEI, G., SCEBBA, S & MILONE, M. (1985): Migration and wintering of the Blackcap *Sylvia atricapilla* on a Mediterranean island. *Ringing and Migration* **6**: 39–44. <http://dx.doi.org/10.1080/03078698.1985.9673852>
- MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET (2017): Magyarország madarai: Barátposzáta. <http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-sylatr> Letöltés dátuma: 2017-01-02
- MULLARNEY, K., SVENSSON, L., ZETTERSTRÖM, D. & GRANT, P.J. (2005): *Madárhatározó*. Park Könyvkiadó, Budapest, 400 pp.
- NNDC (2016): National Climatic Data Center. <http://www.ncdc.noaa.gov/> Letöltés dátuma: 2016-11-10.
- OZAROWSKA, A. & ZANIEWICZ, G. (2015): Temporal trends in the timing of autumn migration of short- and long-distance migrating Blackcaps (*Sylvia atricapilla*). *Ornis Fennica* **92**: 144–152.
- PEARCE-HIGGINS J.W. & YALDEN D.W. (2004): Habitat selection, diet, arthropod availability and growth of a moorland wader: the ecology of European Golden Plover *Pluvialis apricaria* chicks. *Ibis* **146**(2): 335–346. <http://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00278.x>
- PEARCE-HIGGINS, J.W., EGLINGTON, S.M., MARTAY, B. & CHAMBERLAIN, D.E. (2015): Drivers of climate change impacts on bird communities. *Journal of Animal Ecology* **84**(4): 943–954. <http://doi.org/10.1111/1365-2656.12364>
- PÉ CZELY GY. (1979): *Éghajlattan*. Tankönyvkiadó Vállalat, Budapest.

- ROBINSON, R.A., CRICK, H.Q.P., LEARMONTH, J.A., MACLEAN, I.M.D., THOMAS, C.D., BAIRLEIN, F., FORCHHAMMER, M.C., FRANCIS, C.M., GILL, J.A., GODLEY, B.J., HARWOOD, J., HAYS, G.C., HUNTLEY, B., HUTSON, A.M., PIERCE, G.J., REHFISCH, M.M., SIMS, D.W., SANTOS, M.B., SPARKS, T.H., STROUD, D.A. & VISSER, M.E. (2008) Travelling through a warming world – climate change and migratory species. *Endangered Species Research* **7**: 87–99.  
<http://doi.org/10.3354/esr.00095>
- SCHMIDT E. (1984): Barátka poszáta. In: HARASZTHY L. (szerk.): *Magyarország fészkelő madarai*. Natura, Budapest-Dabas. pp. 188–189.
- SZENTENDREY G., LÖVEI G. & KÁLLAY GY. (1979): Az „Actio Hungarica” madárgyűrűző tábor mérési módszerei. *Állattani Közlemények* **66**(1–4): 161–166.
- VISSER, M.E. & BOTH, C. (2005): Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **272**: 2561–2569.
- WEIDINGER, K. (2000): The breeding performance of Blackcap *Sylvia atricapilla* in two types of forest habitat. *Ardea* **88**: 225–233.

## A 'MAGYAR FOGOLY' (*Perdix perdix* L.) BETELEPÍTÉSÉNEK TÖRTÉNETE AZ ÉSZAK-AMERIKAI KONTINENSRE

Jánoska Ferenc

Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet  
University of Sopron, Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology  
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs u. 4., Hungary  
e-mail: janoska.ferenc@uni-sopron.hu

### ABSTRACT

JÁNOSKA F.: INTRODUCTION HISTORY OF HUNGARIAN PARTRIDGE (*Perdix perdix* L.) INTO THE NORTH AMERICAN CONTINENT. *Hungarian Small Game Bulletin* **13**: 267–287. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2017.267>

The grey partridge (*Perdix perdix*), which is also known as the English partridge, Hungarian partridge, or hun, is a western Palearctic species. Its native range includes Europe and Asia, and it has been introduced widely into Canada, the United States, South Africa, Australia, and New Zealand (unsuccessfully in the latter 3 territories). In this paper, we provide a comprehensive historical summary of the introduction of this game bird species into the United States and Canada.

Richard Bache, the son-in-law of Benjamin Franklin, attempted to introduce the grey partridge to North America in the state of New Jersey in 1790s. Many more introduction attempts were initiated in the eastern United States at the end of the nineteenth and the beginning of the twentieth century; few of these attempts had lasting success. Subsequently, new and successful attempts to establish partridge populations were implemented in the northwestern United States and the prairie regions of America and Canada (Alberta), especially during the years prior to World War I.

New populations were also established in the Great Lakes Region and in the Maritime provinces of Prince Edward Island, New Brunswick, and Nova Scotia. Grey partridge populations currently exist in four distinct North American regions: the Pacific Northwest, the Great Plains, the Great Lakes, and the Canadian Maritimes. This paper also analyses the population trends and range changes of this game bird species in the aforementioned regions.

**KULCSZAVAK:** fogoly, *Perdix perdix*, betelepítés, Kanada, Amerikai Egyesült Államok  
**KEY WORDS:** Hungarian Partridge, *Perdix perdix*, introduction, Canada, United States of America

### 1. BEVEZETÉS

A vadbiológusok, vadgazdálkodók, vadászok körében többé-kevésbé közismert, hogy hazánk népszerű szárnyas apróvadfajait, a fácánt (*Phasianus colchicus* L.) és a szürke foglyot (*Perdix perdix* L.) (több más madár- és emlősfaj mellett) sikeresen honosították meg az észak-amerikai kontinensen. Az észak-amerikai szakirodalomban a hivatalos „Gray Partridge” elnevezés mellett „Hungarian Partridge”, „English Partridge” néven, a szakzsargonban (a Hungarian névből egyszerűsödve) csak „Hunkie” vagy „Hun” néven emlegetik. Az eredetileg eurázsiai elterjedésű fogoly meghonosításának történetéről ugyanakkor hazai információink meglehetősen hézagosak.

Magyar nyelven részletes ismertetés nem áll rendelkezésre, sőt, az észak-amerikai leírások sem nevezhetők teljesnek, és (mint látni fogjuk) az adatok egyezősége is több esetben kérdéses. Cikkünkben arra teszünk kísérletet, hogy a lehető legteljesebb összefoglalást adjuk a 'magyar fogoly' észak-amerikai betelepítésének történetéről.

Az 1980-as években a fogoly Észak-Amerikában 4 nagyobb, egymással jórészt össze nem függő területen fordult elő:

1. Csendes-óceáni partvidék északnyugati régiója (*Pacific Northwest*): Washington és Oregon államok keleti fele, Kalifornia északkeleti csücske, Nevada északi része, Utah északnyugati csücske, valamint Idaho déli fele. A fogoly elterjedési területe ebben az időszakban e régióban szűkül, eltűnt a kanadai Brit-Kolumbiából, és az elterjedési terület határain csökkenő egyedszámú populációi fordultak elő (MCCROW, 1982).

2. A préri-régió (*Great Plains Region*) a fogoly amerikai elterjedési területének legnagyobb kiterjedésű, összefüggő része (JOHNSGARD, 1973). A fogoly a kanadai Alberta és Saskatchewan tartományok déli és Manitoba délnyugati részétől kiterjedt az egyesült államokbeli Montana keleti kétharmadára, Wyoming délnyugati részére, Észak-Dakota egészére, Dél-Dakota északi részére, Minnesota déli és nyugati részére, valamint Iowa északnyugati felére (MCCROW, 1982).

3. A Nagy-tavak vidéke (*Great Lakes Area*) a fogoly elterjedési területének harmadik része. Itt a kanadai Ontario tartomány délkeleti részén, Québec legdélibb csücskén, valamint az Egyesült Államokban Wisconsin keleti, Michigan délkeleti, Illinois északkeleti részén, Indiana keleti, Ohio nyugati felében, valamint New York állam északkeleti felében fordult elő (MCCROW, 1982).

4. A legkeletibb elterjedési terület a kanadai Prince Edward-sziget, Nova Scotia tartományokra és New Brunswick déli részére terjedt ki (MCCROW, 1982).

A 2000-es évekre vonatkozóan a különböző ornitológiai egyesületek, szervezetek összefoglalói, évenkénti madárállomány-becslési beszámolóit, illetve a vadászati statisztikák szerint a fogoly jelenleg az alábbi államokban fordul elő az Amerikai Egyesült Államokban:

Iowa, Idaho, Illinois, Minnesota, Montana, Missouri, Észak-Dakota, Nevada, Nebraska, New York, Oregon, Dél-Dakota, Utah, Vermont, Washington, Wisconsin, Wyoming. Kanadában előfordul Brit-Kolumbia, Alberta, Saskatchewan, Manitoba, Ontario, Québec, Nova Scotia, Prince Edward-sziget tartományokban.

A magyar nyelvű, összefoglaló jellegű munkák általában néhány mondatban ismertetik a tényt, de a betelepítés történetéről részletesebb információval nem szolgálnak. NAGY (1971a) egy mondatban utal a fogoly betelepítésére, mely szerint „1908 és 1930 között Magyarországról és Csehországból több éven át nagy telepítési akció folyt az Egyesült Államok középső és déli (sic!) részébe, ahol a fogoly eredményesen honosult meg.” Gyakorlatilag ugyanezen mondattal utal egy másik szerző (NAGY, 1971b) a fogoly telepítésére. Kicsit bővebben, és az időtartamot illetően némileg eltérő adatokat közölve utal a telepítés kivitelezésére FARAGÓ (2002), aki szerint a XIX. század végétől az 1930-as évekig tart a telepítés Kanada és az Egyesült Államok területére, azzal a céllal, hogy a feltört préri területén a kipusztult préri tyúkok helyét betöltsék. Adatai szerint mintegy 300.000 foglyot telepítettek ezen időszakban a Kárpát-medence és Csehország területéről az észak-amerikai kontinensre. SZEDERJEI & STUDINKA (1957) a fenti adatokon túl megjegyzi, hogy a sok telepítési próbálkozás közül azok voltak sikeresek, melyek esetében a klimatikus viszonyok hasonlóak voltak a kárpát-medenceihez. Ugyanakkor jól sikerültek a telepítések olyan vidékeken is, ahol a téli középhőmérséklet lényegesen alacsonyabb, mint nálunk (Kanada déli tartományai), de



kevesebb a téli csapadék, a nyári középhőmérséklet és a csapadékviszonyok azonban hasonlóak a magyarországihoz.

A fogollyal foglalkozó monográfiák közül ki kell emelni POTTS (1986) művét. A fogoly elterjedésével kapcsolatban megjegyzi, hogy az egykori Osztrák-Magyar Monarchia területén régi tradíció volt a fogoly befogása és a nyugat-európai telepítési/visszatelepítési programok támogatása. Így nem meglepő, hogy az észak-amerikai telepítési kísérletek is ezekből az államokból származó madarakkal történtek. A szerző szerint a befogások ősszel, míg a kibocsátások tavasszal történtek.

A két világháború közötti időszakban nagy mennyiségben telepítettek Nyugat-Európába és Észak-Amerikába foglyot Csehszlovákia és Magyarország területéről NIETHAMMER (1963) szerint is. A szerző szerint az európai telepítések következtében az alfajok megkülönböztetése is kérdéses, és ez igaz az Észak-Amerikába telepített 300.000 európai fogoly esetében is.

## 2. KEZDETI TELEPÍTÉSI PRÓBÁLKOZÁSOK

A fogoly észak-amerikai betelepítésének egyik első dokumentálója OLDYS (1909). A 19. század végi és 20. század eleji betelepítések dokumentálása mellett tőle értesülünk a legelső telepítési kísérletről is, amit *RICHARD BACHE*, a feltaláló és politikus *BENJAMIN FRANKLIN* veje végzett a 18. század végén. Az első kísérlet a Delaware folyó déli partja mentén, a mai Beverly városka (*Burlington County*, New Jersey) környékén történt, ahol *BACHE* nagy számban fácánokat és foglyokat engedett szabadon. Bár ezt követően a kibocsátásokat időről időre megismételték *New Jersey* és *Virginia* gazdag földtulajdonosai, a kísérletek sikertelenek voltak.

A modern kori (20. századi) észak-amerikai betelepítések lehetőségét az 1900-ban elfogadott ún. Lacey Act teremtette meg, mely lehetővé tette a Mezőgazdasági Minisztérium (Department of Agriculture) számára, hogy engedélyezze idegenhonos madarak betelepítését az Amerikai Egyesült Államokba, honosítási, illetve szaporítási célzattal (*PALMER & OLDYS*, 1904). Az 1894-ben elfogadott, ún. Tariff Act megtiltotta vadmadarak tojásainak importját az Egyesült Államokba (a tudományos célokból történő importot kivéve), de ezt a rendelkezést 1902-ben feloldották. E két jogszabályi változás teremtette meg a korai, 20. század eleji, már részben az egyes államok hatóságai által szervezett betelepítéseket mind a fácán, mind a fogoly esetében (*PALMER & OLDYS*, 1904).

A zárttéri tenyésztés első kísérletéről is említést tesz *OLDYS* (1909). Egy részletesebb beszámoló szerint (*ANONYMUS* 1885a) 1879-ben, a New Jersey állambeli *Burlington* megye területén, Jobstown közelében lévő farmon létesítettek először tenyésztelepet a fácán és az „English Partridge”, valamint a virginiai fogasfüj (*Colinus virginianus*) és a nagy prérityúk (*Tympanuchus cupido*) számára. Az egyébként lótenyésztéséről elhíresült farmon (Rancocas Stud Farm) a tulajdonos Pierre Lorillard három, egyenként 100, 40 és 25 acre (1 acre = 4046,9 m<sup>2</sup>) nagyságú kertet létesített, ahol a tenyésztési kísérleteket végezték. Bár a fogoly első betelepített példányai (feltételezhetően paraziták, vagy ragadozók miatt) elpusztultak, a későbbi kísérletek olyan sikeresnek tűntek, hogy a bekerített területektől több mérföldre is találtak fészkelő párokat a következő évek során. A siker olyan biztosnak látszott, hogy egy másik szerző ugyane lapban már vadászklubok számára tenyésztett madarak tömegét vizionálta a farm kezdeti sikerei alapján (*ANONYMUS*, 1885b). Ugyanakkor *OLDYS* (1909) megállapítja, hogy a 20. század elején már semmi nyoma nem volt e madaraknak, tehát a tenyésztési kísérletet bízást nevezhetjük sikertelennek.

Bár a nevet illetően van némi zavar a korai forrásokban, OLDYS (1909) szerint az első sikeres telepítési kísérlet 1899-ben történt, amikor 24 pld-t hoztak Európából és a Virginia állambeli *Princess Ann County* területén található Lynnhaven egy magánfarmján helyezték el, tenyésztési célzattal. Ezt a vállalkozást később Essex County Montague nevű helységébe telepítették át, és 1906-ig folyamatosan, mindösszesen kb. 180 madarat telepítettek ide Európából.

1904-ben 192 foglyot engedtek szabadon Dél-Karolina állam Hilton Head szigetén. 1905-ben 20 pld-t helyeztek el egy tenyészetben ('preserve') Massachusetts államban, 91-et Észak-Karolinában. 1906-ban a korábban említett virginiai farmi telepítés ('vérfrissítés') mellett tenyésztőtelepekre helyeztek el madarakat New York, New Jersey, Pennsylvania, Észak-Karolina és Mississippi államokban. E kisebb mennyiségek mellett 1000 pld betelepítéséről Illinois állam, 200 pld betelepítéséről Kansas állam Vadvédelmi Hatósága hozott határozatot. Utóbbi két telepítés volt a legkorábbi betelepítés, amikor állami szervek határozták el és hajtották végre a fogoly betelepítését az adott állam területére. 1907-ben további 2500 pld, 1908-ban 12.000 pld, majd 1909-ben 27.000 pld betelepítése vált állami programmá az alábbi tagállamokban: Kalifornia, Connecticut, Delaware, Illinois, Indiana, Kansas, Nebraska, New Jersey és Washington (OLDYS, 1909).

**1. táblázat: Európai foglyok betelepítése Észak-Amerikába az 1900-as évek elején  
(OLDYS, 1909 nyomán)**

*Table 1: Introduction of European partridges in North America at the beginning of the 20th century (after OLDYS, 1909)*

Időszak <i>Period</i>	Nem ismert fajú fogoly <i>Unspecified</i>	Hungarian Partridge	Összesen <i>Total</i>
1900. július 1. – december 31.	315	200	515
1901	40	20	60
1902	4	62	66
1903	72	0	72
1904	23	228	251
1905	364	181	545
1906	311	2250	2561
1907	422	2556	2978
1908	957	11875	12832
1909	1665	27425	29090
Összesen/ <i>Total</i>	4173	44797	48970

A kezdetek dokumentálása miatt pótolhatatlan forrásnak tekinthető OLDYS (1909) az egyes amerikai államokba történő betelepítések körülményeit is leírja. Ez alapján a 20. század első évtizedében az alábbi államokba történt hivatalos, az állami vadvédelmi szolgálat által koordinált telepítés:

*Connecticut:* Az állam vadvédelmi hatósága 740 fogoly telepítéséről gondoskodott 1908 tavaszán és 10 páronként majdnem minden állambeli megyében bocsátott ki madarakat. 1909-ben további 2500 pld-t engedtek szabadon és a kezdeti megfigyelések sikeres szaporodási időszakról számoltak be.

*Delaware:* 1909-ben 10 páronként 100 pár foglyot bocsátottak ki az állam területén.

*Illinois:* Az 1906-ban történt első telepítés óta foglyok ezreit importálta az állam mind kibocsátásra, mind az állami tenyésztelep céljaira. Az első eredmények kétségesek.

*Indiana:* Az állami vadvédelmi hatóság megbízottja több ezer példát bocsátott ki az állam majdnem teljes területén. A beszámoló és a megfigyelések szerint a kibocsátott madarak a kibocsátóhely környékén maradtak.

*Kansas:* 1906-1909 között több száz foglyot bocsátottak ki az állam területére, de 1909 decemberében leadott jelentés szerint a madaraknak nincs nyoma.

*Nebraska:* 1907 végén a helyettes állami vadvédelmi biztos mintegy 250 foglyot bocsátott ki az állam területén elosztva, és 3 kibocsátási helyszín kivételével a madarak meglétéről számolnak be a források.

*New Jersey:* 1906-ban néhány pár foglyot bocsátottak ki, de az eredmény nem volt kielégítő. Ezért 1909-ben az állami halászati és vadászati szolgálat 800 példát foglyot bocsátott ki kis létszámú csapatokban, de a szaporodási siker nem volt olyan magas, mint az ugyanakkor kibocsátott 1353 példán esetében. A továbbiakban újabb fécán- és fogoly kibocsátásokat terveztek (4000, illetve 3000 példát) az állam területén.

OLDYS (1909) megjegyzi, hogy a telepítésre használt madarak nagyon változó arányban éltek túl a hosszú szállítás viszontagságait. 1906-ban például az Angliában behajózott 400 példából csak 50 példát értélve a Virginia állambeli Essex Park Vadfarm területére. Ugyanakkor egy Csehországból származó 300 példás szállítmányból csupán 5 példát pusztult el. 1901 februárjában 50 pár, Magyarországról származó foglyot hajóztak be Angliában a Mississippi állambeli Corinth irányába, melyből mindössze 42 madár érte el a célállomást. Március 20-án 31 példát engedtek szabadon, de az azévi gyenge táplálékviszonyok és a „húsvadászok” miatt majd valamennyi elpusztult a kibocsátás évében (PALMER & OLDYS, 1904).

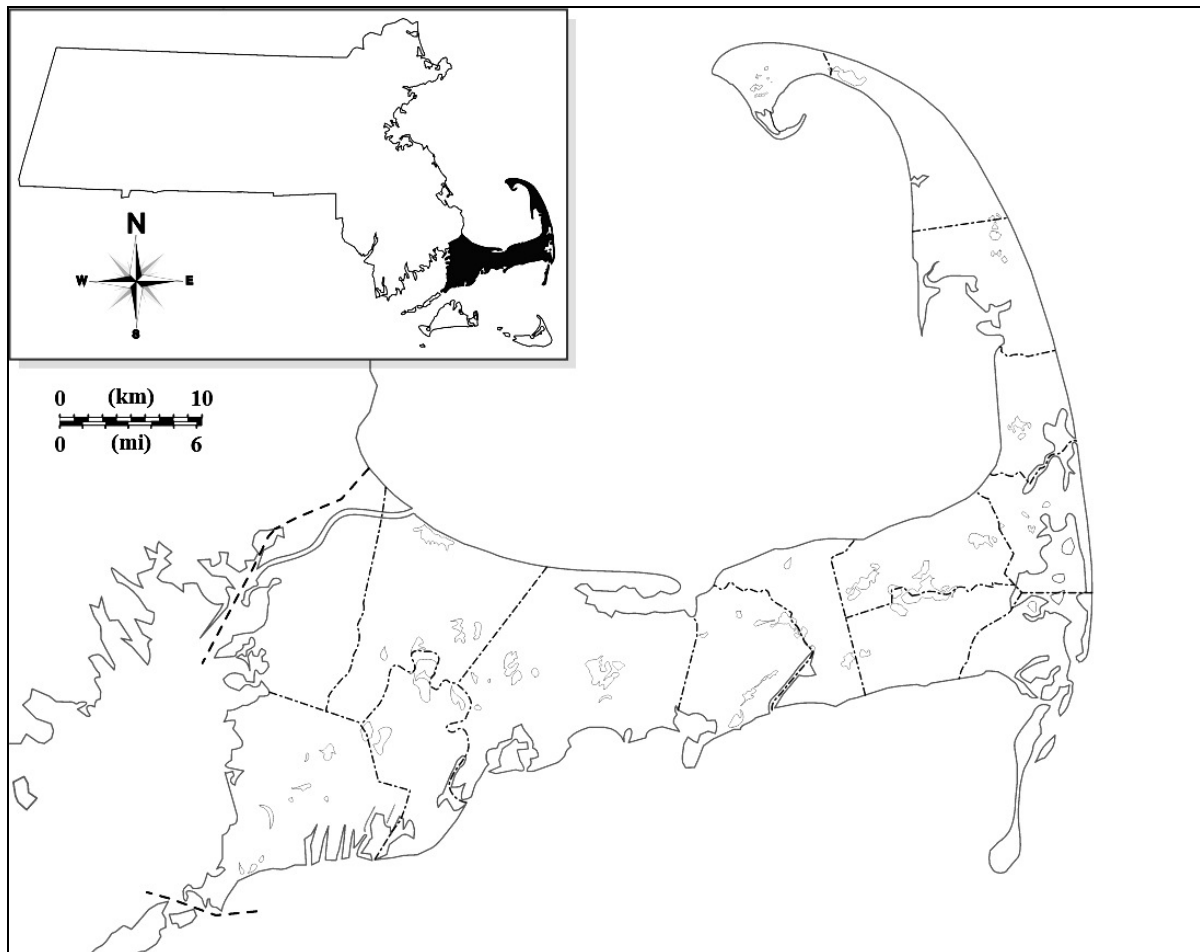
A legkorábbi tojásimportról PALMER & OLDYS (1904) számol be, mely szerint az 1902-ben történt jogszabályi engedélyezést követően 1903 áprilisában 100 fogolytojást szállítottak Virginia államba. A tojások közül egy sem kelt ki.

Az OLDYS (1909) által említett legkorábbi telepítési kísérletet több szerző is megemlíti, de az azt követő adatokban vannak eltérések. PHILLIPS (1928) szerint még a Rancocas Stud Farm 1879-es próbálkozása előtt, 1877-ben történt kibocsátási kísérlet Kaliforniában, de további eredmény nélkül.

Az 1880-as évek elején Massachusetts állam délkeleti részén, Cape Cod félsziget (**1. ábra**) déli partjainál tett kísérletet a fogoly megtelepítésére *Charles B. Cory*, korának híres ornitológusa, de fellelhető eredmény nélkül (PHILLIPS, 1928). (*Cape Cod az amerikaiak „Vereckei-hágója”, itt kötött ki a Mayflower az angol puritánok egy csoportjával 1620-ban először az amerikai kontinensen.*) Ugyanő, Cory kísérletezett 1909 körül a fogoly megtelepítésével (2 csapatban) Wenham (Essex megye, Massachusetts) vidékén, mely madarak PHILLIPS (1928) szerint néhány évig megtalálhatók voltak a környéken, de soha nem szaporodtak.

Egy korai, 1900 előtti Massachusetts állambeli telepítésről beszámol YEATTER (1934) is, feltételezhetően az előbb említett Cory-féle kísérletet ismeri ő is. Emellett említést tesz (közelebbi információk közlése nélkül) egy-egy New Jersey, illetve Virginia állambeli korai kísérletről is.

Észak-Karolinában High Point környékén, George Gould vadászfarmjára 1904-ben telepítettek foglyot, és 'egy ideig' meg is voltak. Megmaradásuk érdekében homoki babot ('Cowpea', *Vigna sinensis*) is ültettek a farmon (PHILLIPS, 1928).



1. ábra: Cape Cod elhelyezkedése Massachusetts állam területén (forrás:Wikipédia)

*Figure 1: Cape Cod 'Fishhook' in the territory of Massachusetts (from Wikipedia)*

A keleti államokban a Maine állambeli Portlandtól és New York állam északi részétől kezdődően Dél-Karolina, Georgia, Florida és Mississippi állam területén egyaránt voltak korai próbálkozások a fogoly megtelepítésére. Connecticut, Pennsylvania és New Jersey területén nagy példányszámú telepítések történtek, és legalábbis az elején, elfogadható eredményekkel. Néhány helyen a madarak költöttek már az első szezonban, és néhány másik helyen, például a Connecticut Valley területén, 8-10 éven át számottevő mennyiségben fordultak elő. Később azonban eltűntek, nagyjából 1915-1920 között. 1928 körül e telepítésekből csupán a pennsylvániai Lehigh County területén, valamint New York állam északkeleti részén, Ontario tartomány (Kanada) határvidékén voltak megtalálhatók (PHILLIPS, 1928).

**Pennsylvania** területére 1926-1940 között több mint 34.000 foglyot telepítettek, és az első időszakban a telepítés sikeresnek tűnt, olyannyira, hogy 1939-től a fogoly vadászatát is engedélyezték, de a '40-es évek végétől a fogolyállomány fokozatosan csökkent, majd eltűnt az állam területéről.

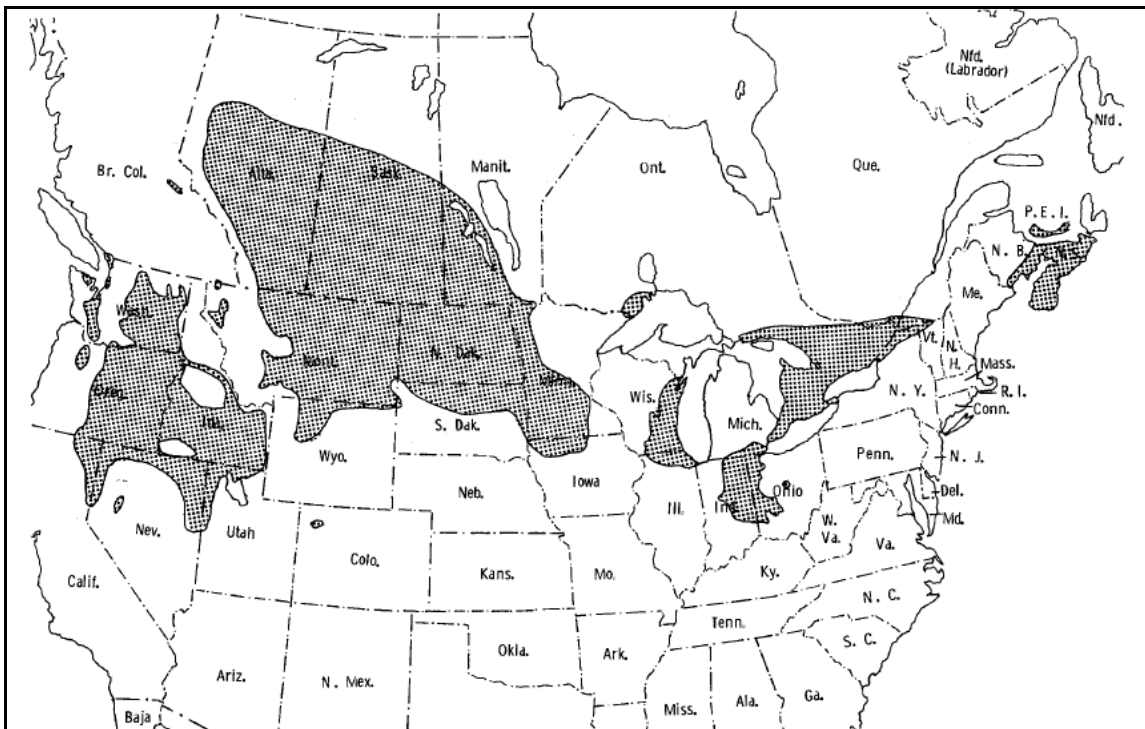
Ugyancsak a korai források közé sorolható EATON (1910) is, aki a fogoly New York államba történt 1909 tavaszi betelepítéséről számol be, megjegyezve, hogy reményei szerint néhány éven belül akklimatizálódni fog. Ekkor a fácán (English pheasant és Ring-necked pheasant néven) már több területen meghonosítottnak számít az állam területén.

### 3. SIKERES TELEPÍTÉSEK TÖRTÉNETE

A jelenlegi ismert elterjedési területen fekvő államokban az alábbiakat tudjuk a telepítési kísérletekről és azok sikerességéről:

#### 3.1. CSENDES-ÓCEÁNI PARTVIDÉK ÉSZAKNYUGATI RÉGIÓ (*PACIFIC NORTHWEST*)

A nyugati partvidékre az első telepítés PHILLIPS (1928) szerint **Kalifornia** államba történt 1877-ben. Ezt követően Kaliforniában 1907 és 1912 között az állam több mint 3.500 foglyot vásárolt telepítési céllal, melyből mintegy 1.000 pld tenyészteléről származott (YOCOM, 1943). OLDYS (1909) szerint 1908-ban 200 pld, 1909-ben kb. 1600 pld fogoly került betelepítésre számos kaliforniai megye területére, mind a síkvidékekre, mind a kisebb hegyvidékek völgyeibe, akár több ezer láb tengerszint feletti magasságban (1 láb: 30,48 cm). Az 1908-as telepítés következményeként fiatal madarak csapatairól 9 megyéből érkezett bejelentés. A későbbiekben azonban a kaliforniai telepítésekből származó madarak eltűntek, MCCROWN (1982) és EVENS (2005) egyaránt a telepítések későbbi teljes sikertelenségéről számol be. Bár JOHNSGARD (1973) térképe szerint (**2. ábra**) a fogoly Kalifornia északkeleti csücskében előfordul, a jelenlegi adatok szerint a fogoly nem él az állam területén.



2. ábra: A fogoly elterjedése az 1970-es évek elején Észak-Amerikában (JOHNSGARD, 1973)

Figure 2: Distribution of Gray Partridge in North America in the 1970s (JOHNSGARD, 1973)

**Washington** államban YOCOM (1943) szerint 1897-ben történt az első telepítési próbálkozás. Ez ugyan sikertelen volt, de ezt követően a fogoly 1906 és 1915 között az állam keleti felében, elsősorban a gabonatermesztő területeken, valamint az alacsony fűvű préken sikeresen megtelepedett. Ugyancsak telepítések történtek 1907-től kezdődően az állam nyugati, csapadékosabb, hűvösebb régióiban is, de itt már kevesebb sikerrel. Bár YOCOM

(1943) megjegyzi, hogy izolált, elszigetelt populációik fenn tudtak maradni. 1907-1909 között több mint 2.000 fogoly került kibocsátásra az állam területén, főként a megyei vadászati megbízottak által. Egy 1909 végéről származó beszámoló szerint különösen az állam északi határa mentén a fogoly épp olyan gyakori, mint a fácán (OLDYS, 1909).

1900-ban 97 madarat importáltak és engedtek szabadon **Oregon** államban, *Willamette Valley* területén, ahol néhány évvel korábban a fácán meghonosítása is sikerrel járt (OLDYS 1909). Egy korábbi forrásból az is kiderül, hogy a kiadott engedély 300 pld behozatalára szólt, de a hosszú (16 napos) és viszontagságos hajútut csak 97 pld élte túl, melyeket 4 csapatban helyeztek ki a völgy területére, ahol az első költés sikeresnek bizonyult (PALMER & OLDYS, 1904). Ugyanezen kibocsátásra vonatkozóan COATS (1951) 100 pár kiengedéséről számol be, és megjegyzi, hogy a madarakat *Willamette Valley* számos pontján, köztük 'Albany mellett' engedték szabadon. A kibocsátás második szakasza 1911 és 1914 között történt, amikor 1911-12-ben 120 párat, majd 1913-14 telén 1314 pld-t engedtek szabadon az állam számos megyéjében, elsősorban a keleti és nyugati oldalon. 48 párat 1914 tavaszán *Umatilla* megye területén, az állam északi részén bocsátottak ki (COATS, 1951). A telepítés következő szakasza 1924-1934 között ment végbe. Ekkor már jórészt tenyésztett madarak kibocsátásával foglalkoztak. A törzsállomány a korábbi sikeres telepítésekből származó, szabadterületről, közelebbről *Umatilla* megyéből befogott madaraktól származott. Évente több száz tenyésztett madarat engedtek szabadon, és 1934-ben az állam keleti és középső részében, a Cascade-hegységtől keletre a programot nagyon sikeresnek értékelték (COATS, 1951, MCCROW, 1982). Napjainkban a fogoly vadászható Oregonban, 1990-2005 között évente átlagosan 10.389 pld került terítékre, bár a vadászata iránti érdeklődés elmarad a fácáné mögött (OFWC 2005).

**Idaho** államban az első foglyok feltételezhetően a Washington állam 3 keleti megyéjéből bevándorolt madaraktól kerültek ki az 1914-16-ban végzett telepítést követően. Az első célzott telepítések Idahóban 1922-ben folytak, majd az 1930-as évek elején az Oregonban végzett telepítéseket követően jelent meg a fogoly Idaho délnyugati részén is (RATTI & GIUDICE 2001). MCCROW (1982) szerint 1922-25 között, főként Angliából, 1.351 pld foglyot vásárolt a Fish and Game Commission, és Idaho déli részén bocsátották ki a madarakat. E mellett 1941-1964 között több alkalommal fogtak be északon foglyot, és az állam déli megyéibe telepítették, de ezek a próbálkozások nem minden esetben voltak sikeresek. PORTER (1955) szerint 1939-1942 között 924 foglyot telepítettek az állam délkeleti részébe, elsősorban *Bear Lake* megyébe.

**Brit Kolumbia** kanadai tartományba először 1904-ben telepítették be a foglyot, 57 pld-t Fraser Valley területén „és egyéb helyeken” (OLDYS, 1909). Más forrásokból megtudjuk, hogy a tartomány déli részébe, valamint Vancouver szigetére is történtek kibocsátások, illetve a Washington állambeli telepítésekből származó madarak is bevándoroltak a tartomány területére elsősorban a folyóvölgyek mentén (PHILLIPS, 1928, YOCOM, 1943). Az 1970-es években azonban a foglyot gyakorlatilag kipusztultnak tekintették a tartomány területéről (JOHNSGARD, 1973). Frissebb adatok szerint néhány, közvetlenül Washington állammal szomszédos megyében, illetve a tartomány keleti felében a fogoly néhány helyen előfordul fészkelőként Brit Kolumbiában (STARZOMSKI, 2005).

**Nevada** államban az első telepítési kísérlet a déli, Kaliforniával szomszédos *Nye* megyében történt 1923-ban (GULLION & CHRISTENSEN, 1957) szerint. Ennek ellenére LINDSDALE (1951) még nem tud a faj jelenlétéről Nevadában, az első beszámolót MARSHALL & ACORN (1952) közli a faj előfordulásáról. E szerzők szerint az állam északi részén fekvő *Humboldt* megyében, a vele szomszédos nyugati *Washoe* megyében, valamint a déli *Nye* megyében fordul elő. A további felmérések számos más megyében (*Churcill*, *Pershing*, *Eureka*, *Elko*, *White Pine* megyék, az állam északi és középső részein) is bizonyították a faj

előfordulását (GULLION & CHRISTENSEN, 1957). Az 1950-es években a fogoly a folyóvölgyek közeli cserjével, fűzzel borított területeken, illetve kaszálókon, legelőkön fordult elő. Napjainkban a fogoly az állam északi megyéiben viszonylag gyakori, bár a másik betelepített fogolyfajnál ritkábban előforduló, vadászható faj (TITUS, 2007).

**Utah** államban az első telepítési kísérlet 1912 tavaszán történt, mely madarak (mintegy 120 pld) 1911 novemberében érkeztek Európából (PORTER, 1955). A madarakat 7 megyében engedték szabadon, de semmilyen adat nem maradt fent a madarak korát, ivararányát, kondícióját illetően. Az első két évben az állam középső részén található *Sevier, Utah, Salt Lake* és *Toolele* megyéiben a madarak fellelhetőek voltak (PORTER, 1955). További telepítés 1923-ban *Utah* és *Uintah* megyékben történt, ahová összesen 400 madarat engedett szabadon a State Fish and Game Department. E madaraból 1928-ban csupán két kisebb csapat maradt életben (PORTER, 1955). Ezt követően csak kisebb, főként magánakcióknak tekinthető telepítések történtek, melyekről 1940-ben megállapították, hogy valamennyi sikertelen volt, azaz a korábbi telepítésekből sem maradt életben egyetlen populáció sem (PORTER, 1955).

Az államban élő fogolypopulációk egyértelműen az Idaho államban történt telepítésekből származnak, elsősorban a *Snake River* vízgyűjtő területe irányából. Az Idaho déli részén történt telepítéseket követően (1941-42 telén 150 madarat engedtek szabadon *Bear Lake* megyében, Montpelier város környékén) 3 évvel fogolycsapatok tűntek fel Randolph városka, *Rich* megye székhelye közelében. A távolságok alapján ez évente 12,1-17,7 km-es terjeszkedést jelent (MCCROW, 1982, PORTER, 1955). A terjeszkedéshez a fogolycsapatok a folyóvölgyeket, illetve a környező szántókat, természetes gyepeket, lucernaföldeket használták fel (PORTER, 1955). A Utah állam északi megyéinél délebbre történő terjeszkedést a Nagy Sós-tó (Great Salt Lake) és a környező sivatag megakadályozta. A fogoly Utah állam északi megyéiben leggyakrabban 1.524-1.830 m tengerszint feletti magasságú fennsíkokon, hűvös, száraz klímájú nyári, és magas hótakaróval járó téli időjárási körülmények között fordul elő (PORTER, 1955).

### 3.2. A PRÉRI-RÉGIÓ (*GREAT PLAINS AREA*)

A legsikeresebb telepítési kísérlet Kanada **Alberta** tartományában, Calgary mellett történt. 1908. április 20-án, november 16-án és december 10-én vadászok telepítettek kb. 70 párat egy viszonylag kis területre, délre és keletre Calgary városától. Ezt követően 1909. április 20-án, 21-én és 22-én további párokat, mindösszesen 207 párat engedtek szabadon (PHILLIPS, 1928). Az első madarakat 15 mérföldre délre helyezték ki Calgarytól, majd 40 párt egy helyre, és további 30 párt nem messze ettől a helytől (High River és attól nyugatra), a további telepítések rendszerint 10 páronként történtek, és a madarak mindegyike Magyarországról származott (PHILLIPS, 1928). Kis idővel később a Northern Alberta Game and Fish Protection League 230 újonnan importált példányt engedett szabadon Alberta tartományban Edmonton városa mellett, de eddigre a Calgary környékén kibocsátott madarak elterjedése elérte Edmonton térségét (PHILLIPS, 1928, LEOPOLD, 1933, MCCROW, 1982). A két város légvonalban mért távolsága kb. 280 km. Alberta tartományban 1913-tól vadászati idenyt állapítottak meg a fogolyra, 5pld-os napi és 25 pld-os egyidejűleg birtokolható terítékkorláttal, melyet 1942-ben 20 pld/nap és 250 pld/birtokolható mennyiségre emeltek fel

1921 szeptemberében az Alberta tartománnyal szomszédos **Saskatchewan** tartományban, *Rutland* térségében egy farmer egy 15-20 pld-ból álló, általa nem ismert madárcsapatot figyelt meg egy búzaföld szélén, nagyjából 20 mérföldre a két tartomány határától. November elején egy elhullott példányt gyűjtött be ettől a helytől 3 mérföldre egy

telefonvezeték alól, a madár pusztulását feltételezhetőleg a vezetéknek történő repülés okozta. A Saskatchewan Egyetem által meghatározott madár európai fogolynak bizonyult (DEXTER, 1922). A Calgary térségében történt telepítés és a madár megtalálása között eltelt időt és a két hely távolságát figyelembe véve a fogolyállomány éves terjedési sebessége 28 mérföld volt (WEIGAND 1977, 1980)! Bár a tartományban soha nem történt telepítés, az Alberta felől betelepített fogolyra 1927 óta vadászati idény létezik Saskatchewan tartományban (MCCROW, 1982).

A Saskatchewan tartománnyal keletről szomszédos **Manitoba** területén 1924ben 40 pár foglyot engedtek szabadon, mely madarakat New York államból vásárolták. További 45 párat Alberta tartományból hoztak és 1925 januárjában bocsátották ki (PHILLIPS, 1928). A Manitoba tartományban élő fogolyállomány azonban zömmel az Alberta tartományban történt telepítések keletre terjedéséből alakult ki (LEOPOLD, 1933, MCCROW, 1982).

**Montana** államban az első telepítés 1922. május elején történt, amikor kb. 1.000 pld, Európából származó madarat engedtek szabadon az állam 54 megyéjéből 45 megyében (WEIGAND, 1977). HOLLAND (cit. PHILLIPS, 1928) 1.600 madár telepítéséről számol be. További 2.000 pld-bocsátottak szabadon 1923-ban, és 1924-ban a foglyot az állam minden területén gyakori madárként írták le. 1925-ben további 2.000 pld-t, 1926-ban 1.000 pld-t, és minimum 600 pld-t 1926-ban telepítettek az állam területére. Az Európából behozott madarak jórészt Magyarországról és Csehszlovákiából származtak. 1929-ben tenyésztelepet is létrehoztak Warm Springs területén (*Deer Lodge* megye) a fogoly számára, de mivel az első kísérletek nem voltak sikeresek, évente 10 pár szabadból befogott madárral erősítették a törzsállományt. A farm utolsó működési évében, 1933-ban összesen 54 itt tenyésztett foglyot bocsátottak szabadon 3 megye területén (WEIGAND, 1977). *Teton* megye területén a gazdák már 1927-ben vadászidényt követeltek a fogoly számára, mert a gabonatermésben károkat okozott. 1929-től vadászati idényt vezettek be az államban a fogolyra, és 7 kíméleti év kivételével (1937-39, 1946-48 és 1950) gyakorlatilag folyamatos a fogoly vadászata. A montanai telepítések mellett a fogolyállomány megerősödésében szintén szerepet játszott az albertai hihetetlen sikerességű kibocsátás, illetve az onnan terjedő populációk megtelepedése is (JOHNSGARD, 1973).

**Wyoming** államba történő telepítési kísérletekről nem lelhetők fel adatok (MCCROW, 1982). Ugyanakkor az állam északnyugati részén a fogoly elterjedt faj, feltételezhetően a Montana állambeli telepítésekből származóan (JOHNSGARD, 1973).

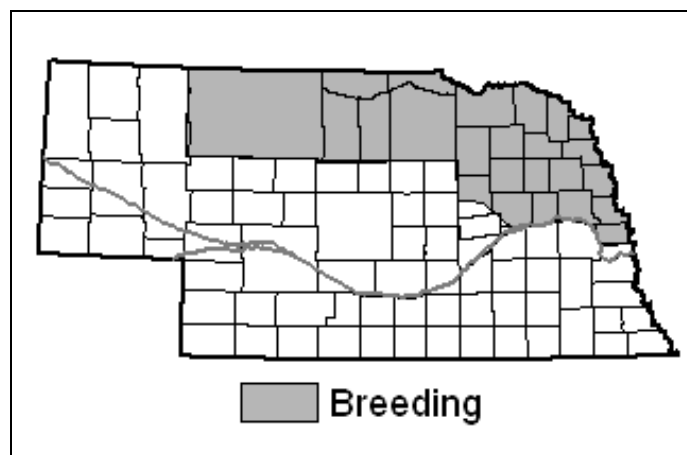
**Észak-Dakota** területére 1915-ben telepítettek magánemberek egyes források szerint 40 pld, mások szerint 50 pár foglyot (MCCROWN, 1982). Az első vad foglyokat 1923-ban figyelték meg az állam északnyugati megyéinek területén, ezek a madarak szintén a nagyon sikeres kanadai telepítésekből származhattak. 1924-1934 között több mint 7.500 foglyot telepítettek az állam megyéibe, és a telepítési programok sikerességét jelzi, hogy 1934-től vadászati szezonot vezettek be a fogolyra (MCCROW, 1982, JOHNSGARD, 1973). A legmagasabb állománylétszámot a '40-es évekre teszik a szakemberek, de a fogoly ma is jelentős, bár alacsony denzitású szárnyasvad-faj az állam területén. Az 1960-as évektől egészen az 1990-es évek elejéig a felmérések szerint (IGL *et al.*, 2006) állománya növekvő tendenciát mutatott, azóta azonban kismértékű csökkenést tapasztalnak az állomány-monitoring során. Vadászati idénye szeptember 9-től január 7-ig tart (LINK1).

**Dél-Dakotában** 1923-41 között több mint 3.000 fogoly betelepítése történt meg, elsősorban az állam északkeleti részébe. Az első vadászati idényt 1937-ben hirdették meg az állam két északkeleti megyéjében (MCCROWN, 1982). Míg 1978-ban közel 70.000 pld volt az éves teríték az állam területén (SMITH *et al.*, 1982), addig a legutóbbi vadászidényben (2016/17) mindössze 10.325 pld került terítékre (LINK2).



**Minnesota** államban az első telepítési kísérletet a *Hennepin* megyei 'Sportmans's Club' végezte az 1920-as évek elején (MCCROW, 1982). Magánemberek, illetve állami szervezetek 1926-1930 között mintegy 13.215 példány foglyot telepítettek az állam területére, nagyjából fele-fele arányban (LEOPOLD, 1931). A sikeres telepítések következtében a fogoly az állam nyugati és déli részén elterülő mezőgazdasági művelés alatt álló területeken gyakori fajjává vált, olyannyira, hogy 1939-től vadászati idényt állapítottak meg rá. A sikeres telepítések mellett a környező államok (Észak- és Dél-Dakota, Iowa) telepítéseiből származó madarak is hozzájárultak a fogolyállomány megerősödéséhez. Ebben az államban is azt tapasztalták, hogy a fácánállomány megerősödésével visszaesett a fogolyállomány létszáma az 1950-es és '60-as években, majd a fácánállomány visszaesésével a fogolyállomány növekedése következett be az 1970-es években (MCCROW, 1982). Az 1980-as évek magas állománylétszámához képest a fogolyállomány 2011-re a harmadára esett vissza a felmérések szerint (HAROLDSON, 2011), és a csökkenés továbbra is drasztikusnak tekinthető (MESSINGER & DAVROS, 2017).

**Nebraska** államban az OLDYS (1909) által említett 1907-es telepítés után a következő telepítési kísérletek 1925-26-ban történtek, de minden eredmény nélkül. A jelenleg Nebraska állam területén (északi megyéiben) élő populáció minden bizonnyal a dél-dakotai és iowai telepítésekből származik. Az első beszámolókat madarunk észkeléséről a legészakibb *Boyd*, *Holt* és *Knox* megyékből érkeztek, és a madarak származása egyértelműen Dél-Dakota állam volt (SHARPE *et al.*, 2001). Az 1980-as évektől kezdődően Nevada állam mind több megyéjéből számoltak be szórványos észkeléséről, és jelenleg az állam észak-keleti megyéiből 24 megyében ismert (helyenként csak szórványos) észkelése (3. ábra). Platte megyétől kezdődően az elterjedés déli határa az állam legjelentősebb folyója, a Platte folyó (LINK 3).

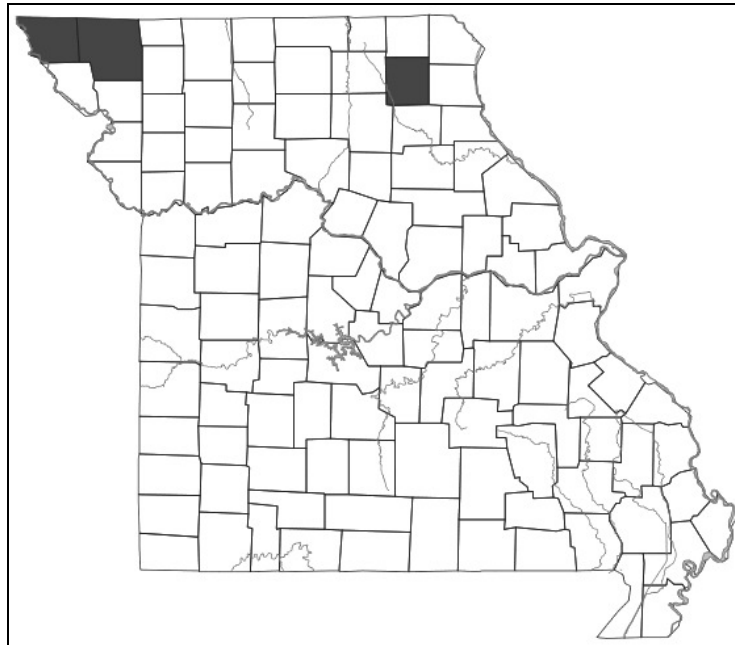


**3. ábra: A fogoly elterjedése Nebraskában (LINK 3)**

*Figure 3: Current distribution of Gray partridge in the State of Nebraska (LINK3)*

**Missouri** államban a fogoly ritka vendég, elsősorban Iowa állam déli részéről érkeznek (valószínűleg nem tartósan) példányok az állam területére. Missouri állam területén dokumentáltan első alkalommal csak 1987-ben vagy 1988-ban fordult elő, az állam északnyugati csücskében (50-75 példányt figyeltek meg 1988 őszén). A legnagyobb, 20 példányból álló csapatot *Holt* megyében, a *Riverback State Forest* területén figyelték meg. Emellett feltűntek egyes példányai egyéb északnyugati megyékben is (*Atchinson*, *Nodaway*, *Dekalb* megyék) ebben az időszakban (ROBBINS & EASTERLA, 1992).

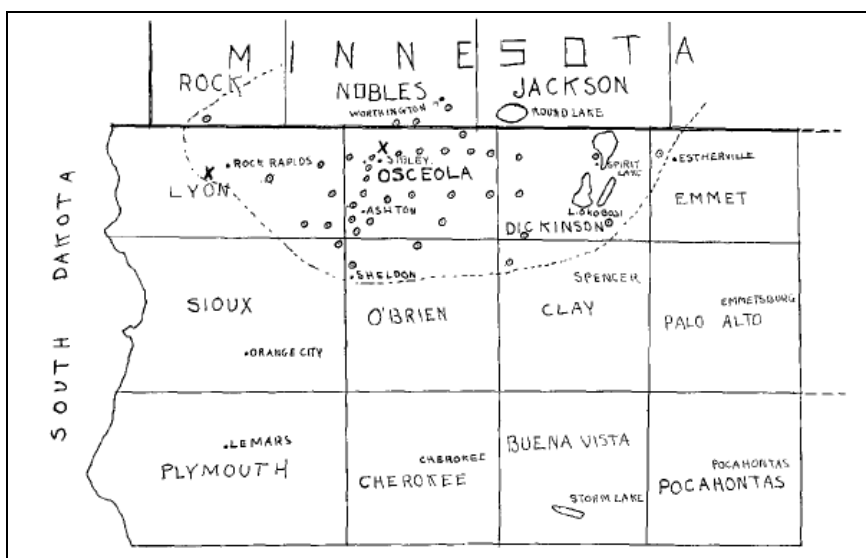
Ugyanakkor a Missouri Department of Conservation (LINK4) szerint a fogoly Missouri állambeli jelenlegi előfordulása csak hipotetikus, bizonyító példány nélküli megfigyelései 3 megyéből (*Nodaway*, *Atchinson* és *Knox*) vannak (4. ábra).



4. ábra: A fogoly elterjedése Missouri állam megyéiben (LINK4)

Figure 4: Gray Partridge distribution in Missouri (LINK4)

Iowa állam területén az első telepítések 1910-ben történtek, de sem a pontos helyszínek, sem a szabadon bocsátott madarak száma nem került feljegyzésre. Mindössze annyit tudunk, hogy az állam északi részének középső megyéiben voltak kibocsátások (McCROW, 1982). Az első dokumentált telepítések 1913 tavaszán történtek. A legészakibb megyék közül *Osceola* megyében, Sibley településtől néhány mérföldre északra, illetve a szomszédos *Lyon* megyében, Rock Rapids település mellett engedett szabadon 12-12 párat Fred Brown, állami vadőr (SPIKER, 1929). A további, tervezett telepítéseket az I. világháború kitörése megakadályozta, de ennek ellenére 1929-re az első telepítésből származó madarak már 7 Iowa-állambeli, és 3 Minnesota-állambeli megyében előfordultak (5. ábra).



5. ábra: A fogoly elterjedése Iowa északi és Minnesota déli megyéiben 1929-ben (SPIKER 1929)

Figure 5: Map of northwest Iowa and a portion of southwest Minnesota, to show the 1929' range of Gray partridge (Spiker 1929)

1969-72 között újabb telepítések történtek az államban, összesen mintegy 1.455 madarat engedtek szabadon Cass és a szomszédos Shelby megyékben, az állam délkeleti részén (LEVEL, 2005). Az első vadászati szezon 1938-ban nyílt meg a fogoly elejtésére, és a fácánállomány drasztikus csökkenése egészen az 1980-as évekig a fogolyállomány növekedését eredményezte Iowa északi megyéiben (MCCROW, 1982).



6. ábra: A fogoly (*Perdix perdix*) legfrissebb (2017) elterjedése a kontinens nyugati felén (KNETTER *et al.*, 2017)

Figure 6: Current distribution of Gray Partridge in the western part of the North American continent (KNETTER *et al.*, 2017)

**Kansas** államban 1906-ban történt az első telepítési próbálkozás (PHILLIPS, 1928), de érdemi eredmény nélkül. 1996 áprilisában 3 pld foglyot figyeltek meg Washington megyében, Nebraska déli határától 10 km-re Kansas államban (APPLEGATE, 1996). A madarak feltételezhetően Nebraska felől érkezhettek, de további sorsukról nincs információ. A fogoly ma nem szerepel Kansas állam madarainak listáján, és a legfrissebb elterjedési térképek sem tartalmazzák az állam területét (6. ábra).

### 3.3. A NAGY-TAVAK VIDÉKE (*GREAT LAKES AREA*)

**New York** államban az első próbálkozások (EATON, 1910) szerint 'számos helyen' 1909-ben történtek. Az első jól dokumentált kieresztések azonban Batavia környékén, *Genesee County* területén voltak 1917-ben. Az itteni próbálkozásból megmaradt madarak költöttek, és nagyjából 1940-ig megtalálhatók voltak a környéken (BUMP, 1941). A tervezett telepítések elsősorban 1927-1932 között történtek, főként az akkori Csehszlovákia területéről. Az állam teljes területére mindösszesen 27.750 madarat engedtek szabadon ebben az időszakban, de BUMP (1941) szerint a madarak jelentős része csak 'közepes kondícióban'

volt. A sikertelenség miatt az államilag szervezett telepítési programot 1932-ben leállították. A sikeres telepítések következtében, elsősorban a Szt. Lőrinc folyó völgyében és az Ontario-tó keleti felén egy 8.000 km<sup>2</sup>-es területen vált elterjedté a fogoly. A sikeres megtelepedés feltételei az alábbiak voltak: mészkő alapközetű talaj, a gabonafélék magas részaránya a termesztett növények között, száraz tavasz és nyárelő, megfelelő takarás a fészkelési szezonban, alacsony vadászati nyomás és a fácán, mint konkurens faj alacsony állománynagysága (WILSON, 1959, cit. MCCROW, 1982).

**Indiana** államba 1907 és 1910 között mintegy 12.000 pld foglyot telepítettek be (OLDYS, 1909, LEOPOLD, 1931). Az 1930-as évek száraz, aszályos időszakában az állomány gyarapodott, majd a fészkelési lehetőségek csökkenése (modern, intenzív mezőgazdaság hatásai) miatt az állomány felmorzsolódott. Az 1980-as évek közepén (KELLER *et al.*, 1986) a 'valószínűleg kipusztult' kategóriában tartották nyilván az állam területén, és a legfrissebb források (WHITAKER *et al.*, 2012) is az 1980-as évekre teszik a faj kipusztulását az állam területéről. Ugyanakkor farmokon a tenyésztett madárra szerveznek vadászatokat az államban.

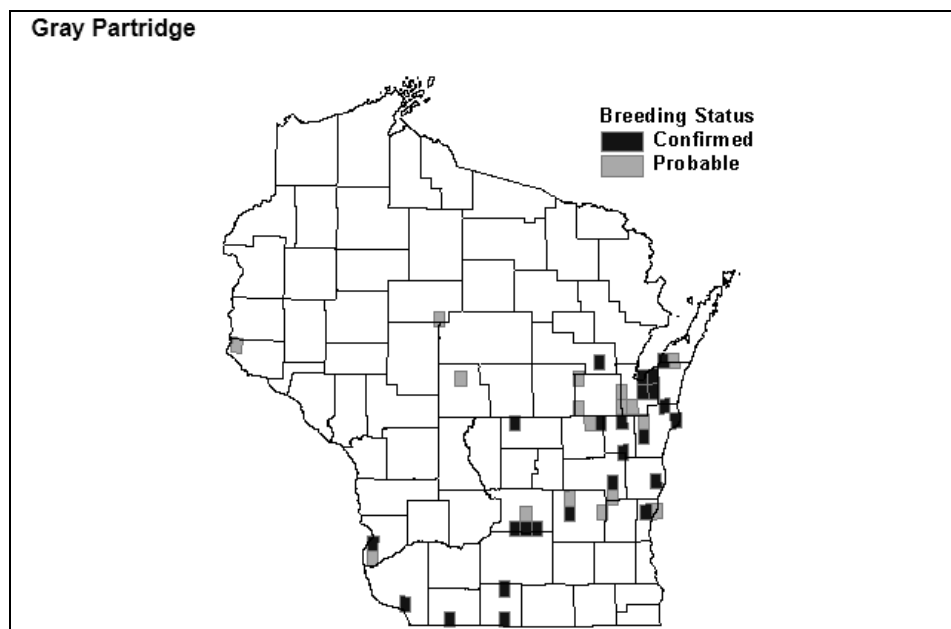
**Ohio** államban 1909-1940 között 17.420 pld foglyot importáltak és bocsátottak szabadon (WESTERSKOV 1956). 1909-től 1916-ig mintegy 2.000 madár került kibocsátásra 'szinte valamennyi megyében az állam területén', majd az I. világháború miatt leállt telepítések 1924-1930 között további mintegy 7.000 fogoly behozatalával folytatódtak (WESTERSKOV, 1956). LEOPOLD (1931) ugyanakkor 1930-ig mintegy 5.300 fogoly betelepítéséről számol be az állam területén. 1932-1940 között további 8420 foglyot telepítettek Ohio állam területére (WESTERSKOV, 1956). Vadászati szezont először 1917-ben állapítottak meg a fogolyra (20 napot), mely az elkövetkezendő években 11-23 nap között változott. Az éves fogolyteríték 1940-1947 között 47.457 pld-ról 10.163 pld-ra csökkent. A legmagasabb állománylétszámot az 1930-as években (tavaszi törzsállomány) 100.000 pld-ra becsülték. Az állomány drasztikus csökkenése miatt 1947-től a fogoly védett fajjá vált az állam területén (WESTERSKOV, 1956). A csökkenés okaként a fácánállománnyal való kompetíciót, a nagyterületű farmok terjedését és a kedvezőtlen ökológiai körülményeket említették az állománycsökkenés időszakában (MCCROWN, 1982). Azt LEOPOLD (1931) is megjegyzi, hogy a telepítési tapasztalatok szerint a fácán és a fogoly nehezen férnek meg együtt, a legjobb fácános élőhelyek nem kedvezőek a fogoly számára, s ugyanez igaz fordítva is. A fogoly jelenleg nem fordul elő Ohio államban.

**Michigan** államban JOHNSGARD (1973) szerint az első telepítési kísérletek 1911-ben történtek. Bár 1911 és 1930 között mintegy 2.000 madarat bocsátottak szabadon az állam területén (MCCROWN, 1982), ezek sikertelen próbálkozások voltak. Ugyanakkor Ohio és Indiana államokból az ottani telepítések következményeként a fogoly megjelent Michigan állam délkeleti felében. Leopold (1931) jobbra magánjellegű kísérletekről számol be az 1920-as évek végéről, amikor mintegy 1.000 pld telepítésével próbálkoztak az állam területén. A legelső telepítési kísérletekről DALE (1943) számol be, aki szerint a Huron-tó Saginaw-öböl menti területein, *Saginaw* és *Clare* megyékben, valamint *Pontiac* város környékén *W. B. Mershon* kísérletezett a fogoly meghonosításával. A Bay Port területén kibocsátott 16 pár fogoly a következő évre a telepítő Mershon szerint mintegy 200 pld-ra szaporodott (?), de ezt követően eltűntek a területről (DALE 1943). A Pontiac városa melletti telepítés sikerét a 60 pld-ra növekvő állomány jelentette, de Detroitból érkező hús vadászok kiirtották a madarakat. A többszöri, ismeretlen eredetű és sikerességű magántelepítéseket követően az állomány megerősödését DALE (1943) szerint is a szomszédos államokból érkező bevándorlás segítette. A legmagasabb állománysűrűséget LEOPOLD (1931) és DALE (1943) szerint is az 1930-as években érte el a fogoly, amikor 7,0 acre/fogoly (1 acre kb. 0,405 ha) értékre becsülték az állománysűrűséget *Lenawee* megyében (LEOPOLD, 1931). Az 1930-as évek elejére jellemző szárazabb tavaszi és nyári időjárás egyértelműen

kedvezett a fogolynak, míg a későbbi csapadékos nyarak következtében jelentősen visszaesett az állománya (DALE, 1943, MCCROWN, 1982). Jelenleg a fogoly nem él az állam területén.

**Illinois** államban az első telepítés, mintegy 12.000 madár kibocsátásával, 1906-1927 között történt (LEOPOLD, 1931), az állam legészakkeletibb megyéiben, ahonnan mind nyugati, mind déli irányban terjeszkedett (ANDERSON & DAVID, 1995). Az 1990-es évekre az állam északkeleti egynegyedét foglalta el, bár a terjeszkedés eredete feltehetően a sikeres Wisconsin állambeli telepítés volt (MCCROWN 1982). Az 1990-es évek elején végzett elemzés azt mutatta ki, hogy az állambeli vadászok szemében a fogoly járulékos apróvad, amelynek állománysűrűsége nem éri el a fácánét. Az évenkénti teríték az évenkénti összes 13.830 vadásznap alapján 1.404 fogoly volt átlagosan 1989-1993 között (ANDERSON & DAVID, 1995). Egy az 1960-as évek végén elvégzett vizsgálat szerint (FARRIS, 1970) a fogoly összefüggő területen fordult elő az állam északnyugati részén 16 megyére, illetve szigetszerűen 4 további megye területére kiterjedően.

**Wisconsin** államba az első foglyokat Gustav Pabst őrnagy telepítette, az állam délkeleti részén lévő *Waukesha* megyében található Ottawa városka környékén, 1908-ban. A telepítéseket (mindösszesen mintegy 5.000 pld-t) 1929-ig folytatta (MCCABE & HAWKINS, 1946). Wisconsin állam szinte valamennyi fogolytelepítése Pabst nevéhez fűződik, rajta kívül más magántelepítések mindösszesen kb. 1.500 pld-ra rúgtak 1946-ig, de a legsikeresebbek az Ottawa környéki telepítések voltak. A fogolyra 1932-ben engedélyeztek először vadászati szezont, és 1946, valamint 1963 kivételével minden évben adtak ki engedélyt a fogoly vadászatára 1982-ig (MCCROWN, 1982). A legfrissebb adatok szerint (DHUEY, 2017) a fogoly Wisconsin állambeli terítéke az 1980-as évek elején jellemző 40.000 pld körüli értékről a 2016/17-es vadászati szezonra mindössze 212 pld-ra esett vissza. Bár a 2000-es évek elején jellemzően inkább az állam keleti felében voltak fészkelési megfigyelései (7. ábra), az utóbbi évek terítékadatai szerint a top 3 megye (*Chippewa, Barron, Polk*), ahonnan a terítékre került foglyok többsége származott, az állam nyugati felén fekszik (DHUEY, 2017).



7. ábra: A fogoly elterjedése Wisconsinban 2003-ban (LINK5)

Figure 7: Breeding Atlas of Gray partridge in the State of Wisconsin in 2003 (LINK5)

**Vermont** államba történő telepítésről nem találtunk adatot, de a fogoly szórványosan előfordul az állam területén (LINK6).

### 3.4. KELETI TERÜLETEK (CANADIAN MARITIMES)

Madarunk Kanada keleti partvidékére történő betelepítéséről rövid hírekben számol be TUFTS (1927, 1939) és WILLIS (1927).

**Új-Skócia** (Nova Scotia) területére először Willis ezredes telepítette be a foglyot 50 pár mennyiségben. Saját maga beszámol róla (WILLIS, 1927), hogy a februárban érkezett madarak a kora áprilisi párbaállást követően kerültek ki a területre, de a tavaszi csapadékos időjárás miatt az első fészkelések nem sikerültek. A sarjűfészkek közül azonban nem egy közel 20 tojást tartalmazott. A sarjűfészkelések jól sikerültek, és az első telet is jól túléltek a madarak a friss beszámoló szerint. Érdekesség, hogy ugyanezen évkönyvben, alig 12 oldallal korábban, és nagy valószínűséggel ugyanerről a telepítésről számol be TUFTS (1927), mert a telepítés kivitelezőjeként Willis ezredest említi. Ugyanakkor TUFTS (1927) 100+40 pld betelepítéséről tud, melyek két részletben, és két különböző megye területére kerültek kiengedésre. Tovább árnyalja a képet, és egyben a tudományos adatok kritika nélküli átvételének veszélyére is rávilágít, hogy YOCOM (1943) és MCCROW (1982) egyaránt tévesen TUFTS (1927) cikkét, mint az Új-Brunswick (New Brunswick) tartományba történő telepítés bizonyítékát idézi cikkében.

A **Prince Edward szigetre** történő betelepítést illetően szintén TUFTS (1939) egyik rövid közleményére támaszkodhatunk. Közlése szerint 1927 október 27-én J.D. Jenkins engedett szabadon foglyokat Charlottetown környékén, és 12 év alatt a fogoly szinte az egész szigeten elterjedt fajjá vált. Napjainkban a fogoly vadászható faj a tartományban, a napi terítékkorlát 3 pld, az egyidejűleg birtokolható 6 pld, de a sziget egyes területein nem vadászható. Vadászati ideje 2015/16-ban október 12-november 14 között tartott.

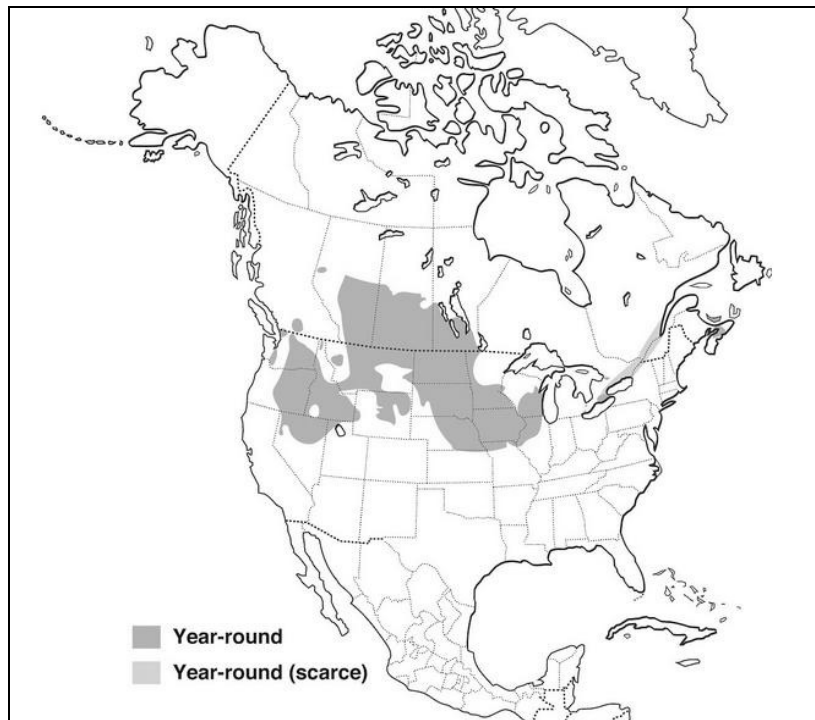
A **New Brunswick** tartományba történő betelepítés idejéről (mint fentebb említettem), csak téves adatokat találtam. Korábban a tartomány legdélibb, Nova Scotia tartománnyal érintkező részén fordult elő, de a legfrissebb adatok szerint a kipusztultként tartják nyilván (KRAMER, 2016).

## 4. A SIKER/KUDARC LEHETSÉGES OKAI

WESTERSKOV (1964, cit. WEIGAND, 1977, 1980) szerint az Egyesült Államok 50 államából 46 államban volt telepítési kísérlet, míg Kanadában Új-Fundland és Québec kivételével minden tartományban. YOCOM (1943) 41 állambeli telepítésről tud. ALDRICH (1947) szerint 45 amerikai tagállamban volt telepítési kísérlet, melyből 20 volt sikeres, 20 sikertelen, és 5 államról nem volt információja. Teljesen sikertelenek voltak a kísérletek az Egyesült Államok déli tagállamaiban, elsősorban a fogoly számára kedvezőtlen időjárási és környezeti tényezők miatt. YEATTER (1934) szerint a 40. szélességi foktól délre, míg WESTERSKOV (1964, cit. MCCROW 1982) szerint a 42. szélességi foktól délre minden próbálkozás sikertelen volt.

YEATTER (1934) összehasonlította a származási hely(ek) és az amerikai kibocsátási helyek klimatikus- és talajviszonyait, és úgy találta, a déli államok sikertelensége nem tulajdonítható egyetlen tényező hatásának. A fogoly előszeretettel választotta azokat a területeket, amelyek mezőgazdasági művelés alatt állnak, de a talajtípusok és a domborzati viszonyok tekintetében széles tűrőképességet mutatott. Kerülte a mocsaras területeket, illetve a forró klímájú területeken sem voltak sikeresek a telepítések. A közelmúlt (**8. ábra**) és a legfrissebb elterjedési területek (**9. ábra**) térképei lényegesen nem térnek el egymástól.

WESTERSKOV (cit. MCCROW, 1982) szerint a Csehszlovákiából és Magyarországról származó madarak jobban alkalmazkodtak a Kanada déli részén, illetve az Egyesült Államok északi részén uralkodó hidegebb és szárazabb klímához, mint az Egyesült Államok déli részének melegebb és nedvesebb klímájához.



**8. ábra: A fogoly elterjedése az 1990-es években (CARROLL, 1993)**

*Figure 8: Range of Gray Partridge in North America in the 1990s (CARROLL, 1993)*



**9. ábra: A fogoly jelenlegi elterjedése (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2016 nyomán)**

*Figure 9: Current North American distribution of Gray Partridge (after BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2016)*

TWOMEY (1936) vizsgálatai során úgy találta, hogy Kalifornia, Missouri, illetve New Jersey klímadiagramjai, mely államokban a fogoly megtelepedése nem sikerült, jelentősen különböznek a származási helyek klímadiagramjaitól. Bár ezen államok évi átlagos hőmérséklet- és csapadék-adatai hasonlóak a közép-európai viszonyokhoz, a fogoly szaporodási időszakában, május-szeptember hónapok között a klímadiagramok eltérnek. Kalifornia időjárása ebben az időszakban túl meleg és túl száraz, míg Missouri és New Jersey klímája ebben az időszakban túl sok csapadékkal és magas hőmérséklettel jellemezhető. Alberta déli részén, és Montana északi részének közepén, ahol a fogoly megtelepedése a legjobban sikerült, a téli hónapok (december-február) időjárása eltért a közép-európai viszonyoktól: a hőmérséklet lényegesen alacsonyabb volt, mint Közép-Európában. Azonban a fészkelési és csibenevelési időszakban Alberta és Montana időjárása megegyezik a közép-európai optimummal. TWOMEY (1936) megállapítja, hogy a fogoly jól tolerálja az alacsony téli hőmérsékletet, de a kotlási és csibenevelési időszakban a hőmérsékleti- és csapadékviszonyok döntőek a fogolytelepítés sikeressége szempontjából. DALE (1942) szerint az egyik legfontosabb limitáló tényező a keleti államok telepítési sikertelenségében a nagy mennyiségű nyári csapadék, mely nemcsak a fészkeléseket teszi tönkre, hanem a csibenevelési időszakban is komoly mortalitási tényező, míg a fácáncsibék a jelentősebb csapadékot is jobban tolerálják.

WESTERSKOV (1965) a fogoly nagymérvű alkalmazkodó-képességét emeli ki a zord kanadai téli viszonyokhoz. Vizsgálatai szerint a fogoly jelentősen képes megnövelni téli tollazatát, a nagy hidegben csak akkor repül, ha menekülésre kényszerül, testmérete alkalmas az alacsony hótakaróban történő gyaloglásra, magas hótakaróban azonban a hóba ázott alagutakban vészeli át a nagy hideget. Legfontosabb alkalmazkodásnak azonban azt találta, hogy a fogoly Kanadában nagyobb mennyiségben fogyaszt magas energia-tartalmú táplálékot, mint európai őshazájában.

ALDRICH (1947) szerint a sikerességben vagy kudarcban minimális szerepet játszottak az adott terület talajviszonyai, vagy a természetes predátorok jelenléte, mennyisége vagy hiánya. A fogoly megtelepítésére legalkalmasabb területek szerinte az észak-amerikai kontinensen a hűvös, mérsékelt száraz, és fejlett mezőgazdasággal jellemezhető nyílt területek voltak. Ugyanakkor nem tudott magyarázatot adni arra, hogy az ettől jelentősen eltérő klímájú és adottságú kanadai tartomány, Nova Scotia területén miért volt mégis sikeres a fogoly meghonosítása.

## 5. ÖSSZEFOGLALÁS

A fogoly észak-amerikai betelepítésének története az 1790-es években végzett New Jersey állambeli kísérlettel indult, melyet Richard Bache, Benjamin Franklin veje hajtott végre. A 19. század második felében, illetve a 20. század elején több próbálkozás történt, elsősorban az Egyesült Államok keleti partvidékén fekvő tagállamokban (pl. Connecticut, Delaware, New Jersey), de a középnyugati és nyugati tagállamokban is voltak (hosszú távon sikertelen) próbálkozások (pl. Kalifornia, Illinois, Indiana, Kansas, Nebraska, Washington). Az első világháborút közvetlenül megelőző években azonban az első hosszútávon is sikeres próbálkozások történtek a nyugati partvidék északi részén (Pacific Northwest) és a préri-régióban, elsősorban Alberta kanadai tartományban, illetve a hozzá csatlakozó egyesült államokbeli tagállamokban (Great Plains Area). A két világháború közötti esztendőben meg-megújuló kísérletek történtek a fent említett két régió kivül a Nagy-Tavak vidékén fekvő kanadai tartományokban és USA-tagállamokban, illetve Kanada legkeletibb tartományaiban. Ma az észak-amerikai kontinensen a fogoly alapvetően négy, egymással jórészt össze nem



függő régióban él: északnyugati tagállamok (Pacific Northwest), a préri-régió (Great Plains Area), a Nagy-Tavak vidéke (Great Lakes Area) és Kanada keleti tartományai (Canadian Maritimes). A fogoly elterjedési területe jelenleg is szűkülőben van, egyes, korábban jelentős állománnyal rendelkező államokból teljesen eltűnt (pl. Ohio, Indiana). Bár nem európai léptékben, de az észak-amerikai kontinensen is hasonló állományvédelmi gondokkal szembesülnek a vadgazdálkodók, mint a fogoly eredeti elterjedési területén.

### **Köszönetnyilvánítás**

Jelen publikáció az „EFOP-3.6.1-16-2016-00018 – A felsőoktatási rendszer K+F+I szerepvállalásának növelése intelligens szakosodás által Sopronban és Szombathelyen” című projekt támogatásával valósult meg.

### **IRODALOMJEGYZÉK**

- ALDRICH, J.W. (1947): *The Hungarian and chukar partridge in America*. Wildlife Leaflet 292. Chicago, Illinois, USA.
- ANDERSON, W.L. & DAVID, L.M. (1995): *Results of the 1993 Illinois Gray Partridge Hunter Survey*. Administrative Report. Illinois Department of Conservation.
- ANDRLE, R.F. & CARROLL, J.R. (1968): *The Atlas of Breeding Birds in New York State*. Cornell University Press, Ithaca, New York.
- ANONYMUS (1885a): Foreign Game Birds in America. *Forest and Stream* **25**: 103–104.
- ANONYMUS (1885b): The Rancocas Game Preserve. *Forest and Stream* **25**: 102.
- APPLEGATE, R.D. (1996): First Gray Partridge in Kansas. *Kansas Ornithological Society Bulletin* **47**(3): 33–34.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2016) *Perdix perdix*. The IUCN Red List of Threatened Species e.T22678911A85929015  
<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22678911A85929015.en>.
- BUMP, G. (1941): The introduction and transplantation of game birds and mammals into the state of New York. *Transactions of the 5th North American Wildlife Conference* **5**. p. 409–420.
- CARROLL, J.P. (1993): Gray Partridge. version 2.0 In: Rodewald, P.G., ed: *The Birds of North America*. Cornell Lab of Ornithology. Ithaca, New York, USA. <https://doi.org/10.2173/bna.58>
- COATS, J.L. (1951): *A Trial Introduction of the European Partridge of Danish Stock into the Willamette valley*. MSC Thesis, Oregon State College.
- DALE, F.H. (1942): Influence of rainfall and soil on Hungarian partridges and pheasants in south-eastern Michigan. *Journal of Wildlife Management* **6**: 17–18.
- DALE, F.H. (1943): History and Status of the Hungarian Partridge in Michigan. *Journal of Wildlife Management* **7**(4): 368–377.
- DEXTER, J.S. (1922): The European Gray Partridge in Saskatchewan. *Auk* **39** : 253–254.
- DHUEY, B. (2017): Small Game Harvest 2016–2017.  
<http://dnr.wi.gov/topic/WildlifeHabitat/documents/reports/smgameharv.pdf>.
- EATON, E.H. (1910): *Birds of New York*. University of the State of New York, Albany.
- EVENS, J. (2005): *Introduction to California Birdlife*. Univ. of California Press, Berkeley.
- FARAGÓ S. (2002): *Vadászati állattan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- FARRIS, A.L. (1970): Distribution and Abundance of the Gray Partridge in Illinois. *Transactions of the Illinois State Academy of Science* **62**: 240–245.
- GULLION, G.J. & CHRISTENSEN, G.C. (1957): A Review of the Distribution of Gallinaceous Game Birds in Nevada. *The Condor* **59**:128–138. <http://dx.doi.org/10.2307/1364574>

- HAROLDSON, K.J. (2011): *2011 Minnesota August Roadside Survey*. Minnesota Department of Natural Researches. Madelia, Minnesota.
- IGL, L.D., JOHNSON, D.H. & KANTRUD, H.A. (2006): A Historical perspective: Changes in Grassland Breeding Bird Densities within Major Habitats in North Dakota between 1967 and 1992–1993. In Springer, J. T. & Springer, E. C. eds.: *Prairie Invaders: Proceedings of the 20th North American Prairie Conference*. University of Nebraska at Kearney. p. 275–295.
- JOHNSGARD, P.A. (1973): „31 Gray partridge” Grouse and quails of North America. University of Nebraska Press, Lincoln. Paper 33.
- KELLER, C.H.E., KELLER, S.A. & KELLER, T.C. (1986): *Indiana Birds and Their Haunts: A Checklist and Finding Guide*. Indiana University Press, Bloomington.
- KNETTER, J.M., BUDEAU, D.A. & ESPINOSA, S.P. (2017): *Western States Chukar and Gray Partridge Management Guidelines*. Western States Chukar and Gray Partridge Working Group, Western Association of Fish and Wildlife Agencies, Cheyenne, Wyoming, USA.
- KRAMER, G. (2016): *Game Birds: A Celebration of North American Upland Birds*. Farcountry Press.
- LEOPOLD, A. (1931): *Report on a Game Survey of the North Central States*. Chapter IV.: Ringneck Pheasant and European Gray (Hungarian) Partridge. Sporting Arms and Ammunition manufacturer's Institute. Madison, Wisconsin. p. 100–133.
- LEVER, CH. (2005): *Naturalised Birds of the World*. T&AD Poyser, A&C Black Publisher Ltd, London.
- LINSDALE, J.M. (1951): A List of the Birds of Nevada. *The Condor* **53**(5): 228–249. <https://doi.org/10.2307/1364956>
- MARSHALL, D.B. & ALCORN, J.R. (1952): Additional Nevada bird records. *The Condor* **54**: 320–321.
- MCCABE, R.A. & HAWKINS, A.S. (1946): The Hungarian Partridge in Wisconsin. *The American Midland Naturalist* **36**: 1–75.
- MCCROW, V.P. (1982): *Gray partridge habitat use and nesting biology in north-central Iowa*. Retrospective Thesis and Dissertations. Paper 7515.
- MESSINGER, L. & DAVROS, N.M. (2017): *2017 Minnesota August Roadside survey*. Farmland Wildlife Populations and Research Group, Minnesota Department of Natural Researches, Madelia, Mn.
- NAGY E. (1971): *A fácán és a fogoly intenzív tenyésztése*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- NAGY L. (1971): Fogoly (*Perdix p. perdix*). In: Sárkány P. és Vallus P.: *A vadászat kézikönyve*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. p.164–171.
- NIETHAMMER, G. (1963): *Die Einbürgerung von Säugetieren und Vögeln in Europa. Ergebnisse und Aussichtungen*. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- OLDYS, H. (1909): *Introduction of the Hungarian Partridge into the United States*. Yearbook of the Department of Agriculture, Washington, DC.
- OFWC (OREGON FISH AND WILDLIFE COMMISSION) (2005): *Game Bird Hunting Statistic 1990-2005*.
- PALMER, T.S. & OLDYS, H. (1904): *Importation of game birds and eggs for propagation*. Farmers Bulletin No. 197. U.S. Department of Agriculture.
- PHILLIPS, J.C. (1928): Wild birds introduced or transplanted in North America. U.S. Department of Agriculture Technical Bulletin.
- PORTER, R.D. (1955): The Hungarian Partridge in Utah. *Journal of Wildlife Management* **19**(1): 93–109.
- POTTS, G. R. (1986): *The Partridge. Pesticides, Predation and Conservation*. Collins, London.
- RATTI, J.T. & GIUDICE, J.H. (2001): *Assessment of Chukar and Gray Partridge Populations and Habitat in Hells Canyon*. University of Idaho, Moscow, ID.
- ROBBINS, M.B. & EASTERLA, D.A. (1992): *Birds of Missouri. Their Distribution and Abundance*. University of Missouri Press, Columbia and London.
- SHARPE, R.S., SILCOCK, W.R. & JORGENSEN, J.G. (2001): *Birds of Nebraska: Their Distribution and temporal Occurrence*. University of Nebraska Press.
- SMITH, L.M., HUPP, J.W. & RATTI, J.T. (1982): Habitat Use and Home Range of Gray Partridge in Eastern South Dakota. *Journal of Wildlife Management* **46**(3): 580–587. <https://doi.org/10.2307/3808548>

- SPIKER, CH.J. (1929): The Hungarian partridge in Northwest Iowa. *The Wilson Bulletin* **41**(1): 24–29.
- STARZOMSKI, B. (2015): Gray Partridge In: Davidson, P.J.A., Cannings, R.J., Couturier, A.R., Lepage, D. & Di Corrado C.M. eds. *The Atlas of the Breeding Birds of British Columbia, 2008-2012*. Bird Studies Canada. Delta, B.C.  
<http://www.birdatlas.bc.ca/accounts/speciesaccount.jsp?sp=GRPA&lang=en> [20 Oct 2017]
- SZEDERJEI Á. & STUDINKA L. (1957): *Nyúl, fogoly, fácán*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- TITUS, C.K. (2007): *Field List of the Birds of Nevada*. Red Rock Audubon Society, Las Vegas, Nevada.
- TUFTS, R.W. (1927): Recent Introduction of European Gray Partridge in Nova Scotia. *Canadian Field Naturalist* **41**: 90.
- TUFTS, R.W. (1939): Hungarian Partridge in Prince Edward Island. *Canadian Field Naturalist* **53**: 122.
- TWOMEY, A.C. (1936): Climographic studies of certain introduced and migratory birds. *Ecology* **17**(1): 122–132.
- WEIGAND, J.P. (1977): *The biology and ecology of Hungarian (European gray) partridge (Perdix perdix L.) in northcentral Montana*. Thesis for degree of Doktor of Philosophy, Montana State University.
- WEIGAND, J.P. (1980): Ecology of the Hungarian partridge in North-Central Montana. *Wildlife Monographs* **74**: 3–106.
- WESTERSKOV, K. (1956): History and Distribution of the Hungarian Partridge in Ohio, 1909-1948. *The Ohio Journal of Science* **56**(2): 65–70.
- WESTERSKOV, K. (1965): Winter ecology of the partridge (*Perdix perdix*) in the Canadian prairie. *New Zealand Ecological Society Proceeding* **12**: 23–30.
- WILLIS, R.B. (1927): Introduction of Hungarian Partridge in Nova Scotia. *Canadian Field Naturalist* **41**: 112.
- WHITAKER, J.O. JR., AMIANER, CH.J. JR., JACKSON, M.T., PARKER, G R. & SCOTT, P.E. (2012): *Habitats and Ecological Communities of Indiana: Presettlement to Present*. Indiana University Press, Bloomington.
- YEATTER, R.E. (1934): *The Hungarian Partridge in the Great Lakes Region*. University of Michigan, School of Forestry and Conservation Bulletin **5** :14–23.
- YOCOM, CH.F. (1943): The Hungarian Partridge *Perdix perdix* Linn. in the Palouse region, Washington. *Ecological Monographs* **13**(2): 167–201.

<https://gf.nd.gov/hunting/hungarian-partridge> (LINK1)

<http://gfp.sd.gov/hunting/harvest/reports/Partridge.pdf> (LINK2)

<http://www.nebraskabirdlibrary.org/galliformes/phasianidae/gray-partridge/> (LINK3)

<https://nature.mdc.mo.gov/discover-nature/field-guide/gray-partridge> (LINK4)

<https://www.uwgb.edu/birds/wbba/species/maps/GRPA.htm> (LINK5)

<http://birdcountry.us/State%20Bird%20Lists/Vermont%20Bird%20List.pdf> (LINK6)



## THE IMPACT OF UNMOWN REFUGE-STRIPS ON THE BREEDING SITE FIDELITY OF COMMON QUAIL (*Coturnix coturnix*) – A CASE STUDY

Tamás M. Németh & Dániel Winkler

Soproni Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet  
University of Sopron, Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology  
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs u. 4., Hungary  
e-mail: tomanemeth@gmail.com; winkler.daniel@uni-sopron.hu

### ABSTRACT

NÉMETH, T.M. & WINKLER, D.: THE IMPACT OF UNMOWN REFUGE-STRIPS ON THE BREEDING SITE FIDELITY OF COMMON QUAIL (*Coturnix coturnix*) – A CASE STUDY. *Hungarian Small Game Bulletin* **13**: 289–296. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2017.289>

Common Quail (*Coturnix coturnix*) mainly breed in cereal crops and fallow grasslands, where they are threatened by harvesting/mowing. The aim of this research was to assess the impact of unmown refuge areas to the density and movements of Common Quails in the Moson Project, Northwest Hungary. The selected 80 ha study area was first visited shortly before mowing, while the second survey was carried out two weeks after mowing operation ended. Calling males of Common Quail were documented and their vocalizations were recorded. During the first survey (before mowing), a total of 18 Common Quails were recorded, while the second survey (after mowing) resulted in a lower number (14) of birds detected. In terms of density, the initially determined 2.25 calling males/10 ha decreased to 1.75 males/10 ha. For individual recognition bioacoustic methods were used. A total of six time and frequency-based variables were measured and were subjected to discriminant function analysis (DFA). A total of 9 males were re-identified with high probability, proving that the 15-20 m wide unmown refuge-srips can still provide optimal habitats for quails.

**KEY WORDS:** farmland birds, mowing, refuge areas, agricultural practices, habitat selection

### KIVONAT

NÉMETH T.M. & WINKLER D.: BÚVÓSÁVOK HATÁSA A FÜRJ (*Coturnix coturnix*) TERÜLETHŰSÉGÉRE FÉSZKELÉSI IDŐSZAKBAN – ESETTANULMÁNY. *Magyar Ápróvad Közlemények* **13**: 289–296. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2017.289>

A fürj (*Coturnix coturnix*) a mezei élőhelyek jellegzetes fészkelő madara. Költ a különböző mezőgazdasági kultúrákban, ugar jellegű élőhelyeken, ahol a betakarítás illetve kaszálás nagy veszélyt jelent a fészkelési időszakban. Jelen kutatás a kaszátlanul hagyott búvósávok szerepét vizsgálja a fürjek denzitása valamint területhűsége vonatkozásában egy északnyugat-magyarországi élőhelyen (MOSON Project). A fürjek felmérésére a vizsgálatokhoz kiválasztott mintegy 80 hektár nagyságú területen először a kaszálás időpontja előtt, majd ezt követően a kaszálás befejezése után két héttel került sor. Az éneklő kakasok számának feljegyzése mellett hangfelvételeket is készítettünk. Az első felmérés során összesen 18, majd a kaszálás után 14 hím egyedet detektáltunk, így a denzítés 2.25 éneklő kakas/10 ha-ról 1.75 éneklő kakas/10 ha értékre csökkent a kaszálást követően. Az éneklő hím egyedek elkülönítése bioakusztikai módszerekkel történt, amihez a fürj hangját jól reprezentáló hat hangfizikai változó mérését végeztük el a rögzített hangmintákon. A hangfizikai változók adatmátrixát diszkriminancia-analízis (DFA) segítségével elemeztük. Összesen 9 fürj kakas újraazonosítása sikerült nagy biztonsággal, amely alapján azt a következtetést vonhatjuk le, hogy a kaszátlanul hagyott 15-20 m széles búvósávok megfelelő élőhelyet tudnak biztosítani a fürj számára.

**KEY WORDS:** mezei madárfajok, kaszálás, búvósávok, mezőgazdasági üzemmód, élőhelyválasztás

## 1. INTRODUCTION

The Common Quail (*Coturnix coturnix*) is a widely distributed breeding species mostly associated with farmland areas in Europe (CRAMP, 1980; MCGOWAN *et al.* 2013). The population trend declining in many European countries (BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2016) owing to the intensive agricultural practices, the use of pesticides and heightened mortality during migration (SANDERSON *et al.*, 2009, KOSICKI *et al.*, 2014). Additionally, Common Quails are subjected to significant hunting pressure during the autumn migration period, especially in the Mediterranean countries (TUCKER & HEATH, 1994; GALLEGO *et al.*, 1997; PUIGSERVER *et al.*, 1998). In Hungary, the Common Quail is a protected species. Nevertheless, its population shows moderate decline both locally and countrywide (NÉMETH *et al.*, 2014; MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET, 2017).

In Hungary, major threats are mainly linked to agricultural practices (MÁRKUS, 1998; BÁLDI & BATÁRY, 2011; NÉMETH *et al.*, 2014; FARAGÓ, 2015). Since harvesting and mowing often takes place during the breeding season, both chicks and nesting birds are often killed by these processes (BROYER 1996, RODRÍGUEZ–TEIJEIRO *et al.*, 2009). Some studies revealed, the harvesting and mowing processes may be pushing Common Quails to search new breeding habitats (PUIGSERVER *et al.*, 1999; RODRÍGUEZ–TEIJEIRO *et al.*, 2009). Unmown refuge-strips can, however, have a positive effect on the survival of farmland birds, and can henceforth provide breeding habitat for the birds in the same site (BROYER 2003).

The main goal of this study was to assess the impact of the unmown refuge-strips on the density and breeding site fidelity of the Common Quail in an extensively managed area (MOSON Project) in Western Hungary.

## 2. MATERIAL AND METHODS

### 2.1. STUDY AREA

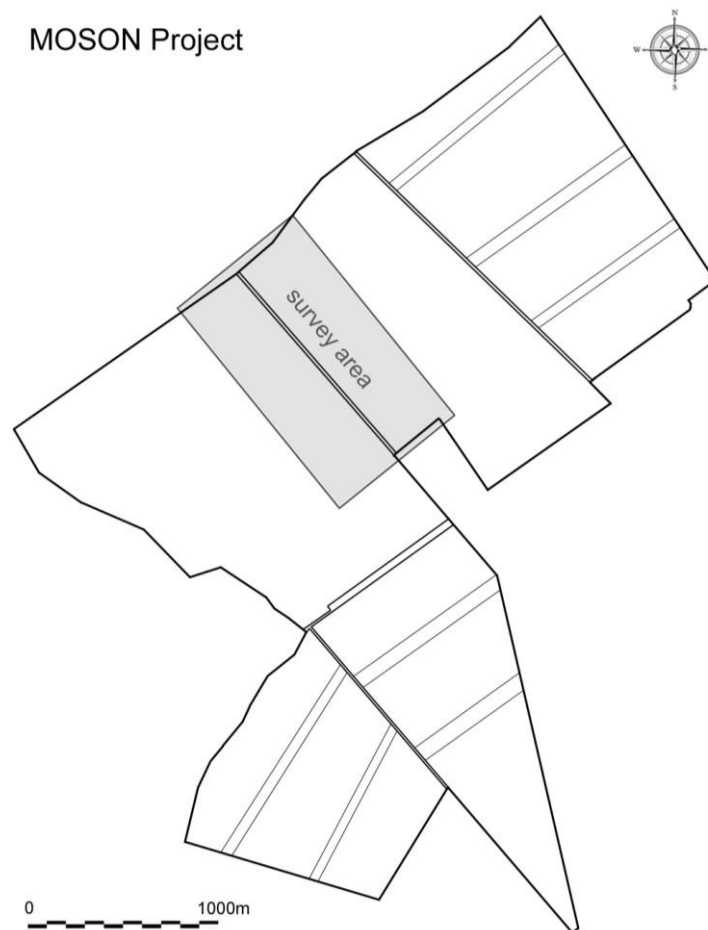
The research was carried out in the area of the MOSON Project (**Fig. 1**), situated in the Little Hungarian Plain (Northwest Hungary) underlain by alluvial deposits (mainly gravel from the River Danube) and silty loess, which result in thin, poor soils (DÖVÉNYI, 2010). The MOSON Project was launched on a former agricultural production site and covers 880 hectares. The main goal of the project was to increase the population of Great Bustard (*Otis tarda*) and Grey Partridge (*Perdix perdix*) and simultaneously of other farmland birds like the Common Quail, the Pheasant (*Phasianus colchicus*) or the passerine Corn Bunting (*Emberiza calandra*) by cultivating the field with ecologically sustainable methods (FARAGÓ & GICZI, 1997; FARAGÓ & KALMÁR, 2006). In the area traditional plant production systems with regular fallowing are dominant. About 80% of the project area is left fallow each year. The use of pesticides is restricted and there is no cultivation after April until harvesting (OECD 2008).

For the survey an approximately 80 ha area was selected, maintained by partial mowing leaving 15–20 m wide unmown strips in the field.

### 2.2. SURVEY OF COMMON QUAILS

Vocal individuality has been proved to be a useful tool for accurate bird censi (MCGREGOR & PEAKE, 1998; GILBERT *et al.*, 1994; WINKLER *et al.*, 2014; XIA *et al.*, 2017). Individual differences in Common Quail calls were demonstrated by COLLINS & GOLDSMITH

(1998), their method of analysis was roughly followed in our study. Common Quail surveys were conducted twice during the breeding season of 2015. The first survey was carried out at the end of June, one week prior to the beginning of mowing, while the second survey was undertaken mid June, nearly two weeks after mowing operation ended. By walking on the NW–SE cart-road bisecting the survey area (**Fig. 1**), Common Quail vocalizations were recorded using a linear PCM recorder (Olympus LS-5) and shotgun microphone (type RØDE NTG4+). The accuracy of the calling males' position was estimated to be within 50 m and was also mapped.



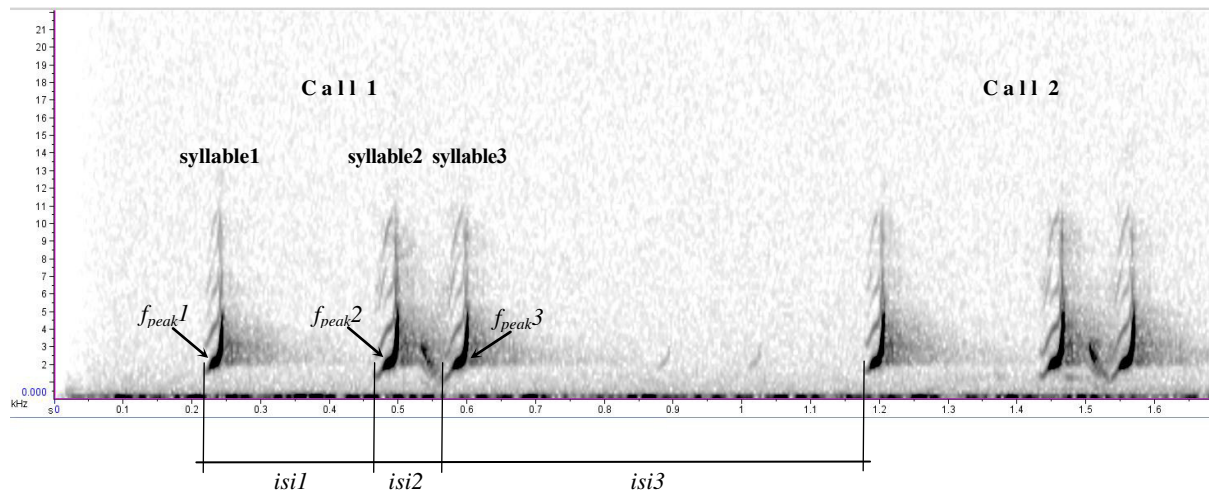
**Figure 1: Study area within the MOSON Project**

### 2.3. ANALYSIS OF RECORDINGS

Common Quail vocalizations were recorded in lossless .wav format with a sampling rate of 16bit – 44.1 kHz. Sonograms of the recorded calls were analysed using the software Adobe Audition 3.0. COLLINS & GOLDSMITH (1998) used a total of seven frequency and time variables to characterize Common Quail vocalization: apart from the fundamental frequency and duration of each syllable, the time gaps between syllable 1 and syllable 2 were determined. In our analyses, the following six variables were used: intersyllable intervals (*isi1*, *isi2* and *isi3*, respectively) and peak frequency (frequency with the most energy) of each syllables ( $f_{peak1}$ ,  $f_{peak2}$  and  $f_{peak3}$ , respectively) (**Fig. 2**). These parameters are easily measurable with high accuracy, while the duration of syllable 1 and 3, as well as the gap



between the first two syllables used by COLLINS & GOLDSMITH (1998) can hardly be determined in case when background noises (e.g. wind noise, song of passerines, orthopterans) are present. Durations were measured using the Time Selection Tool, while peak frequencies were determined with the help of the Frequency Analysis Tool within the Adobe Audition software.



**Figure 2: Sonogram of a Common Quail call recorded in the MOSON Project**

( $isi1$  – interval between syllable 1 and 2;  $isi2$  – interval between syllable 2 and 3;  $isi3$  – interval between syllable 3 and syllable 1 of the consecutive call;  $f_{peak1-3}$  – peak frequency of syllable 1-3)

### 2.3. QUANTITATIVE ANALYSIS

The measured parameters were used to perform a stepwise cross-validated discriminant function analysis (DFA). A total of 20 consecutive Common Quail calls were measured of each character for every individuals, so as to meet the requirement for the recommended adequate number (at least three times as large as the number of the measured parameters) of calls (WILLIAMS & TITUS, 1988). For re-identification of individual birds, Euclidean distance measure was used. Individual variables of re-identified calls were tested with paired samples  $t$  test. Statistical analyses were performed using SPSS Version 22 (IBM Corp., Armonk, New York).

### 3. RESULTS

During the first survey (before mowing – BM), a total of 18 Common Quails were recorded, while the second survey (after mowing – AM) resulted in a lower number (14) of birds detected. In terms of density, the initially determined 2.25 calling males/10 ha decreased to 1.75 males/10 ha.

Parameter datasets of recorded Common Quail calls are presented in **Tab. 2**. To exclude the possibility of double counts within the same survey, and to re-identify individual birds recorded in the second survey, discriminant function analysis (DFA) was applied. The analyses classified more than 94% of the Common Quail calls to the correct individuals in both surveys. The stepwise discrimination selected all six variables originally entered in the



analyses. The first three discriminant functions explained more than 95% of the total variance. Variables that contributed the most to the discrimination were the peak frequency of the second syllable ( $F_{peak2}$ ), the intersyllable interval between the first and second syllables (*isi1*) and the intersyllable interval between the second and the third syllables (*isi2*).

**Table 1: Values (Mean±SD) of the recorded Common Quail call parameters**

(For abbreviations see legend of Fig. 2)

Code of quails	<i>isi1</i> (sec)	<i>isi2</i> (sec)	<i>isi3</i> (sec)	$f_{peak1}$ (Hz)	$f_{peak2}$ (Hz)	$f_{peak3}$ (Hz)
	quails recorded before mowing (BM)					
BM1	0.215±0.002	0.127±0.002	0.630±0.013	2090.1±2.997	2131.2±1.581	2040.8±1.885
BM2	0.256±0.004	0.103±0.002	0.606±0.016	2088.7±4.400	2040.6±5.423	2045.1±2.232
BM3	0.213±0.003	0.111±0.001	0.667±0.018	1962.9±2.825	1967.8±12.620	1967.2±11.805
BM4	0.322±0.006	0.113±0.002	0.598±0.019	2132.8±1.553	2130.8±2.167	2170.0±2.619
BM5	0.244±0.004	0.126±0.001	0.649±0.020	2006.7±1.488	2005.7±2.493	2002.8±3.603
BM6	0.191±0.004	0.104±0.001	0.679±0.021	2130.6±4.596	2129.6±1.768	2088.0±4.036
BM7	0.160±0.003	0.085±0.001	0.572±0.013	2110.3±5.731	2130.3±3.777	2132.0±4.209
BM8	0.201±0.002	0.118±0.001	0.577±0.030	2006.0±2.268	2000.1±9.125	2004.3±4.534
BM9	0.266±0.003	0.118±0.002	0.700±0.061	2002.8±2.949	2003.7±3.770	2002.7±4.268
BM10	0.183±0.002	0.137±0.002	0.615±0.025	2049.6±4.438	2049.2±3.284	2051.0±6.000
BM11	0.187±0.004	0.102±0.001	0.607±0.016	1996.5±2.878	1994.6±2.138	1994.0±4.309
BM12	0.235±0.005	0.150±0.003	0.593±0.025	1992.7±4.166	1994.7±3.370	1991.6±4.406
BM13	0.234±0.002	0.129±0.001	0.621±0.020	2043.7±3.105	2042.5±3.423	2042.0±1.690
BM14	0.267±0.004	0.127±0.002	0.566±0.015	1997.0±2.138	1997.4±1.669	1996.3±1.923
BM15	0.213±0.003	0.099±0.002	0.723±0.043	2048.3±3.503	2047.7±3.327	1961.7±3.926
BM16	0.183±0.003	0.093±0.002	0.776±0.055	2049.4±4.811	2054.1±5.027	2086.0±14.590
BM17	0.258±0.004	0.130±0.002	0.683±0.019	1896.2±3.655	1897.1±4.581	1901.6±3.420
BM18	0.238±0.004	0.118±0.002	0.707±0.031	2261.6±3.249	2259.6±1.847	2261.7±1.753
	quails recorded after mowing (AM)					
AM1	0.257±0.003	0.102±0.002	0.603±0.015	2087.1±2.800	2041.3±3.105	2044.6±2.722
AM2	0.212±0.002	0.110±0.001	0.679±0.019	1961.5±2.777	1963.7±4.991	1965.1±3.727
AM3	0.237±0.003	0.121±0.003	0.629±0.018	1839.8±1.885	1838.8±1.885	1848.2±2.816
AM4	0.220±0.003	0.108±0.002	0.805±0.052	2088.5±1.927	2087.0±1.927	2000.1±7.553
AM5	0.192±0.003	0.104±0.001	0.683±0.023	2131.8±2.748	2129.8±1.727	2086.7±4.367
AM6	0.320±0.003	0.112±0.002	0.601±0.017	2133.2±1.165	2132.2±1.553	2171.0±2.828
AM7	0.271±0.002	0.116±0.004	0.583±0.034	2041.5±2.204	2042.2±1.685	2041.7±1.282
AM8	0.257±0.002	0.130±0.002	0.689±0.021	1897.4±2.507	1898.6±3.335	1902.8±2.031
AM9	0.186±0.003	0.102±0.001	0.616±0.022	1995.2±2.188	1995.5±2.138	1994.2±2.915
AM10	0.235±0.004	0.151±0.001	0.600±0.021	1993.9±3.137	1995.1±2.532	1988.5±3.857
AM11	0.265±0.003	0.127±0.001	0.573±0.023	1996.1±1.959	1997.3±1.302	1995.2±1.832
AM12	0.159±0.003	0.085±0.001	0.566±0.016	2112.2±3.834	2132.1±2.696	2131.6±2.504
AM13	0.253±0.004	0.102±0.002	0.656±0.020	2196.5±12.843	2068.8±21.570	2105.7±31.486
AM14	0.203±0.005	0.114±0.002	0.840±0.069	2032.7±1.581	2034.1±3.991	2036.8±2.835

Discrimination of the Common Quail calls recorded in the different surveys (before and after mowing) showed high degree of similarity in 9 cases based on the Euclidean distances between group centroids in the multidimensional space. According to these results, recognition of individuals was possible in the following cases (for codes see **Tab. 1**): BM2–AM1; BM3–AM2; BM4–AM6; BM6–AM5; BM7–AM12; BM11–AM9; BM12–AM10; BM14–AM11; BM17–AM8. Subsequently, we compared all measured parameters (paired

samples  $t$  test) to confirm the individual recognition (**Tab. 2**). Comparisons resulted in no significant differences with the exception of two cases. Peak frequency of syllable 2 differed significantly between calls/birds coded BM4 and AM6, while interval between syllable 1 and 2 varied significantly while comparing calls BM11 and AM9. In both cases only a single variable was affected. As randomly selected set of calls showed similar within-individual variation for these two variables, we can conclude that the 9 quails were re-identified with high probability. The individuals recorded after moving (AM) mostly aggregated in the refuge-strips, only two birds were calling in the mowed open area.

**Table 2: Comparison of call variables (paired sample  $t$  test) of the individuals re-identified with discrimination** (For abbreviations see legend of Fig. 2)

Code of quails	$isi1$	$isi2$	$isi3$	$f_{peak1}$	$f_{peak2}$	$f_{peak3}$
BM2 – AM1	$t = -0.382$ $p = 0.714$	$t = -0.491$ $p = 0.638$	$t = 0.910$ $p = 0.393$	$t = 1.328$ $p = 0.226$	$t = -0.741$ $p = 0.638$	$t = 0.404$ $p = 0.699$
BM3 – AM2	$t = 0.798$ $p = 0.451$	$t = 1.323$ $p = 0.228$	$t = -1.737$ $p = 0.126$	$t = 1.760$ $p = 0.123$	$t = 0.932$ $p = 0.383$	$t = 0.569$ $p = 0.587$
BM4 – AM6	$t = 1.416$ $p = 0.199$	$t = 1.798$ $p = 0.451$	$t = -0.957$ $p = 0.370$	$t = -2.049$ $p = 0.079$	$t = -2.246$ <b><math>p = 0.049</math></b>	$t = -1.871$ $p = 0.104$
BM6 – AM5	$t = -1.825$ $p = 0.111$	$t = 2.049$ $p = 0.080$	$t = -0.571$ $p = 0.586$	$t = -1.193$ $p = 0.272$	$t = -1.528$ $p = 0.171$	$t = 0.967$ $p = 0.366$
BM7 – AM12	$t = 1.174$ $p = 0.279$	$t = 0.798$ $p = 0.451$	$t = 1.134$ $p = 0.294$	$t = -1.618$ $p = 0.149$	$t = -1.571$ $p = 0.160$	$t = 0.414$ $p = 0.691$
BM11 – AM9	$t = 2.826$ <b><math>p = 0.026</math></b>	$t = 1.821$ $p = 0.112$	$t = -1.331$ $p = 0.225$	$t = 1.452$ $p = 0.189$	$t = 1.871$ $p = 0.104$	$t = -1.091$ $p = 0.311$
BM12 – AM10	$t = 0.832$ $p = 0.439$	$t = -0.856$ $p = 0.421$	$t = -1.527$ $p = 0.171$	$t = -1.515$ $p = 0.174$	$t = -0.532$ $p = 0.612$	$t = 1.917$ $p = 0.097$
BM14 – AM11	$t = 1.644$ $p = 0.144$	$t = -1.488$ $p = 0.180$	$t = -1.117$ $p = 0.300$	$t = 1.507$ $p = 0.176$	$t = 1.426$ $p = 0.197$	$t = 1.688$ $p = 0.135$
BM17 – AM8	$t = 1.476$ $p = 0.183$	$t = 1.871$ $p = 0.104$	$t = -1.441$ $p = 0.193$	$t = -1.488$ $p = 0.180$	$t = -1.426$ $p = 0.197$	$t = -1.452$ $p = 0.189$

#### 4. DISCUSSION

As result of our surveys revealed, leaving uncut refuge-strips in grassland area can have positive impact both on the survival and the site fidelity of Common Quails. As the second survey results indicated, there was only a slight decrease in calling males density. Based on the recorded calls, several birds have been re-identified proving that the uncut strips can still provide suitable foraging and nesting habitat for Common Quails, despite the fact that this species is reported to be highly nomadic during the breeding season in some regions (HERRMANN & DASSOW, 2006). As foreign researches showed, in the course of harvesting and mowing Common Quails are consequently moving to new optimal habitats for breeding (PUIGSERVER *et al.*, 1999; RODRÍGUEZ-TEJERO *et al.*, 2009). The five birds detected only during the second survey after mowing might have arrived from completely harvested or mown neighbouring areas.

Several studies emphasized the positive effects of unmown refuge areas on the survival of farmland birds (VICKERY *et al.* 2001; BROYER 2003; ARBEITER *et al.* 2017). In the MOSON Project, apart from the Common Quails, bird species that benefit from the uncut grass strips include the vulnerable Great Bustard (*Otis tarda*), the Grey Partridge (*Perdix*

*perdix*), the Pheasant (*Phasianus colchicus*) as well as passerines like the Skylark (*Alauda arvensis*), the Yellow Wagtail (*Motacilla flava*), the Whinchat (*Saxicola rubetra*) and the Corn Bunting (*Emberiza calandra*). On the other hand, unmown refuge-strips are attractive enough also for predator species (LÓRÁNT *et al.*, 2008). Apart from birds of prey, species of corvid like the Magpie (*Pica pica*) and the Hooded Crow (*Corvus cornix*), as well as mammal predators such as the Red Fox (*Vulpes vulpes*) are efficient predators in the area and can therefore affect the beneficial effects of the unmown refuge-strips.

### Acknowledgements

The study was supported by the project “Agrárklíma.2 VKSZ-12-1-2013-0034”.

### REFERENCES

- ARBEITER, S., HELMECKE, A. & BELLEBAUM, J. (2017): Do Corncrakes *Crex crex* benefit from unmown refuge strips? *Bird Conservation International*: 1–8.  
<https://doi.org/10.1017/S0959270916000447>
- BÁLDI, A. & BATÁRY, P. (2011): The past and future of farmland birds in Hungary. *Bird Study* **58**(3): 365–377. <http://dx.doi.org/10.1080/00063657.2011.588685>
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2016): *Coturnix coturnix*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22678944A85846515.  
<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22678944A85846515.en>.
- BROYER, J. (1996): Les fenaisons centrifuges, une méthode pour réduire la mortalité des jeunes Râles de genêts *Crex crex* et Cailles des blés *Coturnix coturnix*. *Revue d'Écologie* **51**(3): 269–276.
- BROYER, J. (2003): Unmown refuge areas and their influence on the survival of grassland birds in the Saône valley (France). *Biodiversity and Conservation* **12**: 1219–1237.
- COLLINS, S. A. & GOLDSMITH, A. R. (1998): Individual and Species Differences in Quail Calls (*Coturnix c. japonica*, *C. c. coturnix* and a Hybrid). *Ethology* **104**: 977–990.  
<https://doi.org/10.1111/j.1439-0310.1998.tb00047.x>
- DÖVÉNYI Z. (szerk.) (2010): *Magyarország kistájainak katasztere*. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- FARAGÓ S. & GICZI F. (1997): Új lehetőségek a túzok (*Otis tarda*) védelmében. Egy esettanulmány: A MOSON Project. [New possibilities in Great Bustard (*Otis tarda*) conservation. A case study: The MOSON Project]. *Magyar Ápróvad Közlemények* **12**: 125–134.
- FARAGÓ S. & KALMÁR S. (2006): A túzok védelme Magyarországon, Life Nature Project 2005. évi monitoring jelentése. *Magyar Ápróvad Közlemények*, 2006. évi különszám: 12–15.
- FARAGÓ S. (2015): Vadászati állattan. Mezőgazda kiadó, Budapest.
- GILBERT, G., MCGREGOR, P.K. & TYLER, G. (1994): Vocal individuality as a census tool: practical considerations illustrated by a study of two rare species. *Journal of Field Ornithology* **65**: 335–348.
- HERRMANN, M. & DASSOW, A. (2006): Quail *Coturnix coturnix*. In: FLADE, M., PLACHTER, H., SCHMIDT, R. & WERNER, A. (eds.): *Nature conservation in agricultural ecosystems: results of the Schorfheide-Chorin Research Project*. Quelle & Meyer Verlag, Wiebelsheim, pp. 194–203.
- LÓRÁNT M., NÉMETH Á. & VADÁSZ CS. (2008): A lucerna kaszálások hatása a talajon fészkelő madárfajok költési sikerére a Kiskunságban. In: *Abstracts of the V. Hungarian Conservation Biology Congress*. Hungarian Biological Society, Budapest, p. 92.
- MAGYAR MADÁRTANI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI EGYESÜLET (2017): Magyarország madarai: Fűrj. <http://www.mme.hu/magyarorszagmadarai/madaradatbazis-cotcot> Letöltés dátuma: 2017-11-02

- MÁRKUS F. (1998): Fűrj (*Coturnix coturnix*). In: HARASZTHY L. (szerk.): *Magyarország madarai*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp. 109–110.
- MCGOWAN, P.J.K., DE JUANA, E. & BOESMAN, P. (2013): Common Quail (*Coturnix coturnix*). In: DEL HOYO, J., ELLIOTT, A., SARGATAL, J., CHRISTIE, D.A. & DE JUANA, E. (eds): *Handbook of the Birds of the World Alive*, Lynx Edicions, Barcelona.
- MCGREGOR, P.K. & PEAKE, T.M. (1998): The role of individual identification in conservation Biology. In: CARO, T. (ed.): *Behavioural ecology and conservation biology*. Oxford: Oxford University Press; pp. 31–55.
- NÉMETH T.M., WINKLER D. & FARAGÓ S. (2014): A Lajta Project fűrj (*Coturnix coturnix* LINNAEUS, 1758) állományának vizsgálata a 2013–2014 időszakban. *Magyar Ápróvad Közlemények* **12**: 125–134. <http://dx.doi.org/10.17243/mavk.2014.125>
- OECD (2008): *OECD Environmental Performance Reviews Hungary*. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
- PUIGSERVER, M., RODRIGUEZ-TEIJEIRO, J.D. & GALLEGO, S. (1999): The effects of rainfall on wild populations of Common Quail (*Coturnix coturnix*). *Journal für Ornithologie* **140**(3): 335–340. <http://dx.doi.org/10.1007/BF01651030>
- RODRÍGUEZ-TEIJEIRO, J.D., SARDÀ-PALOMERA, F., NADAL, J., FERRER, X., PONZ C. & PUIGSERVER, M. (2009): The effects of mowing and agricultural landscape management on population movements of the common quail. *Journal of Biogeography* **36**(10): 1891–1898. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2009.02109.x>
- SANDERSON, F.J., KLOCH, A., SACHANOWICZ, K. & DONALD, P.F. (2009): Predicting the effect of agricultural change on farmland bird populations in Poland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **129**: 37–42. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.07.001>
- TUCKER, G.M. & HEATH, M.F. (1994): *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International, Cambridge, U.K.
- VICKERY, J.A., TALLOWIN, J.R., FEBER, R.E., ASTERAKI, E.J., ATKINSON, P.W., FULLER, R.J. & BROWN, V.K. (2001): The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology* **38**: 647–664. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00626.x>
- WILLIAMS, B.K. & TITUS, K. (1988): Assessment of sampling stability in ecological applications of discriminant analysis. *Ecology* **69**: 1275–85. <http://dx.doi.org/10.2307/1941283>
- WINKLER D., BENDER F. & NÉMETH T.M. (2014): A haris [*Crex crex* (Linnaeus, 1758)] bioakusztikai vizsgálata a Hanságban. *Magyar Ápróvad Közlemények* **12**: 135–149.
- XIA, C., LIN, X., LIU, W., LLOYD, H. & ZHANG, Y. (2017): Acoustic Identification of Individuals within Large Avian Populations: A Case Study of the Brownish-Flanked Bush Warbler, South-Central China. *PLoS ONE* **7**(8): e42528. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0042528>





## Aki ért a fához...

Az új STIHL MSA 160 C-BQ akkumulátoros fűrész nemcsak hosszan tartó folyamatos munkát tesz lehetővé, de kifejezetten hosszú élettartammal rendelkezik. A kapacitás észrevehető csökkenése nélkül feltölthető újra és újra és újra... Több száz alkalommal! Ráadásul az akkumulátor ereje még a lemerülési szakaszban is változatlan marad. Tehát semmit nem gyengül a teljesítménye, így állandó és egyenletes munkavégzésre képes a végső lemerülés pillanatáig.



ANDREAS STIHL KFT. 2051 Biatorbágy-Budapark, Paul Hartmann u. 4.  
Telefon: (06-23) 418-054 · Fax: (06-23) 418-106  
www.stihl.hu · E-mail: info@stihl.hu

**STIHL**®