

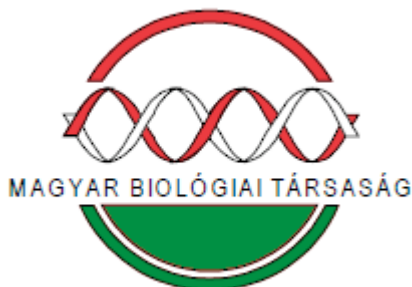
TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK

15. ÉVFOLYAM

A Magyar Biológiai Társaság Környezet- és
Természetvédelmi Szakosztályának közleményei

Az V. Magyar Természetvédelmi
Biológiai Konferencia kötete
Nyíregyháza, 2008. november 6-9.

Ezt a kötetet szerkesztette:
Báldi András, Tóthmérész Béla,
Kovács Anikó és Lerner Zita



Budapest, 2009

A Természetvédelmi Közlemények ezen számának megjelenését

a Magyar Ökológusok Tudományos Egyesülete,
és a konferencia résztvevők és szponzorok

támogatása tette lehetővé.

Ezt a kötetet szerkesztette:
Báldi András, Tóthmérész Béla,
Kovács Anikó és Lerner Zita

A folyóirat szerkesztő bizottságának tagjai:

Báldi András (elnök)

Horváth Ferenc

Horváth Győző

Kiss István

Liker András

Lőkös László

Margóczy Katalin

Peregovits László

Szerkesztőség címe:

Báldi András

Magyar Természettudományi Múzeum

1088 Budapest, Baross u. 13.

Tel.: 1-2101075 Fax: 1-3342785

E-mail: baldi@nhmus.hu

ISSN 1216–4585

© Magyar Biológiai Társaság

1027 Budapest, Fő u. 68.

Megjelent: 2010. június

Tartalomjegyzék / Contents

| | | |
|---|---|-----|
| Csörgő Tibor, Harnos Andrea, Kovács Szilvia és Nagy Krisztina | A klímaváltozás hatásainak vizsgálata hosszútávú madárgyűrűzési adatsorok elemzésével / Study of the impacts of climate change using long-term bird ringing data | 1 |
| Tóthmérész Béla és Magura Tibor | Urbanizáció hatása a talajfaunára: Hipotézisek és nemzetközi kitekintés / Effect of urbanization on ground beetles: Hypotheses and international outlook | 13 |
| Tartally András | A <i>Maculinea</i> boglárkalepkék Kárpát-medencéből ismert hangyagazdái, parazitoidjai és a hangyagazdák egyéb szociálpazsitái / Host ants and parasitoids of <i>Maculinea</i> butterflies in the Carpathian Basin and some socialparasites of the ant hosts | 23 |
| Bíró Zsolt, Roszik Ákos és Rízmájer Pál | Az élőhelyvesztés szerepe a mezei nyúl (<i>Lepus europaeus</i> Pallas 1778) állomány csökkenésében Magyarországon / The role of habitat loss in the decline of the European hare (<i>Lepus europaeus</i> Pallas 1778) population abundance in Hungary | 35 |
| Bihari Zoltán, Balogh Péter és Pető Noémi | A nyugati földikutyá (<i>Spalax leucodon</i> Nordmann, 1840) hazai állománynagysága és a faj térhasználata a legeltetés függvényében a Hajdúbagosi élőhely példáján bemutatva / Population dynamic of the <i>Spalax leucodon</i> Nordmann, 1840 in Hungary, and the effect of grazing on the habitat selection of the species at Hajdúbagosa | 46 |
| Guti Gábor és Gaebele Tibor | Veszélyeztetett tokfélék (<i>Acipenseridae</i>) a Duna magyarországi szakaszán / Threatened sturgeons in the Hungarian section of the Danube | 57 |
| Varga Anna és Bölöni János | Erdei legeltetés, fáslegelő, legelőerdők tájtörténete / Landscape history of forest grazing and wood-pastures in the Carpathian-basin | 68 |
| Hajdu Klára | Természetvédelmi stratégiák: hatékony eszközök vagy csővégi megoldások? / Biodiversity strategies: effective tools or end-of-pipe solutions? | 80 |
| Déri Eszter, Lengyel Szabolcs, Lontay László, Deák Balázs, Török Péter, Magura Tibor, Horváth Roland, Kisfali Máté, Ruff Gábor és Tóthmérész Béla | Természetvédelmi stratégiák alkalmazása a Hortobágyon: az etyekpusztakócsi LIFE-Nature program eredményei / Conservation strategies in the Hortobágy: results of the Egyek-Pusztakócsi LIFE-Nature grassland restoration project | 89 |
| Bodorkós Barbara és Cordula Mertens | Kié a föld? Intézményi elemzés a természetvédelem helyi irányításáról / Who Owns the Land? – Institutional Analysis of Biodiversity Governance in Hungary | 103 |
| Kelemen Eszter, Málovics György és Margóczi Katalin | Ökoszisztéma szolgáltatások felmérése során feltárt konfliktusok az Alpári-öblözetben / Discovering conflicts in the Alpár-wetland through an ecosystem services assessment project | 119 |

| | | |
|---|--|-----|
| Török Péter, Papp Mária, Tóthmérész Béla és Matus Gábor | Lúdlegelést követően regenerálódó nyírségi homoki gyepék magkészlete / Soil seed bank of regenerating overgrazed acidic sandy grasslands | 134 |
| Valkó Orsolya, Török Péter, Vida Enikő, Arany Ildikó, Tóthmérész Béla és Matus Gábor | A magkészlet szerepe két hegyi kaszálórét közösség helyreállításában / The role of soil seed banks in restoration of two hay-making meadows | 147 |
| Török Péter, Kelemen András, Valkó Orsolya, Miglécz Tamás, Vida Enikő, Deák Balázs, Lengyel Szabolcs és Tóthmérész Béla | Avar-felhalmozódás szerepe a gyepesítést követő vegetáció- dinamikában / The effect of litter accumulation on vegetation dynamics after grassland restoration by sowing | 160 |
| Csathó András István | A mezsgyék természetvédelmi jelentősége és védelmük időszerűsége / Significance and timeliness for nature conservation of the verges | 171 |
| Margóczy Katalin, Fehér Mária, Hrtyan Mónika és Gradzikiewicz Mária | Parlagok és természetvédelmi célú gyepesítések értékelése Ásott- halom, Tiszalpart és Kardoskút határában / Evaluation of old-fields and ecological restoration of grasslands in the Great Hungarian Plain | 182 |
| Kovács Anikó, Báldi András, Batáry Péter és Tóth László | Az ugarok jelentősége a madárvédelmében a Hevesi-sík Érzékeny Természeti Területen / The role of set-asides in the conservation of birds on the Heves Environmentally Sensitive Area | 193 |
| Somay László, Batáry Péter és Boros Emil | A tájhasználat hatása homoki gyepék madárközösségeire / Effect of land-use on bird assemblages of sandy grasslands | 204 |
| Biró Judit, Kovács Anikó és Báldi András | Mezőgazdasági területek jellemző madárfajainak élőhely-preferencia vizsgálata a Hevesi-sík Érzékeny Természeti Területen / Habitat prefer- ences of farmland birds on the Heves Environmentally Sensitive Area | 216 |
| Németh Ákos, Lóránt Miklós és Vadász Csaba | Mennyire tekinthetők hatékonyak az AKG túzokvédelmi célprogramjaiban szereplő előírások? / How effective are the management regulations of the Great Bustard Protection Agro- Environmental Program? | 226 |
| Vadász Csaba és Csörgő Tibor | Az agrár-környezetgazdálkodás nádgazdálkodási cél-programjában szereplő előírások értékelése a nádban költő énekesmadár fajokra gyakorolt hatásuk alapján / Evaluation of regulations of the agro- environmental program focusing on reedbed management, based on their effects on the breeding passerine assemblage | 235 |
| Déri Eszter, Horváth Roland, Magura Tibor, Kődöböcz Viktor, Kisfali Máté, Ruff Gábor, Lengyel Szabolcs és Tóthmérész Béla | A földhasználat-változás hatásai az izeltlábú együttesekre Egyek- Pusztakócson / Effects of land-use change on the arthropod assemblages in Egyek-Pusztakócs (Hortobágy National Park) | 246 |

| | | |
|---|---|-----|
| Kőrösi Ádám, Szentirmai István, Örvössy Noémi, Kövér Szilvia, Batáry Péter és Peregovits László | A kaszálás hatásának vizsgálata a vérfű hangyaboglárka (<i>Maculinea teleius</i>) populációira - egy kezelési kísérlet első tapasztalatai / Effects of mowing on populations of the scarce large blue butterfly (<i>Maculinea teleius</i>) in SW Hungary | 257 |
| Pálfy Anna, Báldi András és Kovács Anikó | Méhek abundanciájának eloszlása három különböző mezőgazdasági kultúra szegélyében / Species richness and abundance of bees in the edge of three different agricultural fields | 269 |
| Lerner Zita, Kovács Anikó és Báldi András | Élőhely-szegélyek fészekaljpredációra gyakorolt hatásának vizsgálata a Hevesi-sík Érzékeny Természeti Területen / A study on the nest predation edge effect in the Heves Environmentally Sensitive Area | 280 |
| Heim Anita és Báldi András | Különböző élőhelyek szegélyeinek komparatív fészekaljpredációs vizsgálata / Comparing the nest predation edge effect in different habitat edges | 291 |
| Koncz Gábor, Papp Mária, Török Péter, Kotroczó Zsolt, Krakomperger Zsolt és Matus Gábor | Egy cseres-tölgyes állomány (Síkfőkút, Bükk-hegység) magbankja és szerepe a lágyszárú szint regenerálásában / Soil seed bank in a North-Hungarian oak forest | 304 |
| Papp Mária, Koncz Gábor, Kotroczó Zsolt, Krakomperger Zsolt, Schellenberger Judit és Tóth János Attila | Egy cseres-tölgyes lágyszárú növényzetének válasza avarmanipulációra / Effect of litter manipulation on the herb layer of an oak forest | 316 |
| Kotroczó Zsolt, Krakomperger Zsolt, Veres Zsuzsa, Vasenszki Tamás, L. Halász Judit, Koncz Gábor, Papp Mária, Tóthmérész Béla és Tóth János Attila | Talajlégzés vizsgálatok tartamhatású avarmanipulációs modellkísérletben / Soil respiration measurements in long-term litter manipulation field experiments | 328 |
| Kanalas Péter, Borovics Attila, Cseke Klára, Szöllösi Erzsébet, Oláh Viktor, Fenyvesi András és Mészáros Ilona | Taxonómiai, populációgenetikai és fenológiai vizsgálatok egy síkfőkúti erdő nemes tölgyeinek körében / Taxonomical, phenological and population genetic research in a Hungarian Sessile oak-Turkey oak forest stand | 338 |
| Mázsa Katalin, Horváth Ferenc, Balázs Borbála, Bölöni János és Aszalós Réka | A felsőtárkányi Vár-hegy erdőrezervátum faállományának korosztályviszonyai erdőtörténeti összefüggésben / Stand survey and forest history study of mature oak forest in the Vár-hegy Forest Reserve (Felsőtárkány) | 347 |
| Misik Tamás és Kárász Imre | A síkfőkúti erdő cserjeszintjének struktúra változásai 2002 és 2007 között - egyedszám és méret / The structure changes of shrub layer in the Síkfőkút forest between 2002 and 2007. Number of individuals and sizes | 358 |
| Benedek Zsófia, Nagy Antal, Rác István András, Jordán Ferenc és Varga Zoltán | Az erdélyi avarszöcske (<i>Pholidoptera transsylvanica</i> , Fischer Waldheim, 1853) élőhelyhálózatának változásai az Aggteleki karszton / Changes in the habitat network of an endangered <i>Pholidoptera transsylvanica</i> , (Fischer Waldheim, 1853) metapopulation in the Aggtelek Karst (NE Hungary) | 369 |

| | | |
|--|--|-----|
| Hornung Erzsébet, Vilisics Ferenc és Sólymos Péter | Ászkarák együttesek (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) felhasználhatósága élőhelyek minősítésében / The use of woodlice assemblages (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) in the assessment of habitat naturalness | 381 |
| Sólymos Péter, Vilisics Ferenc, Kemencei Zita, Páll-Gergely Barna, Farkas Roland, Nagy Antal, Kisfali Máté és Hornung Erzsébet | Globális változás, lokális túlélés: kitettség és nedvességi grádiens hatása avarlakó gerinctelenekre aggteleki töbrök alapján / Global change, local survival: effects of aspect and moisture on epigeic invertebrate communities | 396 |
| Bogyó Dávid és Korsós Zoltán | Urbanizáció hatása ikerszelvényes (Diplopoda) együttesekre - Faunisztikai eredmények / Effect of urbanisation on millipedes (Diplopoda) - Faunistical results | 412 |
| Kovács Szilvia, Csörgő Tibor, Harnos Andrea, Nagy Krisztina és Reiczigel Jenő | A kerti poszáta (<i>Sylvia borin</i>) vonulási fenológiájának változása Ócsán 1984-2007 között / Change in migration phenology of Garden Warbler (<i>Sylvia borin</i>) at the Ócsa Bird Ringing Station between 1984-2007 | 422 |
| Nagy Krisztina, Csörgő Tibor, Harnos Andrea és Kovács Szilvia | A cserregő és az énekes nádiposzáta (<i>Acrocephalus scirpaceus</i> , <i>A. palustris</i>) vonulásának fenológiai változásai / Changes in the migration phenology of Reed and Marsh Warbler (<i>Acrocephalus scirpaceus</i> , <i>A. palustris</i>) | 434 |
| Ferenczi Márta, Pellinger Attila és Csörgő Tibor | Vízimadár közösség monitoringja a Nyirkai-Hany élőhely-rekonstrukció területén / Waterbird monitoring of the Nyirkai-Hany wetland reconstruction area | 446 |
| Gaebele Tibor és Guti Gábor | A halivadék-élőhelyek tér- és időbeli változása a Duna gödi szakaszán (1671-1669 fkm) / Spatial and seasonal changes of shoreline habitats of juvenile fish in the Danube at the Göd island (rkm 1671-1669) | 457 |
| Tóth Mihály és Puky Miklós | Kétéltűek hangmonitorozása a Rétközi-tó térségében / Amphibian sound monitoring along the Rétközi Reservoir of the River Tisza at Szabolcsveresmart, Hungary | 467 |
| Csíder Ibolya, Gyüre Péter és Monoki Ákos | A székicsér (<i>Glareola pratincola</i> , Linnaeus, 1766) állománya és védelme a Nagykunságon / The population of the Collared Pratincole (<i>Glareola pratincola</i> , Linnaeus, 1766) in the Nagykunság (Hungary) | 476 |
| Lendvay Bertalan és Kalapos Tibor | A magyarföldi husáng (<i>Ferula sadleriana</i>) populációinak állapotfelmérése 2008-ban / Survey of the populations of <i>Ferula sadleriana</i> in 2008 | 486 |
| Ádám Szilvia és Penszka Károly | A Koppánymonostori-sziget részletes botanikai vizsgálata és vegetációtérképe / Detailed botanical analysis and vegetation map of the Island of Koppánymonostor | 493 |
| Csereklye E. Krisztina | Egyes növényfajok nehézfém szennyezettsége Vác térségében / Metal pollution of several plant species in the region of Vác | 504 |

| | | |
|---|--|-----|
| Rác Barbara, Vallner Judit, Kotroczó Zsolt és Dobi László | A BISEL program alkalmazása a középiskolában a természet védelméért / The BISEL Program adaptation of the secondary grammar school for the nature protection | 517 |
|---|--|-----|

RÖVID KÖZLEMÉNYEK

| | | |
|---|---|-----|
| Spakovszky Péter | Túzokok (<i>Otis tarda</i>) változó területhasználata egy új parlagisas- revírben (<i>Aquila heliaca</i>) a Mosoni-síkon / Altering habitat use of Great Bustards (<i>Otis tarda</i>) in a new Imperial Eagle (<i>Aquila heliaca</i>) territory in the Mosoni-sík, Northwest-Hungary | 528 |
| Lisztes-Szabó Zsuzsa, Kovács Szilvia és Tanyi Péter | Erdőfelújítási típusok botanikai értékelése a debreceni Nagyerdő gyöngyvirágos-tölgyesében / Botanical evaluation of different ways of reforestation in the 'Nagyerdő' oak forest (Debrecen, East Hungary) | 534 |

Előszó

2008. novemberében ismét nevezetes esemény történt a magyar természetvédelmi biológia terén: a korábban szűkebb skálájú témákra épülő konferenciák sorában egy nagyon széles biológiai szerveződési tartomány eredményeit tekintették át a résztvevők a „Molekulától a globális folyamatokig”. A nagyobb tér- és időléptékű folyamatok természetvédelmi relevanciája sokkal nyilvánvalóbb, mint a szubmikroszkópos mintázatok és folyamatok összekapcsolása természetvédelmi kérdésekkel, sok esetben azonban bonyolult biológiai szerveződési szinteken felmerült kérdésekre adandó megbízható és megalapozott válaszokban sokat segítenek a kevésbé bonyolult szinteken szerzett ismeretek.

A természetvédelmi biológiában oly fontos táji mintázatok, ezek kialakulása és változása szükségessé teszi más tudományterületek módszertanának alkalmazását és eredményeinek figyelembe vételét is, amivel a vizsgálódások skálája ismét tovább szélesedik. Az utóbbi időkben egymásra találó ökológia-természetvédelem és szocioökonómia is megtermékenyítőleg hatott egymásra, a kutatók gondolkodásmódja szélesedett, melynek újabb izgalmas eredményeit olvashatjuk e kötetben.

A tudományos igényű vizsgálódások sokszor térben és időben nagyon kiterjedtek, hogy általánosítható törvényszerűségeket tárjanak fel. Különösen így van ez nagy változékonyságú objektumok esetében. A kutatóval szemben nagy kihívást jelent a vizsgálatok megtervezése és az anyagi források előteremtése olyan témában, ahol rövid távon profit nem várható, és a támogatók így kevésbé érdekeltek a kutatások fenntartásában. Ha mégis vannak elszánt kutatók – a kötet terjedelme pedig azt bizonyítja, hogy vannak – akkor pazarlás lenne, ha eredményeiket nem tehetnék közkinccsé. Az V. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia szervezőit és e kötet szerkesztőit méltán illeti elismerés, hogy a Konferenciát egyre népszerűbbé és sikereesebbé tették, az előadások elhangzása után pedig maradt további energiájuk terjedelmes konferencia kötetek szerkesztésére is.

A Magyar Ökológusok Tudományos Egyesületének deklarált célja, hogy elősegítse az ökológiában és a természetvédelemben született hazai eredmények minél szélesebb körű megismertetését. Ezért szívesen nyújt a konferenciákhoz adott szakmai támogatáson túl anyagi támogatást is a kötet megjelenéséhez.

Szívesen ajánlom az Olvasó figyelmébe a Természetvédelmi Közlemények jelen kötetét, amely az V. Magyar Természetvédelmi Biológia Konferencián bemutatott eredmények jelentős részét tartalmazza, s reprezentatív áttekintő képet tár elénk a hazai természetvédelmi biológia aktuális kérdéseiről és kutatási prioritásairól.

Körmöczy László
a MÖTE elnöke

Előszó

Óriási a távolság az értől az óceánig, a molekulától a globális folyamatokig. Talán a mottó azt is jelzi, hogy életünkben egy beláthatatlan folyamat egyetlen állomásán megállva, egy pillanatra számot vetünk azzal, hová tartunk, mivé lesz a környezetünk, mit tehetünk annak érdekében, hogy természeti erőforrásainkat minél tovább használhassuk és élvezhessük.

Kevés időnk maradt 2010-ig, amikor a biodiverzitás évében értékeljük: mindent megtettünk-e a természetvédelem biológiai alapjainak megismerése érdekében? A természetvédelmi konferenciák, az itt elhangzott előadások világítanak rá igazán, hogy milyen keveset tudunk a körülöttünk lévő világ folyamatairól ahhoz, hogy bátran beavatkozzunk az ökológiai rendszerek folyamataiba.

Éppen ezért a biodiverzitás megőrzése terén kiemelt hangsúlyt kell fektetni az ökoszisztéma szolgáltatásait vizsgáló kutatásokra, a biodiverzitást veszélyeztető hatások mérséklésére, az élőhely-rekonstrukciós intézkedésekre, a változások és indikációk mérésére – végső soron azon témakörök megalapozására, amelyek a jelen konferencia alapjait is képezik.

A természetvédelem fő kérdéseinek közvetítésében – mint például a klímaváltozás, az inváziós fajok térhódítása – a nyíregyházi konferencia mind a résztvevők magas számát, mind a sokrétű és színvonalas előadásokat tekintve példamutató értékű volt. Erőfeszítéseink kulcstényezői az új kihívásokkal is lépést tartó kutatások, amelyek a változások hatásainak vizsgálatával helytálló válaszokat adhatnak nemcsak a jelen, de a jövő kihívásaira is!

Ajánlom e kötetet mindenkinek, aki elkötelezettnek érzi magát bolygónk különleges, összetett élővilágának megőrzésében, valamint környezetünk élhetőbbé tételében, és remélem, hogy azok is érdekes és hasznos információkat találnak majd e könyvben, akik a természet megőrzésének alkalmazott módszereit kutatják és maguk is végzik.

Szabó Imre
környezetvédelmi és vízügyi miniszter

A klímaváltozás hatásainak vizsgálata hosszútávú madárgyűrűzési adatsorok elemzésével

Csörgő Tibor¹, Harnos Andrea^{2, 3}, Kovács Szilvia²
és Nagy Krisztina³

¹ELTE; *Anatómiai, Sejt- és Fejlődésbiológiai Tanszék*
1117, Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C., E-mail:csorgo@elte.hu

²SZIE ÁOTK; *Biomatematikai és Számítástechnikai Tanszék*
1078, Budapest, István utca 2.

³MTA-BCE; „*Alkalmazkodás a klímaváltozáshoz*” kutatócsoport
1118, Budapest, Villányi út 29-43.

Összefoglaló: Az éghajlatváltozás hatására változhat a fajok földrajzi eloszlása, viselkedése, a demográfiai és biometriai jellemzők, módosulhatnak a költési area határai. Mivel még testvér fajoknak is teljesen eltérő lehet a vonulása, ezért a hatások mértéke, sőt iránya is eltérhet, a változások többnyire csak fajonként, sőt populációnként, esetleg kor- és ivarcsoportonként értelmezhetők.

Vizsgálatunkhoz 3 fajpárt (cserregő nádiposzáta – énekes nádiposzáta, csilpcsalpfüzike – sisegő füzike, barátposzáta – kerti poszáta) választottunk ki. Négy faj észak-európai költő állománya átvonul Kárpát-medencén, a csilpcsalpfüzike és a cserregő nádiposzáta hazai fészkelő állománya izoláltak tekinthető.

Eredményeink szerint vonulás időzítésének módosulása mindkét irányban megfigyelhető. Ősszel ugyanazon faj korcsoportjainak vonulásában bekövetkező változás is különbözhet. Vannak olyan átvonuló állománnyal is rendelkező fajok, amelyeknél a 24 év alatt az őszi vonulás során csökkent az átlagos testtömeg, és nőtt az átlagos szárnyhossz. Mivel ugyanazon faj északabbi populációi madarainak szárnya átlagosan hosszabb, mint a délebbieké, és a hosszabb útvonalon több zsírt használnak el a repülésük során, eredményeink szerint nőtt a vizsgálati területen az északabbról származók aránya, ami közvetve az éghajlatváltozás area határ módosítására utal.

Kulcsszavak: klímaváltozás, énekes madarak, hosszútávú vonulók

Bevezetés

A globális klímaváltozás madarak életére gyakorolt hatására már több év-

tizede felfigyeltek (pl. Lundberg & Edholm 1982, Williamson 1975), és predikciók sorát állították fel (pl.: Berthold 1990), amelyek sorra igazolást nyernek. Változik a fajok földrajzi eloszlása, módosulnak az elterjedési area határok, új telelő területek alakulnak ki (pl. Crick 2004, Thomas & Lennon 1999). Változik a vonulás időzítése és fenológiája (pl. Cotton 2003, Crick & Sparks 2006, Lehtikoinen *et al.* 2004, Tøttrup *et al.* 2006, Zalakevicius *et al.* 2006), a vedlés (pl. Péron *et al.* 2007) és a költés időzítése (pl. Both *et al.* 2004, Crick *et al.* 1997, Forchhammer *et al.* 1998), a demográfiai faktorok (pl. Berthold 2002, Crick 2004, Saether *et al.* 2004), a biometriai jellemzők (pl. Yom-Tov *et al.* 2006) stb. Az eredmények sok esetben ellentmondanak, alig lehet általános következtetéseket levonni. Ennek oka az, hogy pl. a vonulás időzítésének változása ugyanazon faj esetén földrajzi területenként is különbözhet, mivel ott más-más alfajok vagy populációk vonulhatnak, esetleg különböző mértékben hatnak a lokális vagy olyan globális időjárási tényezők, mint az észak-atlanti oszcilláció (NAO), vagy egyszerűen csak a vonulási út különböző szakaszán folytak a vizsgálatok (pl. Cotton 2003, Hubalek 2004, Hüppop & Hüppop 2003, Rainio *et al.* 2006, Rubolini *et al.* 2007, Tøttrup *et al.* 2006). Problémákat vet fel az is, hogy a különböző tanulmányok eltérő mérőszámokat, illetve módszereket használnak (pl. a vonulás időzítésénél az első érkező madár megfigyelési ideje, a vonulás csúcspontja, mediánja vagy különböző kvantilisek, a kövér madarak megjelenésének ideje stb.) (pl. Nowakowski 1999, Tøttrup *et al.* 2006, Tryjanowski *et al.* 2002).

Tovább bonyolítja a képet, hogy az időjárás hatására bekövetkező különböző változások egymással is kapcsolatban vannak, mint pl. a tavaszi érkezés és költés kezdése, a költések száma, a pre- vagy postnuptiális vedlés időzítése (pl. Hedeström *et al.* 2007).

Jelen dolgozatban arra kerestük a választ, hogy milyen különbségek vannak a többé-kevésbé eltérő vonulási stratégiájú közel rokon fajok között a tavaszi és őszi vonulás során, milyen mértékű a korcsoportok közötti különbség, és mutatkozik-e valamilyen értelmezhető hatás a vizsgált fajok biometriai jellemzőiben?

Módszerek

Az adatokat a Duna-Ipoly Nemzeti Parkhoz tartozó, Ócsai Tájvédelmi Körzet Öregturján nevű részen található Ócsai Madárvárán (É. sz. 47° 15'– K. h. 19° 15') gyűjtöttük 1984. és 2007. között. A madarakat függönyháló-

val fogtuk be, és egyedileg számozott jelölőgyűrűvel láttuk el. Az Actio Hungarica szabályai szerinti standard módszerekkel számos biometriai adatot is felvettünk (Szentendrey *et al.* 1979).

A vizsgálatba különböző vonulási stratégiájú rokon fajpárok (cserregő nádiposzáta (*Acrocephalus scirpaceus*) – énekes nádiposzáta (*A. palustris*), barátposzáta (*Sylvia atricapilla*) – kerti poszáta (*S. borin*), csilpcsalpfüzike (*Phylloscopus collybita*) – sisegő füzike (*Ph. sibilatrix*)) adatait használtuk. A hat vizsgált faj közül csak kettőnek (barátposzáta és csilpcsalpfüzike) vannak a Mediterráneumban is telelő területei, a többi Afrika Szahara alatti részén telelő, tipikus hosszútávú vonuló. A cserregő nádiposzáta és a csilpcsalpfüzike hazai populációja – bár mindkét faj egész Európában elterjedt – izolátumnak tekinthető, mivel az északabbra költő állományok elkerülik a Kárpát-medencét (Cramp & Brooks 1992, Csörgő & Lövei 1986, Csörgő & Ujhelyi 1991, Harnos & Csörgő *in press*, Nagy *et al.* 2009). Az énekes nádiposzáta, a barátposzáta, a kerti poszáta és a sisegő füzike észak-európai állományai átvonulnak a Kárpát-medencén (Csörgő & Karcza 1998, Kiss *et al.* *in press*, Miklay & Csörgő 1986, Szórádi *et al.* *in press*).

A vizsgált fajok mindegyikénél elkülönítettük a korcsoportokat: első naptári éves és annál idősebb madarak (Svenson 1992). A populáció adott hányadának vonulás időzítésében bekövetkezett változásait lineáris kvantilis regresszióval vizsgáltuk (Cade & Noon 2003, Nagy *et al.* 2009). Tavasszal a 10, 25, 50, 75 %-os, ősszel a 25, 50, 75, 90 %-os kvantiliseket használtuk, kihagyva tavasszal a 90, illetve ősszel a 10 %-os kvantiliseket, hogy a fészkelés ill. diszperziós mozgás zavaró hatását csökkentsük. A statisztikai elemzésekhez az R 2.8 programot használtuk (R Development Core Team 2007, Reiczigel *et al.* 2007), a kvantilis regresszióhoz pedig a „quantreg” csomagot (Koenker 2004).

A szárnyhossz adatokat 1 mm, a testtömeg adatokat 0,1 g pontossággal mértük. Az évi átlagos testtömeg és szárnyhossz adatok trendjeinek statisztikai elemzését lineáris regresszióval végeztük (Reiczigel *et al.* 2007).

Eredmények

A tavaszi vonulás időzítése a vizsgált fajoknál eltérően alakult. Nem csak a vonulás időzítése, hanem a vonulási hullám alakja is változott. Pl. a vonulás kezdete – szinte minden fajnál és minden kvantilis esetén – 3–14 nappal korábbra tolódott, kivéve az énekes nádiposzátaét és a csilpcsalpfüzikeét,

1. táblázat. Az tavaszi vonulás időzítés kvantilis regressziójának eredményei (N – mintaszám, d – változás a 24 év alatt napokban, p – p-érték)

| Faj | N | 10% | | 25% | | 50% | | 75% | |
|----------------------|------|------|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|
| | | d | p | d | p | d | p | d | p |
| Énekes nádiposzáta | 322 | -5 | 0,25 | 2 | 0,54 | 5 | <0,01 | 5 | <0,01 |
| Cserregő nádiposzáta | 1566 | -11 | <0,01 | -13 | <0,01 | -10 | <0,01 | -9 | <0,01 |
| Kerti poszáta | 416 | -9 | <0,01 | -6 | <0,01 | -7 | 0,01 | -9 | <0,01 |
| Barátposzáta | 6515 | -1,5 | <0,01 | 0 | 1 | 3 | <0,01 | -12 | <0,01 |
| Sisegőfűzike | 370 | 0 | 1 | -10 | <0,01 | -14 | <0,01 | -11 | <0,01 |
| Csilpcsalpfűzike | 2129 | -3 | 0,16 | -4 | <0,01 | 0 | 1 | 3 | <0,01 |

amelyek vonulásának második fele mintegy 3–5 nappal később zajlik. A barátposzáta és sisegő fűzike vonulási intervalluma szűkült, az énekes nádiposzátaé tágult, a többieké nem változott jelentősen (1. táblázat).

Az őszi vonulás időzítése a legtöbb esetben a tavaszival ellentétes irányban változott, a madarak egyre később mennek el. Legkevésbé sisegő fűzikéé és a csilpcsalpfűzikéé változott, legerősebben a barátposzátaé. A vonulási időszak a csilpcsalpfűzike mindkét korcsoportjánál és az öreg barátposzátaánál szűkült,

2. táblázat. Az őszi vonulás időzítés kvantilis regressziójának eredményei (N – mintaszám, d – változás a 24 év alatt napokban, p – p-érték)

| Faj | Kor | N | 25% | | 50% | | 75% | | 90% | |
|----------------------|--------|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|
| | | | d | p | d | p | d | p | d | p |
| Énekes nádiposzáta | öreg | 1392 | 0 | 1 | 2 | 0,05 | 5 | <0,01 | 0 | 1 |
| | fiatal | 3506 | 6 | <0,01 | 9 | <0,01 | 8 | <0,01 | 12 | <0,01 |
| Cserregő nádiposzáta | öreg | 2845 | 3 | <0,01 | 10 | <0,01 | 10 | <0,01 | 12 | <0,01 |
| | fiatal | 9440 | 0 | 1 | 8 | <0,01 | 12 | <0,01 | 17 | <0,01 |
| Kerti poszáta | öreg | 1513 | 7 | <0,01 | 1 | 0,41 | 3 | 0,13 | 2 | 0,16 |
| | fiatal | 4531 | 19 | <0,01 | 14 | <0,01 | 16 | <0,01 | 12 | <0,01 |
| Barátposzáta | öreg | 5766 | 34 | <0,01 | 16 | <0,01 | 16 | <0,01 | 14 | <0,01 |
| | fiatal | 33331 | 17 | <0,01 | 17 | <0,01 | 16 | <0,01 | 16 | <0,01 |
| Sisegő fűzike | öreg | 614 | 3 | 0,14 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| | fiatal | 2242 | 0 | 1 | 2 | 0,10 | 7 | <0,01 | 9 | <0,01 |
| Csilpcsalpfűzike | öreg | 1929 | 12 | <0,01 | 6 | <0,01 | 3 | 0,10 | -2 | 0,51 |
| | fiatal | 3211 | 9 | <0,01 | 4 | <0,01 | -2 | 0,16 | -2 | 0,08 |

3. táblázat. Az átlagos szárnyhossz változás lineáris regressziójának eredményei (d – változás a 24 év alatt, d% – százalékos változás, p – p-érték)

| Faj | Ősz öreg | | | Ősz fiatal | | |
|----------------------|----------|------|-------|------------|------|------|
| | d | d% | p | d | d% | p |
| Énekes nádiposzáta | 2,48 | 3,37 | <0,01 | 0,85 | 1,27 | 0,02 |
| Cserregő nádiposzáta | 0,12 | 0,18 | 0,69 | 0,22 | 0,34 | 0,33 |
| Kerti poszáta | 0,51 | 0,6 | 0,36 | 0,28 | 0,37 | 0,22 |
| Barátposzáta | 0,92 | 1,3 | <0,01 | 0,29 | 0,4 | 0,21 |
| Sisegő füzike | 2,49 | 3,4 | <0,01 | -0,18 | -0,3 | 0,58 |
| Csilpcsalpfüzike | 0,68 | 1,1 | 0,32 | 0,32 | 0,5 | 0,18 |

az öreg énekes nádiposztánál, a kerti posztánál, a fiatal barátposztánál nem változott, a fiatal énekes nádiposztánál, a cserregő nádiposzáta mindkét korcsoportjánál és fiatal sisegő füzikénél lényegesen szélesebb lett (2. táblázat).

Az átlagos szárnyhossz a jelentős átvonuló állománnyal is rendelkező fajok esetén trendszerűen – mindkét énekes nádiposzáta korcsoportnál, az öreg barátposztánál és az öreg sisegő füzikénél szignifikánsan – nőtt (3. táblázat).

A testtömeg átlagos értékek a jelentős átvonuló állománnyal rendelkező fajok esetén trendszerűen – az énekes nádiposzáta két korcsoportja kivételével – csökkentek. A változás a barátposzáta mindkét korcsoportjánál és a fiatal sisegő füzikénél szignifikáns (4. táblázat).

Értékelés

Az utóbbi évtizedekben nagyon sok madárfaj változtatta meg vonulását

4. táblázat Az átlagos testtömeg változás lineáris regressziójának eredményei (m – meredekség, d – változás a 24 év alatt, d% – százalékos változás, p – p-érték)

| Faj | Ősz öreg | | | | Ősz fiatal | | | |
|----------------------|----------|-------|------|------|------------|-------|------|-------|
| | m | d | d% | p | m | d | d% | p |
| Énekes nádiposzáta | 0,01 | 0,17 | 1,32 | 0,49 | 0,00 | 0,04 | 0,3 | 0,89 |
| Cserregő nádiposzáta | -0,01 | -0,15 | -1,3 | 0,44 | 0,00 | -0,10 | -0,8 | 0,36 |
| Kerti poszáta | -0,02 | -0,60 | -3,1 | 0,07 | -0,01 | -0,37 | -1,8 | 0,23 |
| Barátposzáta | -0,02 | -0,53 | -2,8 | 0,01 | -0,03 | -0,87 | -4,6 | <0,01 |
| Sisegő füzike | -0,01 | -0,17 | -1,7 | 0,51 | -0,03 | -0,70 | -7,1 | <0,01 |
| Csilpcsalpfüzike | -0,03 | -0,70 | -8,9 | 0,09 | -0,004 | -0,09 | -1,2 | 0,51 |

időzítését. A változások mértéke nagyban függ a vonulási stratégiától. A plasztikusabb viselkedésű rövid- és középtávú vonulók gyorsabban adaptálódnak a megváltozott feltételekhez, mint az erősebb genetikai kontroll alatt álló hosszútávú vonulók (pl. Berthold 2002, Butler 2003, Pulido *et al.* 2001). Az előbbieket tavaszi érkezése szoros összefüggést mutat az Európa időjárását alapvetően meghatározó észak-atlanti oszcillációval (NAO), míg a hosszútávúaké nem (Hubalek 2004). Nem tisztázott, hogy a változások hátterében már evolúciós változások állnak, vagy csak a fenotípusok plaszticitása (Coppack & Both 2002, Gienapp 2007).

A tágabb értelemben hasonló vonulási stratégiájú fajok (pl. hosszútávú vonulók) időzítésbeli változásai sem egységesek. Nem csak a mértékük, de irányuk is különbözhet. Pl. az olyan testvér fajok, mint a cserregő és énekes nádiposzáta közül az előbbi egyre korábban érkezik, az utóbbi később. Mindkét faj Európa nagy részén fészkel. A cserregő nádiposzáta Észak-, és Nyugat-Európában fészkelő populációi délnyugati irányba vonulnak őszszel, és Nyugat-Afrikában telelnek, a keleti területekről pedig Kelet-Afrikába vonulnak (Csörgő & Ujhelyi 1991). A hazai izolált populáció mindkét útvonalat használja. Tavaszi érkezésük Európa minden részén korábbra tolódott a telelőterület és útvonal különbözősége ellenére. A tavaszi vonulás időzítésének mediánja Dél-Németországban átlagosan 7 nappal (Bergmann 1999), Dániában és Németország északi részén 3 nappal (Spottiswoode *et al.* 2006, Tøttrup *et al.* 2006), az első madár érkezése Angliában átlagosan 9,5 nappal tolódott korábbra (Cotton 2003). Nálunk ez az érték kb. 10 nap. Az énekes nádiposzáta ugyanakkor egyre később érkezik. A mi vizsgálatunk szerint ennek medián értéke 5 nap, Dániában és Németországban 1, ill. 4 nap (Spottiswoode *et al.* 2006, Tøttrup *et al.* 2006). Az eltérés a két faj vonulási stratégiájában kereshető. A cserregő nádiposzáta a rokon fajnál lassabban, kisebb lépésekben vonul. Az énekes nádiposzáta gyors vonulását az teszi lehetővé, hogy nagy mennyiségű zsírt halmoz fel indulás előtt. Az afrikai területek szárazabbá válásával egyre nehezebb a megfelelő mennyiségű „üzemanyag” felhalmozása, ami lassíthatja a vonulást (Gordo *et al.* 2005).

Hasonló „finom” különbségek okozzák a többi sibling faj között tapasztalt különbséget is. A csilpcsalpfüzike tavaszi kismértékű időzítés változásának az lehet az oka, hogy egyike a legkorábban érkező fajoknak, így nem nagyon van már lehetősége előrébb hozni a vonulását. Bár a hímek jól reagálnak a márciusi hőmérsékletre – minél melegebb van, annál korábban érkeznek – a tojók vonulási ideje nem változott az utóbbi negyed században (Harnos & Csörgő *in press*). A sisegő füzike egyike a legkésőbb vonuló

énekeseknek, így ennél a fajnál nagyobb időbeli változások lehetségesek (Kiss *et al.* 2009). A két poszáta fajnál hasonló a helyzet, mint a füzikéknél. A barátposzáta nagyon korai vonuló, a kerti poszáta pedig késői (Kovács *et al.* 2009, Szórádi *et al.* in press).

Tavasszal a szaporodásra irányuló optimalizáció miatt a vonulás korábbra tolódása a jellemzőbb. Ősszel nincs ilyen direkt késztetés, fontosabb a túlélés, amire jobb esélye van a jobb kondícióban levő madaraknak, megéri tehát valamivel tovább maradni, ha van táplálék, és érdemes korábban elmenni, ha pl. a szárazság miatt kevesebb az ennivaló. Mindkét irányú változásnak megvannak az előnyei és hátrányai: nem éri meg korábban elmenni, ha van táplálék és az időjárás is kedvező (Coppack *et al.* 2002), viszont veszélyes lehet túl későn távozni, mert az időjárás egyre kiszámíthatatlanabb, az anomáliák egyre erősebbek és gyakoribbak lehetnek (Bezzel & Jetz 1995).

Vizsgálatunkban azt tapasztaltuk, hogy a jelentősebb átvonuló állománnyal rendelkező fajoknak a szárnyhossz átlaga nőtt, de testtömeg-átlaga csökkent. A változások trendje néhány esetben már ilyen, viszonylag rövid időintervallumon belül is szignifikáns. Ennek valószínű oka az, hogy változott az átvonuló állományok összetétele, vagyis egyre több északi madár vonul át a területen.

A klímaváltozás egyik legkorábban felismert következménye az areahatárok északabbra tolódása volt (Thomas & Lennon 1999). Az utóbbi évtizedekben az általunk vizsgált fajok is kiterjesztették költő területüket észak felé (Burfield & Van Bommel 2004). Emellett – szintén az éghajlatváltozás hatására – az északabbi területeken a költési siker is növekedhetett. Mindezek miatt egyre több madár érkezhetsz ősszel egyre északabbi területekről.

Egy-egy fajon belül a szárnyhossz ill. a szárny alakja összefüggést mutat a vonulási út hosszával. Minél nagyobb a távolság, annál hosszabb, ill. hegyesebb a szárny. Ez kedvezőbb mind a repülés sebessége, mind a felhasznált energia mennyisége szempontjából. Az északabbi, hosszabb vonulási utat megtevő populációkra erősebb szelekciós nyomás hat, mint a délebbiekre, ezért ezek szárnya átlagosan hosszabb, mint a délebbi populációké (pl. Csörgő & Lövei 1986, Berthold 1993). A vonuló madarak egy meghatározott mennyiségű felhalmozott zsírral kezdik meg vonulásukat, és igyekeznek a lehető leghatékonyabban, leggyorsabban, legbiztonságosabban megtenni a vonulási utat (Alerstam & Lindström 1990). Nagyobb zsír felhalmozásra, hosszabb megállásra többnyire csak a földrajzi barrierek előtt kerül sor. A vizsgált fajoknál ez többnyire a Mediterráneum északi része.

A hozzánk északról érkező példányok zsírtartalékai már kisebbek, mint az induláskor voltak, a fogyás arányos a megtett út hosszával. Ebből következik, hogy minél nagyobb az északabbi eredetű madarak részesedése a befogottak között, várhatóan annál kisebb lesz az átlagos testtömeg.

Eredményeink szerint az éghajlatváltozás könnyebben kimutatható hatásai (pl. időzítés változások) mellett egy területenkénti jelentős állomány átrendeződés is zajlik, amely biometria jellemzők elemzésével vizsgálható és értelmezhető.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük az Ócsai Madárvárta Egyesület tagjainak és mindazoknak a munkáját, akik az elmúlt 24 év során az adatgyűjtésben bármilyen formában részt vettek.

Irodalomjegyzék

- Alerstam, T. & Lindström A. (1990): Optimal bird migration: the relative importance of time, energy, and safety. – In: Gwinner, E. (szerk): *Bird Migration: the Physiology and Ecophysiology*, Springer-Verlag, Berlin, pp. 331–351
- Bergmann, F. (1999): Long-term increase in numbers of early-fledged Reed Warblers (*Acrocephalus scirpaceus*) at Lake Constance (Southern Germany). – *J. Ornithol.* **140**: 81–86.
- Berthold, P. (1990): Patterns of avian migration in light of current global 'greenhouse' effects: a central European perspective. – *Acta Congr. Int. Ornithol.* **20**: 780–786.
- Berthold, P. (1993): *Bird migration, A general survey*. – Oxford University Press, Oxford pp. 86–87.
- Berthold, P. (2002): Bird migration: the present view of evolution, control, and further development as global warming progresses. – *Acta Zool. Sin.* **48**: 291–301.
- Both, C., Artemyev, A. V., Blaauw, B., Cowie, R. J., Dekhuijzen, A. J., Eeva, T., Enemar, A., Gustafsson, L., Ivankina, E. V., Järvinen, A., Metcalfe, N. B., Nyholm, N. E. I., Potti, J., Ravussin, P. A., Sanz, J. J., Silverin, B., Slater, F. M., Sokolov, L. V., Török, J., Winkel, W., Wright, J., Zang, H. & Visser, M. E. (2004): Large-scale geographical variation confirms that climate change

- causes birds to lay earlier. – *Proc. R. Soc. Lond. B* **271**: 1657–1662.
- Burfield, I., Van Bommel, F. (2004): *Birds in Europe: population estimated, trends and conservation status*. – BirdLife International, Cambridge, UK
- Butler, C. J. (2003): The disproportionated effect of global warming on the arrival dates of short-distance migratory birds in North America. – *Ibis* **145**: 485–495.
- Cade, B. S. & Noon, B. R. (2003): A gentle introduction to quantile regression for ecologists. – *Front Ecol. Env.* **1**: 412–420.
- Coppack, T. & Both, C. (2002): Predicting life-cycle adaptation of migratory birds to global climate change. – *Ardea* **90(3)**: 369–377.
- Cotton, P. A. (2003): Avian migratory phenology and global climate change. – *PNAS* **100**: 12219–12222.
- Cramp, S. & Brooks, D. J. (Eds) (1992): *The Birds of the Western Palearctic. Vol. 6*. – Oxford University Press, Oxford. pp. 196–198.
- Crick, H. Q. P. (2004): The impact of climate change on birds. – *Ibis* **146**: 48–56.
- Crick, H. Q. P. & Sparks, T. H. (2006): Changes in the phenology of breeding and migration in relation to global climate change. – *Acta Zool. Sin.* **52**: 154–157.
- Crick, H. Q. P., Dudley, C. & Glue, D. E. (1997): UK birds are laying eggs earlier. – *Nature* **399**: 423–424.
- Csörgő, T. & Lövei, G. (1986): Egy fészkelő csilpcsalp-füzike (*Phylloscopus collybita*) populáció szárnyalakjának jellemzése. – *MME II. Tudományos Ülése*, Szeged: 155–159.
- Csörgő, T. & Ujhelyi, P. (1991): A nádiposzáta fajok (*Acrocephalus spp.*) eltérő vonulási stratégiája a külföldi visszafogások tükrében. – *MME III. Tudományos Ülése*, Szombathely: 111–122.
- Forchhammer, M. C., Post, E. & Stenseth, N. C. (1998): Breeding phenology and climate. – *Nature* **391**: 29–30.
- Gienapp, R., Leimu, R. & Merilä, J. (2007): Responses to climate change in avian migration time – microevolution versus phenotypic plasticity. – *Clim. Res.* **35**: 25–35.
- Gordo, O., Brotons, L., Ferrer, X. & Comas, P. (2005): Do changes in climate patterns in wintering areas affect the timing of the spring arrival of trans-Saharan migrant birds? – *Glob. Change Biol.* **11**: 12–21.
- Harnos A. & Csörgő T. (in press) Ivarmeghatározás biometriai adatok alapján – esettanulmány a csilpcsalpfüzikére. – *Orn. Hung.*
- Harnos A. & Csörgő T. (in press): A csilpcsalpfüzike (*Phylloscopus collybita*) vonulásának változása az elmúlt 25 év során. – *Orn. Hung.*
- Hedenström, A., Barta, Z., Helm, B., Houston A. I., McNemara J. M. &

- Jonzen N. (2007): Migration speed and scheduling of annual events by migrating birds in relation to climate change. – *Clim. Res.* **35**: 79–91.
- Hubalek, Z. (2004): Global weather variability affects avian phenology: a long-term analysis. – *Fol. Zool.* **53**: 227–236.
- Hüppopp, O. & Hüppopp, K. (2003): North Atlantic Oscillation and timing of spring migration in birds. – *Proc. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* **270**: 233–240.
- Kiss A., Csörgő T., Harnos A., Kovács, Sz. & Nagy K. (2009): A sisegő füzi-ke (*Phylloscopus sibilatrix*) vonulásának változása a klímaváltozás szempontjából. – *Klíma 21 Füzetek* **56**: 91-99.
- Koenker R. (2008). quantreg: Quantile Regression. R package version 4.24. www.r-project.org
- Kovács Sz., Csörgő, T., Harnos, A. & Nagy, K. (2009): A kerti poszáta (*Sylvia borin*) vonulási fenológiájának változása Ócsán 1984–2007. között. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 422-433.
- Lehikoinen, E., Sparks, T. H. & Zalakevicius, M. (2004): Arrival and departure dates. – *Adv. Ecol. Res.* **35**: 1–31.
- Lundberg, A & Edholm, M. (1982): Earlier and later arrivals of migrants in central Sweden. – *British Birds* **75**: 583–585.
- Nagy, K., Csörgő, T., Harnos A. & Kovács Sz. (2009): A cserregő és az énekes nádiposzáta (*Acrocephalus scirpaceus*, *A. palustris*) vonulásának fenológiai változásai. – *Természetvédelmi Közlemények* **15**: 434-445.
- Péron, G., Henry, P-Y., Provost, P., Dehorter, O. & Julliard, R. (2007): Climate changes and post-nuptial migration strategy by two reedbed passerines. – *Clim Res.* **35**: 147–157.
- Pulido, F., Berthold, P., Moh, G. & Querner, U. (2001): Heritability of the timing of autumn migration in a natural bird population. – *Proc. Soc. R. London B.* **268**: 885–993.
- Rainio, K., Laaksonen, T., Ahola, M., Vahatalo, V. A. & Lehikoinen, E. (2006): Climatic responses in spring migration of boreal and arctic birds in relation to wintering area and taxonomy. – *J. Avian Biology.* **37**: 507–515.
- R Development Core Team (2007): R: *A language and environment for statistical computing*. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, www.r-project.org.
- Reiczigel, J., Harnos, A. & Solymosi, N. (2007): *Biostatisztika nem statisztikusoknak*. – Pars Kft., Nagykovácsi, 253 pp.
- Rubolini, D., Møller, A. P., Rainio, K. & Lehikoinen, E. (2007): Intraspecific consistency and geographic variability in temporal trends of spring migration phenology among European bird species. – *Clim. Res.* **35**: 135–

- 146.
- Saether, B-E., Sutherland, W. J. & Engen S. (2004): Climate influences on avian population dynamics. In: Møller, A., Fiedler, W. & Berthold, P. (szerk). (2004): *Birds and climate change*. Elsevier Ltd., Amsterdam, pp 185 – 210.
- Spottiswoode, C. N., Tøttrup, A. P. & Coppack, T. (2006): Sexual selection predicts advancement of avian spring migration in response to climate change. – *Proc. R. Soc. Lond. B.* **273**: 3023–3029.
- Szentendrey, G., Lövei, G., & Kállay, Gy. (1979): Az Actio Hungarica madár-gyűrűző tábor mérési módszerei. – *Állattani Közlemények* **66**: 161–166.
- Szórádi, T., Csörgő, T., Nagy, K. & Harnos A. (in press): A barátposzáta (*Sylvia atricapilla*) vonulásának változása az utóbbi 24 évben. – *Orn. Hung.*
- Svensson L. (1992): Identification guide to European Passerines. – 4th edn. Stockholm, Uggå
- Thomas, C. D. & Lennon, J. J. (1999): Birds extend their range northwards. – *Nature* **399**: 213.
- Tøttrup, A. P., Thorup, K. & Rahbek, C. (2006): Patterns of change in timing of spring migration in North European songbird populations. – *J. Avian Biology* **37**: 84–92.
- Tryjanovski, P., Kuzniak, S. & Sparks T. (2002): Earlier arrival of some farmland migrants in western Poland – *Ibis* **144**: 62–68.
- Zalakevicius, M., Bartkeviciene, G., Raudonikis, L. & Janulaitis, J. (2006): Spring arrival response to climate change in birds: a case study from eastern Europe. – *J. Ornithol.* **147**: 326–343.
- Williamson, K. (1975): Birds and climate change. – *Bird Study* **22**: 143–164.
- Yom-Tov, Y., Yom-Tov S., Wright J., Du Feu, T. & Du Feu, R. (2006): Recent changes in body weight and wing length among some British passerine birds. – *Oikos* **112**: 91–101.

Study of the impacts of climate change using long-term bird ringing data

Tibor Csörgő¹, Andrea Hamos^{2,3}, Szilvia Kovács² and Krisztina Nagy³

¹*ELTE; Department of Anatomy Cell- and Developmental Biology
H-1117, Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.*

²*SZIE ÁOTK; Department of Biomathematics and Informatics
H-1078, Budapest, István u. 2.*

³*HAS-CUB; Adaptation to Climate Change Research Group
H-1118, Budapest, Villányi út 29-43.*

Abstract: Climate change may effect the large-scale spatial distribution, the breeding area, the timing and phenology of migration, the timing of breeding and moult, and certain demographic and biometric parameters of migrating birds. The influence of climate change may only be interpreted on species level, or in some cases on age and sex group level, since even closely related species may differ markedly in their migration strategies and therefore in the size and direction of changes. The consequences of climate change can also have distinct effects on different of the same species.

We used ringing data of 3 closely related species-pairs (Marsh and Reed Warbler, Garden Warbler and Blackcap, Willow Warbler and Chiffchaff). The northern breeding populations of four species migrate through the Carpathian-basin, while the local breeding populations of the Chiffchaff and the Reed Warbler can be considered as isolated populations.

Our results show that changes in the timing of spring migration can be observed in both directions. The changes in the timing of age groups of the same species can be different during the autumn migration.

We found that average body mass has decreased, while average wing length has increased during the studied 24 years in the case of certain species with trans-migrant populations. Within-species average wing length of northern populations is longer than that of southern populations, and birds migrating from further north use more fat during their migration. The shift in both average wing length and average body mass indicate that the ratio of ringed birds from northern populations has increased meaning that climate change alters the breeding areas of certain birds.

Keywords: climate change, passerines, long-distance migrants

Az urbanizáció hatása a talajfaunára: Hipotézisek és nemzetközi kitekintés

Tóthmérész Béla¹ és Magura Tibor²

¹*Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék
Debrecen, Pf. 71, H-4010. E-mail: tothmerb@delfin.unideb.hu*

²*Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság
4024 Debrecen, Sumen u. 2.*

Összefoglaló: A GLOBENET kutatási program célja, hogy vizsgáljuk és megértsük milyen hatással van az urbanizáció a biodiverzitásra. Eddig kilenc országból közöltek eredményeket (Belgium, Bulgária, Dánia, Finnország, Japán, Kanada, Magyarország, Nagy-Britannia, Románia). Futóbogarakat, talajfelszíni pókokat, szárazföldi ászkarákokat és ikerszelvényeseket vizsgáltak.

Az alábbi 11 hipotézist vizsgálták a kutatások során. A *köztes zavarási hipotézis* szerint a diverzitás legnagyobb a mérsékelt zavarú élőhelyeken. A *növekvő zavarási hipotézis* szerint a fajgazdagság csökken a zavarás növekedésével. A *habitat-specialista hipotézis* szerint a specialista fajok száma csökken a zavarú élőhelyek felé haladva. Az *opportunistafaj hipotézis* szerint zavarás esetén az opportunistafajok válnak dominánssá az élőhelyen. A *mátrixfaj hipotézis* szerint a környező mátrixból beható fajok miatt a teljes fajszám és a nyílt-élőhelyekhez kötődő fajok száma is növekszik. A *csökkenő testméret hipotézis* szerint a városi élőhelyeken a kisebb testméretű fajok vannak többségben. A *röpképességi hipotézis* szerint a városi élőhelyeken a röpképes fajok aránya növekszik és csökken a röpképtelen fajok aránya. A *habitat-átrendeződési hipotézis* szerint az élőhelyek átalakulása miatt a környező élőhelyek fajai vagy generalistafajok szaporodnak el. A *megnövekedett habitat-heterogenitási hipotézis* szerint a városi élőhelyek esetén a megnövekedett habitat-heterogenitás elfedi a mikroléptékű fajszámvesztést. A *homogenizációs hipotézis* szerint a városokban a környezeti feltételek hasonló módon változnak meg, így faunájuk is hasonlóvá válik. A *táplálkozási típus hipotézise* szerint a táplálkozási típusok aránya változik az urbanizációs gradiens mentén és a városi élőhelyeken a mindenevő fajok vannak előnyösebb helyzetben.

Kulcsszavak: ászkarákok, Globenet, ikerszelvényesek, pókok, talajfauna

Bevezetés

Az emberi népesség növekedése és az emberi tevékenység nagymértékben hozzájárul a természetes élőhelyek degradációjához és homogenizálódásához. Az egész bioszférára kiterjedő hatása miatt fontos, hogy vizsgáljuk és megértsük, milyen konkrét hatással van az emberi zavarás a biodiverzitásra, és pontos ismereteink legyenek arról, hogy ez a hatás a földrajzilag eltérő területeken milyen módon jelentkezik. Az 1998-ban létrehozott GLOBENET nemzetközi kutatási program célja az urbanizáció hatásának vizsgálata a talajfaunára (Niemelä *et al.* 2000, Niemelä & Kotze 2009). Eddig kilenc országból közöltek eredményeket; Belgium (Gaublomme *et al.* 2008), Bulgária (Niemelä *et al.* 2002), Dánia (Elek & Lövei 2007), Finnország (Niemelä *et al.* 2002), Japán (Ishitani *et al.* 2003), Kanada (Niemelä *et al.* 2002), Magyarország (Magura *et al.* 2004, 2006a), Nagy-Britannia (Sadler *et al.* 2006) és Románia (Máthé & Balázs 2006). Öt országban (Belgium, Bulgária, Japán, Kanada, Románia) csak a futóbogarakat vizsgálták. Finnországban és Bulgáriában a futóbogarakon kívül vizsgálták a talajfelszíni pókokat is (Alaruikka *et al.* 2002). Dániában a futóbogarakat (Elek & Lövei 2007) és a szárazföldi ászkarákokat vizsgálták (Vilisics *et al.* 2007). Magyarországon a futóbogarak mellett a szárazföldi ászkarákokat (Hornung *et al.* 2007, Magura *et al.* 2008a), a pókokat (Magura *et al.* 2008c) és ikerszelvényeseket (Bogyó & Korsós 2009) is tanulmányozták.

Módszerek

Mintavételi protokoll

A GLOBENET protokoll szerint egy urbanizációs gradiens mentén, három mintavételi területen folynak vizsgálatok (Niemelä *et al.* 2002). A gradiens kiindulópontját egy természetközeli, zavarástól és közvetlen emberi hatástól viszonylag mentes erdő képezi (pl. Török & Tóthmérész 2004). A másik végpont egy park jellegű, városi élőhely. Az emberi zavarás, a civilizációs terhelés szempontjából a két végpont között helyezkedik el a városszéli, külvárosi vagy kertvárosi erdő. Mindhárom területen négy mintavételi helyet kell kijelölni. A gyűjtéséhez mintavételi helyenként 10 talajcsapdát kell használni (3 élőhely, 4 mintavételi hely, 10 csapda). A csapdák ölü-konzerváló anyagként etilén-glikolt tartalmaznak. A csapdákat a teljes aktivitási periódus alatt rendszeresen ürítik. A futóbogarak, pókok, szárazföldi ászkarákok, ikerszelvényesek és egyéb talajlakó szervezetek határozása laboratóriumban történik, faji szintig.

Kutatási hipotézisek

Az urbanizáció a természetes közösségek szempontjából egyfajta zavarás-ként jelentkezik. A zavarás közösségekre gyakorolt hatásáról több hipotézis ismert. Ezek a zavarás és diverzitás (rendszerint fajszám) viszonyának különböző aspektusait ragadják meg, így részben átfednek, részben pedig kiegészítik egymást. A *köztes zavarási hipotézis* (Connell 1978) a leghíresebb és a leggyakrabban idézett hipotézis, amely szerint a diverzitás növekszik az enyhén vagy mérsékelten zavart élőhelyeken. A *növekvő zavarási hipotézis* szerint a fajgazdagság folyamatosan csökken a zavarás növekedésével (Gray 1989). Ez a két hipotézis a közösség teljes fajszámára vonatkozik. Az ökológiai szempontból specifikus hipotézisek a fajkészlet alábbi felosztásán alapulnak:

Teljes fajkészlet = Erdei fajok + Generalista fajok + Mátrix (nyílt élőhelyek) fajai

A zavarás elsősorban az adott élőhelyhez adaptálódott specialista élőlényeket érinti hátrányosan. A *habitat-specialista hipotézis* szerint az élőhelyekhez kötődő, ahhoz adaptálódott fajok száma csökken az erősen zavart, átalakított élőhelyek felé haladva (Magura *et al.* 2004). Ennek a hipotézisnek a komplementere az *opportunistafaj hipotézis* (Gray 1989, Magura *et al.* 2004). Eszerint erőteljes zavarás esetén az opportunistafajok válnak dominánssá a zavart élőhelyen. A *mátrixfaj hipotézis* (Tóthmérész *et al.* 2010) szerint a városi erdők park jellegűvé alakításával (nyílt foltok megjelenésével) a környező nyílt mátrixból fajok hatolhatnak be az erdőfoltba, így ezeken az élőhelyeken a teljes fajszám növekszik. A *csökkenő testméret hipotézis* (Gray 1989, Magura *et al.* 2004, 2006b) szerint a városi élőhelyeken a kisebb testméretű, röpképesebb fajok többségben a jobb kolonizációs képességük miatt. Szorosan kapcsolódik ehhez a *röpképességi hipotézis* (Magura *et al.* 2004), amely szerint a növekvő zavarás és a városi környezet jelentette nagyobb fokú izoláció miatt a városi élőhelyeken a röpképes (macropter) fajok aránya növekszik és csökken a röpképtelen fajok aránya. A *habitat-átrendeződési hipotézis* (Magura *et al.* 2004) az élőhelyek szempontjából fogalmazza meg a változásokat. Az élőhelyek átrendeződése és átalakulása azt eredményezi, hogy a természetes élőhelyek fajjaival szemben a környező élőhelyek fajai vagy generalista fajok szaporodnak el. A *megnövekedett habitat-heterogenitási hipotézis* (Tóthmérész *et al.* 2010) szerint a városi parkok esetén a jelentősen megnövekedett habitat-heterogenitás elfedi a mikroléptékű fajszámvesztés hatását. Így csökkenő átlagos egyedszám mellett növekvő teljes fajszámot kapunk. A

homogenizációs hipotézis (Magura *et al.* 2010) szerint a nagyvárosokban a környezeti feltételek hasonló módon változnak meg, így a városi élőhelyek faunája hasonlónak válik, homogenizálódik. A *táplálkozási típus hipotézise* (Elek & Lövei 2007) szerint a potenciális prédaállatok változása és a táplálékmenyiség limitáltsága miatt a táplálkozási típusok aránya (ragadozók, mindenevők) változik az urbanizációs gradiens mentén. A városi élőhelyeken a mindenevő fajok vannak előnyösebb helyzetben.

Eredmények

A *köztes zavarási hipotézist* a GLOBENET-vizsgálatok 8 országban megcáfolták. Az erdélyi projekt esetében volt a legmagasabb a fajszám a városszéli, zavart területen, azaz ebben az esetben teljesült a *köztes zavarási hipotézis* (Máthé & Balázs 2006). A *növekvő zavarási hipotézis* Belgiumban, Finnországban, Japánban és Kanadában volt érvényes (Niemelä *et al.* 2002, Ishitani *et al.* 2003, Gaublomme *et al.* 2008), mivel a fajszám magasabb volt a természetközeli élőhelyen, mint a városszéli erdőben vagy a városi parkokban. Azaz a zavarás növekedésével csökkent a fajszám. A *habitat-specialista fajokra vonatkozó hipotézis* mindegyik vizsgált ország esetében teljesült, mivel az erdei élőhelyekre jellemző, erdei specialista futóbogárfajok csapdánkénti egyed- és fajszáma egyaránt szignifikánsan nőtt a városi élőhelytől a városon kívüli, természetes élőhelyek felé haladva (Magura *et al.* 2009). A vele komplementer *opportunistá fajok hipotézise* Bulgáriában, Dániában, Finnországban, Kanadában, Magyarországon és Erdélyben teljesült. A városi élőhelyeken megjelentek a nyílt élőhelyek fajai (mátrixfajok), azaz a *mátrixfaj hipotézis* is teljesült Bulgáriában, Dániában, Finnországban, Magyarországon és Romániában. A *csökkenő testméret hipotézis* Belgiumban, Bulgáriában, Dániában, Finnországban, Magyarországon és Nagy-Britanniában teljesült, mivel a városi élőhelyeken a kistestű fajok domináltak, míg a városszéli és a természetközeli erdőkben a nagyobb testű fajok. A *röpképességi hipotézis* is teljesült: Belgiumban, Finnországban és Nagy-Britanniában a röpképes fajok voltak túlsúlyban a városi élőhelyeken. A *habitat-átrendeződési hipotézis* teljesült a vizsgált esetekben. A városi élőhelyek jelentős mértékben megváltoznak, átrendeződnek a városi erdők, parkok esetében. A természetes élőhelyek fajjaival szemben a környező élőhelyek fajai vagy generalista fajok szaporodtak el a városi élőhelyeken. A *habitat-heterogenitási hipotézist* a magyarországi és az erdélyi vizsgálatok során igazolták; más országok esetében eddig nem

vizsgálták. A *homogenizációs hipotézis* nem teljesült, ugyanis a vizsgált országok városi futóbogár faunája nem vált hasonlóvá (Magura *et al.* 2010). A *táplálkozási típus hipotézist* Dániában vizsgálták és ott igazolódott is, mivel a városi élőhelyeken a mindenevő fajok voltak többségben (Elek & Lövei 2007).

Értékelés

A *köztes zavarási hipotézis*, amely szerint a mérsékelt zavarú városszéli élőhelyeken a legmagasabb a diverzitás, csak az erdélyi projekt esetében igazolódott. Ez abból adódhat, hogy az urbanizáció diverzitásra gyakorolt hatásának tanulmányozásakor az összegyed- és össz fajszám vizsgálata nem tükrözi híven a bekövetkezett változásokat. Ökológiai igényüktől függően bizonyos fajok előtérbe kerülhetnek, míg mások háttérbe szorulhatnak az urbanizáció hatására. Futóbogarak elemzése kapcsán Magura *et al.* (2001) kimutatták, hogy a fajok ökológiai sajátosságainak figyelmen kívül hagyásával még az elemi szigetbiogeográfiai törvényszerűségek is összeomosdhatnak. Emellett az is problémát okoz, hogy a zavarás nagysága nehezen számszerűsíthető, ami gondot jelent a zavarás tényleges mértékének megítélésében. A jelentős mértékben fragmentálódott és részben izolált városi és városszéli élőhelyek esetén számos további hatás is érvényesül; pl. mikroklimatikus változások, avarlebomlási folyamatok, anyag és energiaforgalom (McDonnell 1997, Pouyat *et al.* 1997), a szegélyek arányának növekedése a foltok területéhez képest, és a szegélyfajok számának növekedése (Lövei *et al.* 2006).

A *növekvő zavarási hipotézisnek* megfelelően Belgiumban, Finnországban, Japánban és Kanadában a futóbogarak fajszáma az erősen zavarú városi élőhelytől fokozatosan emelkedett a legkevésbé zavarú városi élőhely felé. A többi országban nem mutattak ki ilyen összefüggést. Ebben fontos szerepe lehet annak, hogy az urbanizációnak a diverzitásra gyakorolt hatását az össz fajszám rutinszerű vizsgálatával, a fajok ökológiai tulajdonságainak figyelmen kívül hagyásával, nem lehet kimutatni (Magura *et al.* 2008d). Az eddigi vizsgálatok mindegyike esetében igazolódott a *habitat-specialista hipotézis*: az eredeti élőhelyekhez kötődő specialista fajok fajszáma csökken az erősen zavarú, átalakított élőhelyek felé haladva. Az eredmények azt mutatják, hogy az urbanizáció hatására az eredeti élőhelyekben bekövetkezett változások főként a specialista fajokat érintik hátrányosan (Magura *et al.* 2009). Az *opportunist fajok hipotézis* és a *mátrix-*

faj hipotézis is igazolódott a vizsgált országok többségében. Az urbanizált élőhelyeket a megváltozott környezeti feltételekhez gyorsan alkalmazkodni képes opportunistá fajok és a környező mátrixra (nyílt élőhelyek) jellemző fajok lepik el (Magura *et al.* 2008d).

A *csökkenő testméret hipotézis* és a vele összefüggő *röpképességi hipotézis* is megerősítésre került az országok túlnyomó többségében. A megváltozott környezeti feltételekkel jellemezhető városi élőhelyeken az átalakított élőhelyeket gyorsan kolonizáló kistestű, röpképes fajok domináltak. A városszéli és a természetközeli erdőkben a stabil, kiegyensúlyozott környezeti feltételekhez kötődő nagyobb testű, gyengébb röpképességű fajok voltak többségben. A *habitat-átrendeződési hipotézis* értelmében az élőhelyek átrendeződésével, átalakulásával a természetes élőhelyek fajaival (a habitat-specialista fajokkal) szemben a környező élőhelyek fajai (mátrixfajok) vagy generalista fajok szaporodnak el. A zavart, átalakított városi élőhelyen az eredeti erdei élőhelyek mellett megtalálhatók a lágyszárú- és cserjeszintjétől megfosztott, kiritkított erdei élőhelyek, nyílt, gyepes élőhelyfoltok és sétányok is, növelve ezzel a városi élőhely heterogenitását. A megnövekedett habitat-heterogenitás következtében a nyílt élőhelyű foltokban a környező élőhelyek fajai (mátrixfajok) jelenhetnek meg. Az átalakított foltokban generalista fajok szaporodhatnak el, míg az erdővel borított foltokban a habitatspecialista fajok (erdei specialista fajok) küzdhetnek a túlélésért. A fajok megtelepedése mellett az adott foltban való túlélés is egy sztochasztikus folyamat, s mindez hozzájárul ahhoz, hogy az átalakított városi élőhelyen foltról foltra erősen változik a fajösszetétel. Összességében a városi élőhelyen a jelentősen megnövekedett habitat-heterogenitás elfedi a mikroléptékű fajsámvészteség hatását, amint azt a *megnövekedett habitat-heterogenitási hipotézis* állítja.

A *homogenizációs hipotézis*, megtévesztő elnevezése ellenére nem a *heterogenitási hipotézis* komplementere, mivel nem az élőhelyek mozaikosságára, hanem a nagyvárosi környezetben érvényesülő környezeti feltételek konvergenciájára vonatkozik. A nagyvárosok világszerte egyre hasonlób-
bak és emiatt hasonló fajok kerülhetnek előnybe a városokban. Emiatt a fajkészlet egyre hasonlób-
bb lesz, azaz homogenizálódik, hasonlób-
bbá válik. A *homogenizációs hipotézis* a vizsgált országok esetén nem igazolódott, ugyanis a különböző országok városi élőhelyeinek futóbogár faunája nem vált hasonlób-
bbá, nem homogenizálódott. Ezt azzal magyarázhatjuk, hogy hiába jelentek meg a városi élőhelyekhez adaptálódott fajok, a környező élőhelyekről behatoló (mátrix) fajok sokkal nagyobb hatással bírtak a városi élőhelyek faunájára. Ezek a mátrixfajok viszont az egyes országokban

különbözőek, így nem okozzák a városi élőhelyek futóbogár faunájának hasonlóságot válását (Magura *et al.* 2009). A táplálkozási típus hipotézise igazolódott, ugyanis a városi élőhelyeken a mindenevő fajok voltak többségben. A városi élőhely átalakítása miatt megnövekedett a nyílt élőhelyek aránya, ahol a mindenevő fajok számára potenciális táplálékul szolgáló füvek és lágyszárú növények szaporodnak el (Elek & Lövei 2007).

Irodalomjegyzék

- Alaruikka, D. M., Kotze, D. J., Matveinen, K. & Niemelä, J. (2002): Carabid and spider assemblages along an urban to rural gradient in Southern Finland. – *J. Insect Conserv.* **6**: 195–206.
- Bogyó, D. & Korsós, Z. (2009): Urbanizáció hatása ikerszelvényes (Diplopoda) együttesekre – Faunisztikai eredmények. – *Természetvédelmi Közlem.* (megjelenőben, ebben a kötetben)
- Connell, J. H. (1978): Diversity in tropical rain forests and coral reefs. – *Science* **199**: 1302–1310.
- Elek, Z. & Lövei, G. L. (2007): Patterns in ground beetle (*Coleoptera: Carabidae*) assemblages along an urbanisation gradient in Denmark. – *Acta Oecol.* **32**: 104–111
- Gaublomme, E., Hendrickx, F., Dhuyvetter, H. & Desender, K. (2008): The effects of forest patch size and matrix type on changes in carabid beetle assemblages in an urbanized landscape. – *Biol. Conserv.* **141**: 2585–2596.
- Gray, J. S. (1989): Effects of environmental stress on species rich assemblages. – *Biol. J. Linnean Soc.* **37**: 19–32.
- Hornung, E., Tóthmérész, B., Magura, T. & Vilisics, F. (2007): Changes of isopod assemblages along an urban-suburban-rural gradient in Hungary. – *Europ. J. Soil Biol.* **43**: 158–165.
- Ishitani, M., Kotze, D. J. & Niemelä, J. (2003): Changes in carabid beetle assemblages across an urban-rural gradient in Japan. – *Ecography* **26**: 481–489.
- Lövei G. L., Magura T., Tóthmérész B. & Kődöböcz V. (2006): The Influence of Matrix and Edges on Species Richness Patterns of Ground Beetles (*Coleoptera: Carabidae*) in Habitat Islands. – *Glob. Ecol. Biogeog.* **15**: 283–289.
- Magura, T., Hornung, E. & Tóthmérész, B. (2008a): Abundance patterns of terrestrial isopods along an urbanization gradient. – *Comm. Ecol.* **9**: 115–120.

- Magura, T., Lövei, G. L. & Tóthmérész, B. (2008b): Time-consistent rearrangement of carabid beetle assemblages by an urbanisation gradient in Hungary. – *Acta Oecol.* **34**: 233–243.
- Magura, T., Lövei, G. L. & Tóthmérész, B. (2010): Does urbanisation decrease diversity in ground beetle (*Carabidae*) assemblages? – *Glob. Ecol. Biogeog.* **19**: 16–26
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Hornung, E. (2006a): Az urbanizáció hatása talajfelszíni ízeltlábúakra. – *Magyar Tud.* **167**: 682–687.
- Magura, T., Tóthmérész, B., Hornung, E. & Horváth, R. (2008c): Urbanisation and ground-dwelling invertebrates. In: *Urbanization: 21st Century Issues and Challenges*. Ed.: L.N. Wagner, pp. 213–225.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Ködöböcz, V. (2001): Effects of Habitat Fragmentation on Carabids in Forest Patches. – *J. Biogeog.* **28**: 129–138.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Lövei, G. L. (2006b) Body size inequality of carabids along an urbanisation gradient. – *Basic Appl. Ecol.* **7**: 472–482.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Molnár, T. (2004): Changes in carabid beetle assemblages along an urbanisation gradient in the city of Debrecen, Hungary. – *Landscape Ecol.* **19**: 747–759.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Molnár, T. (2008d): A species-level comparison of occurrence patterns in carabids along an urbanisation gradient. – *Landscape Urban Plan.* **86**: 134–140.
- Máthé, I. & Balázs, E. (2006): Az emberi zavarás futóbogarakra gyakorolt hatásának vizsgálata Erdélyben. – *Állattani Közlem.* **91**: 57–68.
- McDonnell M. J., Pickett S. T. A., Groffman, P., Bohlen, P., Pouyat, R. V., Zipperer W. C., Parmelee, R. W., Carreiro, M. M. & Medley, K. (1997): Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. – *Urban Ecosyst.* **1**: 21–36.
- Niemelä, J. & Kotze, J. D. (2009): Carabid beetle assemblages along urban to rural gradients: A review. – *Landscape Urban Plan.* **92**: 65–71.
- Niemelä, J., Kotze, J., Ashworth, A., Brandmayr, P., Desender, K., New, T., Penev, L., Samways, M. & Spence, J. (2000): The search for common anthropogenic impacts on biodiversity: a global network. – *J. Insect Conserv.* **4**: 3–9.
- Niemelä, J., Kotze, J.D., Venn, S., Penev, L., Stoyanov, I., Spence, J., Hartley, D., & Montes de Oca, E. (2002): Carabid Beetle Assemblages (*Coleoptera, Carabidae*) across Urban-Rural Gradients: An International Comparison. – *Landscape Ecol.* **17**: 387–401.
- Pouyat, R. V., McDonnell, M. J. & Pickett, S. T. A. (1997): Litter decomposition and nitrogen mineralization in oak stands along an urban-rural land use gradient. – *Urban Ecosyst.* **1**: 117–131.

- Sadler, J. P., Small, E. C., Fiszpan, H. Telfer, M. G. & Niemelä, J. (2006): Investigating environmental variation and landscape characteristics of an urban-rural gradient using woodland carabid assemblages. – *J. Biogeog.* **33**: 1126–1138.
- Tóthmérész, B., Máthé, I. Balázs, E. & Magura, T. (2010): Responses of carabid beetles to urbanization in Transylvania (Romania). – *Landscape Urban Plan.* (submitted)
- Török, P. & Tóthmérész, B. (2004): A debreceni Nagyerdő növényzeti arculatának vizsgálata. – *Természetvédelmi Közlem.* **11**: 107–116.
- Vilisics, F., Elek, Z. & Lövei, G. L. (2007): Composition of terrestrial isopod assemblages along an urbanisation gradient in Denmark. – *Pedobiol.* **51**: 45–53

Effect of urbanization on ground beetles: Hypotheses and international outlook

Béla Tóthmérész¹ and Tibor Magura²

¹*Ecological Institute of Debrecen University, Department of Ecology, University of Debrecen*

P.O. Box 71, Debrecen, Hungary, 4010

²*Directorate Hortobágy National Park*

P.O. Box 216, Debrecen, Hungary, 4002

Abstract: Urbanization is a world-wide process, which is a key factor influencing the biodiversity of the biosphere. Thus, it is important to study and understand the effect of urbanization on the biodiversity. This was the motivation of the Globenet project established in 1998: to investigate the effects of urbanization on the responses of carabid beetles (*Carabidae*, *Coleoptera*) across the Globe. Results from nine locations were reported: Belgium, Bulgaria, Denmark, Finland, Great-Britain, Japan, Canada, Hungary, Romania. Results were also reported on surface-dwelling spiders, isopods, and diplopods.

We reviewed the following hypotheses in the paper: intermediate disturbance hypothesis, increasing disturbance hypothesis, habitat specialist hypothesis, opportunistic species hypothesis, matrix species hypothesis, decreasing body size hypothesis, flightless hypothesis, habitat modification hypothesis, increased habitat heterogeneity hypothesis, homogenization hypothesis, feeding type hypothesis. Carabid abundance and species richness usually decreased from the rural forests towards the urban forest remnants and/or urban parks. Forest specialist species were more frequent in suburban and rural areas; open-habitat species were common in the urban parks. The urban areas were characterised by species capable of flight, while suburban and rural areas were characterised by larger-sized species and species incapable of flight.

Keywords: Globenet, diplopods, isopods, soil fauna, spiders

A *Maculinea* boglárkalepkék Kárpát-medencéből ismert hangyagazdái, parazitoidjai és a hangyagazdák egyéb szociálpazitái

Tartally András

Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék
4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

Szent István Egyetem, Ökológiai Tanszék
1077 Budapest, Rottenbiller út. 50.

University of Copenhagen, Centre for Social Evolution, Department of Biology
Universitetsparken 15, DK-2100 Copenhagen, Denmark

Összefoglaló: A *Maculinea* boglárkalepkék hernyói obligát módon *Myrmica* hangyáknál fejlődnek. A különféle lepkepopulációk más-más hangyagazda fajokat használhatnak. E dolgozatban áttekintést adok a Kárpát-medencéből ismert gazdahasználatról, a lepkéknél és a hangyáknál talált egyéb (pl. fűrkész) fajokról és ezen ismeretek gyakorlati természetvédelmi vonatkozásairól.

Kulcsszavak: Erdély, *Ichneumon*, *Neotypus*, Magyarország, *Microdon*, *Myrmica*, *Rickia*

Bevezetés

A *Maculinea* boglárkalepkék életmenete igen speciális (pl. Thomas *et al.* 1989). A hernyó a tápnövény termésében táplálkozik kb. három hétig, majd a negyedik lárvális stádiumában elhagyja azt. Ekkor a hernyó (mint szociálpazita) számára szükséges az, hogy egy olyan fajú *Myrmica* hangyakolónia adoptálja, amelyet az élőhelyen a lepkepopuláció gazdaként használ, és így valószínűleg fel is neveli. A *Myrmica* fészekben a hernyó a hangyakolónia fiasításával táplálkozik (az ún. predátor *Maculinea* fajok esetében), vagy a hangyák a saját lárváikhoz hasonlóan etetik azt (ún. "kakuk" *Maculinea* életmód). A bábozódás általában kb. 11 hónap után következik be, majd a frissen kelt lepke elhagyja a hangyafészket (pl. Thomas *et al.* 1989). Ez az életmód evolúcióbíológiai és ökológiai szempontból is sok izgalmas kérdést vet fel e lepkék hangyagazda használatával kapcsos-

latban. Továbbá e globális szinten veszélyeztetettnek tartott és védett (pl. IUCN 2008, Natura 2000 II–IVFügg., 13/2001 KöM rendelet) lepkék gyakorlati megóvásához is ismernünk kell az adott populáció hangyagazda fajait. A *Maculinea arion* pl. azért pusztult ki Angliából, mert a legeltetés intenzitásának csökkenésével a lepke élőhelyein megfogyatkozott az ottani hangyagazda, a *Myrmica sabuleti* és helyét a *M. scabrinodis* vette át, amely nem tudott életképes lepkepopulációkat fenntartani (pl. Elmes *et al.* 1998 és az ott idézett irodalmak). Éppen ezért nem csak a lepkék és tápnövényeik élőhelyigényeit, de a hangyagazdákat és lehetőleg azok igényeit is ismernünk kell. A helyzetet bonyolítja, hogy sokáig úgy vélték a nyugat-európai peremhelyzetű populációk vizsgálata alapján (Thomas *et al.* 1989), hogy az egyes *Maculinea* fajok szigorúan egy-egy *Myrmica* fajhoz kötődnek, de mára kiderült, hogy a hangyagazdák nemcsak regionális szinten, hanem egy adott régió különböző élőhelyein is eltérhetnek (pl. Als *et al.* 2002). Ez fokozottan igaz Közép-Európára (pl. Stankiewicz & Sielezniew 2002, Steiner *et al.* 2003, Tartally *et al.* 2008a, Tartally & Varga 2008), ami miatt fontosnak tartom az itteni *Maculinea* populációk hangyagazda használatát lokális szinten bemutatni.

E boglárkalepkék igen jó ernyőfajok, hisz egyrészt sokan ismerik őket (pl. Settele *et al.* 2005) és rajzási időben könnyű rájuk találni, másrészt specializált életmenetüknek köszönhetően rendkívül érzékenyek az élőhelyüket ért változásokra, ezért még a tipikusan jó ernyőfaj-csoportnak tekintett nappali lepkéken belül is kiemelkednek (Thomas *et al.* 2005). Továbbá sikeres védelmük nemcsak e lepkék és tápnövényeik, valamint hangyagazdáik megóvását jelenti a gyakorlatban, hanem egyéb fajok (pl. *Microdon myrmicae*, *Ichneumon eumerus*, *Neotypus melanocephalus* és *Rickia wasmannii*; lásd alább) életfeltételeit is valószínűsíti. Meg kell azonban jegyezni, hogy a *Maculinea* élőhelyek nem feltétlen fajgazdagok (pl. V. Sipos & Varga 2007).

Mindezek miatt az volt a célom, hogy minél több magyarországi és erdélyi *Maculinea* populáció hangyagazda használatáról ismereteket szerezzek. A különböző *Maculinea* boglárkalepkékkel és az imént említett egyéb fajokkal kapcsolatos eddigi eredményeimet már külön-külön lekötöttem (Tartally 2005a, b, Tartally *et al.* 2007, 2008a, b, Tartally & Varga 2005, 2008), de egy magyar nyelvű áttekintés azok gyakorlati természetvédelmi vonatkozásairól még hiányzott.

Módszerek

Vizsgált fajok

A *Maculinea* boglárkalepkék rajzása kb. a tápnövényük virágzási idejével esik egybe. A predátor életmódú fajok közül a nedvesebb réteken élő *M. teleius* és *M. nausithous* tápnövénye a vérfű (*Sanguisorba officinalis*), a nagy területeket berepülő *M. arion*-é a szurokfű (*Origanum vulgare*) és különböző kakukkfű (*Thymus*) fajok. A "kakukk" hernyójú *M.alcon* és *M. 'rebeli'* tárnicsokon (*Gentiana* spp.) fejlődik, mely két lepkét sokáig külön fajnak tekintették az eltérő tápnövényeik és hangyagazdáik miatt (pl. Elmes *et al.* 1998, Thomas *et al.* 1989). Mára azonban a különböző genetikai és morfológiai vizsgálatok valószínűsítik, hogy a *M. 'rebeli'* a *M.alcon*-nak csak egy ökotípusa (pl.: Als *et al.* 2004, Bereczki *et al.* 2006, Pech *et al.* 2004). Fontos azonban e két lepkét megkülönböztetni, pl. a sikeres védelmük érdekében, mivel tápnövényük és hangyagazdáik különböznek (bővebben lásd: Tartally *et al.* 2008a és az ott idézett irodalmak). Mindezek miatt itt most *M.alcon*-nak hívom azokat a populációkat, amelyek nedvesebb réteken kornistárnicson (*G. pneumonanthe*) fejlődnek és *M. 'rebeli'*-nek nevezem azokat a szárazabb gyepeken élő állományokat, amelyek fő tápnövénye a Szent László-tárnics (*G. cruciata*). Amennyiben egy populáció több tárnicsfajt is használ, akkor e megkülönböztetés alapja az, hogy az adott *Maculinea* egyed (hernyót, bábót, illetve exúviumot; lásd alább) melyik tápnövény körül találtam.

A *Myrmica* hangyák ritkán kerülnek egy hétköznapi ember szeme elé, mert napsütésben nemigen aktívak (terepi tapasztalat). Mindemellett fészkeik sem látványosak, gyakran csak a talajba fészkelnek. Sokszor nem építenek ún. szoláriumot ("hangyadombot") sem, vagy ha építenek is, az általában nem feltűnő. Ugyanakkor genus szinten könnyű őket felismerni, mert tapasztalatom szerint hozzájuk hasonló más kétbütykös hangyákkal (potrohnyelükön jól láthatóan két bütyök van: *Myrmecinae*) gyakorlatilag alig találkozhatunk a hazai *Maculinea*-s élőhelyeken. A *Myrmica*-k testhossza kb. 5–10 mm, színük sárgás-vöröses-feketésbarna és a dolgozók mérete alig szór (pl. Seifert 1988; a *Myrmica*-król a képeket lásd az Online Függelékben, továbbiakban OF). Azok a kétbütykös hangyák, amelyekkel a hazai *Maculinea*-s élőhelyeken találkoztam (leggyakrabban a *Myrmica*-knál kisebb *Tetramorium* fajok), legalább egy jellegben különböztek. A *Myrmica*-k faji szintű határozása azonban jártasságot igényel (az egyik legösszefoglalóbb, de nem teljesen naprakész határozókulcs a fajok élőhelyének leírásával: Seifert 1988). Az egyes fajok élőhely igénye különböző,

amelyek közül a talajnedvesség, a talajszinti hőmérséklet, illetve az ezekkel összefüggésben lévő gyepmagasság és borítottság talán a legmeghatározóbb faktorok. Tapasztalatom szerint a hazai *Maculinea*-s élőhelyeken a *Myrmica* fajok nedvességigénye és hidegtűrése kb. a *M. schencki*-*M. sabuleti*-*M. lonae*-*M. salina*-*M. specioides*-*M. gallienii*-*M. scabrinodis*-*M. lobicornis*-*M. vandeli*-*M. ruginodis*-*M. rubra* sorrendben növekszik (természetesen a rendszer ennél komplexebb, nem sorozatszerű). Megjegyzendő azonban, hogy pl. a *M. scabrinodis* ebből a két szempontból (is) meglehetősen tág tűrésű és így általánosan előforduló faj (lásd az OF táblázatát), és pl. hogy a *M. salina* számára a talaj szikessége talán e faktoroknál is meghatározóbb tényező (Tartally 2005a). Elmes *et al.* (1998) áttekinti a legfontosabb *Maculinea* hangyagazdák ökológiai igényeit, de megfigyeléseik nagyrészt nyugat-európai populációkra vonatkoznak, amelyektől a hazai tapasztalataim részben eltérnek.

Az egyéb általam talált, további vizsgálatokat igénylő fajok közé tartozik a *Rickia wasmannii* gomba, amely a *Myrmica* egyedeket borítja, de látszólag a hangyák túlélését nem befolyásolja (Tartally *et al.* 2007). Viszonylag gyakori még a *Myrmica* kolóniák fiasításával táplálkozó (így a *Maculinea* hernyókkal kompetitor) zengőlégyfélének, a *Microdon myrmicae*-nek a lárvája. Ugyanakkor viszont a *Maculinea* hernyókban fejlődő fürkészek biztos fennmaradása már nem csak a *Myrmica*-k jelenlététől, de a megfelelő méretű lepkepopulációtól is függ. Míg a *Neotypus melanocephalus* még a vérfű fejcskéjén petézik bele a hernyókba, addig az *Ichneumon eumerus* a hangyagazda riasztóferomonját kiválasztva zavart kelt a fészkekben és így könnyedén bele tud petézni az ott fejlődő hernyókba (lásd az OF képeit).

Terepi módszerek

Összesen 1589 *Myrmica* fészket vizsgáltam meg 2000 és 2007 között 30 magyarországi és 3 erdélyi élőhelyen (lásd az OF táblázatát; további részletek: Tartally 2005a, b, 2008, Tartally *et al.* 2007, 2008a, b, Tartally & Varga 2005, 2008). A fészkeket engedélyek birtokában bontottam meg óvatosan a rajzás előtti hetekben ügyelve arra, hogy az élőhely nagyobb része érintetlen maradjon. Csak a tápnövények körüli kétméteres körzeten belüli fészkeket vizsgáltam, mert ez az a távolság, amelyet a *Myrmica* dolgozók jellemzően megtesznek a fészküktől, így ebben a körzetben kerülhet sor az adaptációra (pl. Elmes *et al.* 1998). Az egyes fészkekben talált bábozódás előtti *Maculinea* hernyók, bábok, és exúviumok (elhagyott bábingek) összesített számát feljegyeztem (továbbiakban: "*Maculinea* egyedszám"). A fészkekből 5–10 dolgozót 67,5%-os etanolba tettem, hogy laborban később

meghatározhassam azokat. Szintén feljegyeztem, ha a hangyákon *Rickia wasmannii* fertőzést láttam, továbbá ha a fészekben *Microdon myrmicae* lárvát/bábot, illetve fürkészekkel fertőzött *Maculinea* bábót, esetleg ha az élőhelyen ezek imágóit találtam.

Eredmények

Maculinea teleius példányokat hat hangyafajnál találtam, melyek közül a *Myrmica rubra* és a *M. scabrinodis* fészkei voltak a leggyakrabban fertőzöttek. Míg azonban a nyugati élőhelyeken a *M. rubra*, addig a keleti élőhelyeken a *M. scabrinodis* volt a fontosabb gazdafaj. Csak néhány élőhelyen, helyi szinten volt fontos gazda a *M. salina* és a *M. gallienii*, találtam továbbá egy-egy fertőzött *M. specioides* és *M. vandeli* fészket is (Tartally & Varga 2008). Míg a *Maculinea nausithous* a Dunántúlról kizárólag *Myrmica rubra* (Tartally & Varga 2005), addig Erdélyből (ahol a lepke egy, a többi közép-európai populációtól izolált, azoktól ökológiai igényeiben is különböző állománya él) csak *M. scabrinodis* (Tartally *et al.* 2008b) fészkekből került elő. A *Maculineaalcon* összesen három *Myrmica* fajnál fordult elő, amelyek közül a *M. scabrinodis* volt a leggyakoribb gazdafaj. Ugyanakkor viszont a *M. salina* és a *M. vandeli* fészkei csak néhány élőhelyen voltak fertőzöttek, de ott nagyobb arányban, mint a *M. scabrinodis* fészkek (Tartally *et al.* 2008a). *Maculinea 'rebeli'* példányokat összesen öt *Myrmica* faj fészkeiben találtam, melyek közül a *M. schencki*, a *M. sabuleti* és a *M. scabrinodis* volt a három legfontosabb gazdafaj. Kis számban fertőzöttek voltak a *M. lonae* és a *M. specioides* fészkei is (Tartally *et al.* 2008a). Összesen nyolc *Myrmica* faj (*M. lobicornis*, *M. lonae*, *M. rubra*, *M. sabuleti*, *M. scabrinodis*, *M. schencki*, *M. specioides* és *M. vandeli*) került elő a *Maculinea arion* élőhelyeiről, mint lehetséges hangyagazda, azonban e lepke példányait egy fészekben sem találtam meg.

Gyakran figyeltem meg olyan *Myrmica scabrinodis*, és ritkábban olyan *M. salina*, *M. specioides* és *M. vandeli* egyedeket, amelyeket megfertőzött a *Rickia wasmannii* (Tartally *et al.* 2007). Előkerült egy *Neotypus melanocephalus* imágó egy *Maculinea teleius* bábból Meszesnél (Tartally 2005b) és vérfüvön petéző nőstényeket is megfigyeltem ugyanezen a helyen és a Drahos-réten is. Nyolc élőhelyen találtam *Ichneumon eumerus*-szal parazitált *Maculinea* (*M. teleius*, *M.alcon*, illetve *M. 'rebeli'*) bábokat. Előfordult, hogy a báboknak több mint a fele fertőzött volt egy élőhelyen. *Microdon myrmicae* lárvák és bábok tizenhárom élőhelyről kerültek elő,

általában *Myrmica scabrinodis*, ritkábban *M. rubra* vagy *M. gallienii* fészkekből.

Az adott *Maculinea* lepkére vonatkozó eredményeim részletes megadása és kiértékelése az egyes lepkéknél imént hivatkozott cikkeimben olvashatók, az egyes élőhelyekre vonatkozó összesített adataim az OF táblázatában vannak megadva, míg az eredményeim részletes angol nyelvű összefoglalása és megvitatása a PhD dolgozatomban (Tartally 2008) található.

Értékelés

A kárpát-medencei populációk hangyagazda használatával kapcsolatos eredményeim rávilágítanak annak fontosságára, hogy a hangyagazda specificitást helyi szinten is vizsgálni kell. A populációk védelme és az élőhelykezelés szempontjából e helyi szintű ismeretek nélkülözhetetlenek.

A Kárpát-medencében földrajzilag a legbehatároltabb, és egyúttal a leginkább hangyagazda-specifikus lepkének a *Maculinea nausithous* bizonyult (Tartally *et al.* 2008b, Tartally & Varga 2005; habár nincsenek ismereteim a *M. arion* hangyagazdairól), ami azt jelenti, hogy itt ez a *Maculinea* faj reagálhat a legérzékenyebben a *Myrmica* közösség változásaira. Véleményem szerint a nyugat-magyarországi *M. nausithous* populációk sikeres védelme érdekében mozaikosan meg kell hagyni a cserjés részeket és/vagy természetes bozotos erdőszegélyeket a *Sanguisorba officinalis* termőhelyek mentén, tekintettel a *Myrmica rubra* hangyagazda ökológiai igényeire (lásd: Tartally & Varga 2005: 2. ábra). Ugyanakkor a *Myrmica scabrinodis*-t használó erdélyi *M. nausithous* populációk egyedi gazdahasználatuk miatt további vizsgálatokat és körültekintő védelmet igényelnek. E populációk kis egyedsűrűsége még sürgetőbbé teszi ezt a feladatot.

Az, hogy a Kárpát-medencében a *M. teleius*, a *M.alcon* és a *M. 'rebeli'* több hangyagazdát is használ (Tartally *et al.* 2008a, Tartally & Varga 2008, Vályi Nagy & Csősz 2007), arra utalhat, hogy e fajok képesek alkalmazkodni az új gazdafajokhoz, amikor azt a változó körülmények megkívánják (pl. emberi zavarás hatására). Óvatosnak kell lennünk azonban az ilyen feltételezésekkel, mert számításba kell vennünk, hogy rendszerint nem az összes jelenlévő *Myrmica* fajt használták e sebezhető lepkék, és a rendelkezésre álló adatok is korlátozottak.

Meg kell még jegyezni, hogy a közelrokon *Maculineaalcon* és *M. 'rebeli'* különböznek konzervációbiológiai szempontból, és ezért eltérő kezelést igényelnek, hiszen nem csak az élőhelyük, a hangyagazdájuk és

tápnövényük különbözhet egy régió belül, hanem a rajzási idejük is eltérhet (a tápnövényük eltérő fenológiájával összhangban; lásd: Tartally *et al.* 2008a). Ezek a sajátosságok viszont nehézségeket eredményezhetnek a gyakorlati védelemi programok során, amikor pl. *M. alcon*-t telepítenek *M. 'rebeli'* élőhelyre, vagy fordítva. A helyzet azonban ennél is bonyolultabb, amelyet a fülesdi *M. alcon* populáció esete jól példáz. Itt egyedülálló módon, és szokatlanul nagy arányban került elő a lepke *Myrmica salina*-tól (Tartally 2005a), ami azt valószínűsíti, hogy ebből a populációból más általam vizsgált élőhelyre nem sok sikerrel telepíthetnénk vissza a fajt (lásd az OF táblázatát). Mindez megerősíti a hangyagazdák helyi szintű ismeretének a fontosságát. A *M. alcon*-nak 61 áttelelt hernyója is előkerült egy *M. salina* fészekből (Tartally 2005a), ami arra hívja fel a figyelmet, hogy a "kakukk" életmódú *Maculinea*-k kis populációi esetleg csak néhány *Myrmica* fészeknél is túlélhetnek, ami egyben e rendszer sérülékenységét is jelenti.

A mozaikosság fenntartása nem csak a *M. nausithous*, hanem feltehetően a többi *Maculinea* faj számára is fontos, hiszen az egyes *Myrmica* fajoknak eltérnek az ökológiai igényei (Elmes *et al.* 1998; pl. a borítottság és az átlaghőmérséklet igen fontos faktorok, amelyeket a kaszálás befolyásol: Grill *et al.* 2008), amely általában különbözik a tápnövények igényeitől is. Éppen ezért a mozaikosság fenntartásával lehet elősegíteni azt, hogy a tápnövény és a hangyagazda (amelynek mozgáskörzete jellemzően maximum két méter: Elmes *et al.* 1998) egymás közelében éljenek. Sokan úgy vélik, hogy a tápnövény állományának növelésével a lepkepopuláció is erősödni fog. Meg kell azonban jegyezni, hogy pl. a vérfű, de sokszor a kornistárnics is, olyan nedves foltokban képez sűrűbb állományokat, ahol már hangyafészket gyakorlatilag alig találni. Hasonló módon a Szent László-tárnics sokszor az olyan erősen taposott részeken (pl. földutak körül, vagy a Nagy-mező sűrűn legelt részein) képez erősebb állományokat, ahol a gazda *Myrmica* fajok már ritkák (terepi tapasztalat). Mindez a gyakorlatban azt jelenti, hogy a nedvesebb réteken érdemes nem csak tocsogós, de kicsit szárazabb, vagy zombékosabb részeket is biztosítani a *Myrmica*-k részére a tápnövények közelében. Ugyanígy, a *M. 'rebeli'* élőhelyein csak az enyhe legeltetés javasolt (az is szarvasmarhával, úgy, hogy a legelő állatokat levesszük a lepkék rajzási-potyogási időszakában; a kaszálás csak ősszel szerencsés, ha nagy a primerprodukció). A földutak azonban alkalmasak arra, hogy fenntartsák a lepke számára a mozaikosságot, ha a *Myrmica* fészkek meg tudnak telepedni a kevésbé zavart gyepekben, az út melletti tárnicsoktól maximum két méterre.

A *Maculinea*-s élőhelyek kezelését könnyű elrontani a nem megfelelő kaszálással, illetve annak időzítésével. Az utóbbi esetben a hernyók potyogási időszakának vége előtti kaszálás lehet veszélyes, mert még az adoptálásra éretlen hernyók elpusztulnak a száradó hajtásokban. Hasonlóan veszélyes lehet, ha a megtermékenyített nőstények nem találnak virágzó tápnövényeket, mert a növények a kaszálás után még nem tudtak megerősödni. A kaszálást azonban lehet az élőhely külön területein más időpontban (más években, illetve az adott vegetációs periódus más időszakaiban) végezni, illetve a hernyóknak a tápnövényből való potyogása (amely élőhelytől, de időjárástól függően is változik) utáni időszakra tenni. Ha a rajzás vége után kb. három héttel mintegy 10 elvirágzott hajtást hosszabb szárral levágunk, majd szabadtéri hőmérsékleten (de eső- és szélárnyékban) vázába teszünk és a csokrot pl. egy nagy fehér lavórba helyezzük, akkor kora reggel és késő este leellenőrizhető, hogy potyognak-e még a hernyók. Esős időben a potyogás szünetel (saját megfigyelés), így a döntéssel meg kell várni az eső utáni napokat. A kipotyogott hernyókat aztán hűtőben napokig életben tarthatjuk, majd az élőhelyen szétszórhatjuk. Természetesen a hajtásokat lehetőleg csak erősebb tápnövénytövekről szakítsuk le és olyan foltokból, ahol két méteren belül marad még elég tápnövény. A szárazakat időnként érdemes visszavágni és a vizet naponta cserélni. Ezzel az eljárással sokkal kevesebb kárt okozhatunk, mint az esetleges korai kaszálással. A kaszálásnál fontos odafigyelni, hogy a fészkeket lehetőleg ne nagyon károsítsuk. A *Myrmica* kolóniák különösen nedves réteken építenek szoláriumokat, amelyek viszont ritkán haladják meg a 20 cm magasságot, így e fölött a magasság fölött többnyire kaszálhatunk. A legtöbb esetben a földből épített *Myrmica* szoláriumok nem feltűnőek (kivéve pl. a *M. gallienii*-ét, vagy a *M. rubra*-ét), sokszor csak a fűcsomókat töltik ki vele a hangyák. Az igazán nagy szoláriumok inkább pl. *Formica*, *Tetramorium* vagy *Lasius* fajokra jellemzőek a *Maculinea*-s élőhelyeken, ezért azok megléte nem adhat bizonyosságot a hangyagazdák jelenlétéről (terepi tapasztalat).

A *Maculinea*-*Myrmica* kapcsolathoz kötődő ritka és hiányosan kutatott fajokra (*Ichneumon eumerus*, *Microdon myrmicae*, *Neotypus melanocephalus* és *Rickia wasmannii*) vonatkozó eredményeim egyértelműen alátámasztják azokat az irodalmi megállapításokat (pl. Settele *et al.* 2005), melyek szerint a *Maculinea* boglárkalepkék az élőhelyeik ernyőfajainak tekinthetők. Mindezt nem csak e lepkék ismertsége fokozza, hanem a *M.alcon*-*M. 'rebeli'* esetében az is, hogy petéik, illetve peteburkaik a tárnicsokon akár hetekkel a rajzás lecsengése után is könnyen észrevehetőek (OF), ami könnyen informálhat minket az élőhelykezelés sikerességéről.

Hasonló módon, a ritka *Neotypus melanocephalus*-nak a vérfűfejekbe petéző nőtényei is könnyen felismerhetők a *M. teleius* és/vagy *M. nausithous* rajzása utáni hetekben (OF).

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom Prof. Varga Zoltánnak és Tóth Enikőnek a munkámhoz nyújtott mindennapos támogatásukért; Szentirmai Istvánnak és egy névtelen bírálónak a kézirattal kapcsolatos javaslataikért; az OF képek készítőinek (lásd ott), hogy fényképeiket rendelkezésemre bocsátották; valamint mindazoknak, akik a *Maculinea* boglárkalepkékkel kapcsolatos kutatásaimat bármilyen módon segítették (lásd a PhD dolgozatom köszönetnyilvánítását: Tartally 2008). Az anyagi háttérrel a “MacMan” Európai Unió projekt (EVK2-CT-2001-00126), és részben egy NKFP pályázat (NKFP-3 B/023/2004) biztosította.

Irodalomjegyzék

- Als, T. D., Nash, D. R. & Boomsma, J. J. (2002): Geographical variation in host-ant specificity of the parasitic butterfly *Maculinea alcon* in Denmark. – *Ecol. Entomol.* **27**: 403–414.
- Als, T. D., Vila, R., Kandul, N. P., Nash, D. R., Yen, S.-H., Hsu, Y.-F., Mignault, A. A., Boomsma, J. J. & Pierce, N. E. (2004): The evolution of alternative parasitic life histories in Large Blue butterflies. – *Nature* **432**: 386–390.
- Berezki, J., Pecsénye, K. & Varga, Z. (2006): Geographic versus food plant differentiation in populations of *Maculinea alcon* (*Lepidoptera: Lycaenidae*) in Northern Hungary. – *Eur. J. Entomol.* **103**: 725–732.
- Elmes, G. W., Thomas, J. A., Wardlaw, J. C., Hochberg, M., Clarke, R. T. & Simcox, D. J. (1998): The ecology of *Myrmica* ants in relation to the conservation of *Maculinea* butterflies. – *J. Insect Conserv.* **2**: 67–78.
- Grill, A., Cleary, D. F. R., Stettmer, C., Bräu, M. & Settele, J. (2008): A mowing experiment to evaluate the influence of management on the activity of host ants of *Maculinea* butterflies. – *J. Insect Conserv.* **12**: 617–627.
- IUCN 2008. (2008): IUCN Red List of Threatened Species. – <www.iucnredlist.org>. letöltve: 2008 November 26.
- A környezetvédelmi miniszter 13/2001. (V. 9.) KöM rendelete (2001): A védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett

- barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről. – *Magyar Közönlöny* **53**: 3446–3511
- Natura 2000 II–IV Függelék (1992): A Tanács 92/43/Egk Irányelve (1992. május 21.) a természetes élőhelyek, valamint a vadon élő állatok és növények védelméről. – *Az Európai Unió hivatalos lapja* **15**: 102–145.
- Pech, P., Fric, Z., Konvička, M. & Zravý, J. (2004): Phylogeny of *Maculinea* blues (*Lepidoptera: Lycaenidae*) based on morphological and ecological characters: evolution of parasitic myrmecophily. – *Cladistics* **20**: 362–375.
- Seifert, B. (1988): A taxonomic revision of the *Myrmica* species of Europe, Asia Minor and Caucasia (Hymenoptera, Formicidae). – *Abh. Ber. naturk. Mus. Görlitz*. **62**: 1–75.
- Settele, J., Kühn, E. & Thomas, J.A. (szerk.) 2005: *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe Vol. 2: Species Ecology along a European Gradient: Maculinea Butterflies as a Model*. – Pensoft, Sofia, 289 pp.
- Stankiewicz, A. & Sielezniew, M. (2002): Host specificity of *Maculinea teleius* Bgstr. and *M. nausithous* Bgstr. (Lepidoptera: Lycaenidae) the new insight. – *Annales Zoologici*, **52**: 403–408.
- Steiner, F. M., Sielezniew, M., Schlick-Steiner, B. C., Höttinger, H., Stankiewicz, A. & Górnicki, A. (2003): Host specificity revisited: New data on *Myrmica* host ants of the Lycaenid butterfly *Maculinea rebeli*. – *J. Insect Conserv.* **7**: 1–6.
- Tartally, A. (2005a): *Myrmica salina* (Hymenoptera: Formicidae) as a host of *Maculinea alcon* (Lepidoptera: Lycaenidae). – *Sociobiology* **46**: 39–43.
- Tartally, A. (2005b): *Neotypus melanocephalus* (Hymenoptera: Ichneumonidae): the first record of a parasitoid wasp attacking *Maculinea teleius* (Lycaenidae). – *Nota Lepid.* **28**: 65–67.
- Tartally, A. (2008): A *Maculinea* boglárkalepkék mirmekofíliája a Kárpát-medencében (Lepidoptera: Lycaenidae). – PhD dolgozat, Debreceni Egyetem, Debrecen, 97 pp. + függelék; – <http://www.zool.klte.hu/cikkek/Tartally_2008-PhD_Thesis.pdf>. letöltve: 2008 November 26.
- Tartally, A., Nash, D. R., Lengyel, S. & Varga, Z. (2008a): Patterns of host ant use by sympatric populations of *Maculinea alcon* and *M. 'rebeli'* in the Carpathian Basin. – *Insect. Soc.* **55**: 370–381.
- Tartally, A., Rákossy, L., Vizauer, T.-C., Goia, M. & Varga, Z. (2008b): *Maculinea nausithous* exploits *Myrmica scabrinodis* in Transylvania: unusual host ant species of a myrmecophilous butterfly in an isolated region

- (Lepidoptera: Lycaenidae; Hymenoptera: Formicidae). – *Sociobiology*, **51**: 373–380.
- Tartally, A., Szűcs, B. & Ebsen, J. R. (2007): The first records of *Rickia wasmannii* Cavara, 1899, a myrmecophilous fungus, and its *Myrmica* Latreille, 1804 host ants in Hungary and Romania (Ascomycetes: Laboulbeniales; Hymenoptera: Formicidae). – *Myrmecol. News* **10**: 123.
- Tartally, A. & Varga, Z. (2005): *Myrmica rubra* (Hymenoptera: Formicidae): the first data on host-ant specificity of *Maculinea nausithous* (Lepidoptera: Lycaenidae) in Hungary. – *Myrmecologische Nachrichten* **7**: 55–59.
- Tartally, A. & Varga, Z. (2008): Host ant use of *Maculinea teleius* in the Carpathian-Basin (Lepidoptera: Lycaenidae) – *Acta Zool. Hung.* **54**: 257–268.
- Thomas, J. A., Clarke, R. T., Randle, Z., Simcox, D. J., Schönrogge, K., Elmes, G. W., Wardlaw, J. C. & Settele, J. (2005): *Maculinea* and myrmecophiles as sensitive indicators of grassland butterflies (umbrella species), ants (keystone species) and other invertebrates. – In: Settele, J., Kühn, E. & Thomas, J. A. (szerk.) *Studies on the ecology and conservation of butterflies in Europe. II. Species ecology along a European gradient: Maculinea butterflies as a model*. Pensoft, Sofia, pp. 28–31.
- Thomas, J. A., Elmes, G. W., Wardlaw, J. C. & Woyciechowski, M. (1989): Host specificity among *Maculinea* butterflies in *Myrmica* ant nests. – *Oecologia*, **79**: 452–457.
- V. Sipos, J. & Varga, Z. (2007): Gyéptársulások és nappalilepke-együttesek. – In: Forró, L. (szerk.): *A Kárpát-medence állatvilágának kialakulása – A Kárpát-medence állattani értékei és faunájának kialakulása*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 349–356.
- Vályi Nagy, M. & Csősz, S. (2007): Host ant specificity of the Large Blue butterfly, *Maculinea alcon* (Denis & Schiffermüller, 1775), in the Carpathian Basin (Hymenoptera: Formicidae; Lepidoptera Lycaenidae). – *Myrmecological News* **10**: 124.

A cikkhez tartozó **Online Függelék** a folyóirat honlapján található (<http://www.mbtktv.mtesz.hu/ofuggelek.html>).

Host ants and parasitoids of *Maculinea* butterflies in the Carpathian Basin and some social parasites of the ant hosts

András Tartally

Department of Evolutionary Zoology and Human Biology, University of Debrecen,

Egyetem tér 1. Debrecen, Hungary, 4032, E-mail: tartally@gmail.com

Department of Ecology, Szent István University

Rottenbiller u. 50. Budapest, Hungary, 1077

University of Copenhagen, Centre for Social Evolution, Department of Biology

Universitetsparken 15, DK-2100 Copenhagen, Denmark

Abstract: Larvae of *Maculinea* butterflies are obligate social parasites of *Myrmica* ant nests. The various butterfly populations often have different host ant species. A review is given about the known host ant usage of the *Maculinea* populations in the Carpathian Basin and about the other rare (e.g. ichneumon) species found with these butterflies and their host ants. Practical conservational suggestions are also given.

Keywords: Hungary, *Ichneumon*, *Neotypus*, *Microdon*, *Myrmica*, *Rickia*, Transylvania

Az élőhelyvesztés szerepe a mezei nyúl (*Lepus europaeus* Pallas 1778) állomány csökkenésében Magyarországon

Biró Zsolt, Roszik Ákos és Rízmajer Pál

*Szent István Egyetem, Vadvilág Megőrzési Intézet
2103 Gödöllő, Páter Károly utca 1., E-mail: Biro.Zsolt@mkk.szie.hu*

Összefoglaló: A mezei nyúl állomány folyamatos csökkenésének egyik legfontosabb oka az élőhelyvesztés lehet. Ezért a mezőgazdasági élőhelyek hatásának felmérésére két különböző területen vizsgáltuk a mezei nyulak élőhelyhasználatát, táplálékösszetételét és diverzitását. A kistáblákon és a gyepeken magasabb volt az állatok előfordulási aránya, mint az erdős vagy intenzív mezőgazdasági részekben. A kistáblák térbeli használata egyenletesebb volt, mint a nagyoké, ezek belsejét ritkábban látogatták, inkább a szegélyzónákat kedvelték. A gyepeket viszont egyenletesen bejárták. A mezei nyúl sokféle növényt szeret fogyasztani minden időszakban. Tavasszal jelentős különbséget találtunk a kis és a nagy táblákon élő nyulak táplálék összetétele között. Az előbbieket változatosabban táplálkoztak, de a legnagyobb variabilitást a gyepeken élőkénél találtuk. A nyulak számára a mezőgazdasági területen a betakarítás utáni időszak volt a legrosszabb, amikor hirtelen lecsökkent a táplálék-növények mennyisége és változatossága (szignifikáns diverzitás csökkenés, alacsonyabb egyenletesség). A nyulak számára tehát az erdősítések és az intenzív, szegélyek nélküli nagytáblás és monokultúras mezőgazdasági termelés rendkívül kedvezőtlen hatású, ami az állomány további csökkenését okozhatja, ha nem változtatunk a termelési módszereken.

Kulcsszavak: intenzív mezőgazdaság, nagytábla, monokultúra, gyepgazdálkodás, szegélygazdálkodás, mezei nyúl

Bevezetés

A mezei nyúl állománya az 1960-as évek óta csökken Magyarországon (Csányi 1996, Csányi *et al.* 2007). Az okok vizsgálata létfontosságú a további csökkenés megállítása szempontjából, hiszen a legfontosabb apróvad fajunkról van szó, amely lassan odajut, hogy védetté kell nyilvánítani.

Étrendje rendkívül változatos (Bíró *et al.* 2003, Chapuis 1990, Demeter & Mátrai 1988, Frylestam 1986, Kovács & Heltay 1993, Puig *et al.* 2007). Vannak azonban olyan növények, amelyeket másokkal szemben előnyben részesít, azaz a rendelkezésére álló növények közül válogat (Chapuis 1990, Katona & Altbäcker 2002, van der Wal *et al.* 1998). Az elfogyasztott táplálék nemcsak az erdei élőhelyen, hanem a mezőgazdasági területeken is főleg természetes növénytársulásokból származik (Frylestam 1986), és a nyulak feltehetően csak akkor fogyasztanak természetett növényeket, amikor a természetes növénytársulások már nem fedezik a szükségleteiket (Demeter & Mátrai 1988).

Az egyes egyedek mozgáskörzete kivétel nélkül mindig több élőhely típus határán helyezkedik el (Kovács & Búza 1988). A nagyméretű táblák, amelyeken csak egy-egy növényfaj található, lecsökkentik a mezei nyulak életterét és táplálkozási lehetőségeit. Vaughan *et al.* (2003) eredményei szerint az élőhely diverzitásának csökkenése jelentős szerepet játszik a mezei nyúl egyedszám csökkenésében. A nagytáblás gazdálkodással csökken az árokpártok, gyomos szegélyek egységnyi területre eső mennyisége, ami szintén kedvezőtlenül hat az állományra, mivel a mezei nyúl ezeket előszeretettel használja fialásra, búvóhelyként és táplálkozásra (Barkóczi & Hagymási 1982). Lewandowski és Nowakowski (1993) Lengyelországban megfigyelte, hogy a populációk struktúrája stabilabb olyan területeken, ahol a földek mozaikosabbak.

Az Európai Unió Közösségi Agrárpolitikája (CAP) Magyarországon a Nemzeti Vidékfejlesztési Tervbe épül be. Ez a stratégiai program több olyan célt tartalmaz, amelyek segíthetnének a mezei nyúl populációk fenntartásában. Ilyenek pl. a fasorok, csenderesek telepítése, a vegyszermentes táblaszegély, bogárteleltető bakhátak (Ángyán *et al.* 2003). Faragó (1997) már a Magyar Fogolyvédelmi Program kapcsán kimutatta, hogy ezek az élőhelyfejlesztési intézkedések elsőként a mezei nyúl állományokra hatottak pozitívan.

Mindezek alapján a vizsgálatunk céljai: Mely kultúrnövényeket preferál a mezei nyúl élettérként? Milyen mértékben használja a különböző élőhelyi foltokat? Hogyan befolyásolja a területhasználatát az élőhelyi folt mérete? Milyen mértékben jelennek meg a természetett növények a mezei nyúl táplálékában az év különböző évszakaiban?

Módszerek

Kutatási területek

Kutatásainkat Újlengyel és Szarvas határában lévő vadásztársaságok területén végeztük. Az újlengyeli VT területe 2998,36 ha. A VT a Duna-Tisza közén, Pest megyében található. A társaság kifejezetten apróvadas jellegű. Élőhelyi adottságait tekintve kisebb-nagyobb mezőgazdasági táblák, erdők és erdőfoltok váltják egymást. A mezőgazdasági termelésben a gabonafélék, a kukorica, napraforgó, lucerna és repce a legfőbb termesztett kultúrák. Néhol előfordulnak kisebb-nagyobb rétek és legelők, parlag területek. A területre nem jellemző a nagytáblás mezőgazdasági művelés, inkább kisparcellás fasorokkal tarkított vegetáció található. Nyolc mintaterületet választottunk ki ennél a társaságnál (1. táblázat).

A szarvasi VT területe 16800 ha. A terület 88%-a (14784 ha) vadgazdálkodásra alkalmas terület. A társaság kifejezetten apróvadas területtel rendelkezik. A vadgazdálkodásra alkalmas területek közül négy különböző élőhelyet választottunk ki a vizsgálatokhoz (1. táblázat).

1. táblázat. A két vadásztársaságnál kijelölt mintaterületek méret szerinti megoszlása. A + azt jelenti, hogy az adott kategóriából választottunk a vizsgálatokhoz. A kisparcellás táblán a következő kultúrnövényeket termesztették: őszi búza, árpa, cirok, napraforgó, kukorica, lucerna.

| Méret kategória | újlengyeli VT | | | | szarvasi VT | | | | |
|-----------------|---------------|-------|------|--------|-----------------|-------------|-------|--------|------|
| | lucerna | repce | búza | parlag | kökénygalagonya | kisparcella | repce | legelő | erdő |
| < 5 ha | + | + | + | + | + | + | | | |
| > 5 ha | + | + | + | | | | + | + | + |

Hullatéksűrűség becslés

Az újlengyeli területen minden táblán több párhuzamos vonalon haladtunk végig, amelyek egymástól 10–20 m-re voltak a tábla méretétől függően. Ezeket számoltuk a friss mezei nyúl hullatékait 2007. novemberre és 2008. márciusra folyamán.

A szarvasi társaságnál 500*1000 m-es területeken jelöltünk ki 5–5 párhuzamos transzektet, amelyek egymástól 100 m-re voltak. Ez alól kivételt képezett a hegyesdűlői terület, ahol a kis méretű táblák miatt csak 200*1000 m-es mintaterületünk volt, így az 5 párhuzamos vonal 40 méte-

renként követte egymást. Ezeken számoltuk a friss mezei nyúl hullatékokat 2007. tavasz-nyár-ősz folyamán.

A tábla széle mindig a legszélső vonal volt. A tábla közepe pedig a középső vonal (páratlan számú transzekt esetén), vagy a középső két vonal (páros számú transzekt esetén). Az újlengyeli területen a kis és a nagy táblákon az egyik szélétől a másik széléig jelöltünk ki vonalakat, így két szélső vonal is van. Természetesen a két szélső vonalon talált értékek nem feltétlenül egyeznek meg (ld. 1.a és b ábra). A szarvasi társaságnál a legelő mérete akkora volt, hogy az utolsó mintavonal (a legbelső) még csak a gyep közepén húzódott keresztül, ezért abban az esetben csak a gyep egyik széle és a közepe között talált értékeket tüntettük fel az ábrán (ld. 1.c ábra). A tábla széle és közepe közti hullatéksűrűség adatok a közbeeső vonalakra számított értékek.

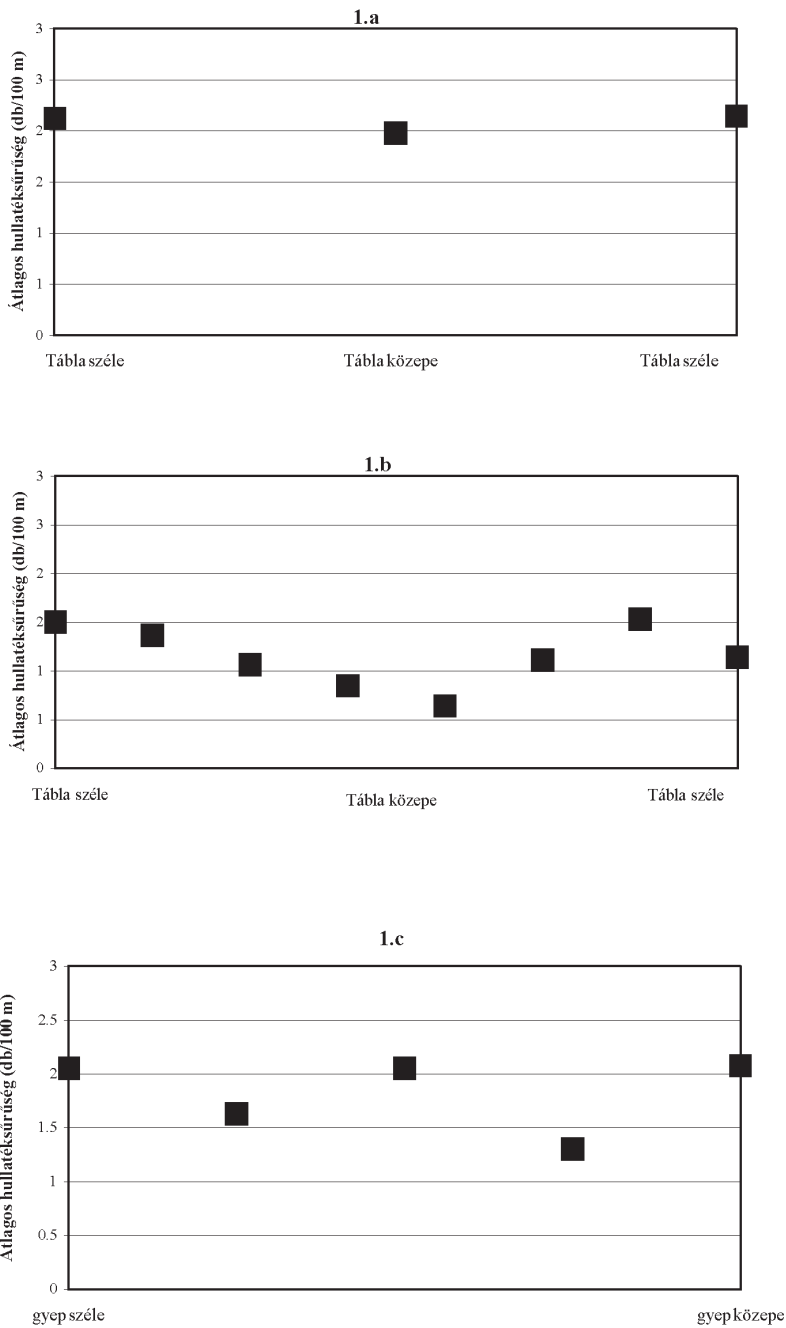
A hullatéksűrűséget db/100 m egységre számítottuk, azaz a talált hullatékok számát elosztottuk az adott mintavételi vonal hosszával és megszoroztuk százszal. A mennyiségi összehasonlításnál az adott évszakban, egy élőhely típusban, az egy-egy vonalra számított hullatéksűrűségek átlagát használtuk.

Táplálékösszetétel meghatározás

Újlengyel mellett minden élőhelyi foltban 10–15 db hullatékot gyűjtöttünk elszórtan, hogy lehetőleg különböző egyedektől származzanak (összesen 92 db-ot). Szarvas mellett élőhelyi foltonként 20–20 db-ot gyűjtöttünk. Minden területen az egyes élőhelyi foltokban begyűjtött hullatékokból keverékmintákat hoztunk létre. Az újlengyeli VT esetében 92 hullatékból almintákat vettünk (3 db/élőhelyi folt), így összesen 48 db hullatékbagyót dolgoztunk fel 8–8 keverékmintává (ősz-tavaszi). A szarvasi VT esetében 240 db hullatékból vettük az almintákat (3 db/élőhelyi folt), így összesen 36 db hullatékbagyóból hoztunk létre 4–4–4 keverékmintát (tavasz-nyár-ősz). A mintákat mikroszöveti analízissel elemeztük (Mátrai *et al.* 1986). Így az egyes területeken meghatároztuk a táplálék összetevők relatív előfordulási gyakoriságát. A táplálékalkotók diverzitását és egyenletességét a Shannon-Wiener index-szel számítottuk (Krebs 1989).

Statisztikai analízis

A hullatéksűrűségeket kétutas varianciaanalízissel hasonlítottuk össze élőhely típusok és évszakok szerint. Ezután egyutas varianciaanalízissel vetettük össze az egyes élőhely típusokat egy adott évszakon belül, illetve ahol a csoportok közötti variancia szignifikáns eltérése miatt ezt a módszert nem lehetett használni, ott nemparaméteres Kruskal-Wallis varianciaanalízist



1. ábra. A mezei nyúl hullatékok eloszlása a kistáblás (1.a), a nagytáblás parcellákon (1.b) az újlengyeli, valamint a gyepen (1.c) a szarvasi kutatási területen.

alkalmaztunk. A hullatéksűrűség eloszlását az egyes élőhely típusokon belül az egyenletes eloszláshoz hasonlítottuk χ^2 illeszkedés vizsgálattal. A táplálék összetételét az egyes területek között adott időszakban, illetve az egyes időszakok között adott területen χ^2 homogenitás teszttel vizsgáltuk. A diverzitás indexek közti különbséget módosított független kétmintás t-teszttel ellenőriztük (Hutcheson 1970).

Eredmények

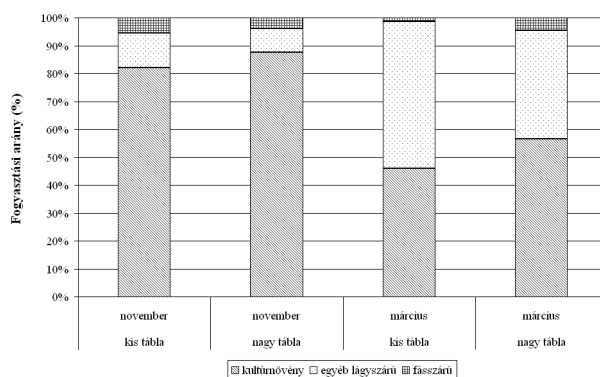
A területek és az évszakok között szignifikáns különbséget találtunk a hullatéksűrűségben (kétutas ANOVA területekre: $F_{3,48}=6,9$, $p<0,001$; évszakokra: $F_{2,48}=12,8$, $p<0,001$). A gyepeken több hullatékot találtunk tavasszal, mint az erdőben (egyutas ANOVA: $F_{3,16}=4,8$, $p<0,05$). A gyepeken több hullatékot találtunk nyáron, mint a kisparcellákon (Kruskal-Wallis nemparaméteres varianciaanalízis: $KW=13,7$, $df=12$, $p<0,01$). Ősszel nem volt különbség az élőhelyi foltok között (Kruskal-Wallis nemparaméteres varianciaanalízis: $KW=2$, $df=12$, NS).

A kistáblás parcellákon és a gyepeken egyenletesebb területhasználat sejtethető (1.a és c ábra), mint a nagytáblákon (1.b. ábra). Azonban ezt statisztikailag nem tudtuk alátámasztani (kis táblák: χ^2 teszt: $\chi^2=0,01$, $df=2$, NS; nagy táblák: χ^2 teszt: $\chi^2=4,5$, $df=7$, NS; gyep: χ^2 teszt: $x=0,3$, $df=4$, NS).

A mezei nyulak összességében sokféle növényt fogyasztottak (19 fajra meghatározott növény és még 10 egyéb kétszikű és sokféle mag), de az egyes évszakoktól és a táblamérettől függően ez erősen változott. Ősszel több természetű növényt fogyasztottak – őszi búza (*Triticum aestivum*), lucerna (*Medicago sativa*) – a kistáblákon és a nagytáblákon is (χ^2 teszt: $\chi^2=3,7$, $df=2$, NS). Tavasszal mind a két parcellatípuson megnőtt az egyéb kétszikű és egyszikű fajok fogyasztási aránya (χ^2 teszt kistáblákra november és március között: $\chi^2=109,9$, $df=2$, $p<0,001$; χ^2 teszt nagytáblákra: $\chi^2=78,9$, $df=2$, $p<0,001$), de a kistáblákon erőteljesebben (χ^2 teszt: $\chi^2=15,1$, $df=2$, $p<0,001$) (2. ábra).

Ugyanakkor az látszik a szarvasi területen, hogy a gyepeken szinte mindig magasabb a táplálék diverzitása, mint a mezőgazdasági parcellákon, kivétel ősszel a nagytáblás repce (2. táblázat).

Tavaszi nyárra szignifikánsan csökkent a nagytáblákon a hullatékból becsült táplálék diverzitása ($H_{\text{tavasz}}=1,75$; $H_{\text{nyár}}=1,4$; módosított független kétmintás t-teszt: $t_{151}=3,1$, $p<0,01$) és az egyenletesség is kisebb lett ($E_{\text{tavasz}}=0,9$; $E_{\text{nyár}}=0,71$).



2. ábra. A kultúrnövények és a természetes fajok megoszlása a mezei nyúl táplálékában az újlengyeli kutatási területen.

Értékelés

A mezei nyulak a nagyméretű táblák belsejét úgy tűnik, kevésbé intenzíven használják, inkább a szegélyekben található meg, ahogy azt Faragó (1997), vagy Barkóczi és Hagymási (1982) is tapasztalta.

A szegélyvegetáció sokkal változatosabb táplálékot nyújthatna számukra, azonban a jelenlegi gazdálkodás mellett még itt sem találnak elegendően sokféle növényt. Jól mutatja ezt a nyári diverzitás csökkenés, amikor mindent learatnak a területről. Ugyanebben az időszakban a gyepeken, vagy a kisparcellákon nem történik ilyen mértékű változás. Ezek a változások nagymértékű elhullással járhatnak, főleg a fiatalok körében, ahogy azt Kovács és Heltay (1993), vagy a saját korábbi vizsgálataink is kimutatták (Biró & Szemethy 2002). Lewandowski és Nowakowski (1993) Lengyelországban hasonlóan a kisebb parcella méretek mellett érvelt a populációk stabilitása érdekében.

Ha tehetik, a mezei nyulak sokféle növényfajt fogyasztanak, ahogy azt Frylestam (1986) is leírta, de a monokultúrák esetében drasztikusan csökken a választék. Különösen a napraforgó és a kukorica táblák nem jelennek élőhelyet a mezei nyúl számára. Sem táplálékforrásként, sem területhasználatban nem jelentkezik ezeknek a hatalmas tábláknak a jótékony hatása e faj esetében.

Látszik, hogy a legjobb élőhely a mezei nyulak számára a gyepek lenne, hisz itt az év majdnem minden időszakában magasabb táplálék diverzitást és egyenletességet tudunk kimutatni. Az itt található növények növelhetik a mezőgazdasági táblákon élő nyulak táplálék-összetételének változatos-

2. táblázat. A mezei nyúl táplálék diverzitása (Shannon-Wiener index) az egyes mintaterületeken és a diverzitás értékek eltérései (módosított független kétmintás t-teszt) a szarvasi társaságnál.

| Ősz | Diverzitás | Nagytábla | Gyep | Erdő |
|--------------|------------|------------------------------|------------------------------|-----------------------------|
| Kistábla | 1,57 | t=4,4 df=133,6 p<0,001 | t=3,6 df=176,9 p<0,001 | t=1,5 df=187,2 NS |
| Nagyta | 1,97 | | t=0,3 df=167,9 NS | t=2,7 df=153,5 p<0,01 |
| Gyep | 1,95 | | | t=2,1 df=195,5 p<0,05 |
| Erdő | 1,74 | | | |
| <i>Tavas</i> | | | | |
| Kistábla | 1,75 | t=0,6 df=188,8 NS | t=3,4 df=197,8 p<0,001 | t=0,7 df=190,3 NS |
| Nagyta | 1,81 | | t=2,4 df=192,6 p<0,05 | t=0,1 df=200 NS |
| Gyep | 2,05 | | | t=2,4 df=194 p<0,05 |
| Erdő | 1,82 | | | |

ságát is (lásd a 2. táblázatban a repce és a mellette fekvő gyep hasonló diverzitás értékeit). A Nemzeti Vidékfejlesztési Terv által támogatott extenzív gyepek létesítése és fenntartása, valamint a szegélyek meghagyása, a szegélygazdálkodás erősítése jelentősen javíthatja a mezei nyúl populáció stabilitását és a növekedési esélyeit. Hasonló jótékony hatást mutattak ki más szegélyhasználó fajok (sok földön fészkelő védett madár vagy a fogoly) esetében is (Faragó 1997). Nagyon kedvezőek lehetnek majd a populációk növekedése szempontjából az ÉTT területek is, bár ezek hatékonyságát még nem sikerült felmérni a rövid kezelési idő miatt.

A fásszárú fajok magas fogyasztási aránya pedig rámutat a mezővédő fásítások fontosságára, amelyek a táplálék mellett takarást és fészkelőhelyet is biztosíthatnak. Ugyanakkor az alföldi nagyterületű erdősítések nem kedveznek a mezei nyúl számára.

Abban az esetben pedig, ha gazdálkodni kell a földeken, akkor a kisparcellás gazdálkodás az, ami javíthatja e fajok túlélési esélyeit.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetünket fejezzük ki a vadásztársaságoknak, amelyek lehetővé tették területükön a munkák elvégzését. A cikk a Bólyai János Kutatási ösztöndíj támogatásával készült.

Irodalomjegyzék

- Ángyán, J., Tardy, J. & Vajnáne Madarassy, A. (szerk.) (2003): *Védett és érzékeny természeti területek mezőgazdálkodásának alapjai*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 625 pp.
- Barkóczi, I. & Hagymási, L. (1982): Nyúlremények. – *Nimród* **102(2)**: 58–59.
- Bíró, Zs., Katona, K. & Szemethy, L. (2003): A mezei nyúl táplálkozási jellegzetességei különböző magyarországi élőhelyeken. – *Vadbiológia* **10**: 68–73.
- Bíró, Zs. & Szemethy, L. (2002): A Kovács-Heltay féle mezei nyúl gazdálkodási modell kritikája és továbbfejlesztésének lehetősége. – *Vadbiológia* **9**: 73–82.
- Chapuis, J. L. (1990): Comparison of the diets of two sympatric lagomorphs, *Lepus europaeus* (Pallas) and *Oryctolagus cuniculus* (L.) in an agroecosystem of the Ile-de-France. – *Z. Säugetierkd.* **55**: 176–185.
- Csányi, S. (szerk.) (1996): *Vadgazdálkodási Adattár 1960–1995*. – Szt. István Egyetem, Vadbiológiai és Vadgazdálkodási Tanszék, Gödöllő, 215 pp.
- Csányi, S., Lehoczki, R. & Sonkoly, K. (2007): *Vadgazdálkodási Adattár 2006/2007 vadászati év*. – Országos Vadgazdálkodási Adattár, Gödöllő, 64 pp.
- Demeter, E. & Mátrai, K. (1988): A mezei nyúl tápláléka intenzíven művelt alföldi területen, novemberben. – *Vadbiológia* **2**: 85–90.
- Faragó, S. (1997): *Élőhelyfejlesztés az apróvad-gazdálkodásban*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 356 pp.
- Frylestam, B. (1986): Agricultural land use effects on the winter diet of Brown Hares (*Lepus europeus* Pallas) in southern Sweden. – *Mammal Rev.* **16(3/4)**: 157–161.

- Hutcheson, K. (1970): A test for comparing diversities based on Shannon formula. – *J. Theor. Biol.* **29**: 151–154.
- Katona, K. & Altbäcker, V. (2002): Diet estimation by faeces analysis: sampling optimisation for the European hare. – *Folia Zool.* **51**: 11–15.
- Kovács, Gy. & Búza, Cs. (1988): A mezei nyúl mozgáskörzetének jellemzői egy erdőszűlt és egy intenzíven művelt mezőgazdasági élőhelyen. – *Vadbiológia* **2**: 67–84.
- Kovács, Gy. & Heltay, I. (1993): *A mezei nyúl. Ökológia, gazdálkodás, vadászat.* – Hubertus Bt. és Magyar Mezőgazdaság Bt., Budapest, 177 pp.
- Krebs, C. J. (1989): *Ecological Methodology.* – Harper & Row Publ., New York, 652 pp.
- Lewandowski, K. & Nowakowski, J. J. (1993): Spatial distribution of brown hare *Lepus europaeus* populations in habitats of various types of agriculture. – *Acta Theriol.* **38(4)**: 435–442.
- Mátrai, K., Koltay, A. & Vízi, Gy. (1986): Key based on leaf epidermal anatomy for food habits studies of herbivores. – *Acta Bot. Hung.* **23**: 255–271.
- Puig, S., Videla, F., Cona, M. I. & Monge, S. A. (2007): Diet of the brown hare (*Lepus europaeus*) and food availability in northern Patagonia (Mendoza, Argentina). – *Mamm. Biol.* **72(4)**: 240–250.
- Vaughan, N., Lucas, E.-A., Harris, S. & White, P. C. L. (2003): Habitat associations of European hares *Lepus europaeus* in England and Wales: implications for farmland management. – *J. Appl. Ecol.* **40**: 163–175.
- van der Wal, R., Kunst, P. & Drent, R. (1998): Interactions between hare and Brent goose in a salt marsh system: evidence for food competition? – *Oecologia* **117**: 227–234.

The role of habitat loss in the decline of the European hare (*Lepus europaeus* Pallas 1778) population abundance in Hungary

Zsolt Biró, Ákos Roszik and Pál Rízmajer

*Szent István University, Institution for Wildlife Conservation
Páter Károly utca 1. Gödöllő, Hungary, 2103, E-mail: Biro.Zsolt@mkk.szie.hu*

Abstract: The main reason for the continuous decline of the European hare population could be the habitat loss. That is why the effects of the agri-environment on habitat use, on diet composition and on diversity of the brown hares were investigated in two different areas. Larger proportion of hare population could be found on small fields and grasses, instead of large monocultures or forests. The edges were the preferred habitat in the large fields. Hares were spread on the small fields and on the grasslands more evenly. The diet composed lots of plant species in each study period. However, large differences were found between the spring and autumn diet composition. Diet of hares was more variable in small fields, than in large fields, but the highest variability was found on grasslands. The period after harvesting was the worst one for hares of the agricultural lands. The diversity and the evenness decreased suddenly. The afforestations and the intensive agricultural land use (large monocultures without edges) could cause further decline of the hare population, so land use and management systems and methods should be changed.

Keywords: intensive agriculture, large field, monoculture, grass management, edge management, brown hare

A nyugati földikutya (*Spalax leucodon* Nordmann, 1840) hazai állomány nagysága és a faj térhasználata a legeltetés függvényében a Hajdúbagosi élőhely példáján bemutatva

Bihari Zoltán¹, Balogh Péter² és Pető Noémi¹

¹Debreceni Egyetem, Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék. E-mail: bihari@agr.unideb.hu

²Debreceni Egyetem, Gazdaságelemzési és Statisztikai Tanszék
4032 Debrecen, Böszörményi út 138.

Összefoglaló: A nyugati földikutya hazai állománya jelenleg csak hozzávetőlegesen ismert. Szinte semmit nem tudunk az állomány hosszútávú változásairól. Az elmúlt években néhány példányos előfordulási helyei közül több megszűnt (Debrecenben a Tóció-patak melletti lelőhelyek közül). A kutatás során túrások alapján egyedszámbecslést végeztünk a faj jelenleg ismert 3 legnagyobb élőhelyén Hajdúbagason, Hajdúhadházon és Debrecen-Józsán. További lelőhelyein más kutatók eredményeit fogadtuk el. A korábbi adatokkal összehasonlítva a populációk nagyságát, figyelembe véve azok bizonytalanságát is, elmondható, hogy lényeges állomány-nagyságbeli változás nem volt az utóbbi évtizedekben. Ez akár lehet jó hír is, de rossz is abból a szempontból, hogy nem növekedett a populáció. 2006-ban a hazai állománya kb. 950 példány lehet. A két nagyobb populációjának egyedsűrűsége nagyon hasonló, ami felveti a kérdést, hogy azon élőhelyein van-e lehetősége a populáció növelésére, vagy a terület csak ennyi egyedre tud ellátni? A hajdúbagosi élőhelyén szignifikáns változást mutattunk ki a területhasználatban, ami a legeltetés módjának változásával, illetve a legeltetés felhagyásával hozható kapcsolatba.

Kulcsszavak: földikutya, *Spalax leucodon*, állománybecslés, Hajdúbagosa, monitoring, élőhelypreferencia

Bevezetés

A nyugati földikutya (*Spalax leucodon* Nordmann, 1840) a Kelet-Európai sztyep területek karakterisztikus rágcsálója. Az élőhelyek romlásának és

eltűnésének következtében a kipusztulás szélére sodródott, hazánk területén az egyik legveszélyeztetettebb gerinces fajunk (Horváth *et al.* 2006). Magyarországon, mint a faj legnyugatibb előfordulási helyein izolált töredékpulációi maradtak fenn. A meglévő élőhelyei csak részben találhatók természetvédelmi oltalom alatt álló területen, ezért populációi különösen sérülékenyek.

Európai-Kisázsiai, mára sporadikus elterjedésű faj. Közép-, Kelet- és Dél-Európában, továbbá Anatólia nyugati és középső részén valamint a déli partvidék közelében fordul elő. Megtalálható Bosznia-Hercegovina, Bulgária, Görögország, Macedónia, Magyarország, Románia, Szerbia és Montenegró, Törökország, Ukrajna területén (Mitchell-Jones *et al.* 1999). Állománya mindenütt csökken.

Magyarországon a faj az utóbbi 100 évben folyamatosan zsugorodó elterjedési területtel és állománnyal bír. Fokozott védettsége ellenére hatékony aktív védelméről ezidáig alig beszélhetünk.

A földikutyára, mint különleges állatfajra a XIX. században Petényi figyelt fel (Chyzer 1981). A két világháború közt Bodnár (1928) és Vásárhelyi (1926, 1932) vizsgálta életmódját. Bodnár (1927) kártékony volta kapcsán számol be elterjedtségéről. Az 1960-as években Sterbetz (1960, 1966) több cikkben is ír a faj elterjedéséről és fogságban tartott egyedek megfigyeléséről. Végh (1985) a Hajdúbagosi Földikutya Rezervátumban élő populáció ökológiájával foglalkozott. Az eddigi legátfogóbb felmérést Horváth & Vadnay (2006) végezte, akik a faj teljes irodalmát feldolgozták és valamennyi korábbi lelőhelyét megvizsgálták, először adtak állománybecslési adatokat. Rajtuk kívül még számosan írtak rövid cikkeket egy-egy előfordulási adatot, vagy apró megfigyelést közölve.

Száz évvel ezelőtt még a Dunántúlon is voltak ismert lelőhelyei (Méhely 1909). A két világháború közt az Alföld szívében néhol közönségesnek számított (Éhik 1925). Korábban megtalálták Borsod-Abaúj-Zemplén, Jász-Nagykun-Szolnok és Szabolcs-Szatmár-Bereg megyében is (Sterbetz 1960). Feltehető, hogy létezhetnek, még nem ismert lelőhelyei is. Maradvány populációi ma már csupán Hajdú-Bihar, Bács-Kiskun, Szolnok és Békés megyében találhatók meg.

Vásárhelyi (1958) már az ötvenes években felfigyelt rá, hogy a földikutya veszélyben van, leírta, hogy “évről-évre csökken a számuk”. A faj védelmének alapja, hogy ismerni kell a meglévő állományát és élőhelyigényét. Ehhez fel kell térképezni minden ismert élőhelyét, populációját, illetve feltelezhető lelőhelyeit. A faj állománybecslése meglehetősen nehéz, sok bizonytalansági tényező van. Zuri és Terkel (1997) az új túrások folyamatos

nyomonkövetésével, azok jelölésével becsülte a *Spalax ehrenbergi* egyedszámát, megállapítva, hogy Izraelben havonta egy állat kb.13 új túrást készít.

Kutatásaink célja a földikutya hazai állomány nagyságának becslése volt, illetve a hajdúbagosi élőhelyén a túrások elhelyezkedése és a legeltetés intenzitása közötti összefüggéseket vizsgáltuk.

Módszerek

Kutatásainkat 2002–2007 között végeztük. Felkerestük az ismert élőhelyeket, illetve olyan területeket is megvizsgáltunk, melyekről bejelentések alapján feltételezték mostanában, hogy előfordulhat. Eddig nem ismert lelőhelyről nem tudtuk kimutatni a fajt, így ezen vizsgált területek nem kerülnek ismertetésre a továbbiakban.

Teljes egyedszámfelmérést végeztünk Hajdúbagason (2005 november) és Debrecen-Józsán (2004-2007 folyamatosan), becslést végeztünk a hajdúhadházi lelőhelyén (2006 november). További négy lelőhelyén (Battonya-Tompapuszta, Kelebia, és Kunadacs, Mezőtúr) nem végeztünk felmérést, csak bejárást, így más kutatók egyedszámbecslési eredményeit fogadtuk el (Andacs 2006, Horváth & Vadnay 2006, Monoki 2008).

A hajdúhadházi lőtérén nem volt mód a teljes bejárásra, mivel a lőtér egyes területeire nem engedtek be a katonák, hiszen intenzíven használt kiképzőhelyről van szó. A terület kb. 50%-át sikerült bejárni. A felmért egyedszámot extrapoláltuk a teljes területre, figyelembe véve a megtelepedésükre alkalmas területek arányát, vagyis ami nem erdővel borított, és nem vízállásos.

Az egyedszám felmérése során a 4–10 túrásból álló „túrás-bokrokat” tekintettük 1 egyedtől származó életnyomnak. Mivel a földikutya magányos állat, ezért az egymás szoros közelségében levő túrások nagy valószínűséggel egyetlen egyedtől származnak. A területek vizsgálata során sávos felmérést alkalmaztunk, a teljes területet bejárva egymástól 200 méterre levő párhuzamos útvonalak mentén. Az útvonal mentén jobbra és balra, 100–100 méterre könnyen és biztosan megfigyelhetőek voltak a túrások. A könnyebb megfigyelhetőség miatt novemberben történt a felmérés, mikor a friss túrások jól láthatóak az elszáradt fűben. Csak az egy hónaposnál fiatalabb túrás megléte esetén tekintettük a túrásbokrot lakottnak. A földikutya túrásbokrok helyzetét térképen ábrázoltuk, ami módot nyújt arra, hogy a későbbiekben vizsgálhassuk a térbeli elhelyezkedésük esetleges változását. Hajdúbagos esetében 1980 decemberében készült egy elterjedési térkép

(Végh 1985), így lehetőségünk volt azzal összevetni a jelenlegi térfoglalásukat.

A túrások összetéveszthetőek a vakond nagyméretű túsásaival. Az azonosítás során számos bélyeg együttes megléte döntheti el, hogy mely fajról van szó. A 60cm-nél nagyobb alapátmérőjű túrások, a 4 centimétert meghaladó átmérőjű hurkák, a vakondnál távolabb álló túrások a földikutyára utalnak, de még ekkor is lehetnek kivételek. A „nagy valószínűséggel földikutya túrás” megállapításához gyakorlatra van szükség, mely soha nem lehet 100%-os (Csorba *et al.* 2007).

Eredmények

Józsai legelő

A józsai legelő a Tóció-völgyi Természetvédelmi Terület része. 134 hektáros része 1992 óta helyi jelentőségű védettséget élvez, Natura 2000-es terület.

Az első adat, ami talán a területre vonatkozik Lendltől (1900) származik, aki Debrecent jelöli meg a faj előfordulási helyeként. Józsán két, egymástól elszigetelt területen fordulnak elő földikutyák. A területről az első ismert biztos adatot Dudás Miklós szolgáltatta 1988-ban (Németh & Németh 1998), ugyanebből az évből származó egyed megtalálható a Magyar Természettudományi Múzeumban. A területen az első egyedszámfelmérést Horváth & Vadnay (2006) végezte, akik 2001-ben 30–35 példányra becsülték az állományt. Ez két terület összes egyedét jelenti.

2006-ban 19 példányát számoltuk a területen. Ez az amúgy is kis populáció egyedszámának jelentős csökkenésére utal. A leginkább veszélyezteteti a fajt a területen lévő legelő degradációja. Egyes részeken mellig érő elgazosodott terület van, míg máshol szarvasmarhával túllegeltetett, taposott sáros rész. További veszélyt jelent, hogy kutyákat futtatnak a legelőn, melyek kikaparják a túsásokat, bár arra nincs bizonyíték, hogy el is kapják a földikutyát, de előfordulhat. A legelő széléről kisebb területek vesztek el az utóbbi időben. Egyrészt beépítés történt (Józsa Plaza és TESCO), másrészt bekerítették egy jelentős területet, ahol marhákat tartanak.

Hajdúbagosi földikutya rezervátum

A rezervátum védett területe 266 ha, védettségét 1976-ban kapta. A rezervátum területén 130 hektár terület alkalmas földikutya megtelepedésére, mivel a terület közel felét erdő borítja, illetve mély fekvésű, vízállásos terü-

let. A legelésre alkalmas terület felén birkával, negyedén szarvasmarhával legeltetnek, további negyedén pedig nincs legeltetés.

A területen élő földikutyákról 1963-ból ismerjük az első említést (Szabó 1964). Palotás 1965-ben járt a területen, és 1979-re lassú csökkenést figyelt meg az egyedszám tekintetében (Palotás 1982). Az első becslést Végh (1985) végezte, aki 53 példányra becsülte az 1979–1980-as állományát. 1982-ben Palotás 80–160 példányt becsült (Palotás 1982). Szintén Palotás 1987-ben 50 példányra tette az állományt (Palotás 1987) Ugyanebben az időben Palotás Gábor nem publikált kéziratában 120 példányra becsülte az állományt. Horváth & Vadnay (2006) részletes felmérés alapján 2001-ben 125–130 példányt becsült.

A terület teljes bejárása során 129 földikutyát számoltunk. Ez a teljes területre vonatkoztatva 0,48 pld/ha egyedsűrűséget jelent, ha csak az alkalmas területre vonatkoztatjuk, akkor 0,99 pld/ha az egyedsűrűség.

A korábbi adatokkal összehasonlítva, (melyek közül Palotás és Végh becslési adatai nem tekinthetőek pontosnak, de Horváth és Vadnayé igen), elmondható, hogy lényeges változás nem volt. Ez akár lehet jó hír is, de rossz is abból a szempontból, hogy nem növekedett a populáció.

Hajdúhadházi Liget-lőtér

A terület jelenleg a Honvédelmi Minisztérium kezelésében van. A lőtér tengerszint feletti magassága 137 és 144 méter között váltakozik, és ez a 7 méteres szintkülönbség meglehetősen hullámos, homokdűnés képet kölcsönöz a tájnak. A lőtér teljes területe 1600 hektár. Ennek jelentős részén erdő található, illetve vízállásos területek, valamint földutak is vannak, melyek alkalmatlanok a földikutya megtelepedésére, így valójában csak 1200 hektár jöhet számításba földikutya élőhelyeként. A terület jelentős részén birkával legeltetnek, míg egyes részein semmiféle legeltetés vagy kaszálás nincs.

Több, mint 200 éve, egy 1795-ös kéziratban Földi János Hajdúhadház emlősei között írja le a fajt, pontosabb helymegjelölés nélkül. Egy korai cikkben (Orosz 1904–1905) Téglás településről írják le a fajt, miszerint 1902-ben gyűjtötték. Ez a lelőhely akár a jelenlegi lőtér is lehetett, de ma már ez kideríthetetlen. A területen élő földikutyákról először Horváth és Vadnay (2002) publikált adatokat és egyedszámbecslést. Ők 250 példányra becsülték az ott élő állatok számát. Majd szintén ők 2001-es évre 350–400 példányt jelöltek meg (Horváth & Vadnay 2006).

A felmért 750 hektáron 342 példány lett számolva, ami azt jelenti, hogy a be nem járható további területekkel együtt az 1200 hektár alkalmas élőhelyen 730 egyed élhet.

Ez a teljes lőtérre számolva 0,45 pld/ha egyedsűrűséget jelent, míg ha csak a megtelepedésre alkalmas élőhelyekre vonatkoztatjuk az egyedszámot, akkor 0,60 pld/ha-os egyedsűrűséget kapunk.

A földikutya állományváltozása és területhasználata Hajdúbagoson

Palotás (1982) szerint a területet 1979–1982 között szarvasmarhával és juhokkal legeltették, a földikutya elhelyezkedése egyenletesnek volt mondható véleménye szerint. Végh (1985) az egyenletes diszperziót statisztikailag nem tudta kimutatni. A saját vizsgálataink alapján 2006-ban a földikutyák eloszlása szignifikánsan eltért az egyenletes eloszlástól (Illeszkedés vizsgálat: $\chi^2=984,373$, $df=7$, $p=0,000$).

Az 1970-es és '80-as években az egész területen folyt szarvasmarha és juh legeltetés Palotás (1982). 1981 nyarán a Nyomás nevű részre libákat helyeztek ki, melyek 12–16 ha területet foglaltak el. Tönkretették a növényzetet, és ennek hatására a szárazabb részeken ott élt földikutyák is eltűntek. 2006-ra radikális változások álltak be a legelőhasználatban. A terület körülbelül 60%-án juhokkal legeltetnek, kb. 20%-án szarvasmarhákkal, és további 20%-án nem folyik legeltetés. A földikutyák előfordulását tekintve szignifikánsan nagyobb arányban vannak ott, ahol legeltetés folyik (Függetlenség vizsgálat: $\chi^2=29,225$, $df=1$, $p=0,000$). A legeltetett területeken belül pedig szignifikánsan nagyobb arányban találhatóak meg a marhával legeltetett területrészekben (Függetlenség vizsgálat: $\chi^2=6,361$, $df=1$, $p=0,012$).

Értékelés

Sajnos még ma sem ismerjük a földikutya minden hazai előfordulási helyét. Rejtett életmódja miatt a jövőben is számíthatunk újabb élőhelyeinek felfedezésére. Ugyanakkor egyes előfordulási helyein fennmaradása kétséges. A hazai állomány nagysága ezért csak a jelenleg ismert populációkra adható meg. A további ismert élőhelyei, ahol mi nem végeztünk vizsgálatokat, a következők:

Battonya, Kistompapuszta

Csathó (1986) leírja, hogy a '80-as években számos földkupacot látott, és a túrások rendszeresen megújultak. Horváth & Vadnay (2002) 18-ra becsülte az állományát, majd egy 2001-es becslésükben 18–20 egyedet jelöltek meg (Horváth & Vadnay 2006).

Kelebia

A település határában levő földikutyákról 1991-ben szerzett tudomást a hazai természetvédelem, mikor 2 elütött példány bizonyította jelenlétét. Ezek jelenleg a Magyar Természettudományi Múzeumban találhatóak. 2006-ban nem sikerült a fajt megtalálni (Horváth & Vadnay 2006). 2007-ben saját kutatások során két helyen találtam egy-egy példány esetleges jelenlétére utaló túrát. 2008-ban több példány előfordulása is bizonyítást nyert (Németh 2008). Ezekről aztán a genetikai vizsgálatok kiderítették, hogy egy új fajhoz tartoznak, a délvidéki földikutyához (*Nannospalax /leucodon/ montanosyrmiensis*) (Németh 2008)

Kunadacs

1980-ban a MTTM kutatói több napos kisemlős vizsgálatot végeztek a területen, ahonnan számos kisemlőst gyűjtöttek. Ők földikutya előfordulásáról még nem tesznek említést. 2006-ban sikerült azonban kimutatni a fajt (Németh 2008). Állományagságáról nincs információ.

Mezőtúr

2008-ban a település belterületéről került elő a faj (Németh 2008). Az állományát 6-10 példányra teszik (Monoki 2008).

A faj országos állománybecslését először Horváth & Vadnay (2006) tette meg, akik 2001-es évben 526–589 példány hazai előfordulásáról írtak. Később Csorba a teljes magyarországi állományt 800–1000 példányra becsülte Andacs (2006). Saját felméréseink és más kutatók adatai alapján 2006-ban hazai állománya kb. 880-900 példány körül lehet (1. táblázat).

A földikutyának gyakorlatilag két jelentős és erős állománya létezik csak, a hajdúhadházi és a hajdúbagosi. A battonyai állomány a védettség ellenére is nagyon sebezhető a kis egyedszám miatt. A józsi populáció (és talán a mezőtúri is) eltűnése már csak idő kérdése. A két nagyobb populációjának egyedszám

1. táblázat. A hazai földikutya populációk becsült egyedszáma

| lelőhely | egyedszám | forrás |
|-------------|-----------|-------------------------|
| Hajdúhadház | 730 | (saját felmérés) |
| Hajdúbagos | 129 | (saját felmérés) |
| Battonya | 18–20 | (Horváth & Vadnay 2006) |
| Józsa | 19 | (saját felmérés) |
| Mezőtúr | 6–10 | (Monoki 2008) |
| Kelebia | min. 3–? | (Németh 2008) |
| Kunadacs | min. 1–? | (Andacs 2006) |

rúsége hasonló, ami felveti a kérdést, hogy azon élőhelyein van-e lehetősége a populáció növelésére, vagy a terület csak ennyi egyedet tud ellátni?

A földikutya élőhelyeinek természetvédelmi kezelésére vonatkozóan lényeges információt jelent, hogy a legeltetés eddig is ismert, de most megerősített fontosságán túlmenően a kezelésben használt állatfajokkal kapcsolatban sikerült kimutatni, hogy elsősorban a szarvasmarhával történő legeltetést preferálják, de tulajdonképpen mindegy, hogy szarvasmarhával vagy juhval történik-e a legeltetés, a lényeg, hogy legyen! Egyetlen nagyon fontos szempont van, mégpedig, hogy ne legyen túllegeltetés. A felhagyott területeken méternél magasabb növényborítás alakult ki, részben cserjésedés is. Hogy ez milyen hatásmechanizmuson keresztül hat a földikutyára az további vizsgálatokat érdemel, de tényként elfogadható, hogy a nem legeltetett területeket elhagyják az állatok.

A faj állományának csak ötöde él országos jelentőségű védett területen, a többi állat jövője nincs biztonsággal rendezve. Problémát jelent, hogy a földikutya különböző állományokban eltérő kromoszómaszámot tapasztaltak (Csorba *et al.* 2007), ami a veszélyeztetett állományok esetleges áttelepítésekor körültekintésre figyelmeztet. Ezen felmérés talán alapja lehet annak, hogy a jövőben meginduló monitoring program keretében folyamatosan legyenek információk a faj populációdinamikájáról.

Köszönetnyilvánítás

A kutatást a KVVM Zöld forrás K-36-06-00064K számú pályázata támogatta.

Irodalomjegyzék

- Andacs, N. (2006): Új földikutya-élőhelyet fedeztek fel. *National Geographic Magyarország*, -www.geographic.hu
- Bodnár, B. (1927): A földi kutyák elszaporodása a vásárhelyi határban. *Term. Tud. Közl.* **59**: 651–652.
- Bodnár, B. (1928): Adatok a magyar földikutya (*Spalax hungaricus hungaricus* Nhrig.) anatómiájának és életmódjának ismeretéhez. A szegedi Alföldkutató Bizottság Könyvtára. VI. szakosztály. *Állattani Közl.* **4**: 1–55.
- Chyzer, C. 1881. Reliquiae Petényianae. *Természetrajzi Füzetek.* **V/2-4**: 91–146.

- Csathó, A. (1986): A battonya-kistompapusztai löszrét növényvilága. – *Környezet- és Természetvédelmi Évkönyv* **7**: 103–115.
- Csorba, G., Németh, A., Czabán, D., Hidas, A., Molnár, V., Révay, T., Sós, E., Zsebők, S. & Farkas, J. (2007): A nyugati földikutya védelmének lehetőségei. In: Forró L (szerk.) *A Kárpát-medence állatvilágának kialakulása*. MTTM, Budapest, pp. 319–325.
- Éhik, Gy. (1925): *Spalax monticola syrmienensis* lelőhely Fehér megyéből. - *Állattani Közl.* **22/1–2**: 52.
- Horváth, R. & Vadnay, R. (2002): A földikutya helyzete Magyarországon. - *Az I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia Program és Absztrakt kötet*, Sopron, pp. 121.
- Horváth, R. & Vadnay, R. (2006): *A földikutya*. Szabolcs-Szatmár-Beregi Természet- és Környezetvédelmi Kulturális Értéktörző Alapítvány kiadványa, 20 pp.
- Horváth, R., Bihari, Z., Németh, A., & Csorba, G. (2006): Nyugati földikutya *Spalax leucodon Nordmann, 1840*. - In: Bihari Z., Csorba G. & Heltai M. (szerk.): *Magyarországi emlősök atlasza*. Kossuth Kiadó, Budapest, 360 pp.
- Lendl, A. (1900): Egy új emlősfaj hazánk faunájában. – *A Magyar orvosok és természetvizsgálók XXX. Vándorgyűlésének munkálatai* 624–627.
- Méhely, L. (1909): *A földikutyák fajai származás- és rendszertani tekintetben*. Magyar Tudományos Akadémia 353 pp.
- Mitchell-Jones, A. J., Amori, G., Bogdanowicz, W., Krystufek, B., Reijnders, P. J. H., Spitzenberger, F., Stubbe, M., Thissen, J. B. M., Vohralík, V. & Zima J. (1999): *The atlas of European Mammals*. The Academic Press, London.
- Monoki, Á. (2008): Újra szabaddábon a mezőtúri földikutya. <http://www.hnp.hu/78-500.php>
- Németh, A. & Németh, Á. (1998): Földikutyát kerestünk Északkelet-Magyarországon. – *Természet*, 6/9–10: 18–19.
- Németh, A. (2008): Ma is él földikutya a Kiskunságban. www.greenfo.hu/hirek/hirek_item.php?hiv=19009
- Németh, A. (2008): Sikeres évük volt a földikutya-kutatóknak: a korábban kihaltak vélt délvidéki földikutyát újra megtaláltak Kelebián, és Mezőtúron is találtak egy új földikutya-állományt. http://www.greenfo.hu/hirek/hirek_item.php?hir=20376
- Orosz, E. (1904–1905): Adatok a földi kutya (*Spalax typhlus* Pall.) életének és előfordulásának ismeretéhez. – *A Természet* **8/3–4**: 163–165.
- Palotás, G. (1987): *A földikutya – Spalax (Microspalax) leucodon NORDMANN 1840*. (kézirat) 11pp.

- Palotás, G. (1982): *Jelentés a Hajdúbagosi földikutya rezervátumról*. Szakértői vélemény (kézirat) 3pp.
- Sterbetz, I. (1960): Szabadföldi és kísérletes megfigyelések a földikutyán (*Spalax leucodon* Nordm.) – *Állattani Közlemények* **XLVII/3–4**: 151–158.
- Sterbetz, I. (1966): Adatok a Kardoskúti Természetvédelmi terület emlős- és halfaunájához. – *Vertebrata Hungarica*, **VIII/1–2**: 135–137.
- Szabó, I. (1964): New Flea Species in the Hungarian Fauna I. - *Ann. hist.-nat. Musei nation. Hung.* **56**: 457–460.
- Vásárhelyi I. (1926): Adatok a földikutya (*Spalax hungaricus* h. Nhrig.) életmódjának ismeretéhez. – *Állattani Közl.* **23/3–4**: 169–178.
- Vásárhelyi, I. (1932): A földikutya (*Spalax hungaricus* h. Nhrig.) Abaújtorna megyei előfordulása. – *Állattani Közl.* **29**: 75–77.
- Vásárhelyi, I. (1958): *Hasznos és káros vademlősök*. Élet és tudomány kis-könyvtára. Gondolat kiadó, Budapest: 1–182.
- Végh, M. (1985): *A Hajdúbagosi földikutya rezervátum öko-faunisztikai vizsgálata*. OTDK dolgozat, DATE Debrecen, 69pp.
- Zuri, I. & Terkel, J. (1997): Summer tunneling activity of mole rats (*Spalax ehrenbergi*) in a sloping field with moisture gradient. *Mammalia* **61**: 47–54.

Population dynamic of the *Spalax leucodon* Nordmann, 1840 in Hungary, and the effect of grazing on the habitat selection of the species at Hajdúbagos

Zoltán Bihari¹, Péter Balogh² and Noémi Pető¹

¹*Department of Nature Conservation and Game Management, University of Debrecen*

²*Department of Economical analysis and Statistics, Debreceni Egyetem*

Böszörményi út 138. Debrecen, Hungary, 4032

E-mail: bihari@agr.unideb.hu

Abstract: The stock and long-term population change of the lesser mole rat is not well known in Hungary. Several small populations disappeared in the last years. In this paper we describe our population estimations at the three largest habitats: Hajdúbagos, Hajdúhadház and Debrecen-Józsa, and complemented these with literature data for other habitats. A comparison with earlier data, no large population changes occurred, even if uncertainties of earlier reports are considered. The Hungarian stock size was not more than 950 individuals in 2006. Densities of the two biggest populations are similar. The question arises if the populations reached the carrying capacity of these areas? We found significant change in densities of the lesser mole rat, which is caused by the different grazing or/and abandonment of grazing.

Keywords: Lesser mole rat, *Spalax leucodon*, stock size, Hajdúbagos, monitoring, habitat preference

Veszélyeztetett tokfélék (*Acipenseridae*) a Duna magyarországi szakaszán

Guti Gábor és Gaebele Tibor

MTA Magyar Dunakutató Állomás, 2131 Göd, Jávorka u. 14
E-mail: guti.g@t-online.hu

Összefoglaló: A középkorban a tokfélék meghatározó szerepet játszottak a magyar halászat történetében, de a túlhalászat, majd a kiterjedt folyószabályozások és az élőhelyek változása következtében a dunai populációik fokozatosan megfogyatkoztak, és a 20. század végére az öt természetes honos fajból kettő gyakorlatilag eltűnt a Kárpát-medencéből. A magyarországi Duna-szakaszon előforduló tokfélék populációinak változásait és természetvédelmi státuszukat meghatározó fontosabb tényezőket, a védelmükre irányuló nemzetközi törekvésekhez kapcsolódóan értékeltük. Napjainkban már csak a kecsege (*Acipenser ruthenus*) az egyetlen halászható tokféle a Közép-Duna térségében. A halászok több évtizedes kecsegefogási adatsorait elemezve kimutattuk, hogy a fogások ingadozása mérsékelt összefüggést mutat a Duna vízjárásának változásával. A dunai kecsegeállomány utánpótlására vonatkozó becslések azt igazolták, hogy a mesterséges nevelt ivadék kihelyezéseknek nincs számottevő hatása a természetes populációk mennyiségi alakulására, ezért a magyarországi kecsegetelepítési programok, mint fajvédelmi eszközök hatékonysága megkérdőjelezhető.

Kulcsszavak: *Acipenser*, *Huso*, kecsege, Közép-Duna.

Bevezetés

A tokfélék különösen veszélyeztetett halfajok a Duna-medencében, a túlzott mértékű halászat és az egyedfejlődésük szempontjából kulcsfontosságú élőhelyek hiánya közvetlenül fenyegeti többségüket (Bacalbasa-Dobrovici 1997, Bacalbasa-Dobrovici & Holčík 2000, Bloesch *et al.* 2005, 2006, Hensel & Holčík 1997, Lelek 1987, Reinartz 2002). Régészeti leletek igazolják, hogy a tokfélék egykor jelentős szerepet tölthettek be a Duna menti népesség táplálkozásában (Bartosiewicz 1997). A Duna magyarországi szakaszán 11–15. században volt a tokhalászat virágkora, de a túlzott mértékű halászat eredményeként a 16. századtól apadni kezdtek a tokfogások és a 19. században a

tokfélék már csak alkalmi zsákmányként jelentek meg a Közép-Duna felső részén (Herman 1887, Károli 1877, Khin 1957, Kriesch 1876). A vaskapui vízlépcsők építése (1970, 1984) a közép-dunai anadrom tokfélék maradvány populációinak teljes összeomlását eredményezte, ezért napjainkban a viza (*Huso huso*) és a sőregtok (*Acipenser stellatus*) gyakorlatilag kipusztult fajnak tekinthető térségünkben. A simatok (*A. nudiventris*) és a vágótok (*A. gueldenstaedti*) nem vándorló formájának rendkívül szórványos előfordulási adatai még jelzik a populációmaradványok létezését. Mindkét faj súlyosan veszélyeztetett. A 20. század második felére csak a kecesege (*A. ruthenus*) maradt csak fenn halászható fajként. A maradványpopulációk csökkenése a védelmükre irányuló törekvések ellenére is folytatódott, ezért az eddigi intézkedéseknél lényegesen hatékonyabb beavatkozásokra van szükség. A dunai tokfélék kihalásának elkerülése érdekében a közelmúltban egy átfogó nemzetközi akcióterv (Bloesch *et al.* 2005, 2006) készült, amit a Berni Egyezmény Állandó Bizottsága is elfogadott 2005-ben. Tanulmányunkban a dunai tokfélék megőrzésére irányuló nemzetközi törekvésekhez kapcsolódóan a hazai Duna-szakaszon előforduló tokfélék természetvédelmi státuszát értékeltük, a populációk változásait meghatározó tényezők elemzésével.

Módszerek

Az egyes tokfajok gyakoriságváltozásának leírását történelmi fogási adatokra, szakirodalmi hivatkozásokra, valamint a hivatásos halászok halfogási adatsorainak (Jaczó 1974, Jancsó & Tóth 1987, Tóth 1979) vizsgálatára alapoztuk. A kecesegefogások adatsora és a Duna vízállásának (www.datanet.hu/hydroinfo) ingadozása közötti összefüggések feltárására kereszt-korreláció elemzést alkalmaztunk a PAST statisztikai programcsomag (Hammer 2001) használatával. A dunai kecesege állomány-utánpótlását a Duna magyar-szlovák szakaszán mért növekedési adatok (Kovřížnych 1988), valamint a jugoszláv szakaszon megállapított korleoslásból (Janković 1958) számított éves túlélési ráta alapján becsültük (Ricker 1975).

Eredmények

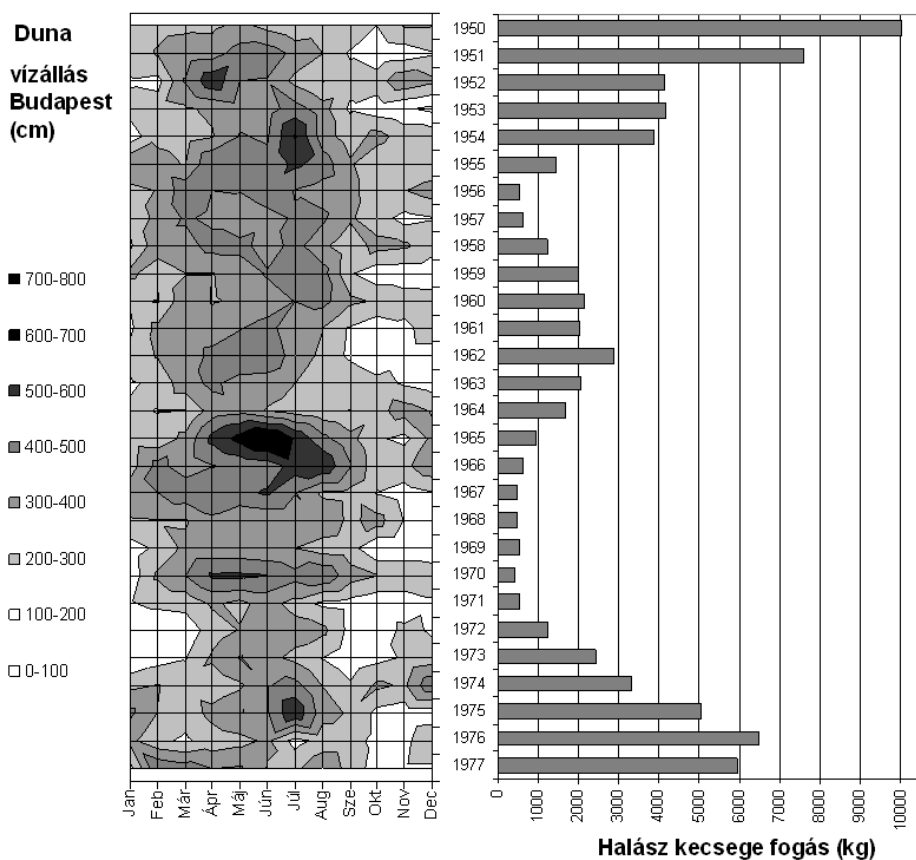
A viza a középkori dunai halászat egyik meghatározó hala volt, de a 16. századtól a fogások fokozatos csökkenése volt megfigyelhető. Egykor népes csapatokban vándorolt fel a Fekete-tengerből a Közép-Duna felső sza-

kaszáig, a Morava folyó torkolatáig és előfordult a Vágban, a Drávában, a Szávában, a Tiszában és annak mellékfolyóin. Számos feljegyzés igazolja a viza korábbi gazdasági jelentőségét: például 1553-ban 77 példányt fogtak egyetlen nap alatt a csallóközi Aszód-puszta határában (Unger 1931), vagy 1746-ban a Paks és Szeremle közötti 55 km hosszú folyószakaszon 27 tonna vizát fogtak (Solymos 1987) stb. A 20. században már csak ritkán bukkant fel Magyarországon, összesen 43 példány fogását jegyezték fel 17 helyszínen. Utoljára Paksnál észlelték 1987-ben (Guti 2006, 2008).

A vágótok gyakori faj volt a Duna magyarországi szakaszán a középkorban, fogása azonban jelentősen hanyatlott az utóbbi évszázadokban. A Fekete-tengerből a Közép-Duna felső szakaszáig vándorolt általában, de előfordult a Vágban, a Drávában, a Murában, a Szávában, valamint a Tiszában és mellékfolyóin. A vándorló forma mellett a teljesen édesvízi életmódra áttért, nem vándorló forma jelenléte is kimutatható a Közép-Dunán (Heckel & Kner 1858, Hensel & Holčík 1997). A 19. század végétől csak szórványos fogási adatok jelzik előfordulását a Kárpát-medencében. A Morava alsó szakaszán évente 10-15 példányt fogtak 1930-as évek végéig és a Duna magyar-szlovák közös szakaszán 3-4 példány volt az évenkénti fogás 1983-ig (Hensel & Holčík 1997). Magyarországon 16 helyszínen 35 példány fogásáról ismertek feljegyzések a 20. században. Az utolsó példány 1999-ben Dunakilitinél került hálóba (Guti 2000, 2006).

A sőregtok évszázadokkal ezelőtt sem volt gyakori a Közép-Duna vidékén. A Fekete-tengerből felvándorló példányai általában Komáromig vándoroltak fel és előfordult a Drávában, a Szávában, a Tiszában, a Marosban és a Körösben. A 20. században csupán négy fogási adata ismert Magyarországon. Az utolsó példányt 1965-ben Mohácsnál fogták a Dunában (Pintér 1991, 2002), és ugyanebben az évben a Tiszában is felbukkant egy példány Hódmezővásárhelynél (Harka & Sallai 2004). Az 1970-es és 1980-as években még többször észlelték a szerbiai Duna-szakaszon, de azóta, hogy a vaskapui vízlépcsők korlátozzák vándorlását gyakorlatilag eltűnt a Kárpát-medence folyóiból (Hensel & Holčík 1997).

A simatok régen sem volt tömeges előfordulású faj a Duna vízrendszerében. A Dunában kizárólag az édesvízi, nem vándorló forma található, amelynek elterjedési területe egykor a Duna-deltától a Bécsi-medencéig húzódott, továbbá előfordult számos mellékfolyókban: Vág, Dráva, Mura, Száva, Tisza és Maros. A 20. században 13 helyszínen észlelték jelenlétét Magyarországon. A tiszalöki vízlépcső térségében 1957. nyarán naponta 8-10 fiatal példányt fogtak fenékhorggal és 9 nagyobb példány (4–26 kg tömegű) zsákmányolásáról is beszámoltak a felső-tiszai halászok az 1920-as



1. ábra. Az átlagos havi vízállások és az éves kecsgefogások alakulása a Duna magyarországi szakaszán (1950-1977).

és 1950-es évek közötti időszakból (Vásárhelyi 1957). A Drávában egy 20.5 kg tömegű példányt fogtak Heresznyénél 1989-ben (Pintér 1991). A magyarországi Duna-szakaszon egy 10 kg tömegű simatokat fogtak utoljára, 1992-ben a Szigetközben, de legutóbb 2005-ben a Murában, Murakeresztúr határában fogtak egy közel 50 kg tömegű példányt (Guti 2006). Napjainkban nincs megbízható információ a simatok alsó-dunai előfordulásáról és a szórványos fogási adatokkal észlelhető közép-dunai állomány különösen veszélyeztetett.

A kecsge a legelterjedtebb dunai tokféle, a Duna-deltától a Felső-Dunáig, Regensburg magasságáig megtalálható, és egykor a mellékfolyók többségét is benépesítette. A Duna vízrendszerében kizárólag az édesvízi, nem vándorló formája fordul elő. Napjainkban a Duna németországi és osztrák

szakaszán csaknem kipusztult, és számottevő mértékben szűkült az elterjedése a Közép- és Alsó-Dunán is. Magyarországon a dunai halászok kecsgefogása hanyatlást mutatott az 1950-es és 1960-as években, majd 1970-es évektől növekedni kezdett (1. ábra) és az 1990-es évek végéig számottevő maradt. A szakirodalmi adatok és a halászok véleménye szerint a kecsge populáció látványos csökkenése az 1950-es és 1960-as években a vízminőség romlásával függött össze, míg az 1970-es évek javuló fogási eredményeit részben a rendszeres ivadéktelepítésekkel magyarázták (Hensel & Holčík 1997, Pintér 1991, Tóth 1979).

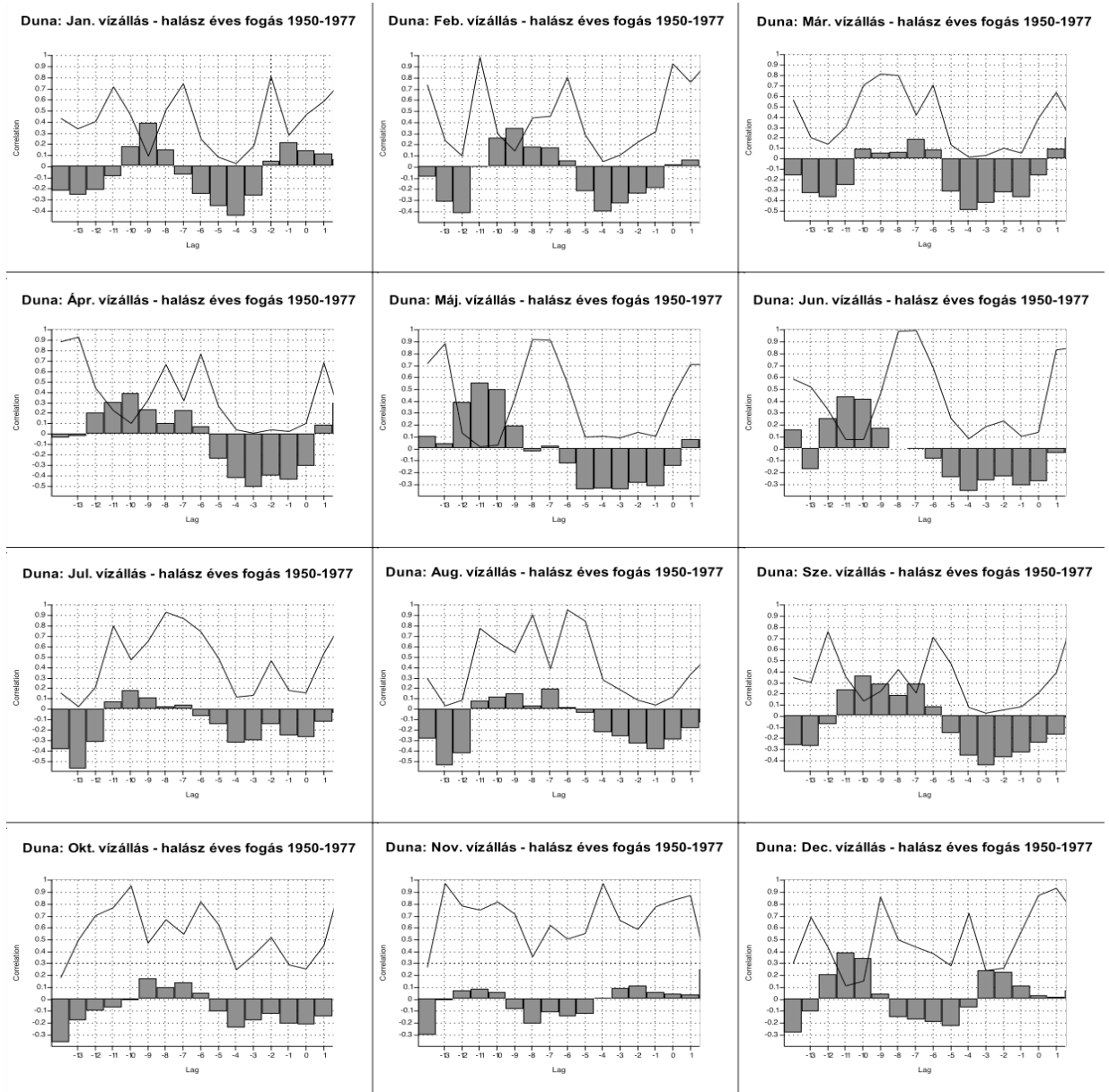
A kecsge rendszeres telepítése az 1970-es évek második felében kezdődött Magyarországon, miután kidolgozták mesterséges szaporításának nagyüzemi eljárását. A telepítési program azonban nem volt szisztematikus és a dokumentációja is hiányos. A Dunába kihelyezett kecsgeivadék mennyisége az 1988 és 2002 közötti időszakban: 80.000 ind. 1988-ban, 3.000 ind. 1991-ben, 5.000 ind. 1992-ben, 20.000-20.000 ind. 1996-ban, 1999-ben és 2000-ben valamint 60.000 ind. 2002-ben (Guti 2006).

A dunai kecsgetelepítések állománynövelő hatását a 3. ábrán szemléltetett számítások szerint, 10.000 példány átlagosan 8.7 g-os (kb. 10 cm hosszú) ivadék öt év múlva várható biomassza mennyiségével jellemeztük. A 10.000 példány ivadék kihelyezéséből származó 5+ korú (a legkisebb kifogható méretet és az ivarérettséget elérő) kecsgek becslült biomasszája mintegy 150 kg (Guti 2006).

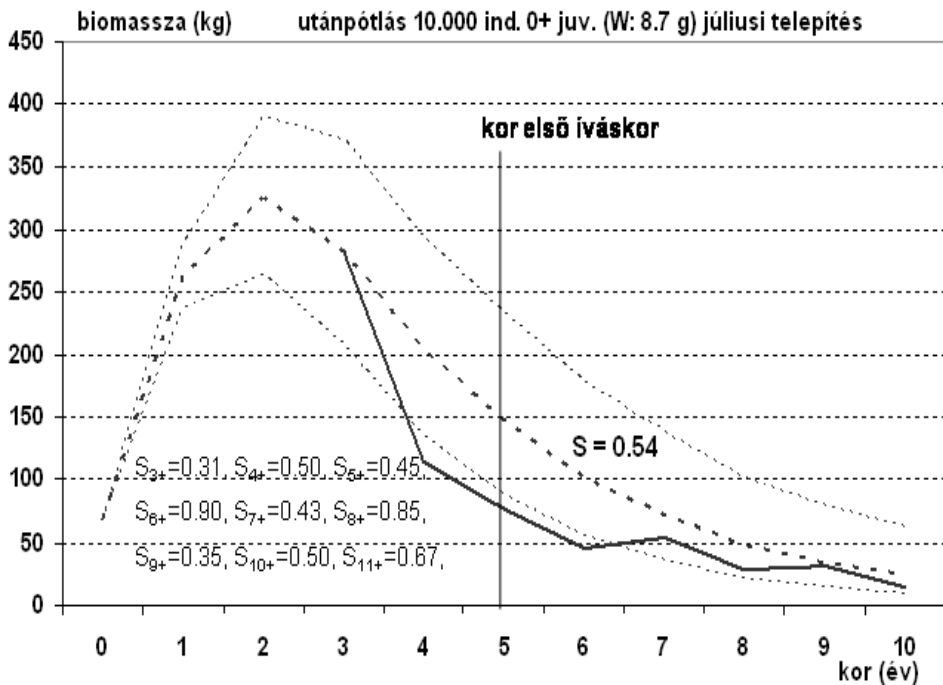
A halászok átlagos éves kecsgefogása és Duna havi átlagos vízállása (1. ábra) között szignifikáns összefüggés mutatkozik keresztkorreláció elemzéssel (2. ábra). Az 1950-től 1977-ig mért adatokat elemezve közepes mértékű szignifikáns negatív korrelációt állapíthatunk meg a kecsgefogás és az 1–4 évvel korábbi februártól szeptemberig terjedő időszak vízállásai között. Közepes mértékű szignifikáns pozitív korreláció figyelhető meg ugyanakkor a 10–12 évvel korábbi májusi vízállások és a fogási eredmények között (Guti 2008).

Értékelés

A Duna magyarországi szakaszán a tokfélék állományainak csökkenése már a 19. századi átfogó szabályozásokat megelőző időszakban bekövetkezett az évszázadokon keresztül történő kíméletlen halászat következtében. A rendszeres tokhalászat megszűnését követően a Közép-Duna térségében nem regenerálódtak az állományok, amikor az alsó-dunai



2. ábra. A havi átlagos vizállások és a halászok átlagos éves kecssefogása közötti keresztkorreláció a Duna magyarországi szakaszán az 1950. és 1977. közötti időszakban. A konfidencia határt vonal jelzi.



3. ábra. 10.000 példány kecsgeivadék (10 cm hosszú, 8,7 g átlagos tömegű) biomasszájának elméleti változása (----) a kor függvényében, 54% becsült átlagos évenkénti túlélési ráta (S) esetében. (.....) 95% konfidencia határ. A vastag folyamatos vonal az évenkénti túlélési ráták (S_{3+} - S_{11+}) szerint számított biomassza változását jelzi (Janković 1958 és Kovřížnych 1988 adatai alapján).

fogások még igen jelentősek voltak. Például az 1930-as években a 955 km hosszú Alsó-Dunán az átlagos évenkénti vizafogás közel 500 t volt (Navodaru 1999), ugyanakkor a 417 km hosszú magyarországi Duna-szakaszon csak két vizafogást jegyeztek fel tíz év alatt, 1932-ben és 1936-ban (Khin 1957). A közép- és alsó-dunai halászati adatok fél évszázaddal ezelőtti négy nagyságrendes eltérése egyértelműen jelzi, hogy jóval a vaskapui vízlépcsők építése előtt az androm tokféléknek már csak egy jelentéktelen hányada vándorolt a Duna magyarországi szakaszáig. A dunai tokfélék térben és időben eltérő állománycsökkenése valószínűleg ún. 'homing' viselkedésre, azaz a születési helyre való visszatérési kényszerre vezethető vissza. A homing viselkedés biológiai előnye, hogy az ívó halak vándorlásának irányításával elősegíti a területileg elkülönülő ívóhelyek reprodukciós kapacitásának hatékonyabb kihasználást (Jones 1968). A homing viselkedés, és az azzal összefü-

gő genotípusos eltérés más tokfajok esetében bizonyított (Stabile *et al.* 1996, Waldman & Wirgin 1998), ami alapján feltételezhetjük, hogy a dunai anadrom tokok vándorlásában is működhet ez a szabályozás. A populációt alkotó egyedek számottevő része csak néhány száz kilométert vándorol a Fekete-tengertől, az Alsó-Dunán található ívóhelyekig. A perifériális ívóhelyeket használó egyedek ezzel szemben 1500-2000 km-t is vándoroltak a folyón felfelé. A hosszú úton lényegesen több halászeszköz állta útjukat, ezért a vándorlási távolsággal arányosan nőtt a halászati mortalitásuk és egyre kisebb valószínűséggel jutottak el a távolabbi ívóhelyekre. A középkori tokhalászat intenzitásának növekedésével a közép-dunai perifériális ívóhelyekre visszatérő egyedek szubpopulációjának utánpótlása rohamosan csökkent. A szubpopuláció utánpótlásának csökkenése már a 19. század előtt elérhette azt a kritikus szintet, ami a rendszeres tokhalászat megszűnését is eredményezte a Duna magyarországi szakaszán.

A 20. század második felében a magyarországi Duna-szakasz kecsgefogásában megfigyelhető jelentős ingadozás feltehetően a faj egyedfejlődésében kulcsfontosságú élőhelyek állapotával függ össze. A kecsge populációdinamikáját jellemző számításaink nem igazolták azt a korábbi feltételezést, hogy a rendszeres telepítések hatására kezdett volna növekedni a dunai populáció. A 10.000 példány 0+ ivadék telepítéséből származó kifogható méretű (5+) kecsgék várható biomasszája valószínűleg nem haladja meg a 150 kg-ot (2. ábra). A Duna magyarországi szakaszán az 1970-es évek második felében és az 1980-as években megvalósított telepítési program keretében az évente 10.000–100.000 ind. kecsgeivadék kihelyezésével elért hozamnövekedés közel két nagyságrenddel maradt el a halászati fogások tényleges növekedésétől. A számítások alapján nem valószínű, hogy a mesterséges utánpótlás számottevően befolyásolta volna az 1970-es években látványosan felfutó állománygyarapodást, különösen ha azt is figyelembe vesszük, hogy a fogások növekedése már a telepítési program kezdete előtt észlelhető volt.

A Duna vízjárása és a kecsgefogások ingadozása között megfigyelhető mérsékelt összefüggés alapján arra következtethetünk, hogy a különösen nagy árhullámokat követő néhány évben a kecsgefogás többnyire visszaesik. A magas árhullámok eredményeként általában átrendeződnek a folyómeder eróziós és aggradációs szakaszai, megváltoztatva a meder morfológiáját, a hordalékszállítás, a mederanyag szemcseméret-összetételét és intersticiális üregeit, az intesticiális vízáramlást, stb. Ezek a hatások érintik a kecsge által hasznosított élőhelyeket, az ikra és az iva-

dék túlélését, a táplálékforrások elérhetőségét, és akár újabb ívóhelyek keresésére is kényszeríthetik egy-egy folyószakasz lokális állományát.

A veszélyeztetett dunai tokfélék védelme megoldásra váró probléma. A passzív védelem, mint az egyszerű halászati tilalom nem elegendő a kipusztulás határán álló fajok megőrzéséhez. A hatékony aktív védelmi intézkedések egyik akadálya, hogy a tokfélék hazai állományainak alakulását jelenleg többnyire csak közvetett halászati adatsorok alapján jellemezhetjük. Nem rendelkezünk megbízható információval az egyes fajok élőhely-használatáról, vándorlási útvonalairól, az egyedfejlődésében kulcsfontosságú élőhelyek eloszlásáról, morfológiai és hidraulikai sajátosságairól, a populációk nagyságáról, stb. A feltételezett homing viselkedés vizsgálatával a populációk utánpótlását meghatározó tényezőket lehetne megismerni, ugyanakkor újra kell értékelní az ivadéktelepítés, mint fajvédelmi eszköz hatékonyságát.

Irodalomjegyzék

- Bacalbaşa-Dobrovici, N. (1997): Endangered migratory sturgeons of the lower Danube River and its delta. – *Env. Biol. Fish.* **48**: 201–207.
- Bacalbaşa-Dobrovici, N. & Holčík, J. (2000): Distribution of *Acipenser sturio* L., 1758 in the Black Sea and its watershed. – *Biol. Inst. Esp. Oceanogr.* **16**: (1–4): 37–41
- Bartosiewicz, L. (1997): Óskori vizahalászat a Duna vaskapui szakaszán. – *Halászatfejlesztés* **30**: 92–104.
- Bloesch, J., Jones, T., Reinartz, R. & Striebel, B. (2005): *Action Plan for the conservation of Sturgeons (Acipenseridae) in the Danube River Basin.* 88 pp.
- Bloesch, J., Jones, T., Reinartz, R. & Striebel, B. (2006): An Action Plan for the Conservation of Sturgeons (Acipenseridae) in the Danube River Basin. – *Öster.Wasser- und Abfallwirtschaft* **58**: 81–88.
- Guti, G. (2000): Vágótok (*Acipenser gueldenstaedti*) a Duna magyarországi szakaszán. – *Halászat* **93**: 96–97.
- Guti, G. (2006): A tokfélék (*Acipenseridae*) jelenlegi helyzete és védelme Magyarországon. – *Halászatfejlesztés* **31**: 123–136.
- Guti, G. (2008): Past and present status of sturgeons in Hungary and problems involving their conservation. – *Fundam. Appl. Limnol./Arch. Hydrobiol., Suppl. 162., Large Rivers* **18**: 61–79.
- Jaczó, I. (1974): A kecsge mennyiségének változása folyóinkban az 1947–1970. évi fogások és vizsgálatok alapján. – *Halászat* **20**: 12.

- Jancsó, K. & Tóth, J. (1987): A kistáplói Duna-szakasz és a kapcsolódó mellékvizék halai és halászata. – In: Dvihalj, Zs. (szerk.) *A kistáplói Duna-szakasz ökológiája* VEAB pp. 162–192.
- Janković, D. (1958): Ekologija Dunavske kečige. – *Institute Biologique Beograd, Monographies 2*: 131 pp.
- Jones, F.R.H. (1968): *Fish migration*. – Edward Arnold (Publishers) Ltd. London. 325 pp.
- Hensel, K. & Holčík, J. (1997): Past and current status of sturgeons in the upper and middle Danube River. – *Env. Biol. Fish.* **48**: 185–200.
- Herman, O. (1887): *A magyar halászat könyve I-II*. – A K. M. Természettud. Társulat, Budapest, 860 pp.
- Hammer, R., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. (2001): PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. – *Paleontologia Electronica*, **4/1**: 1–9.
- Károli, J. (1877): A Duna halóriásai. – *Természettudományi Füzetek 1*: 12–16, 77–81.
- Khin, A. (1957): A magyar vizák története. – *Mezőgazdasági Múzeum Füzetek 2*: 1–24.
- Kovřížnych, J. A. (1988): Age and growth of the sterlet (*Acipenser ruthenus* Linnaeus, 1758) in the Czechoslovak stretch of the Danube. – *Prace Ust. Ryb. Hydrobiol. (Bratislava)* **6**: 101–114.
- Kriesch, J. (1876): *Hasznos és kártékony állatainkról Halak*. – Szent-István Társulat, Budapest, 149 pp.
- Lelek, A. (1987): *The Freshwater Fishes of Europe*. – Threatened Fishes of Europe. AULA-Verlag Wiesbaden. **9**: 343 pp.
- Navodaru, I., Staras, M. & Banks, R. (1999): Management of the sturgeon stocks of the Lower Danube River system. – In: Stiuca, M. & Nuchersu I. (eds.): -“*The Delta’s: State-of-the-art protection and management*”. Conference Proceedings, Tulcea, Romania, pp. 229–237.
- Pintér, K. (1991): Sturgeons in Hungary, past and present situation. – In: Williot, P. (ed.) *Acipenser*: Cemagref Publ., pp. 173–178.
- Pintér, K. (2002): *Magyarország halai*. – Akadémiai Kiadó, Budapest. 222 pp.
- Reinartz, R. (2002): *Sturgeons in the Danube River*. – Literature study on behalf of IAD, Landesfiscereiverband for Bayern e.V. and Bezirk Oberpfalz. 150 pp.
- Ricker, W.E. (1975): Computation and Interpretation of Biological Statistics of Fish Populations. – *Bulletin Fish. Res. Board Can.* **191**: 1–382.
- Solymos, E. (1987): Paksi vizák. – *Halászat* **80**: 188.

- Stabile, J., Waldman, J.R., Parauka, F. & Wirgin I. (1996): Stock structure and homing fidelity in Gulf of Mexico sturgeon (*Acipenser oxyrinchus desotoi*) based on restriction fragment length polymorphism and sequence analyses of mitochondrial DNA. – *Genetics* **144**: 767–775.
- Unger, E. 1931: Történelmi összefoglalás. – In: Fischer, F. (szerk.) *Magyar Halászat*. A M. Kir. Földművelésügyi Minisztérium Kiadványai **3**. pp. 1–10.
- Tóth, J. (1979): Changes in the catching data of sturgeon *Acipenser ruthenus* L. in the Hungarian sector of the Danube. – *Annal. Univ. Sci. Budapest.* **20-21**: 265–269.
- Vásárhelyi, I. (1957): Felső-tiszai szintokok. – *Halászat* **4**: 105.
- Waldman, J.R. & Wirgin I. (1998): Status and restoration options for Atlantic sturgeon in North America. – *Conserv. Biol.* **12**: 631–638.

Threatened sturgeons in the Hungarian section of the Danube

Gábor Guti and Tibor Gaebele

Hungarian Danube Research Station, Jávorka S. u. 14, Göd, Hungary, 2131

E-mail: guti.g@t-online.hu

Abstract: Sturgeons had played an important role in the history of Hungarian fisheries in the Middle Ages, but due to over-fishing, followed by extensive river regulations and deterioration of habitats have caused a decrease in populations, and two of five native species became extinct at the end of the 20th century in the Carpathian basin. The conservation status of the sturgeon populations and the main factors of their population dynamics in the Middle Danube were evaluated according to the new international efforts. Sterlet (*Acipenser ruthenus*) is only common species caught for commercial and recreational purposes. Long-term data of commercial fishery were analysed and a moderate correlation was confirmed between the annual sterlet catches and the fluctuation of the hydrological regime of the Danube. Estimation of population recruitment demonstrated a low efficiency of restocking activity as a conservation measure for sterlet.

Keywords: *Acipenser*, *Huso*, sterlet, Middle Danube

Erdei legeltetés, fás legelők, legelőerdők tájtörténete

Varga Anna¹ és Bölöni János²

¹*ELTE TTK Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék,
Budapest 1117, Pázmány P. sétány 1/C, E-mail: varga.anna@gmail.com*

²*MTA ÖBKI, Vácrátót 2163 Alkotmány u. 2-4.*

Összefoglaló: Az erdei legeltetés szerves része a hagyományos tájhasználatnak. Felhagyása, illetve egyes térségekben mai napig való gyakorlásának hatása jelentősen meghatározza a Kárpát-medence erdeinek képét. Az erdei legeltetés rendszerének és a hozzá kapcsolódó hagyományos ökológiai tudás megismerésének céljából elvégeztük a néprajzi, erdészeti és történeti irodalom feldolgozását, valamint tájtörténeti esettanulmányokat készítettünk, bakonyi és székelyföldi területeken. Az erdő, a fás növényzet a hagyományos állattartás egyik legfontosabb meghatározó tényezője. Az állatok az egész határt bejárják, az adott napszaktól, évszaktól és az időjárástól függő mértékben, tehát egyfajta – a pásztor által – szabályozott tér- és időbeli rendben. Az erdei legeltetés és makkoltatás így ember által szabályozott, mozaikos, átmeneti erdő- illetve tájképet alakít ki az azon legelő állatok segítségével és a legelő karbantartásával. Az erdei legeltetés visszaszorulása gazdasági okok miatt kezdődött meg a 19. században Nyugat-Európában és a Kárpát-medencében is. Magyarországon az erdőkben való legeltetés a területek állami kézbe kerülésével szűnt meg a 20. század második felében. Ezen tájhasználati formákat részben a megmaradt fás legelők, legelőerdők őrizték meg, melyeket mára szinte teljesen felhagytak.

Kulcsszavak: erdei legeltetés, fás legelő, legelőerdő, hagyományos tájhasználat, Bakony, Székelyföld, tájtörténet

Bevezetés

A természet védelmének érdekében egyre inkább fontossá válik azoknak a hagyományos tájhasználati módoknak a megismerése, melyek egykor gyakorlatban voltak. Az erdei legeltetés is ezen tájhasználati módok közé tartozik.

Az elmúlt években leginkább az erdőkkel kapcsolatos tájtörténeti munkákon keresztül vált ismertté az ökológusok számára az a tény, hogy a háziállat az erdőket is járta, járja. Az erdei legeltetés és felhagyásának, illetve egyes

térségekben mai napig való gyakorlásának a hatása jelentősen meghatározza a Kárpát-medence és egész Európa növényzetét (Kirby & Watkins 1998, Mosquera-Losada *et al.* 2006, Rois-Diaz *et al.* 2006, Vera 2000).

Európában sokfelé már jelentős tudással bírnak az erdei legeltetés szerepéről az erdők és a táj vegetációdinamikájában, természetvédelmi és gazdasági alkalmazásáról (pl. Nagy-Britanniában; Írorszáiban; Spanyolországban; Portugáliában; Franciaországban; Olaszországban; Görögországban; a Skandináv országokban; Svájcban; Németországban; Hollandiában (Holl & Smith 2002, Kuuluvainen 2002, Rackham 1980, Rigueiro-Rodriguez *et al.* 2008, Vera 2000). Természetvédelmi és gazdasági jelentőségéről 2004-ben született egyezmény a „Silvopastoralism and Sustainable Management” címmel megrendezett konferencián (Mosquera-Losada *et al.* 2006). Olaszországban a Nemzeti Agrár Fejlesztési Terv keretében bevezetésre került a hagyományos ökológiai tudás (Traditional Forest Knowledge) alkalmazása, az erdei legeltetéshez is kapcsolódó hagyományos erdőhasználat (Agnoletti 2006). Magyarországon a hagyományos erdőhasználattal kapcsolatos kutatásokat leginkább néprajzosok, történészek és tájtörténettel foglalkozó ökológusok végeztek (pl. Bartha & Oroszi 2004, Biró 2003, Bölöni 2004, Csöre 1980, Hegyi 1978, Imreh 1973, Kenéz *et al.* 2007, Király 2001, Kolossváry 1975, Magyar 2000, Oroszi 1995, Paládi-Kovács 1993, Petercsák 1983, Szabó 2005, Tagányi 1896, Tímár 2003).

Fás legelők természetvédelmével és elterjedésével foglalkozó kiadványt adott ki a WWF Magyarország (Haraszty *et al.* 1997). Konkrét területek vizsgálatával Belső-Somogyban Selyem (1994), az Észak-Bakonyban a Pénzesgyőri fás legelő részletes és több szempontú felmérésével Horváth & Pintér (2003) és Kenéz *et al.* (2006) foglalkozott. Takács & Frank (2008) a mezővédő erdősávok multifunkcionális, legeltetés szempontjából való használatát vizsgálja.

Munkánk célja, hogy röviden összefoglaljuk a Kárpát-medencében jellemző hagyományos erdei legeltetés rendszerét, hogy bemutassuk az erdei legeltetés, a fás legelők, legelőerdők elterjedését Magyarországon és használatuk megszűnésének okait.

Módszerek

Az erdei legeltetés rendszerének, történetének és elterjedésének megismerése céljából a kapcsolódó néprajzi, történeti és erdészeti irodalom feldolgozását, áttekintését végeztük el (összesen mintegy 250 tétel).

Tájtörténeti esettanulmányokat használtuk fel, hogy még pontosabb képet kapjunk a fás legelők és legelőerdők használatának gyakorlati és ökológiai vonatkozásairól a Kárpát-medencében: gyertyános-tölgyes - bükkös területeken felhagyott (Olaszfalu – Veszprém megye) és használt (Homoródkarácsonyfalva, Vargyas – Hargita megye, Románia) községi legelő, valamint a lucfenyes övben jelenleg is legeltetett községi (Csíkszépvíz – Hargita megye, Románia) és magán tulajdonú (Gyimesközéplek – Hargita megye, Románia) fás legelő. A vizsgált területeken interjúút készítettünk a helyi lakosokkal és pásztorokkal. Ahol volt rá lehetőség, ott a legeltetésben is részt vettünk.

Légifotók és terepi bejárások alapján térképeztük a fás legelők és legelőerdők jellemző állományszerkezeti típusait, arányukat és ennek változásait az elmúlt mintegy 60 évben. Négy kategóriát alkalmaztunk: erdő (zárt erdők, változó arányú idős, nagyméretű fával, záródás 60–100%), liget (nem teljesen zárt, ligetes erdők, ahol a fák többsége idős, nagy méretű, záródás 10–60%), cserjés (cserjék uralta állományok, esetenként kevés nagy méretű, idős fával, záródás <10%) és gyepek (fásszárúakat nem vagy alig tartalmazó füves területek). A térképezéshez az olaszfalui terület 1950-es, 1984-es, 1998-as, 2005-ös; illetve a homoródkarácsonyfalvi terület 2008-as légifotóját használtuk fel. A légifotók feldolgozását az ArcView 3.3. programmal végeztük.

Megvizsgáltuk a fás legelők és legelőerdők múltbeli és jelenlegi magyarországi elterjedését. Az elterjedési térképhez az irodalmakban fellelhető községekneveket, illetve a Magyarország Élőhely-Térképezési Adatbázisa adatait (MTA ÖBKI, Vácrátót), Haraszty *et al.* (1997) adatait és saját terepi adatokat használtuk fel. A térkép egysége a földrajzi fokhálózaton alapuló Közép-európai flóratérképezési (KEF) hálóegység (Ehrendorfer & Hamann 1965) negyede. Az irodalmi adatok esetén azokat a hálóegységeket jelöltük meg, melyek olyan községeknek határaihoz tartoznak, ahol erdőben legeltetés folyt, vagy ahol fás legelő, legelőerdő található.

Eredmények

Az erdei legeltetés rendszere

A hagyományos legeltetési rendszer keretében az állatok az egész határt bejárják, az adott napszaktól, évszaktól és az időjárástól függő mértékben, tehát egyfajta – a pásztor által – szabályozott tér- és időbeli rendben. Az erdő és a legelő fogalma és területe nehezen határozható el a hagyományos tájhasználati rendszerben, sok községnek még a 19. században sem volt mai értelemben vett, fátlan legelője (Andrásfalvy 2007). Erdei legeltetés

mindegyik erdőtípusban előfordult. A legelőtisztítás, illetve a legelő és erdő használatának rendszabályát a legeltetési társulatok, faluközösségek rendszabályai foglalják össze (Garda 2002, Imreh 1973, 1983).

Az erdő és a fásszárú növényzet több funkcióval is bír a külterjes állattartásban (Andrásfalvy 2007, Földes 1895, Gruber 1960). Az erdő, mint természetes enyhely, megvédi az állatokat az év minden szakában az időjárás viszontagságai ellen. A legelőn álló fák, melyeket árnyéktartó fáknek is neveznek, élőhelyet biztosítanak a böglyöket, legyeket fogyasztó madaraknak, illetve dörgölöző fa szerepét is betöltik (Bleskovits 1957, Vinceffy 2001). Az erdő elszáradt fűvével, kora tavaszi hajtásaival, a fák lehullott termésével, nyesett hajtásaival, lombjával a szénában szűkös időszakban segít az állatok takarmányozásában (Andrásfalvy 2007, Hegyi 1978, Paládi-Kovács 1993, Wessely 1864). A fásszárú növényzet a legelő minőségének megtartásában és javításában is fontos szerepet játszik (Bleskovits 1957, Földes 1895).

A makkoltatás az erdei legeltetéstől módszerében és jogilag is elkülönülő haszonvétele az erdőknek. A makk igen nagy értéket képviselt a külterjes állattartásban. A birka és a disznó számára a bükk és a tölgy makk az őszi-téli főeleséget jelentette. Legtöbb helyen a makkoltatás Szt. Mihály napján (szeptember 29.) kezdődött és Szt. Miklós napjáig (december 6.) vagy első nagyobb hóesésig tartott. Tél folyamán, többek között, az összegyűjtött makkal etették az állatokat. A makkoltató helyeket sokszor évközben *tilalmas* alá vették és nem járhatott arra állat. Makkoltásra alkalmas erdővel nem rendelkező falvak sokszor messzi tájakra hajtották el állataikat, egészen a 20. század közepéig. Így a Hortobágy mellékéről a Cserehát vidékére hajtották fel a sertésnyájakat (Balassa 1973, Szabadfalvi 1970). A makkoltatás gazdasági értékét mutatja az is, hogy igen sok levéltári forrás áll rendelkezésre a makkos erdők használatáról, bérbeadásáról (Tagányi 1896). A középkorban a különféle erdőtípusok közül kimagaslóan ezt értékelték a legtöbbször (Werbőczy 1990).

Fás legelő és legelőerdő képét tudatosan alakító tevékenységek

A legelőn felnőtt fák adják meg a fás legelők és legelőerdők jellegzetes szerkezeti képét. A fák terebélyes, sok esetben szinte gömbalakú lombkoronával rendelkeznek. Ez a szabad állásban való növésnek, illetve a botolásnak, csonkolásnak köszönhető. A fákat leginkább tűzifa és lombtakarmány gyűjtés céljából csonkolták (Roth 1935 in 1999, Szabó 2002).

A legeltetés egyfajta fafajszelekcióval is járt. A legelőn meghagyott fák közül előnyben részesítik a gyümölcs és makktermő fákat.

1. ábra. Az erdei legeltetést, fás legelőket, legelőerdőket befolyásoló események és törvények az elmúlt 200 évben. (Andrásfalvy 2007, Bartha&Oroszi 2004, Kolossváry 1975, Lesenyi 1936, Magyar 2000, Oroszi 1995, Tagányi 1896; Tálasi 1942)

| | |
|-----------------|---|
| 1800-as évek | Az erdei legeltetést korlátozó gazdasági okok elterjedése: Szálfa igény növekedése; takarmánynövények elterjedése. |
| 1853, (1871) | Erdő és legelő elkülönözés Magyarországon (illetve Erdélyben) |
| 1879 | 1879. évi XXI. törvénycikk: Részleges üzemtervezési kötelezettség, az erdei legeltetés korlátozása. |
| 1880-1900 | Intenzíven tartott állatfajták elterjedése; Közbirtokosságok létrehozása; |
| 1913 | Legelő válság, fás legelő, legelőerdő fogalmának bevezetése. |
| 1935 | 1913. évi X. törvénycikk az osztatlan közös legelőkről 1935. évi IV. törvénycikk. Az ország megváltozott természeti állapotához. Legeltetés további korlátozása az erdőkben. |
| 1945-47 | Tsz-ek, kollektívek létrehozása. Erdők állami kézbe kerülése. Erdei legeltetés további korlátozása. |
| 1961 | 1961. évi VIII. törvénycikk. Erdei legeltetés gyakorlatilag teljes tiltása. |
| 1990-es évektől | Tájhasználat felhagyása, állatállomány csökkenése. |
| 2000-től | Erdély: Közbirtokosságok újra alakulása. Hagyományos tájhasználat újjáéledése. |
| 2007 | Állattartásra vonatkozó EU- szabályok. Hagyományos állattartás további visszaszorulása. |

A beteg, kiszáradt fák a legelőközösség tulajdonához tartoznak. Kivágása közösségi jóváhagyással történhetett meg (Szentpáli Géza szül.:1946, Homoródkarácsonyfalva; Németh Antal szül.:1941, Olaszfalu).

A legelő karbantartásának fontos része volt a cserjeirtás, melyet rendszeresen, általában a kihajtás előtt kora tavasszal végeztek. A legelő tisztítása során döntenek arról is, hogy felneveljenek-e egy újulatot (fiatal fát) vagy sem. A lelegelés ellen úgy védekeznek, hogy meghagyják az újulat körül levő bokrokat, vagy kivágott cserjéket helyeznek köréje (Takács 1980; Szentpáli Géza szül.:1946, Homoródkarácsonyfalva).

A gyep minőségének biztosítása céljából a legelő tisztító munkálatokat évenkénti rendszerességgel és alkalmanként is végzik. Ennek során a tövises növényeket kiszedik, kikapálják. Alkalmanként, általában nagy szárazság vagy felhalmozódott avar esetén a pásztorok a legelőket – bár ez többnyire törvényileg tiltott – égetik, perzselik (ahogy 2007-ben Vargyason is történt). A gypszintet érintő kezelés az avargyűjtés is, melynek jelentősége a Kárpát-medencében nem olyan nagy mértékű, mint Nyugat-Európában (Andrásfalvy 2007). A 20. század elejétől jellemző a legelők gypemag-keverékekkel való felül vetése is.

Az erdei legeltetés visszaszorulása gazdasági okok miatt kezdődött meg a 19. században Nyugat-Európában és a Kárpát-medencében is (Kolossváry 1975, Vera 2000). Ezt segítette elő az 1852-ben (illetve Erdélyben 1871-ben) végrehajtott erdő és legelő elkülönözés (Andrásfalvy 2007, Petercsák 1983). Mindez sok helyen a hagyományos tájhasználat felhagyását illetve megváltozását okozta (1. ábra).

A legeltetett erdők, fás legelők jellemző állománykép

A zárt erdő kiterjedése kicsi (20% alatti) és cserjés is kevés vagy hiányzik, a jellemző állományképi típus a legnagyobb kiterjedésű ligetes faállomány-

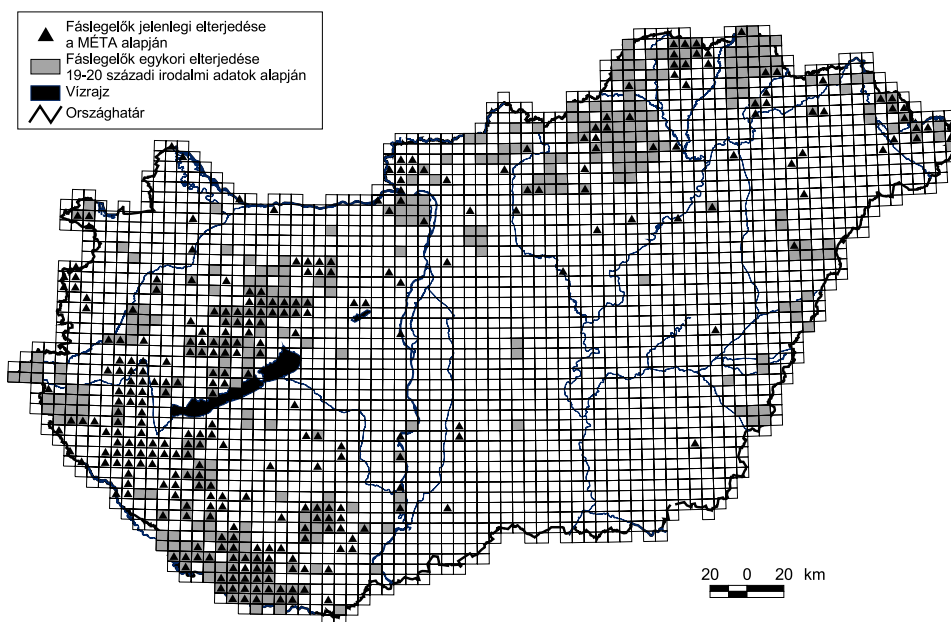
2. ábra. Felhagyott olaszfalui (Veszprém megye) és használt homoródkarácsonyfalvi (Hargita megyek, Románia) gyertyános-tölgyes, bükkös legelő állományképe és változása légifotók alapján.

| | 1950, Olaszfalu | 1984, Olaszfalu | 1998, Olaszfalu | 2005, Olaszfalu | 2008, Homoród- karácsonyfalva |
|---------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|-------------------------------------|
| Erdő | 13% | 29% | 50% | 52% | 21% |
| Liget | 54% | 28% | 13% | 8% | 44% |
| Cserjés | 0% | 16% | 23% | 31% | 16% |
| Gyep | 33% | 27% | 14% | 9% | 19% |

nyal borított rész (liget), amely mintegy a felét borítja a legeltetett területnek és a csaknem fátlan gyeplő. A felhagyást követően az arányok jelentősen megváltoznak, jellemző az erdős területek kiterjedése és a mozaikos állománykép megszűnése (2. ábra).

A fás legelők, legelőerdők jelenlegi elterjedése

Az egykor elterjedt tájhasználati típus emlékét őrző, a többségében már felhagyott fás legelők és legelőerdők összes jelenlegi hazai kiterjedése mintegy 5500 ha (3. ábra). Legnagyobb mennyiségben (2500 ha) a Dél-Dunántúlon és hozzá kapcsolódó területeken, elsősorban Belső-Somogyban, a Zselicben, a Mecsek környékén, valamint a Zalai-dombságban és a Dráva-síkon fordulnak elő. A Nyugat-Dunántúlon ezen kívül csak szórtan találhatóak, az Alföld észak-keleti részén azonban szintén nagyobb mennyiségben jelennek meg (kb. 400 ha). Viszonylag gyakoriak még a Dunántúli-középhegységben (1300 ha), elsősorban a nyugati részen (Balaton-felvidék, Bakony, Vértes). A Kisalföldön csak szórványosan fordulnak elő, elsősorban a déli részeken (250 ha) és az Északi-középhegységben sem túl gyakoriak (500 ha, Börzsöny, Cserhát, Mátra, Bükk, Heves-Borsodi-dombság, Cserhát, Zempléni-hegység).



3. ábra. Erdei legeltetés, fás legelők és legelőerdők egykori és mai elterjedése Magyarországon.

Értékelés

Az ember állattartó életmódjának kialakulása óta az egész a világon, így a Kárpát-medencében is az erdei legeltetés az erdősült tájakra jellemző hagyományos tájhasználati forma (Andrásfalvy 1993, Cato i.e. 57 in 1966, Paládi-Kovács 1993, Vera 2000). Az erdei legeltetés visszaszorulása sok helyen a hagyományos tájhasználati rendszer felhagyását okozta (Andrásfalvy 2007). Addig az erdő és a legelő nem volt élesen elválasztható egymástól, ez az egység még ma is megfigyelhető Erdély egyes területein. Az erdőkben történő legeltetés és a hozzá kapcsolódó tájhasználati formák hatásaként a táj és az erdőállományok képe nyíltabb és ligetesebb volt (Andrásfalvy 2007, Vera 2000). Évezredekken keresztül elterjedt tájhasználati formának és a következtében kialakuló mozaikos élőhelyeknek a nyomait részben a fás legelők és legelőerdők őrizték meg, melyeket mára nagyrészt felhagytak a csökkenő állatállomány miatt. A fás legelők átmeneti jellegükből adódóan kiemelt jelentőségük a biológiai sokféleség megőrzésében, emellett fontos kultúrtörténeti értéket is képviselnek (Haraszthy *et al.* 1997). Védelmük és fenntartásuk legjobb módja az aktív, szabályozott és természetvédelmi szempontból végig gondolt hagyományos legeltetési rendszer alkalmazásával lehetséges.

Európa egyes részein mind a mai napig fennmaradt, illetve újraeledő tájhasználati forma az erdei legeltetés, melynek természetvédelmi kezelésként való használata is egyre inkább terjed (Agnoletti 2006, Mosquera-Losada *et al.* 2006, Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2008, Rois-Díaz *et al.* 2006) és sok helyen gazdasági jelentősége is nagy (pl. Spanyolország, Olea & San-Miguel-Ayanz 2006, Rigueiro-Rodríguez *et al.* 2008, Rois-Díaz *et al.* 2006).

Magyarországon az erdei legeltetésről, fás legelőkről, legelőerdőkről legfőképp történeti és néprajzi ismeretekkel rendelkezünk. Ennek a tudásnak az alkalmazásához a legeltetéssel és erdőkkel kapcsolatos hagyományos ökológiai tudás megismerése (Molnár *et al.* 2008), célzott ökológiai és multidiszciplináris kutatások segíthetnek hozzá.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk Molnár Zsoltnak, Biró Mariannak, Ódor Péternek, Sonnevend Imrének, Saláta Dénesnek, Kenéz Árpádnak, Babai Dánielnek, Ungi Balázsnak, továbbá mindazoknak, akik a terepi felvételezésben segítettek és az Adatközlőknek!

Külön köszönettel tartozunk a Balaton-felvidéki Nemzeti Parknak és a Veszprém Megyei Levéltárnak.

A kutatást a Pro Renovanda Cultura Hungariae „Diákok a Tudományért” Szakalapítványa támogatta.

Irodalomjegyzék

- Agnoletti (2006): Traditional knowledge and the European Common Agricultural Policy (PAC): The case of the Italian National Rural Development Plan 2007–2013. – *Cultural Heritage and Sustainable Forest Management: The Role of Traditional Knowledge*, Proceedings of the Conference, 8-11 June, 2006, Firenze, IUFRO, Warszawa, pp. 17–25.
- Andrásfalvy, B. (2007): *A Duna mente népének ártéri gazdálkodása*. – Ekvilibrium, Budakeszi, 378 pp.
- Balassa, I. (1973): Makkoltatás a Kárpát-medence északkeleti részében a XVI–XIX. században. – *Ethnographia*. **84. 1–2.**: 53–79.
- Bartha, D. & Oroszi, S. (2004): *Őserdők a Kárpát-medencében*. – Ekvilibrium, Budakeszi, 203 pp.
- Biró, M. (2003): *A Gödöllői-dombvidék Tájvédelmi Körzet erdő- és tájhasználat-története*. – Kézirat, Vácrátót.
- Bleskovits, K. (1957): *Legelővédő fásítás*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 152 pp.
- Bölöni, J. (2004): *Többszemponútú erdőtipológiai vizsgálatok a Tésifennsík déli részén*. – PhD értekezés, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron.
- Cato, M., P. (i.e. 57 in 1966): *A földművelésről*. – Fordította: Kun József, Akadémia Kiadó, Budapest, 321 pp.
- Csöre, P. (1980): *A magyar erdőgazdálkodás története. Középkor*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 311 pp.
- Ehrendorfer, F. & Hamann, U. (1965): Vorschläge zu einer floristischen Kartierung von Mitteleuropa. – *Ber. D. Deutsch. Bot. Ges.* **78**: 35–50.
- Földes, J. (1895): *A legelő-erdők*. – Országos Erdészeti Egyesület, Budapest, 198 pp.
- Garda, D. (2002): *A székely közbirtokosság*. I., II. – Státus Könyvkiadó, Csíkszereda.
- Gruber, F. (1960): *Rét és legelő*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 511 pp.
- Haraszthy, L., Márkus, F. & Bank, L. (1997): *A fás legelők természetvédelme*. – WWF-füzetek **12.**, 23 pp.

- Hegyí, I. (1978): *A népi erdőkielés történeti formái.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 319 pp.
- Holl, K. & Smith, M. (2002): *Ancient Wood pasture in Scotland: Classification and management Principles.* – Scottish Natural Heritage Commissioned Report FO 1AA108. 29 pp.
- Horváth, J. & Pintér, B. (2003): *A pénzegyőri fás legelő természeti értékei.* – Pangea Egyesület, Pénzegyőr - Göncöl Alapítvány, Vác. 28 pp.
- Imreh, I. (1973): *A rendtartó székelly falu.* – Kriterion Könyvkiadó, Bukarest, 339 pp.
- Imreh, I. (1983): *A törvényhozó székelly falu.* – Kriterion Könyvkiadó, Bukarest, 545 pp.
- Kenéz Á., Saláta, D. & Szabó, M. (2006): *A Pénzegyőri-Hárskúti hagyásfás legelő tájtörténeti, botanikai és környezetgazdálkodási viszonyainak feltárása.* – Kézirat, Gödöllő.
- Király, G. (2001): A Fertőmelléki-dombsor vegetációja. – *Tilia* **10**: 181–357.
- Kirby, K., J. & Watkins, C. (1998): *The Ecological History of European Forests.* – CABI, 373 pp.
- Kolossváry Sz. (szerk.) (1975): *Az erdőgazdálkodás története Magyarországon.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 526 pp.
- Kuuluvainen, T. (2002): Natural Variability of Forests as a Reference for Restoring and Managing Biological Diversity in Boreal Fennoscandia. – *Silva Fennica*, **36**: 97–125.
- Lesenyi, F. (1936): *A magyar erdőgazdaság története és mai helyzete.* Összefoglaló ismertetés az 1936. év szept. havában Budapesten tartott II. Nemzetközi Erdőgazdasági Kongresszus részére. – Pátria, Budapest, 70. pp.
- Magyar, E. (2000): Erdőgazdálkodás a 18. századi Magyarországon. – In: Kósa, L. & Várkonyi, Á. (szerk.): *Táj és történelem*, Osiris, Budapest, pp. 141–163.
- Molnár, Zs., Bartha, S., & Babai, D. (2008): Traditional ecological knowledge as a concept and data source for landscape ecology and conservation biology: A Hungarian perspective. In: Szabó, P., Hedl, R. (eds.): *Human Nature. Studies in Historical Ecology and Environmental History.* Brno, 14–27.
- Mosquera-Losada, M., R., Rigüero-Rodríguez, A., & McAdam, J. (eds.) (2006): *Silvopastoralism and Sustainable Land Management.* – Proceedings of an International Congress on Silvopastoralism and Sustainable Management, Lugo (Spain), April 2004, CABI Publishing, 429 pp.
- Olea, L. & San-Miguel-Ayanz, A. (2006): *The Spanish dehesa. A traditional Mediterranean silvopastoral system linking production and nature conservation.* – 21st General Meeting of the European Grassland Federation, Badajoz (Spain), April 2006, Opening Paper, 1–15 pp.

- Oroszi, S. (1995): Emlékezés a székely közösségek erdőire. – *Erdészettörténeti Közlemények*, **18**: 171.
- Paládi-Kovács, A. (1993): *A magyarországi állattartó kultúra korszakai*. – MTA Néprajzi Kutatóintézet, Budapest, 452 pp.
- Petercsák, T. (1983): *Népi szarvasmarhatartás a zempléni Hegyközben*. – Borsodi Kismonográfiák 17, Miskolc, 161 pp.
- Rackham, O. (1980): *Ancient Woodland Its History. Vegetation and Uses in England*. – Edward Arnold, London, 402 pp.
- Rigueiro Rodríguez, A., McAdam, J. & Mosquera-Losada, M.,R. (eds.) (2008): *Agroforestry in Europe*. – Springer, 450 pp.
- Rois-Diaz, M., Mosquera-Losada M., R. & Rigueiro Rodríguez, A. (2006): *Biodiversity Indicators on Silvopastoralism across Europe*. – European Forest Institute, EFI Technical Report **21**, 66 pp.
- Roth, Gy. (1935 in 1999): *Erdőműveléstan II*. – Erdő és Faiipari Mérnökhallhatók Selmeci Társasága reprint kiadása, 1999, Sopron.
- Selyem, J. (1994): *Adatok Belső-Somogy legelőerdeinek beerdősüléséhez*. – Diplomaterv, Kézirat, Sopron.
- Szabadfalvi, J. (1970): *Az extenzív állattenyésztés Magyarországon*. – Műveltség és Hagomány, Debrecen, **12**:3–228.
- Szabó, P. (2002): „Mert a fának van reménysége...” Csonkolt fák Magyarországon. – *Korall* **9**: 155–172.
- Szabó, P. (2005): *Woodland and Forests in Medieval Hungary*. – Oxford, Archeopress, 187 pp.
- Tagányi, K. (1896): *Magyar Erdészeti Oklevéltár I., II., III.* – Budapest, Országos Erdészeti Egyesület.
- Takács, L. (1980): *Irtásgazdálkodásunk emlékei*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 418 pp.
- Takács, V. & Frank, N. (2008): The Traditions, Resources and Potential of Forest Grazing and Multipurpose Shelterbelts in Hungary. – In: Rigueiro-Rodríguez et al. (eds.): *Agroforestry in Europe*, Springer, pp. 415–435.
- Tímár, G. (2002): *A Vendvidék erdeinek értékelése új nézőpontok alapján*. – PhD Értekezés, NyME, Sopron.
- Vera, W., M. (2000): *Grazing Ecology and Forest History*. – CABI. 506 pp.
- Vinceffý, I. (2001): *Pásztoroktól tanultam*. – Agrártörténeti Füzetek. **9**: 40–45.
- Werbőczy, I. (1990): *Tripartitum: A dicsőséges Magyar Királyság szokásjogának hármaskönyve* – Téka, Budapest, 560 pp.
- Wessely, J. (1864): Az erdő mint mentő a takarmány szűkében. – *Erdészeti Lapok*. VII.; VIII., IX., pp. 209–221, 250–264, 288–295.

Landscape history of forest grazing and wood-pastures in the Carpathian-basin

Anna Varga¹ and János Bölöni²

*¹Eötvös Loránd University, Faculty of Science, Department of Plant
Taxonomy and Ecology, Budapest 1117 Pázmány P. sétány 1/C*

²HAS Institute of Ecology and Botany, Vácrátót 2163, Alkotmány u. 2-4.

*contact: Anna Varga, Budapest 1124 Kiss J. altb. u. 59.,
e-mail: varga.anna@gmail.com*

Abstract: The traditional use of woodlands and its essential influence on the land's structure and dynamics have become commonly known among the Hungarian ecologists only in the past few years. The view of the Carpathian-basin vegetation is significantly influenced by the effect of used and abandoned wood-pasturing. The aim of this study is to understand the history and methods of woodpasturing and the effect of woodpasturing on vegetation. By this reason ethnographical, forestry and agricultural literature was collected and four landscape-history case studies has been started. Woodlands studied: oak-hornbeam-beech woodlands in Bakony (Hungary) and in the hills of Homoród (Romania); and spruce woodlands of the Gyimesvalley (Romania) and the mountains of Csík (Romania).

The wood-pasturing was one of the basic components of a highly varied pasturing system concerning the forcoming season and wheather, the whole activity was regulated by rules. The wood-pasturing occured in all types of forests. In all cases the decrease of pasturing livestock was the reason for the abandonment of the areas. A consciously controlled and sustained landscape of woods evolved as a result of woodpasturing. In case of abandoning bushy shrubbies, saplings filled, low-diversitied, closed shrubbies and woods were developed.

The achieved results show that the practice of woodpasturing which is based on the traditional knowlegde has a great importance in conserving nature.

Keywords: woodpastoring, wood pasture, grazed forest, traditional land use, Bakony, Seklerland (Romania), land use history

Természetvédelmi stratégiák: hatékony eszközök vagy csővégi megoldások?

Hajdu Klára

*CEEweb a Biológiai Sokféleségért, 1021 Budapest, Kuruclesi út 11/a,
E-mail: hajdu@ceeweb.org*

Összefoglaló: A nemzeti és uniós természetvédelmi stratégiák egyre inkább igyekeznek integrált módon kezelni a különböző ágazatokból eredő terheléseket, amelyek az ökosztisztémák degradációját és eltűnését okozzák világszerte. Azonban ahogy azt a nemzetközi tudományos jelentések újra és újra kimutatják, a biológiai sokféleség csökkenése tovább folytatódik, amely sajnos a jelenleg követett természetvédelmi stratégiák kudarcát is bizonyítja. Ennek elsődleges oka, hogy a természetvédelmi intézkedések nem képesek azon strukturális, intézményes és kulturális hajtóerők befolyásolására, amelyek a biológiai sokféleség csökkenését okozó környezeti terheléseket folyamatosan újragenerálják. Ezért szükséges lenne a természetvédelmi stratégiák kidolgozása során feltárni a terheléseket, hajtóerőket, kihatásokat, és válaszokat (drivers-pressures-state-impact-response, DPSIR modell), amelyek a biológiai sokféleség változásai mögött állnak. Bár a jelenlegi természetvédelmi programok elsősorban a közvetlen környezeti terhelésekkel és kisebb mértékben egyes hajtóerőkkel foglalkoznak, a biológiai sokféleség megőrzése érdekében olyan intézkedésekre lenne szükség, amely képes a hajtóerők teljes rendszerét befolyásolni. Ehhez azonban alapvető szemléletváltásra van szükség mind a természetvédő, mind az egyéb szakértők körében.

Kulcsszavak: biodiverzitáscsökkenés, stratégia, holisztikus, DPSIR

Bevezetés

Az elmúlt évtizedekben a biológiai sokféleség védelmét célzó hazai és uniós stratégiák és programok mindinkább igyekeznek integrált módon kezelni a különböző ágazatokból eredő terheléseket, amelyek az ökosztisztémák degradációját és eltűnését okozzák világszerte. Azonban ahogy azt a nemzetközi tudományos jelentések újra és újra kimutatják (World Resources

Institute 2005, European Environment Agency 2007), a biológiai sokféleség csökkenése tovább folytatódik, amely sajnos a jelenleg követett természetvédelmi stratégiák kudarcát is bizonyítja.

A biológiai sokféleség csökkenésének az okait a globális, uniós és nemzeti programok többnyire hasonlóan értékelik. A Millenniumi Ökoszisztéma Felmérés (World Resources Institute 2005) közvetlen okokként a következőket határozza meg: élőhelyek megváltozása, éghajlatváltozás, idegenhonos özőnfajok elterjedése, túlhasználat és szennyezés. A hagyományos természetvédelmi célú, valamint fenntartható használatot célzó intézkedések mellett szükséges válaszként fogalmazzák meg többek között az ökoszisztéma szolgáltatások megfizetését, amikor adott ökoszisztéma szolgáltatásokat fenntartó tevékenységért fizetnek egyének vagy közösségek számára (pl. a gazdálkodónak fizetnek olyan gazdálkodási módszerek alkalmazásáért, amelyek fenntartják az agrár-ökoszisztéma bizonyos szolgáltatásait, mint talajképződés vagy élőhely biztosítása veszélyeztetett fajok számára). Ezen programok gyakorta fogalmazzák meg tennivalóként a káros gazdasági ösztönzők (például a természetet nagyban károsító intenzív mezőgazdaságot preferáló agrártámogatások) csökkentését, illetve felszámolását, a negatív externáliák internalizálását (például amikor egy vállalat szennyezéséből fakadó természetkárosítás helyrehozataláért a társadalom helyett a vállalat fizet), a tudatformálást, valamint a fenntartható fogyasztásra való ösztönzést is.

Az Európai Bizottság közleménye a biodiverzitásról és a 2010-es célkitűzésről (Európai Bizottság 2006) hasonlóképpen fogalmazza meg a biodiverzitáscsökkenés közvetlen okait, valamint a mögötte rejlő hajtóerők közül kettőt emel ki: a népességnövekedést és az egy főre jutó fogyasztás növekedését. A Millenniumi Ökoszisztéma Felméréshez hasonlóan a közlemény is fontos okként említi, hogy a hagyományos közgazdaságtan nem ismeri el a természeti tőke és az ökoszisztéma szolgáltatások értékét. Emellett a globalizáció és az európai kereskedelem okozta ökoszisztémákra ható további terheléseket is megemlíti.

Bár a fent említett globális és uniós dokumentumok kétségkívül egyre inkább az ágazatokon átnyúló helyzetfeltárást és intézkedéseket vázolnak fel, az eddigi eredmények sajnos nem bizonyítják a jelenlegi természetvédelmi politika sikerességét. A kívánatos változtatások (pl. a természetközeli gazdálkodás előtérbe helyezése, a káros ösztönzők eliminálása vagy a tudatos fogyasztói szokások megvalósítása) elbuknak a jelenlegi gazdasági-társadalmi rendszer mechanizmusain és jellemzőin.



1. ábra. A biológiai sokféleség csökkenésének közvetlen és közvetett okai a DPSIR modellben, valamint a jelenleg alkalmazott válaszok

A DPSIR modell

A jelenlegi megközelítés kudarcának okait és összefüggéseit az Európai Környezeti Ügynökség által kidolgozott DPSIR (drivers – pressures – state – impact – response) modell segítségével vizsgálhatjuk meg (1. ábra). A modellben leírt hajtóerő – terhelés – állapot – kihatás – válasz ciklus valójában egy bonyolult ok-okozati hálót fed, amelyben az egyes tényezők hatnak az összes többire, és az egyes folyamatok hatásaikban hol erősítik, hol gyengítik egymást.

A természetvédelmi stratégiák elemzése DPSIR modell segítségével

A modellben esetünkben a biológiai sokféleség (illetve annak csökkenése) jelenik meg állapot(változás)ként (*state*). Ezen állapotváltozás kihatása (*impact*) az ökoszisztéma szolgáltatások hanyatlása. Ez megjelenhet a szabályozó és támogató szolgáltatások (pl. evolúció, éghajlatszabályozás, víztisztítás, hulladékok kezelése, víz és elemek körforgása, megporzás, fotoszintézis, talajképződés), termelői szolgáltatások (pl. élelem, (ivó)víz, faanyag, rostok, gyógynövények és biokemikáliák), vagy kulturális szolgáltatások (pl. esztétikai, rekreációs, vallási, művészi vagy tudományos jellegű szolgáltatások) előállításában bekövetkező változásként. Ezen szolgáltatások hanyatlása pedig közvetve és közvetlenül befolyásolja az emberi jólét alakulását is (World Resources Institute 2005). Például csökkenti a jólétünket, ha egy beépítés miatt kedvenc kirándulóhelyünk megszűnik, de az is, ha az amazóniai esőerdők eltűnése felgyorsítja az éghajlatváltozást, amely az ivóvíz- és élelemellátásra lehet negatív hatással. Természetesen ezen megközelítés mellett a fajok belső (*intrinsic*) értéke miatt érzett erkölcsi felelősség is egyfajta kihatásként értelmezhető, amely a természetvédők jelentős részét nagyban motiválja.

A modellen végighaladva a biodiverzitáscsökkenés közvetlen okaiként a már a bevezetőben is említett tényezőket sorolhatjuk fel terhelésként (*pressure*). Jelenleg talán a legjelentősebb közülük az élőhelyek megváltozása, amely magába foglalja azok eltűnését, feldarabolódását, illetve minőségi romlását. Ezen terhelés mélyebben rejlő okai (hajtóerői) többek között az intenzív mezőgazdaság, az extenzíven művelt területek felhagyása, az infrastuktúrafejlesztések, urbanizáció okozta zöldmezős beruházások miatt következik be. A jövőben mind jelentősebb terhelésként jelentkezhet az éghajlatváltozás, amely mögött okokként az üvegházgázok kibocsátását, illetve a természetes vegetáció eltűnését határozhatjuk meg. Míg túlnyomórészt az üvegházgázok kibocsátásának csökkentésére irányulnak a jelenlegi intézkedések, a természetes vegetáció éghajlatszabályozásban betöltött globális, regionális és lokális jelentőségét nem ismerik el hatékony intézkedésekkel az éghajlatváltozás elleni küzdelem során. Egyre növekvő terhelést jelentenek az idegenhonos özönfajok terjedésükkel, amely következménye a (globális) mobilitásnak, ezen belül a kereskedelemnek, turizmusnak (hajtóerők). A fajok túlhasználata (túlhalászat, orvvadászat, illegális gyűjtés) és a különböző szennyezések további terheléseket jelentenek, és közvetlenül eredményezik a biológiai sokszínűség eltűnését. Ezen terhelések bonyolult okozati kapcsolatokon keresztül generálódnak a hajtóerők eredményeként.

A hajtóerőket jellegük alapján három csoportba sorolhatjuk: strukturális, intézményi és kulturális hajtóerők (Gyulai Iván, szóbeli előadás). A strukturális hajtóerők közé tartoznak a termelői és fogyasztói mintázatok, így például a mezőgazdaság nagytáblás tulajdonrendszere, a hozzá tartozó géppark, a mezőgazdaságra épült vegyipar. Ehhez is szorosan kapcsolódik és egymást is erősítik az olyan folyamatok, mint a helyi (főként vidéki) piacok eltűnése, a szuper- és hipermarketek térnyerése. A szolgáltatások szerkezete, például a pénzügyi szolgáltatások kiépült rendszere, valamint a településszerkezet, így az urbanizáció és a falvak elnéptelenedése szintén strukturális módon vezet a közvetlen terhelések kialakulásához. Az infrastruktúrális hajtóerők, mint az autópálya-hálózat vagy a szennyvízkezelés és az energiaágazat infrastruktúrája (fosszilis energiahordozókon alapuló erőművek, nemzetközi vezetékek, háztartási fűtőberendezések) is ezen körbe tartoznak. A strukturális hajtóerőkre jellemző, hogy azok megváltoztatása nagyszabású beruházást igényel, így költséges, csupán hosszú távú folyamatként lehetséges. Ráadásul a válaszként adott intézkedések csak közvetve tudják befolyásolni az intézményes és kulturális hajtóerőkön keresztül.

Intézményes hajtóerőként jelenik meg az ágazatok egymástól különvált érdekképviseleti rendszere (ld. különböző minisztériumok), amelyek gyakorta egymással ellentétes célokat és eszközöket határoznak meg. Emellett az intézményes hajtóerők közé sorolhatjuk széles értelemben a jogi szabályozók rendszerét, így például a stratégiai környezeti vizsgálatok, a környezeti hatásvizsgálatok szabályait és esetleges jogi hiányosságait. A közgazdasági szabályozás problémájaként világítanak rá a globális és uniós természetvédelmi dokumentumok az externáliákra és a káros gazdasági ösztönzőkre (pl. az uniós Közös Agrárpolitika intenzív gazdálkodást támogató kifizetései, a fosszilis energiahordozók rejtett állami támogatásai). Bár uniós és globális szinten széles körben megfogalmazzák ezen szabályozások megváltoztatásának szükségességét, mégis megválaszolatlanul hagyják a mélyebben rejlő közgazdasági okokat, amelyek ezen szabályozók kialakulásához vezettek. Ezek közé tartozik az élőmunka relatív magas ára a természeti erőforrásokéval szemben, amely így kifizetődővé teszi a természetkárosító, intenzív termelési módszerek kialakulását a nagyobb munkaráfordítást igénylő, ellenben jobban természetbarát termeléssel szemben. Amíg nem sikerül ezen egyensúlytalanságot helyrehozni, a helyes ösztönzők teljes gazdaságot átható rendszerét sem remélhetjük. Azonban talán még nagyobb kihívást jelent a jövőre nézve az, hogy míg a pénztőke akár az inflációt is meghaladó mértékben kamatozik a bankban, addig a természeti tőke nem ér el „automatikus” értéknövekedést a természetben. Ez alapvető-

en érdekeltté tesz minden vállalkozót a természeti tőke minél gyorsabb kizsákmányolásában (amennyiben megteheti, hogy amint kimerült a terület, odébb áll), és kiszolgáltatottá azokat, akik megélhetésükben közvetlenül a megújuló természeti erőforrásokra és ugyanarra a területre vannak utalva.

Emellett az intézményes problémaként közelíthetjük meg az oktatás tantárgyakra bontott, a környezeti-gazdasági-társadalmi összefüggéseket nem feltáró rendszerét, vagy a nyugdíj- és egészségügyi rendszert. A költségvetési források leosztása szintén intézményes okként jelenik meg számtalan folyamat háttérében.

A kulturális hajtóerők vizsgálhatóak mind egyéni, mind társadalmi szinten. A tudás és bölcsesség alapvetően formálja látásmódunkat, miközben erős befolyás alatt állnak az értékrend által. Míg a tudás jelenti mindazt az ismeretet, amit életünk során felhalmozunk, a bölcsességünk határozza meg, hogy azt milyen célra használjuk. Így például az atombomba elkészítésének ismerete nem kell hogy feltétlenül oda vezessen, hogy bárki használja is. Arra, hogy milyen tudással (pl. szintetizáló vagy analizáló) és megközelítéssel (ágazati vagy holisztikus) rendelkezünk, nagy befolyással van az oktatási rendszer (tanrend, tantárgyakra való felosztás stb.). Ugyanakkor az oktatási rendszert is mi alakítjuk olyanná, amilyenné szeretnénk, a saját látásmódunk és tudásunk alapján. Mindezekon túl az egyének közötti együttműködés, illetve versengés is meghatározza a további hajtóerőket. Jelenleg a kettő közötti egyensúly megbomlott, a versengés az élet legtöbb területén nagymértékben előtérbe került. Ezzel is összefüggésben vannak az olyan legális (lobbizás) és illegális módszerek (megvesztegetés), amelyek sok esetben meghatározzák a jogi és közgazdasági szabályozók kialakítását. Azonban mindezen hajtóerők legmélyén végső soron az egyéni és társadalmi értékrend áll. A mai fogyasztásközpontú és profitorientált világban az egészséges ökoszisztémák megőrzése, de gyakran még a biztonság, emberi egészség és emberi jogok is háttérbe szorulnak.

Értékelés

A természetvédelmi stratégiákban jelenleg megfogalmazott válaszok első sorban a környezeti állapotot, a terheléseket, és kisebb részben a hajtóerőket célozzák. Az Európai Unió Biodiverzitás Akcióterve (Európai Bizottság 2006) is sorba szed ilyen válaszokat, mint például az Európai Unió ökológiai hálózatának (Natura 2000) létrehozása, fajvédelmi akciótervek kidolgozása, szennyezések csökkentése vagy a gazdálkodók számára köte-

lező természetvédelmi előírások betartása az Egységes Támogatási Rendszerben. A környezeti terhelések csökkentéséhez azonban szükség van a mögöttük rejlő hajtóerők kezelésére is. Az uniós Biodiverzitás Akcióterv kísérletet is tesz néhány hajtóerő kezelésére, így például a természetvédelmi irányelvekkel együtt előírja a Natura 2000 hálózat megfelelő finanszírozását. Azonban a természetbarát termékek – például amelyek Natura 2000 területről származnak – nem versenyképesek a nemzeti és globális piacon. Ugyanis az olcsó és látszólag végtelen természeti erőforrások miatt manapság jövedelmezőbb energia- és erőforrás-intenzív gazdálkodást folytatni még a természeti tőke hanyatlásának árán is. Bár uniós és nemzeti pénzforrások elvileg kárpótolhatnák a gazdálkodókat a jövedelemkiesésért, a rendelkezésre álló alapok limitáltak egyrészt a véges költségvetési források, másrészt a gazdasági prioritások által. Emellett számos egyéb tényező is csökkenti ezen támogatás hatékonyságát, úgy mint a Natura 2000 támogatási rendszer késői bevezetése sok tagországban, a gazdálkodók alacsony tájékozottsága és tudatossága, a nemzeti támogatások alacsony szintje és a plusz adminisztrációs teher. Mindezek miatt hiába uniós előírás a Natura 2000 hálózat megfelelő finanszírozása, ha a többi hajtóerő válasz nélkül marad, akkor nem képes eredményeket elérni (CEEweb a Biológiai Sokféleségért 2009).

Rendszerszintű gondolkodás hiányában a megfogalmazott válaszok nem képesek megoldani a problémákat, sőt, néha még hozzá is járulhatnak azok súlyosbodásához. Ez történik globális szinten a biomassza esetében, amikor az üvegházgázok kibocsátásának csökkentése érdekében olyan közvetlen vagy közvetett földhasználatbeli változások mennek végbe a biomasszatermelés bővítésével, amelyek végeredményképpen a környezeti terhelések átterheléséhez vezetnek (Gyulai 2008). Ezen földhasználatbeli változások jelentkezhetnek egyrészt közvetlen módon tőzeglápok (pl. Indonéziában), esőerdők (pl. Brazíliában) vagy a biodiverzitás szempontjából egyéb értékes területek intenzív művelés alá vonásaként biomasszatermelés céljából. Ez esetben a környezeti terhelés nem csupán a természetes élőhelyek eltűnése, hanem az esőerdők feleletése és a tőzeglápok lecsapolása során felszabaduló üvegházgázok, valamint a létrehozott ültetvényeken alkalmazott növényvédőszeres miatt is fokozódik. Másrészt közvetett módon is elindíthatnak változásokat, amikor ugyan addig is intenzíven használt területeken indul biomasszatermelés, ellenben a korábban ott előállított terményekre (pl. élelmiszernövények) jelentkező változatlan igény és a területkiesés miatt egyéb területeken indul el az arra irányuló termelés és így a földhasználat intenzifikációja. A földhasználatbeli változások mellett

ugyanolyan súlyos rendszerszintű problémaként jelentkeznek, hogy a biomasszából származó energia nem kiváltja a fosszilis energiahordozók alkalmazását, hanem megfelelő szabályozás hiányában globális szinten egyszerűen hozzáadódik az addigi energiafelhasználáshoz.

A fenti két példán láthattuk, hogy hiába fogalmazódnak meg intézkedések egy-egy hajtóerő kezelésére, amíg a környezetterhelések és hajtóerők közötti bonyolult ok-okozati kapcsolatokat nem tárjuk fel és nem vagyunk képesek az összes hajtóerőt egyszerre kezelni, addig nem érünk el valódi eredményeket.

Mivel a biodiverzitáscsökkenés megállítására a környezeti terhelések abszolút mennyiségi korlátozására van szükség, ezért a jelenlegi hajtóerők összességét is ennek megfelelően kell átalakítani. Ehhez közgazdasági eszközökre (például az adórendszer gyökeres átalakítására vagy kvótarendszerre) van szükség a természeti erőforrások használatának abszolút mennyiségi korlátozásához és jogi eszközökre a szennyezések és terület-használat korlátozásához. Ezen intézkedések az intézményi hajtóerőket változtatnák meg a gazdaság minden szegmensében horizontális módon, amely egyúttal a strukturális hajtóerőkre (így a fogyasztói és termelői mintázatokra) is hatással lenne és hosszú távon a kulturális hajtóerőket is befolyásolná. Ugyanis a természeti erőforrások korlátos hozzáférhetősége felértékelné azokat mind egyéni, mind társadalmi szinten, amely így átalakítaná értékrendünket és lehetőséget adna a fejlődés és jólét újraértelmezésére is.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton mondanék köszönetet a CEEweb a Biológiai Sokféleségért egyesület egyik alapítójának és leköszönt elnökének, dr. Gyulai Ivánnak az egyesület számára biztosított szakmai iránymutatásért, valamint az egyesület vezető testületének, tagjainak, szakértőinek és munkatársainak, akik az egyesület szakpolitikai álláspontjának kialakításában részt vesznek, emellett az Európai Bizottság Környezetvédelmi Főigazgatóságának az anyagi támogatásáért.

Irodalomjegyzék

CEEweb a Biológiai Sokféleségért (2009): *Assessing the EU BAP and its implementation – A failure of delivery or a failure of approach?* – CEEweb, Budapest.

- Európai Bizottság (2006): A biológiai sokféleség csökkenésének megállítása 2010-ig – és azon túl. Az ökoszisztéma-szolgáltatások fenntartása az emberi jólét érdekében. – Az Európai Bizottság COM(2006) 216-os közleménye.
- European Environment Agency (2007): *Europe's environment, the fourth assessment*. – European Environment Agency, Copenhagen.
- Gyulai, I. (2008): *Biomass Dilemma*. – CEEweb for Biodiversity and National Society of Conservationists/ Friends of the Earth Hungary, Budapest.
- World Resources Institute (2005): *Millennium Ecosystem Assessment Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis*. – World Resource Institute, Washington.

Biodiversity strategies: effective tools or end-of-pipe solutions?

Klára Hajdu

CEEweb for Biodiversity, 1021 Budapest, Kuruclesi út 11/a, E-mail: hajdu@ceeweb.org

Abstract: Global and EU biodiversity strategies aim to tackle environmental pressures, which originate from various sectors and lead to the worldwide degradation and loss of ecosystems, in an increasingly integrated way. However, as the international scientific assessments repeatedly show, biodiversity loss continues. This also proves the failure of current biodiversity strategies. The main reason for this failure is that the current biodiversity conservation measures cannot influence the structural, institutional and cultural drivers, which thus continuously regenerate the pressures leading to biodiversity loss. Therefore it would be necessary to thoroughly explore the Drivers, Pressures, State, Impacts, Responses (DPSIR model) within the context of biodiversity loss. Although current biodiversity programmes target direct environmental pressures and to a smaller extent some drivers, for halting biodiversity loss there is a need for measures that can tackle the whole range of drivers. For this, however, a change of paradigm is necessary both among nature conservationists and other experts.

Keywords: biodiversity decline, strategy, holistic, DPSIR

Természetvédelmi stratégiák alkalmazása a Hortobágyon: az egyek-pusztakócsi LIFE-Nature program eredményei

Déri Eszter¹, Lengyel Szabolcs², Lontay László³, Deák Balázs⁴,
Török Péter², Magura Tibor⁴, Horváth Roland², Kisfali Máté¹,
Ruff Gábor¹ és Tóthmérész Béla²

¹*Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék*

²*Debreceni Egyetem, Ökológia Tanszék*

^{1,2}*4032 Debrecen, Egyetem tér 1., E-mail: d_eszter@yahoo.com*

³*Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság
3758 Jószafező, Tengersizem oldal 1., Pf. 6.*

⁴*Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság
4024 Debrecen, Sumen u. 2*

Összefoglaló: Természetvédelmi stratégiákról, mint a konzervációbiológia elméleti ismereteinek gyakorlatban alkalmazott formáiról általában nagy léptékű akciótervek kapcsán hallhatunk. Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer területén 2004-ben indult élőhely-rehabilitációs program példája lehet a tájleptéken végzett természetvédelmi stratégiai tervezésnek. A program tervezése során azonosítottuk az élőhelyeket fenyegető főbb hatásokat (fragmentáció, degradáció, homogenizáció, szennyezés), és célként fogalmaztuk meg e hatások csökkentését és/vagy felszámolását különböző élőhely-rekonstrukciókkal (gyepesítés, erdőtelepítés) és természetvédelmi kezelésekkel (legeltetés, kaszálás, égetés, „apróvad-földek” extenzív művelése). A kétféle magkeveréssel (lőszős, szikes) végzett gyeprekonstrukció során (760 ha) két ökológiai folyosót és számos pufferezónát alakítottunk ki a fragmentáció és a szennyezés csökkentésére. A mocsarak homogén nádasait legeltetéssel és égetéssel sikerült mozaikosabbá tenni. Az extenzíven művelt vadföldek a szomszédos intenzív szántókhoz képest jóval diverzebb kisméretű-együtteseknek adtak otthont, melyek megnövekedett populációi biztos táplálékot jelentenek a terület ragadozómadarai számára. A beavatkozások hatására számottevően növekedett a projekt-terület élőhelyeinek tájszintű sokfélesége és csökkent a táj emberi terhelése.

Kulcsszavak: élőhely-rekonstrukció, extenzív művelés, gyep, mocsár, tájleptékű diverzitás, gyepesítés

Bevezetés

Az elmúlt évtizedek természetkárosító tevékenységeinek hatására a természetvédelemre fokozott felelősség hárul, és egyre gyorsabb és szélesebb körű megoldásokra van szükség a biológiai sokféleség csökkenésének megállítására érdekében. A természetvédelmi beavatkozások egyik legnagyobb problémája az alapkutatással és a gyakorlati természetvédelemmel foglalkozó szakemberek közötti kommunikáció hiánya, amely megnehezíti a hatékony intézkedéseket (Pullin & Knight 2003, Sutherland *et al.* 2004a). Gyakran előfordul, hogy természetvédelmi jelentőséggel bíró kutatások eredményei nem jutnak el a döntéshozókhoz (Holmes & Clark 2008), illetve a gyakorlati szakemberekhez (Pullin & Knight 2003), így azokat nem hasznosítják. Más esetekben a természetvédelmi kezelések tapasztalatai elérhetetlenek a kutatók számára, mivel az eredményeket nem monitorozzák vagy nem publikálják (Griffiths 2004, Lengyel *et al.* 2008, Sutherland *et al.* 2004b). Az információ-áramlás hiánya hozzájárulhat ahhoz, hogy a gyakorlati szakemberek úgy érezhetik, a kutatók elvont, közvetlenül nem hasznosítható kérdésekre keresik a válaszokat, míg a kutatók sérelmezhetik, hogy eredményeiket nem használják fel a gyakorlati természetvédelemben (Griffiths 2004). Megoldást jelenthetnek a bizonyítékokon alapuló eljárások, melyek a párbeszédet próbálják elősegíteni a kutatók és a döntéshozók között („evidence-based policy”, Solesbury 2001), illetve a kutatók és a gyakorlati szakemberek között („evidence-based conservation”, Pullin & Knight 2001, Sutherland *et al.* 2004a). Mindkét irány a tudományos kutatás felől közelíti meg a problémát, és a megoldást a kutatási eredmények szisztematikus elemzésében, majd a levont következtetéseknek a döntéshozók illetve a gyakorlati szakemberek felé való hatékony kommunikálásában látja. A bizonyítékokon alapuló döntéshozás gyakorlatban alkalmazott formái lehetnek a természetvédelmi stratégiák, melyek a veszélyeztetett természeti értékek megőrzésére irányuló, többnyire nagyléptékű akciótervek. A természetvédelmi stratégiai tervezés során az elméleti ismeretek mellett a gyakorlati természetvédelem tapasztalatait is felhasználtuk, így integrálva a két megközelítés eredményeit.

Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer területén 2004 óta zajló élőhely-rehabilitációs program példája lehet a természetvédelmi stratégiák tájléptéken történő alkalmazásának. Jelen munkánkban a projekt kitűzött céljait, majd azok gyakorlati megvalósulását és kezdeti eredményeit mutatjuk be. A projekterület tájtörténetét Aradi *et al.* (2003), a hosszútávú rehabilitáció céljait és elveit Lengyel *et al.* (2005), a veszélyeztető tényezőket, a tervezési lépéseket és a várt eredményeket Lengyel *et al.* (2007) korábban ismertette.

Az élőhely-rehabilitációs program szükségességének rövid indoklása

Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer a Hortobágyi Nemzeti Park nyugati részén terül el Egyek és Kócsújfalu települések határában. A terület a nemzeti park alapítása óta védett, és 1976 óta hazánk legrégebb és legnagyobb területen zajló élőhely-rehabilitációs programjának a helyszíne (Aradi *et al.* 2003, Lengyel *et al.* 2007). Az első ütemben végzett hidrológiai rehabilitáció után, 2004-2008 között került sor a második ütem megvalósítására, a „Füves területek rekonstrukciója és mocsarak védelme Egyek-Pusztakócson” című, az Európai Unió által támogatott LIFE-Nature program keretében (LIFE04NAT/HU/000119).

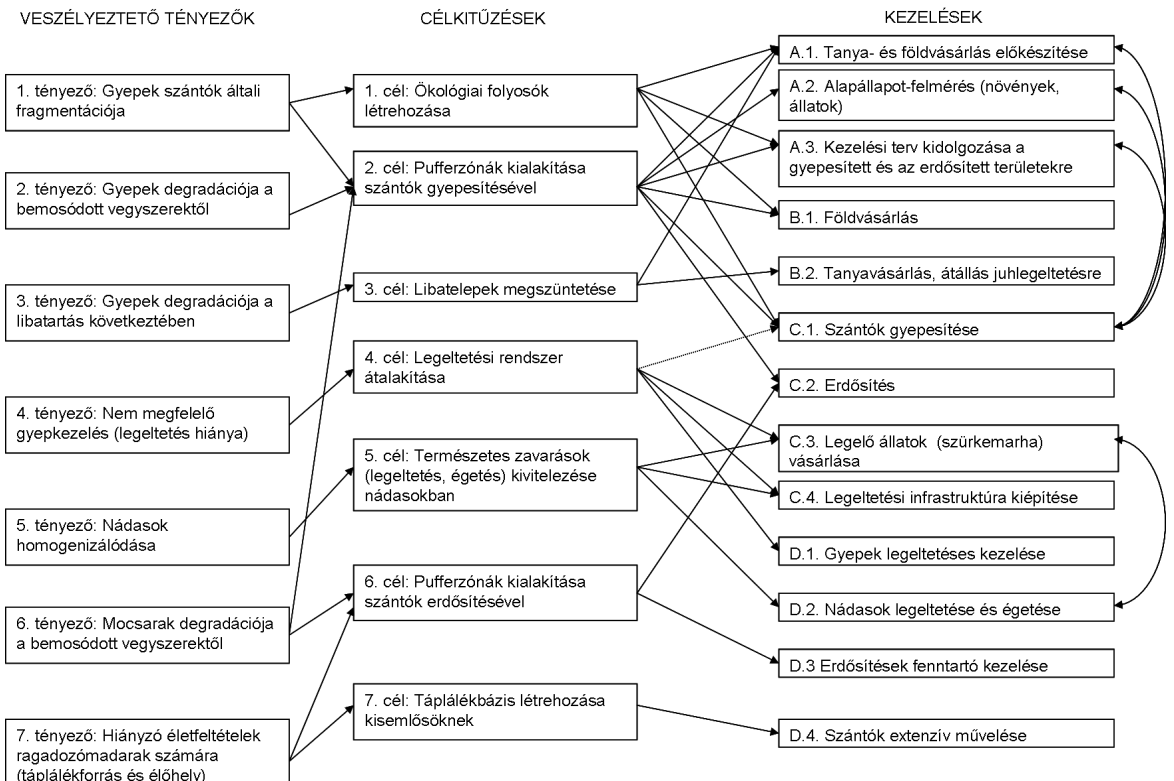
Az élőhely-rehabilitáció szükségességét elsősorban a védett területen található szántók magas aránya (29%) és a hozzájuk kapcsolódó mezőgazdasági tevékenységek negatív hatásai (fragmentáció, degradáció, homogenizáció, szennyezés), illetve a természetvédelmi kezelések (legeltetés, égetés) hiánya indokolták (Lengyel *et al.* 2005). A veszélyeztető tényezők azonosítása után megterveztük a csökkentésükre vagy felszámolásukra irányuló természetvédelmi és rekonstrukciós kezeléseket (legeltetés, kaszálás, égetés, „apróvad-földek” extenzív művelése, gyepesítés és erdősítés, 1. függelék az Online Függelékben) összesen 1640 ha-on. A tervezés során meghatároztuk a várható eredményeket is (Lengyel *et al.* 2007).

A beavatkozásokat követően a tervek szerint a projekt-területen több mint felére (29%-ról 14%-ra) csökken a szántók és egyharmaddal nő a gyep aránya (46%-ról 60%-ra). A fás területek aránya az összes terület mintegy 3%-át fogja kitenni. További várakozás volt, hogy a mocsarak (Fekete-rét, Csattag-lapos) homogén nádasai helyett a legeltetés és az égetés hatására új, mozaikosabb élőhelyszerkezet alakul ki. A stratégiai tervezés fő lépéseit az 1. ábra, míg a célok és tevékenységek részletesebb egymásra épülését az 1. táblázat mutatja be. A kezelések hatását a növényzet és bizonyos esetekben (gyepesítés, vadföldek) az állat-együttesek monitorozásával követtük nyomon.

Az élőhely-rehabilitáció főbb lépései és eredményei

Szántók gyepesítése

A projekt fő beavatkozása a szántóterületek természetközeli gyepékké alakítása volt, mely számos veszélyeztető tényező kiiktatásában vagy csökkentésében fontos volt (1. ábra). A gyepesítés célja a fragmentált gyep és a gyepi és mocsári élőhelyek összekapcsolása (ökológiai folyosók létreho-



1. ábra. A stratégiai tervezés lépései. Első lépésben meghatároztuk a veszélyeztető tényezőket, majd az ezekkel kapcsolatos célokat és végül a célok eléréséhez szükséges rekonstrukciókat és természetvédelmi kezeléseket. Az ábra jól szemlélteti, hogy egyes akciók több célt is szolgálhatnak.

zása), illetve a szántóföldi eredetű szennyezések és élőhely-leromlás csökkentése a mocsarak körüli pufferzónák kialakításával (Lengyel *et al.* 2007, Vida *et al.* 2008). A program során, 2005 és 2008 között összesen 760 hektáron történt meg a különböző kiindulási állapotú szántók (gabona, lucerna, napraforgó) löszös magkeverékkel (150 ha) illetve szikes magkeverékkel (610 ha) történő gyepesítése. A magasabb térszíneken fekvő löszhátakon háromfajos (*Festuca rupicola*, *Poa angustifolia*, *Bromus inermis*), míg az alacsonyabban fekvő szikes jellegű területeken két fűfaj magjaiból álló keverékkel (*Festuca pseudovina*, *Poa angustifolia*) végeztük a gyepesítést. A gyepesítés technológiai leírását, a vetett gyepeken alkalmazott kezeléseket és a felmerült problémák megoldási lehetőségeit Deák *et al.* (2008) részleteiben ismerteti. A növényzetben bekövetkező változásokat a gyepesített

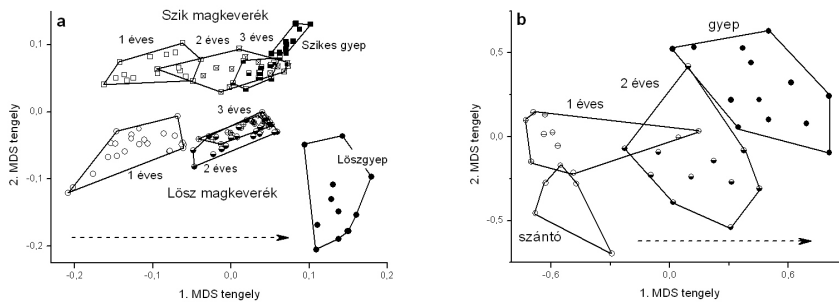
1. táblázat. A projekt stratégiai tervezésekor felvázolt célok, feltételezések/kockázatok és indikátorok egymásra épülése

| | A projekt céljai és tevékenységei | Feltételezések, kockázatok | Monitoring indikátorok |
|---------------|---|--|--|
| Általános cél | - a magyar Alföld értékes gyepterület mozaikjainak helyreállítása | - a táj-léptékű megközelítések hasznosak és működőképesek | - a rekonstruált gyepek és rehabilitált mocsarak területe és minősége (természeti értékessége) nő |
| Projekt cél | - a gyepterületek fragmentációjának csökkenése - a gyepeket károsító tényezők kiiktatása, a gyepek területének és természeti értékességének növelése - a mocsaraknak a vegyszerbemosódás és beszivárgás, az erózió és defláció elleni védelme - az Annex I madárfajokra gyakorolt emberi zavarás csökkentése | - a fragmentáció a gyepterületek fő problémája - a gyepterületek a rendelkezésre álló módszerekkel rekonstruálhatók - a természetközeli gyepek nagysága és állapota a rendelkezésre álló módszerekkel növelhető - a libafarmok megszüntetése a gyepek állapotának gyors javulásához vezet - a földhasználat változása (szántó → gyepterület) megoldja a vegyszer-bemosódás problémáját - az Annex I madárfajok zavarásra érzékenyek, állományuk nőni fog a zavarás csökkentése után | - gyepterületek konnektivitási indexei - a kezelések (legeltetés, égetés) és a rekonstrukció által érintett gyepterületek nagysága - az eutrofizációt okozó foszfor és egyéb elemek/ionok koncentrációja a mocsarakban |
| Eredmény-cél | - gyepi élőhelyek jobb kapcsoltsága, jobb természeti állapota, nagyobb kiterjedése - a rehabilitált mocsarak csökkent szennyezése és terhelése a mezőgazdasági területekről - Annex I madárfajok biztonságosabb költőhelyei | - a konnektivitás fontos a gyepek természeti állapotának kialakításában - a gyepek természetessége a tervezett akciókkal növelhető - a vegyszer-bemosódás és szivárgás azonnal csökkenthető - Annex I madárfajok a csökkenő zavarásra állománynövekedéssel reagálnak | - az egybefüggő gyepterületek kiterjedése és a gyepek minősége nő - a rehabilitált mocsarakat elérő vegyszerterhelés és bemosódás csökken - a területen rendszeresen költő Annex I madárfajok magasabb száma |

| | | | |
|---------------|---|--|---|
| Tevékenységek | - térbeli kapcsolatok kialakítását gátoló földterületek megvásárlása | - földtulajdonosok hajlandóak földjeik eladására | - 240 ha megvásárolt földterület |
| | - a gyepeket súlyosan károsító libafarmok megvásárlása és juh-hodállya alakítása | - libatartó gazdálkodók hajlandóak a libafarmok eladására | - 500 ha libamentes gyepterület |
| | - ökológiai folyosókban és pufferezónákban levő szántók visszagyepesítése vagy erdősítése | - gyepeket és fás területeket ki lehet alakítani intenzíven művelt szántókon | - 700 ha új és megfelelően kezelt (legeltetett) gyepterület |
| | - a rekonstruált gyepék és fás területek megfelelő természetvédelmi kezelése | - a helyi gazdálkodók és egyéb érdekelt felek együttműködnek a legeltetési rendszer átalakításában | - 80 ha új fás terület |
| | - a legeltetési nyomás egyenletesebb elosztása | - a gazdálkodók együttműködnek az együtt kidolgozott szabályok betartásában | - 250 ha legeltetett gyep és mocsárszél |
| | - szántóterületek extenzív művelése a kisemlős-állományok megerősítése érdekében | - a rekonstrukció, rehabilitáció és kezelés hatása mérhető lesz | - 90 ha étetéssel kezelt nádas |
| | - a rekonstruált és kontroll gyepék és fás területek státuszának monitorozása | | - 150 ha szántó extenzív, vegyszermentes művelése |
| | | | - gyepterületek összdiverzitása nő |
| | | | - Annex I madárfajok költőállománya nő |
| | | | - mocsarak eutrofizációja csökken |

területeken felállított 5×5 méteres állandó mintavételi helyeken belül elhelyezkedő négy darab 1×1 méteres kvadrátban, 2008-ban összesen 212 kvadrátban követtük nyomon, míg az ízeltlábú csoportok közül a futóbogarakat és talajlakó pókokat talajcsapdázással, a növényzethez kötődő csoportokat (poloskák, egyenesszárnyúak, növényzetlakó pókok) standardizált fűhálózással gyűjtöttük a növényzeti kvadrátok melletti transzektekben.

A vetés utáni csírázás minden évben kielégítő volt, melyet az első tavasszal a gyomok gyors fejlődése követett, így a nyári kaszálás előtt a gyomnövények abszolút dominanciája volt megfigyelhető a területeken (2. függelék az Online Függelékben). A sűrű növénytakaró által létrehozott páradús mikroklíma a legtöbb helyen elősegítette a vetett füvek korai fejlődését (Deák *et al.* 2008), melyek a kaszálás után kedvezőbb feltételekhez jutva, további gyors fejlődést mutattak, borításuk megnőtt. A gyepesítés utáni második évre jelentősen átrendeződtek a dominancia-viszonyok, és bár a területek egy részén a gyomok borítása még számottevő volt (3. függelék az Online Függelékben), a legeltetés és kaszálás hatására a harmadik évre természetközeli gyepék alakultak ki, amelyekben viszonylagosan alacsony volt a gyomok, és magas a vetett füvek borítása (4. függelék az



2. ábra. A növényzet (a) és az ízeltlábú állat-együttesek (b) fajkészleteinek változásai a gyepesítés hatására. A fajösszetétel mind a növények, mind az állatok esetében a természetes gyepnek fajkészletéhez válik egyre hasonlóbba, illetve szikes magkeverék esetén a harmadik évre egyes területeken a növényzet már részben átfed a természetes szikes gyepkével. Az elemzéshez növények esetében Rogers-Tanimoto, állatok esetében Bray-Curtis távolságot és nem-metrikus multidimenziós skálázást alkalmaztunk.

Online Függelékben), emellett az élő fitomassza mennyisége is lecsökkent. A harmadik évre számos, a természetes gyepre jellemző kétszikű (pl. *Achillea collina*, *Cruciata pedemontana*, *Dianthus ponederae*, *Scorsonera cana*, *Koeleria cristata*, *Melandrium viscosum*) települt be spontán módon a gyepesítésekbe, és a növényzet fajkészlete a referenciaként szolgáló természetes lősz- és szikes gyepnek fajkészletének irányába haladt, illetve a szikes gyepesítés esetében el is érte azt (2a. ábra).

A növényzeti változásokkal párhuzamosan változott a területek ízeltlábú faunája is. A szántókra és az első éves gyepekre még a generalista fajok túlsúlya volt jellemző (ld. még Lengyel *et al.* 2007), míg a második évben már jelentős volt a természetes gyephez kötődő fajok száma (pl. *Amara fulvipes*, *Gampsocleis glabra*, *Gnaphosa rufula*, *Chorosoma schillingi*), és így az ízeltlábú együttes összetétele is egyre hasonlóbba vált a célterületéhez (2b. ábra, ld. még Déri *et al.*, jelen kötet). Mind a növényzet, mind az állat-együttesek szempontjából meglepően gyors pozitív változásokat figyelhattunk meg a vetés utáni első években.

Mocsárszegélyek és gyepok kezelése (legeltetés, égetés)

Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer évszázadokkal korábbi, heterogén tájszerkezetét a természetes zavarások (áradások, tűz, legelés) alakították ki (Aradi *et al.* 2003, Lengyel *et al.* 2007). A 16. századtól kezdődően,

az ember tájatalakító tevékenységének (mocsarak lecsapolása, gyepek feltörése) és a nem megfelelően alkalmazott mezőgazdasági kezelések (túl/alullegeltetés, égetés) hatására a terület természetes élőhelyei degradálódtak, homogenizálódtak, amely csökkentette a biológiai sokféleséget (Aradi *et al.* 2003, Kiss *et al.* 2001). A program kezdetén a mocsárszegélyek és a terület északnyugati részén fekvő gyepek szinte teljesen legeltetés nélkül maradtak és kb. 300 hektár gyepet legeltek libák, így összesen kb. 1400 hektáron zajlott legeltetés. A program célul tűzte ki a gyepek és mocsárszegélyek mozaikos jellegét visszaállító, a hagyományos tájhasználatnak megfelelő legeltetési rendszer helyreállítását és a mocsárszegélyek legeltetési, illetve égetési kezelését (Lengyel *et al.* 2007). A program eredményeképpen a mocsárszegélyek (kb. 300 ha) és az északnyugati terület gyepi (kb. 220 ha) legeltetettek és a korábban libalegelőként használt gyepeken juhlegeltetés zajlik. A kezelések növényzetre gyakorolt hatását az égetés esetében 2×2 méteres (30 db), a legeltetés során 1×1 méteres (126 db) kvadrátokban követtük nyomon.

A mocsárszegélyek (Fekete-rét, Csattag-lapos) szürkemarhákkal való legeltetése 2006-ban kezdődött, a Fekete-rét égetési kezelését pedig 2007-ben végeztük. A nyár végi égetés, illetve a szürkemarhák legelésének és taposásának (Csattag-lapos) hatására a mocsarak homogén nádasai felnyíltak, a növényzet mozaikosabbá, diverzebbé vált, megjelentek a nád (*Phragmites communis*) mellett egyéb mocsári növényfajok is (pl. *Bolboschoenus maritimus*, *Rumex palustris*, *Typha angustifolia*) és a nádas mellett más élőhelyek is (pl. nyílt vízesterületek, erősen taposott szikesedő foltok stb.).

A korábbi legeltetési rendszer megváltoztatásával a terület természetes ill. rekonstruált gyepi és mocsárszegélyeit kb. 600 szarvasmarha (magyar tarka és szürkemarha), míg a gyepeket még további kb. 2500 juh is legeli rendszeresen, összesen kb. 2000 hektáron, mely biztosítja a területek kontrollált és hatékony kezelését (0,49 számossal/ha legelési nyomás). A projekt-területen korábban két libatelep is működött. A libatartás komoly terhelést jelent a gyepekre, a libák taposása, legelési szokásai, és a talajba jutott foszformennyiség pedig a korábbi vegetáció teljes eltűnését is okozhatja (Török *et al.* 2008). A program keretében a libatelepek felszámolásra kerültek, a libák helyett juhlegeltetés zajlik a gyepeken, mely mérsékeltebb zavarást jelentve elősegítheti a degradált élőhelyek természetes regenerálódását.

Fás területek létesítése

A projekt-terület tájtörténeti elemzése során (Kiss *et al.* 2001, Lengyel *et al.* 2005) fény derült arra, hogy a területet egykor a jelenkorinál nagyobb arányban borították fás területek, és a folyószabályozások óta leginkább az övzátönyokon húzódó puha- és keményfás ligeterdők szorultak vissza (Lengyel *et al.* 2007). A program ezért célul tűzte ki fás területek kialakítását 80 hektáron. A tervezett erdőtelepítés a terület tájléptékű diverzitását, a bűvő- és majdani fészkelőhelyek számát volt hivatott gyarapítani, illetve elhelyezkedésükből adódóan pufferzónaként megakadályozni a vegyszerek bemosódását a szántókról a szikes mocsarakba.

A kijelölt területek makk- és magvetéssel, illetve csemeték ültetésével történő erdősítése 2006-ban történt. A következő évi szárazság, és a területen található, jelentős méretű vaddisznó-állomány makk-pusztítása azonban nagyon alacsony csírázási sikerességhez vezetett és az erdősítési tervet megghiúsította. Mivel az erdősítésre tervezett pénzügyi keret nem tette lehetővé a rekonstrukciós kezelések megismétlését, és a vaddisznók ellen a területek körbekerítését, ezért a költségkímélőbb és sikeresebb gyepesítést hajtottuk végre ezeken a területeken is, így 80 hektárral megnövelve az eredetileg gyepesítésre szánt terület nagyságát.

„Apróvad-földek” extenzív művelése

Számos kutatás kimutatta az extenzíven művelt szántóterületek hasznosságát a biológiai sokféleség megőrzésében (pl. Billeter *et al.* 2008, Di Giulio *et al.* 2001, Hole *et al.* 2005). Ezért mi sem terveztük a projekt-területen található összes szántó gyepesítését (Lengyel *et al.* 2007). 150 hektárnyi területen, keskeny (100 m széles) parcellákat kialakítva az intenzív használat helyett extenzíven művelt ún. „apróvad-földeket” hoztunk létre, melyek célja a táplálkozó terület biztosítása volt a vonuló vízimadár-tömegek számára ill. a kismélys-állományok megerősítése révén a táplálékbázis javítása a fészkelő és kóborló ragadozómadarak számára.

2005 óta ezeken a szántókon lucerna, őszi búza, köles, cirok, kukorica és borsó extenzív, vegyszermentes termesztése folyik. Az extenzív művelés az intenzíven művelt szántókhoz képest jelentősen növelte a kismélysök populációit. A kismélys közösségek felmérését lyukszámlálással, élvefogó csapdázással, bagolyköpet vizsgálattal, lábnyomok és egyéb életnyomok vizsgálatával és közvetlen megfigyeléssel végeztük, a madarakat pedig pontszámlálással detektáltuk 2007-ben. Összesen 13 kismélys fajt sikerült kimutatni a területekről, melyek közül a güzüegér (*Mus spicilegus*) és a mezei pocok (*Microtus arvalis*) volt a leggyakoribb. A

kisemlős fajok száma a vártak megfelelően alakult, a fogott fajokon kívül a sün (*Erinaceus concolor*), a keleti cickány (*Crocidura suaveolens*), a házi egér (*Mus musculus*), a kislábú erdeiegér (*Apodemus microps*) és a mogyorós pele (*Muscardinus avellanarius*) előfordulása valószínűsíthető a területen. A ragadozómadarak közül szintén számos faj látogatja táplálkozás céljából rendszeresen az „apróvad-földeket”, pl. a területen fészkelő kékvércse (*Falco vespertinus*), egerészölyv (*Buteo buteo*), barna rétihéja (*Circus aeruginosus*) és réti sas (*Haliaeetus albicilla*), valamint rendszeresen előfordult néhány ritkább madár is (pl. kerecsensólyom, *Falco cherrug*; kígyászölyv, *Circaetus gallicus*). 2008-ban az extenzíven művelt szántók közelében jelent meg és fészkelte Egyek-Pusztakócson hosszú idő óta először a túzok (*Otis tarda*), amely szintén az extenzív művelés pozitív hatását bizonyítja.

Összegzés

Az Egyek-Pusztakócsi mocsarak hosszútávú tájrehabilitációs programjának második ütemében tervezett beavatkozásokat, a fás területek létesítésének kivételével, sikerrel teljesítettük. A LIFE-Nature pályázat 2008-as befejezéséig a területen felére csökkent a szántók aránya (ebből 24% extenzív művelés alá került), és ezzel együtt a gyep aránya 46%-ról 70%-ra nőtt. A tervezett ökológiai folyosók és pufferzónák megvalósulásával létrejöttek az északi és déli területek közti átjárhatóságot biztosító térbeli kapcsolatok, illetve a mocsarak szennyeződését megakadályozó védőzónák. A legeltetési rendszer kiterjesztésével a természetes, és a projektben rekonstruált természetközeli gyep természetvédelmi szempontból megfelelő kezelését alapoztuk meg. Az égetés és a legeltetés kombinálása hatékony módszernek bizonyult a mocsarak homogén nádasainak felnyitására. A program tervezése és kivitelezése alatt zavartalan volt a kommunikáció az elméleti és a gyakorlati szakemberek közt, ezzel példát mutatva a két terület együttműködésének megvalósíthatóságára. A program egyik tanulsága, hogy az élőhelyrekonstrukciós és természetvédelmi kezelési programok különösen alkalmasak a kutatásban és a gyakorlati természetvédelemben érdekelt felek hatékony együttműködésére.

A területen elvégzett változtatások és a kezelési rendszer kialakítása oly módon valósult meg, hogy a pályázati időszak után is fennmaradjon az elért kedvező állapot. A gyepesített és legeltetett területek bérbeadásával a további legeltetés, illetve az évi egyszeri kaszálás is biztosítottá vált. Az extenzív szántók művelése is folytatódik a bérleti szerződésekben rögzített elvek és szabályok alapján.

Az elvégzett beavatkozások nyomán a projekt-területen nőtt a táji- és a faji szintű sokféleség, és csökkent a kedvezőtlen emberi behatás mértéke. Ezen hatások biztosítják a természetes regenerálódási folyamatok zavartalanságát, és megalapozzák a tájrehabilitációs program jövőbeli, harmadik ütemét. A tájrehabilitáció harmadik üteme az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszernek a nemzeti parki magterületektől való elszigeteltségét tervezi megszüntetni nagyléptékű ökológiai folyosók létrehozásával.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton fejezzük ki köszönetünket az Európai Bizottságnak a LIFE-Nature projekt (LIFE04NAT/HU/000119) anyagi támogatásáért, illetve a Debreceni Egyetemen és a Hortobágyi Nemzeti Parkban dolgozó kollégáknak a kutatás és a projekt kivitelezése során nyújtott segítségükért.

Irodalomjegyzék

- Aradi, Cs., Gőri, Sz. & Lengyel, S. (2003): Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer (Hortobágy). – In: Teplán, I. (szerk.). *A Tisza folyó és hidrológiai rendszere. II. Stratégiai tanulmányok a Magyar Tudományos Akadémián.* IV. program: A területfejlesztési tervezés tudományos alapozása, 4. alprogram: A Tisza folyó. Magyar Tudományos Akadémia Társadalomkutató Központ, Budapest, pp. 277–306.
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., De Blust, G., De Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., Hamersky, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Koolstra, B., Lausch, A., Le Coeur, D., Maelfait, J. P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann, A., Schermann, N., Schmidt, T., Schweiger, O., Smulders, M. J. M., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., van Wingerden, W. K. R. E., Zobel, M. & Edwards, P. J. (2008): Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. – *J. Appl. Ecol.* **45**: 142–150.
- Deák, B., Török, P., Kapocsi, I., Lontay, L., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2008): Szik- és löszgyep-rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti Park területén (Egyek-Pusztakócs). – *Tájökol. Lapok* **6**: 323–332.

- Di Giulio, M., Edwards, P. J. & Meister, E. (2001): Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. – *J. Appl. Ecol.* **38**: 310–319.
- Griffiths, R. A. (2004): Mismatches between conservation science and practice. – *TREE* **11**: 564–565.
- Hole, D. G., Perkins, A. J., Wilson, J. D., Alexander, I. H., Grice, P. V. & Evans, A. D. (2005): Does organic farming benefit biodiversity? – *Biol. Conserv.* **122**: 113–130.
- Holmes, J. & Clark, R. (2008): Enhancing the use of science in environmental policy-making and regulation. – *Environ. Sci. Policy* **11**: 702–711.
- Kiss, B., Góri, Sz. & Aradi, Cs. (2001): Az Egyek-Pusztakócsi mocsarak kialakulásának tájtörténeti elemzése és további rehabilitációjának megalapozása. – Kutatási jelentés, Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen.
- Lengyel, Sz., Aradi, Cs., Góri, Sz. & Kiss, B. (2005): Master plan for the long-term rehabilitation programme of the Egyek-Pusztakócs marsh system. – Kutatási jelentés, Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen.
- Lengyel, Sz., Góri, Sz., Lontay, L., Kiss, B., Sándor, I. & Aradi, Cs. (2007): Konzervációbiológia a gyakorlatban, természetvédelmi kezelés és tájrehabilitáció az Egyek-Pusztakócsi LIFE-Nature programban. – *Termvéd. Közl.* **13**: 127–139.
- Lengyel, Sz., Déri, E., Varga, Z., Horváth, R., Tóthmérész, B., Henry, P.-Y., Kobler, A., Kutnar, L., Babij, V., Seliškar, A., Christia, C., Papastergiadou, E., Gruber, B., Henle, K. (2008): Habitat monitoring in Europe: a description of current practices. – *Biodiv. Conserv.* **17**: 3327–3339.
- Pullin, A. S. & Knight, T. M. (2001): Effectiveness in conservation practice: pointers from medicine and public health. – *Conserv. Biol.* **15**: 50–54.
- Pullin, A. S. & Knight, T. M. (2003): Support for decision making in conservation practice: an evidence-based approach. – *J. Nat. Conserv.* **11**: 83–90.
- Solesbury, W. (2001): Evidence based policy: whence it came and where it's going. ESRC UK Centre for Evidence Based Policy and Practice: Working Paper 1, October 2001.
- Soulé, M. E. (1985): What is conservation biology? – *BioScience* **35**: 727–734.

- Sutherland, W. J., Pullin, A. S., Dolman, P. M. & Knight, T. M. (2004a): The need for evidence-based conservation. – *TREE* **19**: 305–308.
- Sutherland, W. J., Pullin, A. S., Dolman, P. M. & Knight, T. M. (2004b): Response to Griffiths. Mismatches between conservation science and practice. – *TREE* **11**: 565–566.
- Török, P., Matus, G., Papp, M. & Tóthmérész, B. (2008): Secondary succession of overgrazed Pannonian sandy grasslands. – *Preslia* **80**: 73–85.
- Vida, E., Török, P., Deák, B. & Tóthmérész, B. (2008): Gyepék létesítése mezőgazdasági művelés alól kivont területeken: a gyepesítés módszereinek áttekintése. – *Bot. Közl.* **95**: 115-125.

A cikkhez tartozó **Online Függelékek** a folyóirat honlapján találhatóak (<http://www.mbtktv.mtesz.hu/ofuggelek.html>).

Függelék 1: Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer kezelési térképe. A nyilak a kialakítandó ökológiai folyosókat jelzik.

Függelék 2: Egy éves gyep

Függelék 3: Két éves gyep

Függelék 4: Három éves gyep

Conservation strategies in the Hortobágy: results of the Egyek-Pusztakócs LIFE-Nature grassland restoration project

Eszter Déri¹, Szabolcs Lengyel², László Lontay³, Balázs Deák⁴, Péter Török², Tibor Magura⁴, Roland Horváth², Máté Kisfali¹, Gábor Ruff¹ and Béla Tóthmérész²

¹*University of Debrecen, Dept. of Evolutionary Zoology and Human Biology*

²*Dept. of Ecology, University of Debrecen*

^{1,2}*Egyetem tér 1. Debrecen, Hungary, 4032*

³*Directorate of Aggtelek National Park*

Tengerszem o. 1. Jósvafő, Hungary, 3758

⁴*Directorate of Hortobágy National Park*

Sumen u. 2. Debrecen, Hungary, 4024

Abstract: Conservation strategies usually appear in practice as large scale (national or regional) action plans. The Egyek-Pusztakócs LIFE-Nature rehabilitation project can serve as a good example of implementing conservation strategies at the landscape level. First we identified the most important threats to biodiversity in this area (fragmentation, degradation, homogenization, pollution), then aimed to reduce or eliminate their negative effects by planning and implementing several restoration or conservation management actions (grassland restoration, afforestation, grazing, controlled burning, mowing, extensive cultivation of lands for small mammals). Grassland restoration was conducted by low diversity seed mixtures on a total of 760 ha arable land and it resulted in two ecological corridors and several buffer zones to decrease the effects of fragmentation and pollution. A combined management of grazing and burning proved successful in opening up homogeneous reedbeds and increasing habitat diversity in marsh edges. Extensive cultivation of croplands resulted in a more diverse and more abundant assemblage of small mammals compared to intensively managed croplands, which favoured breeding and vagrant birds of prey and benefitted other bird species. Overall, the actions resulted in an increase of landscape-scale diversity and in a reduction of negative human impacts on the area.

Keywords: conservation management, extensive cultivation, grassland restoration, marshes, landscape-scale diversity

Kié a föld? – Intézményi elemzés a természetvédelem helyi irányításáról

Bodorkós Barbara és Cordula Mertens

*Szent István Egyetem, Környezet-és Tájgazdálkodási Intézet,
Környezetgazdaságtani Tanszék, Környezeti Társadalomkutatók Tanszéki
Csoport (ESSRG)
2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1., E-mail: bodorkos.barbara@essrg.hu*

Összefoglaló: Az intézményi közgazdaságtani megközelítés szerint a természetvédelem jobbra a helyi gazdaságba és társadalomba ágyazottan működik, amelyet a társadalmi cselekvések és a természetvédelem intézményei egymással dinamikus – térben és időben is változó – egymásra hatása jellemez. Elemzésünk emberek és intézmények dinamikus kölcsönhatását, s az azok során formálódó kimeneteket vizsgálja a Borsodi Mezőség területén. A kutatás során az ún. intézményi elemzés és fejlesztés (IAD) elméleti keretében értelmeztük a helyi természetvédelem és a helyi gazdálkodók egymásra hatásával keletkező problématerületeket, helyi, regionális, országos, nemzetközi, valamint globális szinteken is összefonódó érték- és érdekkonfliktusokat. Megállapítható, hogy egymásra halmozódó problémák, az átláthatatlan kárpótlási folyamat, a gazdasági rendszerváltozással megjelenő piaci mechanizmusok, a különféle agrár-környezetgazdálkodási programcsomagok megjelenése, a nemzeti park igazgatóságok „bevétel kényszere”, a részben a természetvédelmi törvény végrehajtásából származó tisztázatlan tulajdonjogviszonyok, valamint a politikai és személyes érdekek megjelenése – együttesen vezettek a helyi gazdák, valamint a Bükk Nemzeti Park Igazgatóság közötti konfliktusokhoz. Ezek kezelésének egyik módja lehet a társadalmi részvétel erősítése a helyi természetvédelem irányításában, vagyis a helyi lakosság, – többek között a helyi gazdálkodók – érdemibb bevonása a helyi természetvédelem döntéshozatali folyamataiba.

Kulcsszavak: Borsodi Mezőség, intézményi közgazdaságtan, konfliktus, nemzeti park igazgatóság, társadalmi részvétel.

Bevezetés

Ebben a tanulmányban egy magyarországi nemzeti park irányítását vizsgáljuk intézményi közgazdaságtani szempontból, különös hangsúlyt fektetve

tetve a két főszereplő, a nemzeti park igazgatóság és a helyi gazdák közötti kapcsolatokra. Értekezésünk kiindulópontja, hogy a természetvédelem jelenlegi állapota történeti folyamat eredménye, emberek és intézmények egymásra hatásának eredménye, és nem a dolgok természetes rendjén alapul (Vatn 2005). E megközelítés alap gondolata, hogy az egyének és intézményeik kölcsönös kapcsolatai alkotják a természetvédelem társadalmi kereteit: az intézményeket az egyén hozza létre és változtatja meg. Ugyanakkor az egyén viselkedésének logikáját befolyásolja az intézményi struktúra. A társadalomtudományok intézmény fogalma – a hétköznapiakban megszokott szóhasználatától eltérően – emberek egy csoportja által elfogadott „játékszabályokra” vonatkozik. Az intézményeket három típusra oszthatjuk: (1) megszokások, (2) normák és (3) formális szabályok. A megszokások olyan szabályok, amelyek az idők folyamán alakultak ki és segítik a mindennapi tevékenységek működését (pl. a nyelvek). A normák bizonyos értékeket foglalnak magukba: megmutatják számunkra, hogy erkölcsi szempontból mi a helyes cselekedet. Formális szabályok például a nemzeti jogszabályok, Európai Unió irányelvek vagy a nemzetközi egyezmények. Az intézmények felhatalmazó jellegűek: jogok, kötelezettségek, privilégiumok és engedélyek kapcsolódnak hozzájuk (Vatn 2005). A legtöbb esetben az intézmények nem fizikai vagy nyílt hatalmi úton fejtik ki hatásukat, hanem a társadalmi rendszer bizonyos mechanizmusai közvetítenek intézményi hatásokat. A közpolitika, így például a természetvédelmi politika, szándéka az, hogy irányítsa, s bizonyos esetekben meg is változtassa a különféle intézményeket.

Az itt bemutatott esettanulmány a fő intézményi struktúrákat és a jelentősebb szereplők közötti kapcsolatokat, valamint a természetvédelem helyi szintű társadalmi következményeit vizsgálja. Elemzésünk főszereplői a helyi kis- és közepes gazdálkodók, akik a természeti erőforrások egyik meghatározó felhasználói csoportját jelentik.

A természetvédelem és a társadalmi részvétel

A védett területek ideális esetben a társadalmi jólétet (Cardiff University 2002), valamint a környezeti és társadalmi fenntarthatóságot (Carrus & Bonnes 2002) szolgálják. Valójában a természetvédelem területén számos, a rövid- és hosszú távú működést ellehetetlenítő konfliktust találunk, amelyeket sokszor maguk a természetvédelmi intézkedések hoztak létre. A konfliktusok gyakori oka, hogy az intézkedések figyelmen kívül hagy-

ják a természetvédelem társadalmi, gazdasági és politikai kihívást jelentő feladatait (Stoll-Kleemann 2001). Ilyen társadalmi, gazdasági és politikai kihívást jelentő feladat többek között a védett területeken élő lakosság megélhetési lehetőségeinek fenntartása, a természetvédelem nemzeti és helyi szintű intézményei és a helyi lakosok között fennálló egyenlőtlen hatalmi viszonyok kezelése, valamint a védett területekhez, mint fontos közösségi terekhez való hozzáférés biztosítása.

Az utóbbi időben három társadalomtudományos megközelítés is bővítette a természetvédelmi kutatások szemléletét: (1) a rendszerszemlélet, (2) az ember ökoszisztémákra gyakorolt hatása, valamint (3) a részvételi alapú megközelítés (Berkes 2003). E megközelítések közös vonása, hogy a társadalom és a természeti környezet közötti dinamikus kapcsolatot hangsúlyozzák (Fischer-Kowalski & Weisz 1999), az "ökológiai-társadalmi rendszer" fogalmával írják le az ember természetbe való beágyazottságát (Ostrom 2007, Berkes 2003), és az ökológiai és társadalmi rendszerek közötti történeti kapcsolatot teszik meg vizsgálatuk tárgyává (Norgaard 1994, Proops 1989). A részvételi alapú megközelítéshez használt érvek szerint pedig mindazoknak, akik a természeti erőforrásokból élnek, közvetlen irányítással kellene rendelkezniük a helyi erőforrások kezelése felett (Davis & Wagner 2003).

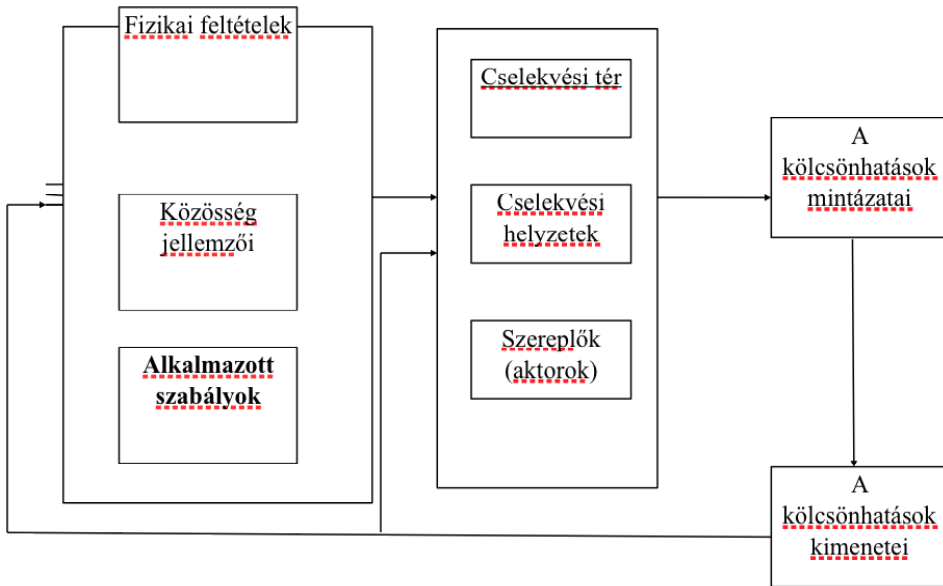
A biodiverzitás ügyének irányítását az Európai Unióban domináns megközelítés szerint az ún. többszintű kormányzás (multi-level governance) (Fairbrass & Jordan 2001, Hooghe & Marks 2001) folyamatai jellemzik, amelyben sokféle helyi, regionális, nemzeti és európai, nemzetközi szereplő érdekei és nem-hierarchikus kapcsolatai hatnak kölcsönösen egymásra. A többszintű kormányzás legfőbb célja a szakpolitikák hatékonyságának növelése, állampolgárokhoz közelebb hozása. Egy efféle többközpontú rendszerben a természetvédelmi politikát a döntéshozatal monopóliumának kiszűrése, a helyi, regionális, nemzeti és európai, nemzetközi szereplők közötti felelősségmegosztás elve vezérli. Stoll-Kleemann (2001) szerint a helyi lakosok természetvédelem intézményeivel, a védett területek kijelölésének és a természeti erőforrások kezelésének folyamatával szembeni ellenállása gyakran azon alapul, hogy az intézkedések korántsem fordítanak megfelelő figyelmet a helyi területhasználók érzékenységére és tudására. E bizalmatlan viszonyulás kölcsönös és főként a közép- és kelet-európai országokban figyelhető meg, hogy a helyi lakosok nem bíznak a nemzeti park igazgatóságokban; csak a nemzeti parkok általuk személyesen is ismert, elfogadott munkatársaival szemben tanúsítanak bizalmat (Klůvanková-Oravská & Chobotová 2006). Sok esetben éppenséggel a táj, amely utóbb

védelemre érdemes területté vált, az ott élők hagyományos gazdálkodási szokásai eredményeképpen alakult ki. Az ezirányú kutatások szerint a védett területeken élő emberek valóban képesek arra, hogy megértsék a természetvédelmi intézkedések jelentőségét, valamint a mezőgazdaság és a természet kapcsolatrendszerének összefüggéseit is, sőt, új társadalmi szabályokat, normákat és intézményeket is kialakítanak a természetvédelem céljainak érdekében (Pretty & Smith 2004). Sokszor meglepően nagy az egyetértés a laikusnak tűnő, helyi ökológiai tudás és a természetvédelem szakértői álláspont között, tipikusan ilyen a természet állapotváltozásainak megítélése vagy a fenntartható természeti erőforrás-használat módja. Előbbire konkrét példát szolgáltatnak egy adott faj nem megszokott mértékű példányszámának, területi eloszlásának, méretének vagy akár erőnléti állapotának megfigyelésére vonatkozó, a tudományossal teljesen összhangban álló „laikus” megfigyelések (Moller *et al.* 2004), utóbbira pedig az őrségi és vendvidéki kisparaszti száraló erdőgazdálkodás (Pataki *et al.* 2005) gyakorlata.

A többszintű kormányzás elve szerint minden szereplő egyedi, eltérő meglátásokkal rendelkezik a területet érintő problémákkal és azok lehetséges megoldásaival kapcsolatban (Stoll-Kleemann 2004), a természetvédelem sikere szempontjából ezért alapvető a természetvédelmi szakemberek és a védett területeken élők, gazdálkodók összefogása, közös véleményformálása és cselekvése.

Intézményi elemzés

Az intézmények vizsgálatának egyik legelterjedtebb elméleti kerete az ún. intézményi elemzés és fejlesztés (Institutional Analysis and Development, IAD) (Ostrom 2006). Az IAD alapján a vizsgálat első lépése az úgynevezett „cselekvési tér” meghatározása, amely a szereplőkből és cselekvési helyzetből, vagyis a szereplők közötti kölcsönhatásokból tevődik össze. A cselekvési tér mint társas közeg biztosítja, hogy az egyes szereplők kapcsolatba lépjenek egymással. A cselekvési teret a következő tényezők formálják: a fizikai feltételek, vagyis az adott terület fizikai adottságai, a helyi közösség jellemzői és a helyi közösségben alkalmazott formális vagy éppen informális szabályok. A cselekvési tér jellemzése után megvizsgálhatjuk a kölcsönhatások sémáit és az általuk létrehozott eredményeket. A cselekvési térben kialakult kapcsolatok eredményei azután ismét megváltoztathatják a cselekvési teret és annak jellemzőit (ld. 1. ábra).



1. ábra: Intézményi elemzés és fejlesztés (Ostrom, 2006 alapján).

Esettanulmányunkban a nemzeti park igazgatóság és a helyi kis- és közepes gazdák közötti kapcsolatokra összpontosítunk, az egyéb részt vevő csoportok által képviselt érdekeket csak érintjük. Elemzésünk többéves, vidékfejlesztési témájú kutatásunkra épít, amelynek fő elemei a helyi lakosokkal készített mély-interjúk, gazdálkodói kérdőíves felmérés, helyi lakosokkal tett terepbejárások, dokumentumelemzés, jogszabályi elemzések, települési és kistérségi fórumok, valamint műhelybeszélgetések voltak (Bodorkós *et al.* 2008, Bodorkós & Pataki 2008, Balázs *et al.*, 2007). Vizsgálatunk részben egyoldalúan, elsősorban a gazdák szemszögéből láttatja a konfliktusokat. Ennek legfőbb oka, hogy terepi jelentléteink során a BNPI munkatársai nem tudtak rendelkezésre állni, másrészt pedig az, hogy vizsgálódásaink során elsősorban az eddig kevésbé hallható hangoknak szerettünk volna teret adni. Az 1. ábrán látható intézményi elemzés alapján először bemutatjuk az esettanulmány helyszínét és az ott tapasztaltakat, az alfejezetekben pedig az 1. ábra megfelelő részeinek vizsgálatát adjuk közre.

Környezeti és társadalmi jellemzők:

a Borsodi Mezőség és a Mezőcsáti Kistérség

Ebben az alfejezetben az 1. ábra bal oldalán szereplő fizikai feltételeket, valamint a közösség jellemzőit együtt vizsgáljuk.

A Mezőcsáti Kistérség meghatározó szervező tényezője az 1989-ben kialakított Borsodi Mezőség Tájvédelmi Körzet (BMTK); a kistérség területének mintegy fele a tájvédelmi körzetet kezelő Bükk Nemzeti Park

Igazgatóság (BNPI) oltalma alatt áll. A vizes élőhelyekben gazdag terület növény- és állatvilágában, valamint az évszázadok során kialakult és működtetett úgynevezett ártéri gazdálkodásában drasztikus változásokat eredményezett a múlt század 30-as, majd a 70-es éveiben lezajlott vízrendezés, a Tisza-tó kialakításához kapcsolódó csatornaépítések. A kistérség több évtizede gazdasági recesszióban van.

A Borsodi Mezőségben az 1990-es évek elején kezdődött el egy komplex, a táj teljes rehabilitációján alapuló vidékfejlesztési folyamat egy helyi térségfejlesztési szövetségre (CÖTKÉNY) alapozva, amellyel a BNPI szorosan együttműködött. Ennek köszönhetően a vizes területek használati lehetőségei bővültek (állattartás, halászat, turizmus) és nemzetközi jelentőségű védett madárfajok tértek vissza a területre. A kistérség több településének vezetői és lakosai a 90-es évek végén jelentős mértékben segítették elő, hogy az állam – a hosszadalmas és költséges földkisajátítás helyett – méltányos áron tudta felvásárolni a magánszemélyek tulajdonába került, több ezer hektár mértéket kitevő védett területeket. Ezt a helyiek abban a meggyőződésükben tették, hogy az erre akkor képtelen helyiek számára a BNPI majd stabilizálja a földtulajdoni viszonyokat, és nem kerül spekulánsok kezére a föld (Sárvári, 2007, Sárvári, 2008). Ez a segítség alapozta meg a Borsodi Mezőség Tájvédelmi Körzetben később elért jelentős természetvédelmi eredményeket. Ugyanakkor a kisajátításokat követően a helyi gazdák egyre nehezebben tudtak a nemzeti park igazgatóság vagyongazdálkodásában lévő területekhez hozzáférni, és azokat bérelni.

Alkalmazott szabályok

A következő alfejezet az intézményi elemzésben úgynevezett alkalmazott szabályoknak nevezett intézményeket vizsgálja. Elemzésünket a Magyarországon 1989 után bekövetkezett főbb intézményi változásokra, valamint a hazai természetvédelem irányításának bemutatására összpontosítjuk, hiszen ezeken keresztül tudjuk a legjobban megérteni a hazai és helyi szintű természetvédelem intézményi közegét.

Főbb intézményi változások Magyarországon 1989 után

Magyarországon a politikai és gazdasági rendszerváltozás során összetett privatizációs folyamat vette kezdetét, amelynek központi elemeivé a földaukciók, illetve a szövetkezetek felosztása váltak. Azok a nagy területek, amelyeket visszaadtak a tulajdonosoknak, jórészt osztatlan közös tulajdon-

nak számítanak; ez pedig nehézségeket okozott a földek újbóli eladása és megművelése szempontjából (egyik tulajdonosnak sincs érvényes földhasználati joga). Rengeteg jogos területvisszaigénylés érkezett nemcsak olyan emberektől, akik nem voltak szövetkezeti tagok, hanem távoli városok lakosaitól is. A kárpótlási folyamat során kielégített emberek jó részét nem érdekelte a gazdálkodás, és lényegében bárkinek bérbeadták a földjüket, aki megművelte (Swain 1993). Elkerülhetetlenné vált a helyiek és a kívülállók érdekeinek ütközése. Az alultájékoztató és átmenetileg szociális kohézió nélkül maradt helyi lakosok sok esetben nem tudtak megfelelő lépéseket tenni érdekeik védelmében. A földaukciók egyik legfőbb eredménye az lett, hogy a földek és birtokok koncentrációja, valamint a földek elaprózottsága egymás mellett jelenik meg, illetve az is, hogy a területek tulajdonjoga és használati joga sajátos módon elkülönül.

Természetvédelmi irányítás Magyarországon

A védett területek létét széleskörű intézményi háttér támogatja, amelynek célja, hogy szabályozza a természetvédelmi intézkedések és a gazdasági fejlődés közötti potenciális konfliktusokat (Vatn 2005). Az egyes hazai nemzeti parkok esetében eltérően alakul, hogy a nemzeti park igazgatóság működési területén lévő összes védett területnek mekkora része tartozik az igazgatóság közvetlen vagyongazdálkodásába, illetve a vagyongazdálkodás körébe tartozó földek mekkora hányadát adták bérbe mezőgazdasági használatra vagy tartották meg speciális természetvédelmi célokra. A nemzeti park igazgatóságok számára törvény írja elő az egykori termelőszövetkezetek egyes védett és védelemre tervezett természeti területnek minősülő földjeinek állami tulajdonba vételét adásvétel vagy kisajátítás útján. A nemzeti park igazgatóságok vagyongazdálkodásában lévő földek haszonbérbe adását megelőzően a leendő haszonbérlet írásos bérleti ajánlatát a polgármesteri hivatalok hirdetőtábláján 15 napig nyilvánosan közzé kell tenni; a pályázók meghívására vonatkozóan pedig külön minisztériumi utasítás¹ van érvényben. A minisztérium (KvVM) által a nemzeti park igazgatóságok számára kitűzött egyik ilyen fontos előírás a földek haszonbérletéről szóló döntést illetően az, hogy a helyi lakosokat kell kedvezőbb elbírálásban részesíteni. A Földtörvény részben ellentmondva ennek az aktuális bérletkérők elsőbbségi jogát védelmezi: ebben az esetben a nemzeti park igazgatóságok nem kö-

¹9/2006. (K. V. Ért. 4.) KvVM utasítása

telezhetőek a nyilvános közzétételre, és el kell fogadniuk az aktuális bérlő ajánlatát. A gazdálkodókkal kötött haszonbérleti szerződés maximális időtartama az idevonatkozó minisztériumi utasítás értelmében 10 év lehet.

2005-ben a nemzeti parki tanácsadó testület (nemzeti parki tanács) létrehozásával a helyi lakosoknak lehetősége nyílt a nemzeti park igazgatóság irányításában való fokozottabb részvételre. Az idevonatkozó kormányrendelet értelmében minden magyarországi nemzeti park tanács magában foglalhatja a tudományos közösség, a szakmai szervezetek, az oktatás és a képzés képviselőit.

A kölcsönhatások mintázatai

A nemzeti parki igazgatóság földvásárlási tevékenységeinek alapját törvény által meghatározott jogok, az egykori termelőszövetkezetek felosztását és átalakítását érintő széleskörű bizonytalanság és a különböző, többnyire Európai Unió finanszírozású projektek (például LIFE projekt) adták. A 2002-ben bevezetett agrár-környezetgazdálkodási kifizetések (Borsodi Mezőség Érzékeny Természeti Terület, ÉTT) erőteljesebb pozícióba helyezték a nemzeti park igazgatóságokat. Ezt a helyzetet az egyik, független paraszti identitását hangsúlyozó gazdálkodó így jellemezte: „*Legyek a természetvédelem rabszolgája?*” Mindezek mellett a helyi gazdák elismerik a BNPI az ÉTT működtetésére irányuló erőfeszítéseit. Itt kell megemlítenünk azt is, hogy a Borsodi Mezőség ÉTT láthatólag azért lett sikerterület a jelentkezések számát illetően, mert a CÖTKÉNY Szövetség és a BMTK vezetése igen sok erőfeszítést tett a gazdák környezettudatosságának növelésére.

A BNPI a vagyonkezelésében lévő BMTK területek nyolcvanöt százalékát helyi gazdálkodóknak adja bérbe. A magas arány oka részben a természet védelméről szóló törvény által lehetővé tett bevételre való törekvés, részben pedig az, hogy a BNPI jelenleg nem rendelkezik megfelelő eszközökkel és tőkével ahhoz, hogy kezelje magát a területet. Az agrár-környezetgazdálkodási kifizetések megjelenése sok szempontból kedvezően befolyásolta a helyi gazdálkodók életét, hiszen azonnal felértékelődött a földek forgalmi ára, és a gazdaságok bevételeinek átlagban akár felét is kitevő támogatásoknak köszönhetően életképes családi gazdaságok kezdtek kialakulni. Az ÉTT program lett az egyik fontos oka a bérletekre történő túljelentkezésnek; lényegében ez teszi jövedelmezővé a gazdálkodást. A bérleti díjakat a BNPI az ÉTT bevezetése után többszörösére emelte, a szerződések időtartamát pedig 5 évben maximálta. A gazdák szerint azonban az öt év vonatkozásában az állattartásra nem lehet alapozni. Az ÉTT támogatásokat a nemzeti park igazgatóság a saját kezelésében lévő területeken

igénybe veheti, így a támogatások terén a helyi parasztcsaládok „*konkurenciájává*” vált. Egy másik fontos probléma a haszonbérleti jogok felosztása a bérlők között: a földek jelentős hányadát külföldieknek vagy távolabbi magyar városokban élő embereknek adta bérbe a BNPI, akik maguk nem foglalkoznak földműveléssel. Többnyire az jellemzi még őket, hogy befektetési célból, leginkább a különféle támogatások felvétele céljából bérelnek területeket.

A cselekvési tér és a kölcsönhatások kimenetei

Az akcióteret és az ott történt kölcsönhatások kimeneteit együtt mutatjuk be, hiszen esetünkben a két tényező igen nehezen szétválasztható.

A cselekvési térben zajló kölcsönhatások legfontosabb eredményei a következők:

- korlátozott hozzáférés a természeti erőforrásokhoz, legfőképpen a tartós-bérletbe adott területekhez, ártéri területekhez;
- a helyi lakosok kizárása a természeti erőforrások kezeléséből: a helyi társadalom kis mértékű bevonása a döntéshozatalba; valamint
- a természetvédelemre gyakorolt kedvezőtlen hatások: pl. az invazív fajok erőteljesebb megjelenése.

A zavaros, gyakran nem átlátható és bizonytalan kárpótlási folyamat azt jelentette a gyakorlatban, hogy a területek és a termelőeszközök átruházása révén váratlan, sokszor nemkívánatos intézményi változások következtek be, amelyek végül szűkítették a helyi lakosok, különösen a helyi gazdálkodók lehetőségeit. A nemzeti parki igazgatóságok megnövekedett szerepének, az egymásnak ellentmondó földtörvény és a természet védelméről szóló törvény kedvezőtlen hatásainak, valamint az agrár-környezetgazdálkodási támogatások által ösztönzött földspekulációknak, valamint a földbérleti jogok egyenlőtlen elosztásának köszönhetően a helyi lakosok gazdálkodási lehetőségei beszűkültek.

A fent elemzett intézmények és kölcsönhatásaik hatással voltak az ökológiai alkalmazkodóképességre is: egyes helyeken a rendszer fizikai jellemzői a kedvezőtlen állapot irányába mozdulnak el. Például a tisztázatlan tulajdonosi és kezelői struktúra, valamint az érintett vízügyi igazgatóságok és az ártéri területek természetvédelmének egymással ellentétes érdekei mind hozzájárulnak az invazív fajok (például gyalogakác) fokozottabb elterjedéséhez (Bíró 2003). A nemzeti park igazgatóságok és a vízügyi hatóságok feladatainak tisztázatlan elosztása mellett a helyi lakosok csekély mértékű részvétele a természeti erőforrások kezelésében is kedvezőtlen ha-

tással van az ártéri területek ökológiai fenntarthatóságára (azaz például a gyalogakác-problémára).

Társadalmi hatások (visszacsatolás)

Ahogy a helyi gazdák észrevették, hogy lassan kiszorulnak a szülőföldjükről, és elveszítik az egykori családi földeket, a legfőbb gondjuk az lett, hogy a helyi földeket helyi kezekben tartsák². A Borsodi Mezőség Gazdakör Egyesület, amely mintegy 80 tagot számlál, tárgyalásokat kezdeményezett a Bükk Nemzeti Park Igazgatósággal, és igyekszik ezt a kérdést állandó napirendi pontjává tenni. Nyomást gyakorolnak a BNPI-re, hogy biztosítson nekik informális jogokat a nemzeti park igazgatóság által hozott területelosztási döntések megvétózására. Arra is törekednek, hogy a földek hasznóbérletére vonatkozó hirdetések a korábbinál nagyobb nyilvánosságot kapjanak, és több idő legyen az ajánlatok benyújtására. Ezzel egyidőben a gazdakör informális riadóláncot hozott létre, amelynek segítségével a gazdák riasztani tudják egymást, ha egy közeli területet eladásra vagy bérbeadásra jelöltek ki. A gazdakör egy időben azt is szorgalmazta, hogy az önkormányzatok és a kistérségi társulás fogadják el egy úgynevezett „kistérségi alkotmány”³ tervezetét, amelytől azt várnák, hogy jobban működik majd, mint a hasonló tartalmú formális szabályok. Ilyen módon a „helyi földek helyi kézben” formájában megfogalmazott íratlan helyi norma még arra vár, hogy a helyi fejlesztési döntések során is alapelveként szolgáljon.

Saját csoportjukon kívül a gazdák korábban inkább passzívak voltak az együttműködést illetően. Az utóbbi időben azonban kistérségi szinten egyre erősödik a helyi gazdák és az önkormányzatok közötti együttműködés a nemzeti park igazgatóság megnövekedett szerepének ellensúlyozására. A helyi gazdák rábírták a probléma által leginkább érintett önkormányzatokat, így többek között Tiszadorogma település önkormányzatát és a Mezőcsát Kistérség Többcélú Fejlesztési Társulását arra, hogy gyakoroljanak nyomást a nemzeti park igazgatóságára, és védjék meg a helyi gazdálkodók érdekeit.

Értékelés

A változó és újonnan megjelenő intézményeknek, és azoknak előre ki nem számítható, szerteágazó kölcsönhatásainak köszönhetően a BNPI tagadhatatlanul relatíve erős hatalmi pozícióba került a BMTK területén:

^{2,3}Forrás: mélyinterjúk, helyi workshopok és közösségi fórumok

1. A kárpótlási és privatizációs folyamathoz kialakított szabályozások lehetővé tették a nemzeti park igazgatóságok számára, hogy könnyen szert tegyenek a kezelési jogokra.
2. A természet védelméről szóló törvény kimondta a nemzeti park igazgatóságok pénzügyi autonómiájának szükségessé tételeit.
3. Az EU-s támogatások részleges anyagi támogatást nyújtanak a védett területek számára. Ezek azonban csak részben szolgálják a segítségre szoruló helyi gazdák javát, sőt bizonyos esetekben még több spekulációnak és társadalmi igazságtalanságnak engednek teret.

A nemzeti park igazgatóság markáns pozíciója azonban nem csupán a formális intézményeknek (jogszabályoknak) tulajdonítható, hanem olyan normák és más informális intézményi elemek is erősítik azt, mint a politikai és személyes érdekek. A rengeteg új szabályozás által okozott, meglehetősen kaotikus helyzet lehetővé tette más egyedülálló szereplők – többek között politikusok vagy külföldi/távoli gazdák – számára, hogy a nemzeti park igazgatóság révén érvényre juttassák saját érdekeiket.

Az aktuális intézményi környezet által okozott vagy éppen fokozott társadalmi igazságtalanság azzal a kedvező fejleménnyel is járt, hogy a gazdálkodók megtanultak szorosabban együttműködni; erősödött a társadalmi tőke (Bodorkós & Kelemen 2007).

Esettanulmányunk példát szolgáltat arra is, hogy ha egyszer létrejött egy új intézményi környezet, a létrehozását alátámasztó érvek és indokok könnyen feledésbe merülnek, amint más intézmények tűnnek fel és válnak erőteljesebbé az intézmények előre ki nem számítható és bonyolult kölcsönhatásai által. A BNPI jogilag megalapozott módon azzal az eredeti szándékkal vásárolta fel az egykori szövetkezetek és a helyi lakosok földjeit, hogy később visszaadja azokat bérbe a helyi lakosoknak. Az elmúlt évek során azonban a földek haszonbérleti jogát számos esetben inkább külföldi befektetők, politikusok és nem helyi befektetők kapták meg.

A gazdák többsége látja a természetvédelmi problémákat, mint például az invazív fajok terjedését, vagy akár a kialakult vízhiányt, habár többnyire a hivatalos természetvédelmi szereplőktől eltérő véleményük van a természetvédelem optimális útjairól. Azt is meg kell jegyeznünk, hogy számos helyi természeti értéket nem, vagy csak töredékesen ismernek a helyi gazdák; és megőrzésükre számos esetben nem fordítanak elegendő figyelmet. Bár a BMTK mint védett terület jórészt a korábbi gazdálkodási módoknak köszönhetően maradt fenn, ha e gazdálkodási formákat a gazdák végül nem folytatják (például felhagynak az extenzív állattenyésztéssel), akkor az eddig megőrzött növények is eltűnnek. Mivel a gazdák a tájban élnek,

fokozottan érdekeltek annak védelmében, hosszú távú megőrzésében és a fenntartható tájgazdálkodásban. Fontos lenne a korábbiaknál érdemibb módon bevonni a gazdákat a védett terület kezelésébe, különös tekintettel a vizes területek rehabilitációjára vagy akár a Natura 2000 területek fenntartására, hogy biztosítható legyen a természetvédelmi intézkedések hosszú távú fenntarthatósága, társadalmi legitimitása. Annál is inkább, mivel a helyi gazdák szorosan kötődnek területükhöz, valamint értékes tudással rendelkeznek a helyi természetet illetően (például egyes fajok előfordulási helye és gyakorisága, állapotromlások stb.), amely szintén segítheti a természetvédelmi célok megvalósulását (Mihók *et al.* 2006).

A nemzeti parki tanácsadó testületére vonatkozóan a jogszabály a helyi gazdákat nem említi a javasolt tagok között. A tanácsadó testületeket azért hozták létre, hogy növeljék a nemzeti park igazgatóságok nyilvános elfogadottságát. E testületek működésére vonatkozóan egyelőre nem indultak vizsgálatok, a terepi tapasztalatok alapján pedig munkájuk hatása egyelőre nem érzékelhető, bár előremutató eszközei lehetnének a társadalmi részvétel erősítésének a természetvédelemben.

Köszönetnyilvánítás

A cikkben foglaltak egy 6 éve zajló kutatás eredményeire támaszkodnak, amelyben 6 egyetem kutatói vettek részt. A cikk szerzői ezúton szeretnének köszönetet mondani Pataki Györgynek a kutatás megvalósításában, valamint a cikk elkészítésében nyújtott segítségéért és útmutató tanácsaiért. Köszönettel tartozunk az ESSRG kutatócsoport minden tagjának a kutatás megvalósításában nyújtott segítségükért és ötleteikért: Balázs Bálint, Bela Györgyi, Kelemen Eszter, Kohlheb Norbert, Mérő Ágnes, Pataki György. Külön köszönet illeti Balázs Bálintot a kézirat szövegének javításáért. Ugyancsak köszönjük Kovács Eszternek a cikkhez fűzött értékes megjegyzéseit. A cikk nem készülhetett volna el a THEMES “Institutional Analysis of Sustainability Problems” című kurzus tanárainak és diákjainak segítségével nélkül. A terepi kutatásban nyújtott pénzügyi és szakmai támogatásért köszönettel tartozunk a Sonnenwiese Alapítványnak és munkatársának, Andreas Bosshardnak, valamint az Európai Unió 03/H/000 LIFE projektjének. Végül, de nem utolsósorban köszönetet mondunk a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság munkánkat segítő munkatársainak, valamint a Borsodi Mezőségben élő lakosoknak, gazdálkodóknak, akiktől rengeteget tanultunk, és akiknek türelmét, segítségét, valamint az általuk rendelke-

zésre bocsátott dokumentumokat nagyon köszönjük. Minden fennmaradó hibáért és hiányosságért természetesen a két szerző a felelős.

Irodalomjegyzék

- Balázs, B., Bodorkós, B., Bela, Gy., Podmaniczky, L. & Balázs, K.: Multifunctional Farming and Survival Strategies in the Borsodi Floodplain. In: Annette Piorr - Klaus Müller (Eds.): *Rural Landscapes and Agricultural Policies in Europe*, 2008 Springer, ISBN 978-3-540-79469-1
- Berkes, F. (2003): Rethinking Community-Based Conservation. – *Conservation Biology* **18**: 621–630.
- Bela, Gy. & Belényesi, M. (szerk.) (2004): *Integrated (multi-level inundation) water management system solving flood-protection, nature conservation and rural employment challenges*. LIFE-PROJECT (03/H/000 291) jelentés, SZIE KTI, Gödöllő
- Bíró, M. (2003): *A Tiszavalk és Ároktő közötti Tisza-hullámtér botanikai felmérése és értékelése*. Kézirat. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- Bodorkós, B., Balázs, B., Bela, Gy. & Pataki, Gy. (2008): Community-based sustainability planning and rural development in the South-Borsod region, Hungary. – *Anthropology of East Europe Review*, **26(2)**: 7–18.
- Bodorkós, B. & Kelemen, E. (2007): „Közös lónak túros a háta?” A társadalmi tőke és a részvételi akciókutatás szerepe a Mezőcsáti Kistérség gazdálkodóinak együttműködésében. URL: http://kony.uni-corvinus.hu/phd/1_kg_program.php, előadás az I. Országos Környezetgazdaságtani Ph.D. Konferencián, 2007. november 27. Budapest
- Bodorkós, B. & Pataki, Gy. (2009): Local Communities Empowered to Plan? Applying PAR to Establish Democratic Communicative Spaces for Sustainable Rural Development. – *Action Research*. **7**: 313–334..
- Cardiff University (2002): *Speaking a common language –A progress review, with recommendations on the IUCN system of protected area management categories*. Information sheet number 3, URL: www.cardiff.ac.uk/cplan/sacl, letöltés dátuma: 2007. július 25.
- Carrus, G. & Bonnes, M. (2002): Biodiversity, commons dilemmas and local conflicts in natural protected areas. Paper presented at the workshop “Options for Local Biodiversity Management in Protected Areas: the case of Bulgaria”, Vitosha National Park, 7–10 February 2002, The Macaulay Institute, Aberdeen, Scotland.

- Davis, A. & Wagner, R. J. (2003): Who knows? On the Importance of Identifying "Experts" When Researching Local Knowledge – *Human Ecology* **31**: 463–488.
- Fairbrass, J. & Jordan, A. (2001): Protecting biodiversity in the European Union: national barriers and European opportunities? – *Journal of European Public Policy* **8** (4): 499–518.
- Fischer-Kowalski, M. & Weisz, H. (1999): Society as a hybrid between material and symbolic realms – Towards a theoretical framework of society-nature interaction. – *Advances in Human Ecology* **8**: 215–251.
- Hooghe, L., Marks, G. (2001): *Multi-Level Governance in the European Union*. In *Multi-Level Governance in the European Integration* by L. Hooghe and G. Marks, Rowman & Littlefield Publishers, Inc., Lanham, Maryland: pp 1–32.
- Klúvánkóvá-Oravská, T. & Chobotová, V. (2006): Shifting governance in Slovenský Raj National Park. Institutional Changes in Agriculture and Natural Resources (ICAR) Discussion Paper 15/2006.
- Mihók, B., Erős-Honti, Zs., Gálhidy, L., Bela, Gy., Illyés, E., Tinya, F., Erős-Honti, J., Molnár, Á. & Szabó, R. (2006): A Borsodi-ártér természeti állapota a helyben élők és az ökológus szemével – interdiszciplináris kutatás a hagyományos ökológiai tudásról. – *Természetvédelmi Közlemények*, **12**: 79–103.
- Moller, H., Berkes, F., O'Brian Lyver, P. & Kislalioglu, M. (2004): Combining Science and Traditional Ecological Knowledge: Monitoring Populations for Co-Management. – *Ecology and Society* **9**(3): 2, [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol9/iss3/art2>
- Norgaard, R.B. (1994): *Development Betrayed: The End of Progress and a Coevolutionary Revisioning of the Future*. Routledge, London.
- Ostrom, E. (2006): Institutional Rational Choice: An Assessment of the Institutional Analysis and Development Framework. Nem publikált kézirat.
- Pataki, Gy., Balázs, B., Matolay, R. (2005): Valuing Forest Ecosystems by Local Communities in Hungary: A Qualitative Enquiry. Proceedings of the 6th International Conference of the European Society for Ecological Economics, June 14 –17, 2005, Lisbon, Portugal. (részletes absztrakt CD-n)
- Pretty, J. & Smith, D. (2004): Social capital in biodiversity conservation and management. – *Conservation Biology* **18**(3): 631–638.
- Proops, J.L.R. (1989): Ecological economics: rationale and problem areas. – *Ecological Economics* **1**: 59–76.

- Sárvári, A.: Emlékeztető a 2007. november 9-i, a BNPI haszonbérleti szerződéseiről szóló egyeztetésről
- Sárvári, A. (2008): A Borsodi Mezőség Gazdakör Egyesület véleménye a természetvédelmi területek használatáról. Kézirat.
- Stoll-Kleemann, S. (2001): Barriers to nature conservation in Germany: a model explaining opposition to protected areas. – *Journal of Environmental Psychology* **21(4)**: 369–385.
- Stoll-Kleemann, S. (2004): The rationale of socio-economic research for the successful protection and use of wetlands: the example of participatory management approaches. – *Hydrobiologia* **527**: 15–17.
- Swain (1993): *Transitions from collective to family farming in Post-Socialist Central-Europe: Background and Strategies for Change*. The University of Liverpool, Centre for Central and Eastern European Studies, Working Paper No. 5, Rural Transition Series
- Vatn, A. (2005): *Institutions and the Environment*. Edward Elgar Publishing, Cheltham, UK, Northampton, MA, USA.

Who Owns the Land? – Institutional Analysis of Biodiversity Governance in Hungary

Barbara Bodorkós and Cordula Mertens

St. István University, Institute of Environmental and Landscape Management, Department of Environmental Economics, Environmental Social Science Research Group (ESSRG)
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., Hungary, E-mail: bodorkos.barbara@essrg.hu

Abstract: The institutional setting in Hungary, as in all Central and Eastern European transition countries, has undergone some fundamental changes in the last two decades, such as the restitution and privatisation process of land and the EU accession. These changes have had many implications on biodiversity governance as well. In order to highlight some of these changes, we have analysed empirical results from a participatory action research project in the underdeveloped Mezőcsát Micro-Region in North-Eastern Hungary according to the IAD framework. Among many other factors, the non-transparent restitution process, market mechanisms, the availability of subsidies from agri-environmental schemes for Environmentally Sensitive Areas (ESAs), the income strive and unclear management responsibilities derived partly from the implementation of the current Nature Conservation Act, as well as political and personal interests have created various conflicts of interests between local farmers and the national park directorate; namely, regarding the access to lands, ESA subsidies, and various ecosystem services of the flood land areas. The scarcity of land, restricted access to natural resources, and limited economic capabilities threaten the survival of small-scale farms and the multi-functionality of local agriculture. These common problems experienced by farmers have contributed to an increased cooperation among farmers, with the aim of creating a local norm accepted by all major stakeholders in local society that 'local lands should be in local hands'.

Keywords: Borsodi Mezőség, Bükk National Park Directorate, institutional economics, conflicts, public participation

Ökoszisztéma szolgáltatások felmérése során feltárt konfliktusok az Alpári-öblötben

Kelemen Eszter¹, Málovics György² és Margóczi Katalin³

¹*Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Környezetgazdaságtani Tanszék, Környezeti Társadalomkutatók Tanszéki Csoport, 2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., E-mail: kelemen.eszter@kti.szie.hu*

²*Szegedi Tudományegyetem, Közgazdaságtani és Gazdaságfejlesztési Intézet, 6722 Szeged, Kálvária sgt. 1.*

³*Szegedi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék, 6701 Szeged, Pf. 51.*

Összefoglaló: Az Alpári-öblötben társadalomtudományos módszerekkel folytatott kutatásunk során azt vizsgáltuk, hogy a helyi emberek számára melyek a legfontosabb ökoszisztéma szolgáltatások. A kutatás rámutatott, hogy az ökoszisztéma szolgáltatások körében a tájhasználat-váltás miatt bekövetkező változások – az ökoszisztéma szolgáltatások közötti átváltások (trade-off) – érdekalapú konfliktusok kialakulását eredményezik. Az empirikus adatok ugyanakkor azt is megerősítették, hogy a tágabb közösséget érintő tájhasználati döntések meghozatala is konfliktust szülhet, amennyiben a döntéshozatal nem ad lehetőséget az érintettek érdekeinek, természethez kapcsolt értékeinek a felszínre hozására, döntésbe való bevonására.

Kulcsszavak: Ökoszisztéma szolgáltatások, környezeti konfliktusok, nem-pénzbeli értékelés

Bevezetés

Miért is elkerülhetetlen a természet értékelése?

A Stern-jelentés* szerint az emberek környezetileg szignifikáns magatartása annak alapján definiálható, hogy milyen mértékben változtatja meg a

*A klímaváltozást és annak várható gazdasági hatásait elemző jelentést a Világbank egyik korábbi vezető közgazdásza, Nicholas Stern készítette Tony Blair, akkori brit miniszterelnök, felkérésére. A jelentés egyik legfőbb megállapítása, hogy a klímaváltozás napjaink legfenyegetőbb világgazdasági kockázata, ugyanakkor számos gazdasági lehetőséget is rejt magában.

környezetből hozzáférhető anyag- és energia mennyiségét, illetve az ökoszisztémák struktúráját és dinamikáját (Stern 2000). Tekintettel arra, hogy gyakorlatilag nincsen szennyezésmentes technológia, a mai fogyasztói társadalomban a legtöbb döntésünkkel, egyszerű hétköznapi cselekedetünkkel szükségszerűen „károsítjuk” a természetet. Végső soron tehát minden egyes egyéni döntésünk tükrözi a természettel kapcsolatos értékeinket, a természetre vonatkozó értékelésünket.

Az egyéni döntésekhez hasonlóan a társadalmi döntések is hatást gyakorolnak a környezetre, így ezek háttérben is megfigyelhetők a természethez rendelt értékek. A társadalmi döntések felfoghatóak egymást részben vagy teljesen kizáró célok közti választásként, amelyek közül a biodiverzitás megőrzése pusztán egy lehetséges cél. A politikai döntéshozóknak egy-egy társadalmi döntés meghozatalakor (pl. egy Natura 2000 területet átszelő autópálya megépítéséről való döntéskor) lehetőség szerint minden alternatívát értékelniük kell aszerint, hogy mennyire képesek a döntés kapcsán megfogalmazott célokat kielégíteni. Ehhez nem csak az alternatívák értékelésére szolgáló módszertanra van szükség, de a különböző célok rangsorolására is. A társadalmi döntéshozatal célja tehát az lehet, hogy az egyes alternatívákat – beleértve azok természettel kapcsolatos következményeit is – minél komplexebb módon, a társadalmi-ökológiai rendszerre gyakorolt hatásokat is számba véve értékelje, és így hozzon megalapozott információon alapuló döntéseket. Azonban még az ilyen megalapozott döntések esetében is ritkán kerülhető el a döntés következményei által érintett társadalmi csoportok közötti konfliktusok kialakulása.

A környezeti konfliktusok

Konfliktusról akkor beszélünk, ha két vagy több, egymástól kölcsönösen függő szereplő olyan célokkal rendelkezik, amelyek egymást részben vagy teljesen kizárják (Faragó & Vári 1988, Zoltayné 2005). A társadalmi konfliktusok specifikus esetei a környezeti konfliktusok, amelyek jellegzetessége, hogy olyan komplex (többszereplős és több vitapontot érintő) helyzetet eredményeznek, amelyben minden résztvevőnek van egyéni és közös érdeke is. Általában hosszú távon jelentkező, visszafordíthatatlan hatásokat eredményező döntések kapcsán alakulnak ki, amelyek emberek sokaságát és gyakran a jövő nemzedéket is érintik (Faragó & Vári 1988).

A konfliktusok okai különbözőek lehetnek (B. Andrásiné, Kalóczkai 2009, Pataki 2008). Értékkonfliktusról akkor beszélünk, amikor az egyik fél megpróbálja saját értékeit elfogadtatni a másikkal, vagy a másik számára elfogadhatatlan értéket kezd el képviselni. A kapcsolati konfliktusok

okai a konfrontációban részt vevő felekben kialakult erős negatív érzelmek és a köztük lévő rossz kommunikációból fakadó félreértések. Az információs konfliktusok létrejötteinek okai az információhiány, a rendelkezésre álló információk nem megfelelő közlése vagy értelmezése, illetve az információ eltérő szempontok szerinti értékelése. A strukturális konfliktusok okai gyakran a konfliktusban részt vevő felek által nem befolyásolt korlátozó tényezők (pl. távolság- vagy időkorlát, külső hatalmi nyomás stb.) Végül az érdekkonfliktus eltérő javakért, eszközökért folyik a résztvevők között, és a részt vevő felek gyakran úgy érzik, hogy érdekeiket csak a másik fél rovására érvényesíthetik.

Ökoszisztéma szolgáltatások és értékelésük

A társadalmi döntések során, mint fentebb is írtuk, szükséges a különböző alternatívák hatásait összehasonlítani. A létező számos módszertan közül tanulmányunkban az ökoszisztéma szolgáltatások értékelésével foglalkozunk részletesebben. Az ökoszisztéma szolgáltatások egyik legelterjedtebb megfogalmazása a Millennium Ecosystem Assessment (MEA) definíciója, amely ökoszisztéma szolgáltatásnak nevezi a természetes és ember által módosított ökoszisztémák által a társadalom számára biztosított kézzel fogható és nem kézzel fogható hasznokat (MEA 2003). Kutatásunkban a MEA tipológiája szerint csoportosítottuk az ökoszisztéma szolgáltatásokat. Eszerint megkülönböztetjük a termeléssel összefüggő szolgáltatásokat (pl. élelmiszerek, nyersanyagok, takarmányok), a szabályozó szolgáltatásokat (pl. klímaszabályozás, árvizek elleni védelem, beporzás) és a kulturális szolgáltatásokat (pl. oktatás, rekreáció, művészeti inspiráció) (MEA 2005). A támogató szolgáltatások csoportját, mivel azok értékelése kapcsán több kritika fogalmazódott meg az utóbbi években (pl. Hein *et al.* 2006), jelen tanulmányban nem tárgyaljuk.

Az ökoszisztéma szolgáltatások értékelésének elsődleges szerepe az ökoszisztémák működését befolyásoló, illetve kezelésükkel kapcsolatos döntéshozatali folyamatok támogatása. Az értékelés legelterjedtebb, pénzügyi módszerei az egyes szolgáltatások értékét költség-haszon elemzés alapján, a fogyasztók egyéni hasznosságából kívánják levezetni. E módszerekkel szemben ugyanakkor számos kritika fogalmazódik meg (Gowdy 2004, Kumar & Kumar 2007, Marjainé Szerényi 1999). Egyes kutatók ezért azt javasolják, hogy az értékelés során a társadalmi szereplők döntéseit befolyásoló mechanizmusok, motivációk megértésére törekedjünk, amit többek között a részvételi módszerekkel való értékelés tesz lehetővé (Spash & Vatn 2006, Wilson & Howarth 2002). Egy ilyen nem pénzügyi, társadalmi rész-

vételen alapuló értékelési folyamatban interjúk és fókuszcsoporthoz segítségével feltárhatjuk, hogy az ökoszisztéma szolgáltatások miként járnak hozzá az egyének és a közösség jóllétéhez (Kaplowitz 2001). Az értékelés ugyanakkor párbeszédre is épülhet, amelynek során az érintettek közösen határozzák meg, mely szolgáltatás megőrzése élvez prioritást a közösség szempontjából, majd ennek alapján hozzák meg az adott ökoszisztéma megőrzésére, kezelésére vonatkozó döntéseket (Aldred & Jacobs 2004). E módszerek azon túl, hogy garantálják a gazdag szempontrendszer megjelenését a döntéshozatalban, a döntések legitimitását is növelik, hiszen társadalmi megállapodásra, közös értékítéletre alapozzák a döntéseket.

Tanulmányunkban egy olyan kutatás eredményeiről számolunk be, amely az Alpári-öblözetben kvalitatív társadalomtudományi kutatási módszerek segítségével vizsgálta, hogy milyen értékeket kapcsolnak az ökoszisztéma szolgáltatásokhoz a szolgáltatások helyi hasznélvezői. Bár az itt bemutatásra kerülő kutatás elsődleges célja az ökoszisztéma szolgáltatások nem pénzbeli értékelése volt, eredményeink a területhasználattal kapcsolatos eltérő megközelítések elemzésére is lehetőséget adtak. Tanulmányunk fő célja ezért az, hogy az ökoszisztéma szolgáltatások koncepcióján keresztül mutassa be és elemezze a tájhasználati döntések által generált konfliktusokat. A következő fejezetben az esettanulmány helyi kontextusát és a kutatás során használt módszereket mutatjuk be. Ezt követi az empirikus adatgyűjtés és elemzés főbb eredményeinek ismertetése. A kutatás tanulságait az utolsó fejezetben foglaljuk össze.

Módszerek

Az Alpári-öblözet tájtörténete, természeti értékei és megőrzésük stratégiája
Az Első Katonai Felmérés 1782-ben készült térképén (Arcanum Adatbázis Kft. 2004) látható, hogy a szabályozatlan Tisza a mai Lakitelek és Csongrád között két hatalmas kanyarulatot írt le, és a folyót széles mocsarak kísérték. Alpár település közvetlenül a Homokhátságnak a Tisza mocsaras árterével érintkező peremére épült. 80 évvel később, a Második Katonai Felmérés (1862) térképén (Arcanum Adatbázis Kft. 2005) már láthatók a folyókanyarulat átvágásai, de a folyó még az eredeti medrében folyik. Az ártéren továbbra is főleg mocsár van, de sokkal több az erdőfolt, főleg a meder partján. 1883-ban (Harmadik Katonai Felmérés) a folyó-kanyar átvágásokban már több víz folyik, az ártéren a legtöbb a mocsár, de elég sok kaszáló, legelő és erdő is van (Bártol 2008). A 20. század közepén az új, ásott

mederben folyó Tiszához közel ún. nyári gátat építettek, majd azt többször – illegálisan – magasították, és a holtágak vízszintjét alacsonyra állították be (ÖKO Rt. 2004). Ezzel az öblözet túlnyomó részét mentesítették az árvizektől, ahol a szántóföldi gazdálkodás vált uralkodóvá, és az ültetett erdők területe is megnőtt. A Homokhátság peremét az ártér felől kísérő sávban a hátságból kiáramló felszín alatti vizek lápok kialakulását segítették elő. Itt ma több helyen tőzegbányászat nyomai láthatók, de még ma is találunk égeres láperdőket és zombéksásosokat. Az öblözet egy része, elsősorban a két holtág és a jobb állapotú, őshonos fafajokból álló erdők, 1975-ben a Kiskunsági Nemzeti Park része lett. Az iparszerű erdőgazdálkodás részleges korlátozásán kívül azonban jelentősebb természetvédelmi célú beavatkozást sokáig nem hajtottak végre. A rendszerváltozás után a megmaradt gyepterületek jelentős része az állatállomány csökkenése miatt kezeletlenül maradt, elvadult, természetvédelmi kezelésükre csak az ezredfordulón nyílt lehetőség (Szigetvári 2002).

1998-ban az árvízveszély miatt a nyári gátat egy ponton fel kellett robbantani. A vízügyi szakemberek megállapították, hogy az öblözetet árvízi vésztározóként kell használni a továbbiakban. Az Új Vásárhelyi Terv keretében a nyári gátat visszabontják addig a szintig, amelynél átlagos vízjárás esetén várhatóan 5-6 évenként önti el a folyó az öblözetet (ÖKO Rt. 2004). 2004-ben az egész öblözetet Natura 2000 területté nyilvánították, ami további feladatokat rótt a természetvédelmi kezelőre. A Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság (KNPI) – kihasználva az árvízvédelmi célú átalakítás teremtette lehetőséget – egy vizes élőhely rekonstrukciót tervezett meg a területen, amelynek ideális célállapotaként az 1883-as állapotot jelölték meg (Margóczy *et al.* 2006, Bártol 2008). KIOP pályázati forrás segítségével 2005-től kezdődően megvásárolták (azaz állami tulajdonba és nemzeti park igazgatósági vagyonkezelésbe vették) a mélyebben fekvő, intenzív gazdálkodásra alkalmatlanná vált szántókat. A megvásárolt területek legmélyebben fekvő részein igen hamar természetközeli mocsarak alakultak ki (Margóczy *et al.* 2008). Magasabb térszínen a KNPI gyepeket és őshonos fafajú erdőket, extenzív gyümölcsöst telepített, illetve ezek telepítését kezdte meg (Bártol 2008); a gyepeket szürkemarha gulyával legeltetik (Karácsnyi 2007), és pályázati forrásból egy erdei iskolát és tanösvényeket is létesítettek (Bártol 2008).

Használt módszerek

Kutatásunk 2007 őszén az Alpári-öblözet környezetében a helyiek által észlelt és értékelt ökoszisztéma szolgáltatásokat mérte fel kvalitatív kuta-

tási módszertanra alapozva, a Szent István Egyetem és a Szegedi Tudományegyetem kutatóinak és graduális hallgatóinak együttműködésével. A terepmunkára 2007. november 9–11. között került sor, a három nap alatt párokban dolgozva összesen 56 félig strukturált interjú^{**} készítettünk gazdálkodókkal, civil szervezetek képviselőivel, pedagógusokkal, vízügyi és természetvédelmi szakemberekkel és helyi tisztségviselőkkel. Az interjúalanyok első körét néhány helyi potentát útmutatása alapján választottuk ki, majd minden interjúalanyt megkértünk, hogy javasoljon további embereket (hólabda módszer). A legtöbb interjút Tiszaalpáron és Lakiteleken készítettük, de Bokroson, Csépan, Tiszaugon is interjúztunk.

Az interjúk elsődleges célja az volt, hogy összeállítsunk egy listát azokról az ökoszisztéma szolgáltatásokról, amelyeket a helyi emberek észlelnek és értékelnek. Emellett figyelmet fordítottunk az ökoszisztéma szolgáltatások időbeli változására, illetve arra is, hogy a gazdálkodási módszerek és a tájhasználatra vonatkozó szokások, szabályok változásai miként befolyásolták az ökoszisztéma szolgáltatásokat. Az interjúkészítés folyamán ügyeltünk arra, hogy a kutatás céljának ismertetésével és a kérdésfeltevéssel ne kizárólag a környezet- és természetvédelem kérdéskörét juttassuk az interjúalanyok eszébe. Ennek oka, hogy manapság a környezet- és természetvédelem mintegy társadalmi elvárásként jelenik meg, s így azoknál a kutatásoknál, amikor a válaszadók tisztában vannak a kérdések környezetvédelmi jellegével, kinyilvánított preferenciáik jó eséllyel zöldebbek lesznek tényleges preferenciáiknál (Kelemen & Gómez-Baggethun 2008).

Eredmények

A természetvédelem szempontjából legérdekesebb kutatási eredményeink a helyi természetvédelmi beavatkozások körül kialakult konfliktusokhoz kapcsolódnak. A legsúlyosabb tájhasználati konfliktus a nyárigát 1998-as nagy árvíz miatti berobbantását követően alakult ki, és a felszínen a „ter-

^{**}A félig strukturált interjú kvalitatív kutatási technikának számít; célja, hogy az interjúalany életvilágáról (valóságfelfogásáról) gyűjtött információt, az interjúalany által elbeszélte jelenségeket a kutatási kérdés szempontjai szerint interpretálja (Kvale, 1996). A félig strukturált interjú során előre megszerkesztett interjúfónál adja a kérdések gerincét, amelyet azonban rugalmasan használhat a kérdező (változtathat a kérdések sorrendjén, kihagyhat kérdéseket és bevehet újakat a beszélő szándékait követve).

mészetvédők” és „nem természetvédők” (azaz a KNPI és főként a rét intenzív mezőgazdasági használatában érdekelt emberek) között feszül. A gát átszakításával ugyanis megváltoztak a területen a gazdálkodási lehetőségek: a mezőgazdasági termelés kockázata megnőtt, az intenzív szántóföldi termelés pedig visszaszorult, amit az árvíz elleni védekezés szükségszerűségére vezetnek vissza a helyiek:

„Azért engedik ki itt a Tiszát, hogy Csongrádot és Szegedet ne öntse el az ár.”

Ebből az idézetből jól látható, hogy az árvízvédelem mint szabályozó ökoszisztéma szolgáltatás és a szántóföldi termelés mint termeléssel összefüggő szolgáltatás között átváltás van. Vannak ugyanakkor más szabályozó, kulturális, sőt akár termeléssel összefüggő ökoszisztéma szolgáltatások is, amelyeket pozitívan érint a szántóföldi termelés visszaszorulása.

„A természet elfoglalja ezt a 600 hektáros területet (...) Lakitelek legjobb minőségű földje van itt, ezt viszi el a természet a gazdák elől. Kezd igazi őstermesztet, vadregényes csoda lenni, jórészt csak gyalog megközelíthető.”

„Tavaly lassan apadt vissza a Tisza, rengeteg a hal azóta.”

Az idézetekből jól látható, hogy a szántóföldi termelést a rendszeres árvizek miatt felváltja a természeti sokféleség, ami esztétikai értéket és egyúttal rekreációs lehetőséget jelent, továbbá gyarapodik a halállomány is, ami halászat vagy horgászat révén élelmiszert és rekreációs lehetőséget jelent. Vagyis átváltás alakul ki a termeléssel összefüggő, valamint a szabályozó és kulturális ökoszisztéma szolgáltatások között, továbbá két termeléssel összefüggő szolgáltatás között is.

Az is felismerhető az interjúkból, hogy a helyi tudás számon tartja az árvizek tápanyag-utánpótlásban, hidrológiai szabályozásban betöltött szerepét – még a Rét intenzív mezőgazdasági hasznosítói is tudatában vannak annak, hogy a nyárigát illegális magasításán túl a megelőző árvizek tették a földet szántóföldi termelésre alkalmassá.

Az árvíz mindenképpen hasznos volt a gazdálkodás szempontjából. Árvíz után komoly termésátlagok voltak. (Jegyzetelt interjú)

Az emberi beavatkozás hatására „a talajvízszint olyan mélységbe süllyedt, hogy a homoki részeken semmit sem lehet termelni.” (Jegyzetelt interjú)

„A sokáig benn tartózkodó belvíz jó hatással volt a legelőkre és így a legeltetésre is.”

1. táblázat. Az ökoszisztéma szolgáltatások közötti átváltás az Alpári-öblötben.

| Háttérbe szoruló ökoszisztéma szolgáltatások és hasznélvezők | Előtérbe kerülő ökoszisztéma szolgáltatások és hasznélvezők |
|---|---|
| Szántóföldi termelés (termeléssel öf. szolgáltatás) Hasznélvezők: a Réten intenzív szántóföldi növénytermelést folytató gazdák | Árvíz elleni védelem (szabályozó szolgáltatás) Hasznélvezők: szolnoki, csongrádi lakosok Halállomány (termeléssel öf. szolgáltatás) Hasznélvezők: halászok, horgászok Természeti sokféleség (szabályozó/támogató szolgáltatás) Hasznélvezők: közvetve a teljes társadalom, KNPI Rekreáció (kulturális szolgáltatás) Hasznélvezők: horgászok, természetjárók, turizmussal foglalkozók (KNPI) Tápanyag-utánpótlás (támogató szolgáltatás) Hasznélvezők: a Réten gazdálkodók Vízháztartás szabályozása (szabályozó szolgáltatás) Hasznélvezők: a homoki területeken gazdálkodók |

Úgy tűnik tehát, hogy a nyárigát berobbantásával és az öblöt rendszer elöntésével, bár egyes ökoszisztéma szolgáltatások háttérbe szorultak, több régi-új szolgáltatás is megjelent. Ennek alapján azt várnánk, hogy a tájhasználati konfliktus elsősorban azok között feszül, akik az egymást kizáró ökoszisztéma szolgáltatások hasznélvezői (lásd 1. táblázat).

Miért a KNPI és a helyiek között alakult ki mégis a konfliktus, és nem a helyiek egyes csoportjai, vagy a helyi és a nem helyi hasznélvezők között? Miért érzik úgy az érintettek, hogy a nemzeti park igazgatóság az ő rovásukra nyer a tájhasználat-váltással, holott többüknek származik közvetett vagy közvetlen haszna? Evidens válaszlehetőség, hogy a szántóföldi termeléssel kiesett haszon pénzben, bevételben mérhető, míg a vízjárta területek

visszaállításával keletkező haszon a korábbi gazdálkodók számára nem jár pénzügyi értelemben vett bevétellel, ami tekintve az érintett települések általános gazdasági helyzetét, jelentős megélhetési problémákat vet fel. Ebből a megközelítésből a felek között kialakult érdekkonfliktusról beszélhetünk, ami arra vezethető vissza, hogy a helyi gazdáknak a gát berobbantása után nem csak a gyakoribb árvizekkel kellett szembesülniük, de azzal is, hogy 2006-ban a KNPI – élve a KIOP pályázat teremtette lehetőséggel – mintegy konkurens gazdálkodóként jelent meg a területen.

Érdeemes ugyanakkor néhány további idézetten keresztül azt is bemutatni, hogy hogyan vélekednek a tájhasználat-váltás folyamatáról az interjúalanyok. Egyes vélemények szerint ugyanis a gát berobbantása „kapóra jött” a nemzeti park igazgatóságának, amennyiben a rendszeres árvíz miatt kockázatosá vált a mezőgazdasági termelés, s így a földeket könnyebben (alacsonyabb áron) tudta felvásárolni a helyi tulajdonosoktól a természetközeli visszaállítás céljával.

*„Az emberek a műveléssel sok helyütt az 5-6 év folyamatos árvíz miatt hagytak fel, és adták el áron alul a földjüket a Nemzeti Parknak.*** Pedig most nagyon megérné gazdálkodni. Itt a Nemzeti Park földvásárlási eljárása nem volt tisztességes.”*

„Az embereket kényszerítették, hogy eladják a földjeiket a Nemzeti Parknak... Szinte már senki sem gazdálkodik, és közben előregszik a falu... Nem fokozatosan, hanem hirtelen akartak változtatni, ez anyagi kiesésekhez vezetett.”

Kétségtelen, hogy a KNPI tevékenységét a helyiek közül sokan szkeptikusan szemlélik. Ennek ugyanakkor nem feltétlenül az az oka, hogy számukra a természet, illetve a természetvédelem ne lennének fontos szempontok, hanem az, ahogyan véleményük szerint a természetvédelmi intézkedések az adott helyen, a konkrét szituációban megvalósulnak. Fő problémaként a természetvédelem túlságosan „szigorú” mivoltát említik, illetve a természetvédelem „földről lefelé építkező” jellegét, ami alatt a helyi – esetenként komoly és releváns tudással rendelkező – emberek véleményének figyelmen kívül hagyását értik.

***A helyi érintettek gyakran a „nemzeti park” kifejezést használják a „nemzeti park igazgatóság” helyett, akkor is, amikor nem a védett területi kategóriára, hanem a védett terület természetvédelmi kezeléséért felelős szervezetre gondolnak. Az idézetekben a szöveghűség miatt megtartottuk a helyi szóhasználatot, de nagy kezdőbetűvel írtuk a „Nemzeti Parkot,” amikor azt a „nemzeti park igazgatóság” értelmében használták az interjúalanyok.

„Elkeserít, hogy a természetvédőknek nem a természetvédelem a fontos, hanem a saját megélhetésük... Nem jó az az elképzelés, ahogy hozzáállnak. Nem vagyok meglegedve a változással, amit a Nemzeti Park hozott, mert nem kérdezték meg a helyi hozzáértő embereket.”

Talán ebből is fakad, hogy egyesek a KNPI tevékenységét természetvédelmi szempontból is „szakszerűtlennek”, károsnak tekintik.

„Mára az értékes földek, a Nemzeti Park által felvásárolt 2100 hektár, zömmel eldzsuvásodtak, és most már a Nemzeti Park sem hisz a nem beavatkozásban. A Nemzeti Park feltalálta a 120 éves spanyolviaszt.”

„A természetvédők akarják az áradást, a gazdálkodók nem. De ez igazából a természetvédőknek sem jó, mert pillanatok alatt kiviszi a gyepet, amit telepítettek, és csak gyalogakác és szerbtövis marad, amiket csak intenzív talajműveléssel lehet kiirtani.”

A helyiek be nem vonása azért is problematikus többek szerint, mert a nemzeti park igazgatóság azért minősíthette védelemre érdemesnek az érintett területeket, mert azokat az addigi gazdálkodás természeti értékekben gazdagon őrizte meg.

„A mocsári részek flórája csodaszép, változatos. Számomra a régi, megművelt táj volt a táj. A jelenlegi szerintem elvadult. Szeretném ennek az állapotnak a visszaállítását, ez nincs ellentétben a természetvédelemmel, a védett fajokkal, azoknak régen is meg volt a helyük.”

Mindez arra hívja fel a figyelmet, hogy a helyi emberek kihagyása a döntések meghozatalából, illetve a megváltozott táj kezeléséből éppúgy hozzájárult a konfliktus kialakulásához, mint a tájhasználat-váltás miatt bekövetkező tényleges bevételkiesés, az ökoszisztémából származó hasznok megoszlásának változása. A döntéshozáshoz kapcsolódó procedurális elvárások be nem teljesülése negatív színben tüntette föl a KNPI-t a helyiek szemében, amit nem ellensúlyozott szisztematikus tájékoztatás, a tájrehabilitáció mellett szóló érvek megosztása. Mindez hozzájárult ahhoz, hogy az információhiányból és a helyi mendemondákból fakadóan újabb és újabb ellenérvek szülessenek a tájhasználat-váltást illetően. A gátrobbantás következtében kialakult érdekkonfliktusra tehát időközben információs és kapcsolati konfliktus rakódott, elsősorban az érdekkonfliktus rendezésére irányuló procedurális elvárások be nem teljesülése miatt.

Értékelés

Amint a bevezetőben írtuk, a társadalmi döntések – a tájhasználati döntések különösen is – kifejezik a természeti környezethez társított értékeinket, de csak akkor lesznek legitimek, ha a döntés által befolyásolt közösség értékítéletével is összhangba kerülnek. Az Alpári-öblözet esete jó példa arra, hogy társadalmi bevonás híján még olyan esetekben is konfliktusok alakulhatnak ki, amikor a helyiek és a döntéshozók preferenciái között nincs összeegyeztethetetlen ellentét. Mint láttuk az elemzésnél, a helyi közösség tudatában van a Rét által biztosított ökoszisztéma szolgáltatások sokféleségének, és fontosnak tartja azokat is, amelyekből közvetlen anyagi hasznot nem remélhet. Az ökoszisztéma szolgáltatások összeegyeztethetlensége ugyan hozzájárult az egymást kizáró szolgáltatások haszonélvezői közti konfliktus kialakulásához, de csak részlegesen magyarázza a KNPI-vel szembeni ellenérzéseket. A konfliktus ugyanis a tájhasználati döntés folyamatában, a tradicionális tudás, a helyi érdekek és értékválasztások figyelmen kívül hagyásában gyökerezik. Természetesen nem hagyható figyelmen kívül, hogy a KNPI elsősorban a pályázati időkeretek miatt kényszerült gyors cselekvésre, s a megfelelő társadalmi egyeztetés mellőzésére. Ráadásul nem könnyű feladat annak megvalósítása, hogy az új, extenzív gazdálkodási formákból elsősorban a helyiek jussanak jövedelemhez, amikor a nemzeti park igazgatóságoknak a hullámzó állami támogatás mellett egyre nagyobb saját bevételt kell felmutatniuk ahhoz, hogy állami feladataikat megfelelő színvonalon lássák el.

Tanulásként megfogalmazhatjuk, hogy az ökoszisztéma szolgáltatások koncepciójával a szolgáltatások haszonélvezői közti érdekkonfliktus könnyen megérthető és felszínre hozható. A döntéshozatal procedurális oldalával való megelégedés viszont csak akkor érhető el, ha társadalmi párbeszéd indul az ökoszisztéma szolgáltatásokról, s a természetvédelmi szervezetek a helyi közösséggel együtt határozzák meg a megőrzendő szolgáltatások körét és megőrzésük módját. Úgy véljük, az ökoszisztéma szolgáltatások nem pénzbeli, közösségi részvételen alapuló értékelése releváns, a hasonló döntések meghozatalát megalapozó módszer lehet a jövőben, amennyiben az intézményrendszer támogatja az idő- és erőforrás-igényesebb, de társadalmi elfogadottságot eredményező részvételi döntések meghozatalát.

Köszönetnyilvánítás

A cikk alapjául szolgáló kutatás az NKTH Jedlik Ányos Programjának jóvoltából, számos kutató együttműködésével valósult meg, akik közül különösen hálásak vagyunk Bodorkós Barbarának, Bela Györgyinek, Körmöczi Lászlónak, Pataki Györgynek és Podmaniczky Lászlónak a szakmai támogatásért. Külön köszönjük Bodorkós Barbarának és Pataki Györgynek, a SZIE KTI Környezetgazdasági Tanszék Környezet- és Társadalomkutatók csoportja kutatóinak, a kutatás empirikus részében nyújtott segítségét és a kézirat első változatához fűzött megjegyzéseit. Köszönettel tartozunk Kovács Eszternek a kézirat alapos és segítő bírálatáért. Hálásak vagyunk Bártol Istvánnak, a KNPI természetvédelmi őrének, aki segített az interjúalanyok megkeresésében, továbbá az érintett települések polgármestereinek és lakosainak segítőkészségükért. Végezetül köszönettel tartozunk a SZIE KTI és a SZE diákjainak a terepmunkában való részvételért.

Irodalomjegyzék

- Aldred, J., Jacobs, M. (2004): Állampolgárok és vizes élőhelyek: az Ely-i állampolgári tanács értékelése. – In: Pataki Gy., Takács-Sánta A. (szerk): *Természet és gazdaság. Ökológiai közgazdaságtan szöveggyűjtemény*. Typotex Kiadó, Budapest, pp. 219–245.
- Arcanum Adatbázis Kft. (2004): Az Első Katonai Felmérés (1782-1785), DVD kiadás. - Arcanum Adatbázis Kft., Budapest.
- Arcanum Adatbázis Kft. (2005): Második Katonai Felmérés (1819–1869), DVD kiadás. - Arcanum Adatbázis Kft., Budapest.
- B. András Mónika (szerk.) (év nélkül): *A környezeti konfliktusmenedzsment alapjai*. – Jegyzet. Budapesti Közgazdaságtudományi Egyetem.
- Bártol I. (2008): *Ártéri élőhely-rekonstrukció az Alpár-Bokrosi öblözetben*. – Beszámoló a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság területén zajló KIOP programról http://www.tajvedelem.hu/alpar/kiop_eloadas.pdf, letöltve: 2008–11–02
- Gowdy, J.M. (2004): A biodiverzitás értéke. *Kovács* **8**: 44-73.
- Harmadik Katonai Felmérés (1872–1884). Méretarány: 1:25 000. Magyar Királyi Térképészeti Intézet, Bécs. Lelőhely: Hadtörténeti Múzeum Térképtára. Budapest

- Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R.S., van Ireland, E.C. (2006): Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. – *Ecological Economic*, **57**: 209–228.
- Kalóczkai, Á (2009): *Nemzeti parkok és gazdák: együttműködés és konfliktus*. – Diplomamunka, Szent István Egyetem, Gödöllő.
- Karácsonyi K. (2007): Természetvédelmi kezelések értékelése az Alpár-Bokrosi ártéri öblözetben, a Baromjáráson. – Diplomamunka. SZTE Ökológiai Tanszék, Szeged.
- Kaplovitz, M.D. (2001): Assessing mangrove products and services at the local level: the use of focus groups and individual interviews. *Landscape and Urban Planning*, **56**: 53–60
- Kelemen, E., Gómez-Bagetthun, E. (2008): *Participatory methods for valuing ecosystem services*. – Essay for the 3rd Themes Summer School, Lisbon, Portugal, 25th May- 6th June 2008.
- Kumar, M., Kumar, P. (2008): Valuation of the ecosystem services: A psycho-cultural perspective. – *Ecological Economics*, **64**: 808–819.
- Kvale, S. (1996): *InterViews*. - Sage Publications.
- Marjainé Szerényi Zsuzsanna (1999): Megfizethető-e a megfizethetetlen? - A természet pénzbeli értékeléséről az ökológiai közgazdaságtan és egy hazai felmérés tükrében. – *Kovács* **3**: 188–198.
- Margóczy K., Fehér M., Hrtyan M, és Gradzikiewicz M.(2008): Parlagon és természetvédelmi célú gyepesítések vizsgálata Ásotthalom, Tiszaalpár és Kardoskút határában. – *Természetvédelmi Közlemények* (Bírálat alatt).
- Margóczy K., Takács G., Bátori Z., and Szalma E. (2006): *Wetland restoration in Hungary, an overview and evaluation*. – 5th European Conference on Ecological Restoration, 21–25. August 2006 Greifswald. Conference Programme & Abstracts 125 pp.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2003): *Ecosystems and human well-being. A framework for assessment*. – Island Press, Washington, D.C.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005): *Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis*. – World Resource Institute, Washington D.C.
- ÖKO Rt. (2004): *Az Alpár-Bokrosi öblözet NATURA 2000 területeinek rehabilitációja*. – Előzetes Környezeti Tanulmány. Kézirat.
- Pataki Gy. (2008): *Érdekkonfliktusok a természetvédelemben*. – V. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Nyíregyháza.
- Spash, C., Vatn, A. (2006): Transferring environmental value estimates: Issues and alternatives. – *Ecological Economics* **60**: 379–388.

- Stern, P. C. (2000): Toward a coherent theory of environmentally significant behaviour. – *Journal of Social Issues* 56: 407–424.
- Szigetvári Cs. (2002): Initial steps in the regeneration of a floodplain meadow after decade of dominance an invasive transformer shrub, *Amorpha fruticosa* L. – *Tisci*, **33**: 67–77.
- Wilson, M.A., Howarth, R.B. (2002): Discourse based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation. – *Ecological Economic*, **41**: 431–443.
- Zoltayné Paprika Z. (2005): Konfliktuselmélet. – In Zoltayné Paprika Z. (szerk.): *Döntésmélet*. Alinea Kiadó, Budapest pp 322–329.

Discovering conflicts in the Alpár-wetland through an ecosystem services assessment project

Eszter Kelemen¹, György Málovics² and Katalin Margóczy³

¹Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management, Department of Environmental Economics, Environmental Social Science Research Group, 2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.

²University of Szeged, Institute of Economic Development, 6722 Szeged, Kálvária sgt. 1.

³University of Szeged, Department of Ecology, Szeged, 6701 Pf. 51.

Abstract: Every human decision affects the natural environment; thus in a very simplistic way, taking a decision means comparing the perceived values of nature with the perceived values of fulfilling some of our needs. The concept of ecosystem services helps us to better understand the values people attach to nature through conceptualizing the possible ways of benefitting from the ecosystem. The research project presented in this paper applied qualitative methods to explore and assess the most important ecosystem services to local beneficiaries living in a wetland area along the river Tisza, Central Hungary. Empirical data suggest that trade-offs between ecosystem services triggered by a still ongoing ecological restoration project resulted in interest-based conflicts among the stakeholders. Furthermore, since the decision making process excluded the values and interests of local people, relationship and information conflicts also arose and the legitimacy of the whole restoration project was questioned.

Keywords: Ecosystem services, environmental conflicts, interview, non-monetary valuation

Lúdlegelést követően regenerálódó nyírségi homoki gyepek magkészlete

Török Péter¹, Papp Mária², Tóthmérész Béla¹ és Matus Gábor²

¹DE TTK Ökológiai Tanszék, 4010 Debrecen, Pf 71.,
E-mail: molinia@gmail.com

²DE TTK Növénytani Tanszék, 4010 Debrecen, Pf 14.

Összefoglaló: Lúdlegelést követően homoki gyepek spontán regenerálódását tanulmányoztuk két felső és két alsó buckaoldali helyzetű területen. Területenként 5 db, 4 m²-es állandó kvadrátban, évente három időpontban rögzítettük a fajonkénti borítást (1991–2002). A vizsgálat utolsó évében (2002) fúrással nyert talajminták koncentrációt követő csíráztatásával vizsgáltuk a regenerálódó gyepek magkészletét. A kezdeti időszakban jellemző egyéves gyomközösségeket évelő egyszikűek (*Carex stenophylla*, *Cynodon dactylon*, *Poa angustifolia* és *P. pratensis*) dominálta vegetáció váltotta fel. A magkészletet túlnyomórészt egyéves és rövid életű évelő fajok alkották, emellett a domináns évelő egyszikű fajok aránya is számottevő volt. A magkészlet sűrűsége 10300 és 40900 mag/m² értékek között változott. A mintavételi év kivételével a magkészlet összetétele legjobban az 1994–1998 közötti időszak vegetációjára hasonlított. Az alsó helyzetű területeken az évelő egyszikűek magasabb borítása akadályozta a rövid életű fajok felújulását és magkészlet képzését, ami alacsonyabb fajgazdagságot és kisebb magkészlet sűrűséget eredményezett a felső helyzetű területekhez képest. Eredményeink azt mutatják, hogy a fajgazdagság növeléséhez különösen a mélyebb fekvésű, nagyobb produktív területeken további kezelések szükségesek (pl. juh és szarvasmarha legeltetés, szénaráhordás).

Kulcsszavak: szekunder szukcesszió, lúdlegelés, magkészlet, *Cynodonti-Festucetum*

Bevezetés

A magkészlet szukcessziós memóriaként működik, azaz a magkészlet vizsgálatával bepillantást nyerhetünk a korábbi vegetációdinamikai folyamatokba (Willems 1995, Bakker *et al.* 1996). A talajban található eltemetett életképes magoknak fontos szerepe van az abiotikus és antropogén zavarás utáni regenerációban. A magkészletből történő regeneráció különösen

a száraz gyeptársulásokban, köztük a homoki gyepekben kulcsfontosságú (Levassor *et al.* 1990, Matus *et al.* 2003). Fejlett magkészlet esetén, zavarást követően a vegetáció akár spontán módon is regenerálódhat (Bossuyt *et al.* 2001). A magkészletnek, mint a spontán regenerációs kapacitás egyik legfontosabb tényezőjének ismerete a degradált gyepek restaurációjakor iránymutató lehet (Bakker *et al.* 1996). Sajnos a hazai fajok kevesebb, mint negyedéről rendelkezünk magbank típus adatokkal, és ezek nem kis része is külföldi adat átvétele (Csontos 2001). Fontos és időszerű tehát a magkészlet összetételének és tömegességi viszonyainak vizsgálata, hiszen ezek ismerete segít a restaurációs ökológiai beavatkozások tervezésekor (McDonald *et al.* 1996).

Hazánkban, a homoki gyepekben és másutt az elmúlt néhány évtizedben az extenzív juh- és szarvasmarha legeltetést számos helyen felváltották intenzív lúdtartással, ami az érintett területek nagymértékű degradációját okozta (Matus & Tóthmérész 1994). Intenzív lúdlegelést követően homoki gyepek spontán regenerálódását tanulmányoztuk két felső és két alsó buckaoldali helyzetű területen kijelölt állandó kvadrátokban, majd a vizsgálat utolsó évében vizsgáltuk a regenerálódó gyepek magkészletét is. Három hipotézist teszteltünk: (1) A regenerálódó gyepek magkészletének zömét rövid életű fajok magjai alkotják, míg az élő egyszikűek legfeljebb szórványos magkészlettel rendelkeznek. (2) A magkészlet és a vegetáció fajkészletének hasonlósága alacsony, a magkészlet és a korai vegetációfejlődési stádiumok összetétele a leghasonlóbb. (3) A magkészlet sűrűsége, illetve a vegetáció és magkészlet hasonlósága nagyobb a magasabban fekvő, nyíltabb vegetációjú, mint az alsóbb helyzetű zártabb vegetációjú területeken.

Anyag és módszer

A mintaterület és mintavétel

Az 1990-ben felhagyott, korábban 1989-1990 között túllegelt lúdtelepek helyén spontán regenerálódó *Cynodonti-Festucetum pseudovinae* társulás két alsó buckaoldali (alsó helyzetű területek, A1 és A2) és bucketetőhöz közeli (felső helyzetű területek, F1 és F2) állományában végeztük vizsgálatainkat. A mintavételi területek a Dél-Nyírségben, Debrecentől mintegy 15 km-rel K-re helyezkednek el, a mintegy 2,8 km²-es „Martinkai-legelő” természetvédelmi területen (É 47°34'00"–35°20"; K 21°46'30"–48°40"; CEU: 8496.2). A terület évi középhőmérséklete 10,0 °C, míg az átlagos évi csapadékmennyiség 580–620 mm körüli. A mintaterületek talaja mészmentes savanyú homok

(pH_{KCl} : 4,0–5,9) alacsony, illetve közepes humusz (0,6–1,9%) tartalommal. A vizsgált lúdlegelt területeket 1999–2002 között már alacsony nitrát és nitrit (<2 ppm), valamint mérsékelt ammónium tartalom (<12 ppm) jellemezte, viszont a talaj kálium és foszfor tartalma még ekkor is magas volt (a minták átlaga K esetében 61–236 ppm ($\text{K}_2\text{O-K}$), míg P esetében 149–1121 ppm (P_2O_5) közé esett, Török *et al.* 2008).

1991 és 2002 között évente három alkalommal, áprilisban, júniusban és szeptemberben rögzítettük a fajok százalékos borítás értékeit. Hóolvadás után, 2002 február végén a magkészlet vizsgálatokhoz fúrásos talajmintákat vettünk (6 minta/kvadrát, 10 cm-es mintamélység, 4 cm-es átmérő, mintánként mintegy 125 cm³ talaj). Két mélységi réteget különítettünk el (0–5, 5–10 cm), majd az egy kvadrát azonos mélységi rétegeből származó részmintákat egyesítve szitasoron átmosva koncentráltuk (TerHeerdt *et al.* 1996). A koncentrált mintát 3–4 mm vastag rétegben csíráztató ládába, sterilizált talaj fölé rétegeztük. A csíráztatást a Debreceni Egyetem Botanikus Kertjében, üvegházban, 37 héten át végeztük, de július elejétől szeptember elejéig az öntözést felfüggesztettük. A megjelenő csíranövényeket rendszeres ellenőrzés mellett folyamatosan eltávolítottuk, majd meghatároztuk. A nehezen határozható taxonok (pl. *Cyperaceae*, *Juncaceae* és *Poaceae*) csíranövényeit átültetve neveltük határozható állapotig. A magesőt steril virágfölddel töltött kontroll ládák segítségével monitoroztuk.

Adatfeldolgozás

A ritka fajok (<3 mag és a vegetációban legfeljebb I-II frekvencia) és a zsurlók (*Equisetum* spp.) kivételével a kimutatott fajokat Thompson *et al.* (1997) alapján soroltuk magkészlet típusba. A fajszámok és a magsűrűségek mintaterületenkénti átlagait talajrétegenként (0-5 és 5-10 cm) a normalitás (Kolmogorov-Smirnov próba) és varianciaegyezőség (F-teszt) függvényében egyszempontú variancia-analízissel vagy Kruskal-Wallis teszt segítségével, Student-Newman-Keuls teszt alkalmazásával vetettük össze. A vegetáció fajszámainak időbeli változását (1991-2002) egyszempontú összetartozó mintás variancia-analízis (RM ANOVA) segítségével vizsgáltuk. A magkészlet denzitások átlagait (F-átlag és A-átlag, 0-10 cm réteg) *t*-próba vagy Mann-Whitney teszt segítségével hasonlítottuk össze. Az egyes vertikális rétegek magkészlet denzitás értékeit párosított *t*-próbával vetettük össze. A magkészlet és a vegetáció fajösszetételét Jaccard hasonlóság segítségével értékeltük. A Jaccard hasonlóságok időbeli változásának ábrázolásakor LOWESS simítást alkalmaztunk. Ez a simítási módszer súlyozott polinomiális regresszió alapul (Cleveland & Devlin 1988). A fajok nevezéktana Simon (2000) művet követi.

Eredmények

Vegetáció és magkészlet

A vegetációfejlődés kezdeti szakaszában jellemző rövid életű nitrogénkedvelő gyomokat (pl. *Amaranthus albus*) gyorsan felváltották rövid életű ruderalis és homoki pionír fajok (*Conyza canadensis*, *Anthemis ruthenica*, *Cerastium semidecandrum* és *Bromus tectorum*). Ezeket a közösségeket az alsó helyzetű területeken mintegy 3–4 év alatt, míg a felső helyzetű területeken mintegy 6–7 év alatt élő egyszikűek (elsősorban *Poa angustifolia* és *Cynodon dactylon*, kisebb mennyiségben *Carex stenophylla* és *Poa pratensis*) dominálta közösségek váltották fel. Az alsó helyzetű területeken kialakult nagyobb élő borítás 2000-től kezdődően szignifikánsan alacsonyabb fajgazdagsággal párosult (RM ANOVA, $p < 0,001$), mint a felső területeken.

A vegetációban és a magkészletben 2002-ben összesen 96 fajt találtunk; ebből 24 faj csak a vegetációban fordult elő. Összesen 37 faj a vegetációban és magkészletben egyaránt előfordult, míg 35 fajt csak a magkészletből mutattunk ki. Veszélyeztetett és ritkább homoki fajok (pl. *Iris humilis* subsp. *arenaria*, *Onosma arenaria*, *Pulsatilla pratensis* subsp. *hungarica*) jelenlétét vagy betelepülését nem mutattuk ki. A magkészletben leggyakrabban fajok egyévesek (*Anthemis ruthenica*, *Arenaria serpyllifolia*, *Capsella bursa-pastoris*, *Cerastium semidecandrum*, *Conyza canadensis*, *Erysimum diffusum* és *Trifolium arvense*) vagy rövid életű évelők voltak (*Potentilla argentea*, *Rumex acetosella*). A vegetációban domináns egyszikűek közül a *Carex stenophylla* (27–1326 db/m²), *Cynodon dactylon* (133–1379 db/m²) és *Poa angustifolia* (345–1167 db/m²) a legtöbb területen számottevő sűrűségű magkészlettel volt jelen. A *Chondrilla juncea* és az *Eryngium campestre* kivételével valamennyi számottevő gyakoriságú faj kimutatható volt a magkészletből (1. táblázat).

A magkészlet sűrűsége területtől függően 10300 (A1) és 40900 mag/m² (F1) közé esett (2. táblázat). Szignifikánsan magasabb magkészlet denzitás értékeket mutattunk ki a felső helyzetű területeken, mint az alsókon (Mann–Whitney teszt, $p < 0,001$, $N=20$). Területtől függetlenül szignifikánsan több mag csírázott a felső (0–5 cm), mint az alsó (5–10 cm) talajrétegekből (párosított t -próba, $p < 0,001$). A fajok 90%-át és a magok 80–96%-át a felső rétegekből mutattuk ki. A legtöbb gyom (*Chenopodium album*, *Amaranthus retroflexus*, *Digitaria sanguinalis*) és számos rövid életű homoki faj (*Erysimum diffusum*, *Arenaria serpyllifolia*, *Cerastium fontanum*) magas magbank sűrűséggel rendelkezett az alsó talajrétegekben;

1. táblázat. A martinkai mintaterületek vegetációja és magkészlete (egyaránt 2002). Jelmagyarázat: Területek: **F1** és **F2** a felső buckaoldali helyzetű területek, **A1** és **A2** az alsó buckaoldali helyzetű területek. Jelmagyarázat: **Vf**: Frekvencia a vegetációban (I-V=1-5 kvadrát, kvadrátonként három időpont fajlistáinak összevonásával). **Mf**: Frekvencia a magkészletben (I-V=1-5 kvadrát) **D**: Magdenzitás (magszám / 10 cm / m²), egy csíranövény 26,53 db/m²-es magdenzitásnak felel meg. **MKT**: Magkészlet típus besorolás = T: tranzien, RP: rövidtávú perzisztens, HP: hosszútávú perzisztens (Thompson et al. 1997). A táblázatban azok a fajok szerepelnek, amelyek a vegetációban átlagosan legalább II-es frekvencia értékkel fordultak elő vagy legalább 20 életképes magjukat ki tudtuk mutatni a magkészletből.

| | F1 | | | F2 | | | A1 | | | A2 | | | MKT |
|--|-----|-----|-------|-----|-----|-------|-----|-----|------|-----|------|------|-----|
| | Vf | Mf | D | Vf | Mf | D | Vf | Mf | D | Vf | Mf | D | |
| A vegetációban és a magkészletben egyaránt előforduló fajok | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Ambrosia</i> | IV | V | 981 | II | III | 159 | II | 80 | | | | | RP |
| <i>artemisiifolia</i> | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Anthemis ruthenica</i> | IV | V | 1061 | V | V | 1008 | IV | V | 477 | III | 159 | | RP |
| <i>Apera</i> | I | IV | 531 | | III | 159 | II | IV | 424 | IV | 371 | | RP |
| <i>spica-venti</i> | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Arenaria</i> | II | III | 106 | V | V | 4907 | I | 27 | I | V | 2069 | | RP |
| <i>serpyllifolia</i> | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Carex stenophylla</i> | II | I | 27 | V | IV | 1326 | | | | V | V | 292 | RP |
| <i>Cerastium</i> | | I | 27 | I | V | 451 | II | 53 | | IV | 451 | | HP |
| <i>fontanum</i> | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cerastium</i> | V | III | 186 | V | V | 1459 | III | 133 | II | V | 2175 | | RP |
| <i>semidecandrum</i> | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Chenopodium</i> | II | IV | 345 | | I | 23 | IV | II | 239 | II | 80 | | HP |
| <i>album</i> | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Coryza canadensis</i> | IV | V | 769 | IV | V | 769 | V | V | 1963 | III | V | 531 | RP |
| <i>Cynodon dactylon</i> | III | | | V | V | 133 | V | IV | 584 | V | V | 1379 | RP |
| <i>Erysimum diffusum</i> | V | V | 1406 | II | V | 769 | II | II | 57 | III | 292 | | RP |
| <i>Festuca</i> | V | III | 106 | IV | | | V | | | | | | T |
| <i>pseudovina</i> | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Myosotis stricta</i> | III | IV | 398 | V | III | 212 | I | | | I | I | 27 | RP |
| <i>Poa angustifolia</i> | V | V | 1167 | V | V | 345 | V | V | 1141 | V | V | 1167 | RP |
| <i>Poa bulbosa</i> | III | | | V | I | 106 | | | | | | | RP |
| <i>Poa pratensis</i> | III | I | 27 | | II | 53 | III | I | 27 | IV | II | 239 | T |
| <i>Potentilla argentea</i> | V | V | 6764 | V | V | 1061 | | I | 27 | II | V | 3952 | RP |
| <i>Rumex acetosella</i> | V | V | 12388 | V | V | 11088 | III | V | 1857 | | II | 106 | RP |
| <i>Silene otites</i> | I | II | 53 | II | I | 292 | | | | | | | T |
| <i>Trifolium arvense</i> | V | V | 11857 | I | | | | I | 27 | I | I | 27 | RP |
| <i>Verbascum</i> | | I | 27 | | IV | 212 | I | V | 1167 | I | V | 1459 | RP |
| <i>phlomoides</i> | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Veronica arvensis</i> | II | I | 27 | III | III | 371 | I | | | V | V | 902 | RP |
| <i>Veronica triphyllos/</i> | IV | V | 610 | V | V | 371 | II | IV | 133 | I | I | 27 | RP |
| <i>verna</i> | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Vicia lathyroides</i> | V | IV | 584 | V | IV | 796 | I | | | I | | | RP |

| Csak a vegetációban előforduló fajok | | | | | | | | | |
|--|-----|-----|-----|-----|-----|-----|----|------|----|
| <i>Achillea millefolium</i> | IV | | IV | | | | | | T |
| <i>Bromus tectorum</i> | IV | | V | | II | | | | T |
| <i>Chondrilla juncea</i> | II | | V | | I | | IV | | T |
| <i>Equisetum ramosissimum</i> | V | | | | III | | | | |
| <i>Eryngium campestre</i> | V | | II | | I | | | | T |
| Csak a magkészletben előforduló fajok | | | | | | | | | |
| <i>Amaranthus retroflexus</i> | I | 27 | I | 27 | IV | 610 | I | 27 | HP |
| <i>Capsella bursa-pastoris</i> | | | I | 27 | IV | 477 | V | 1512 | RP |
| <i>Digitaria sanguinalis</i> | IV | 318 | III | 106 | III | 106 | IV | 239 | RP |
| <i>Juncus articulatus</i> | III | 133 | | | II | 53 | IV | 212 | HP |

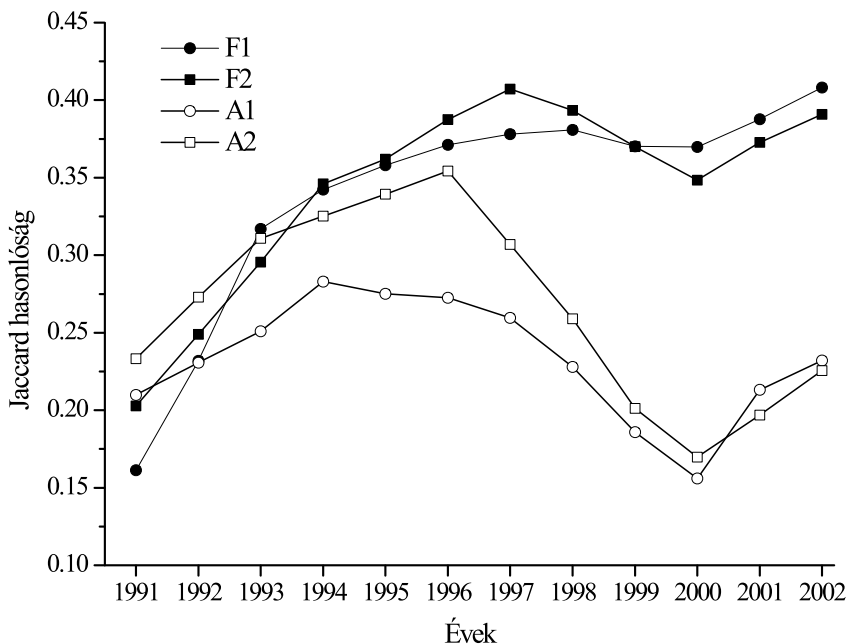
az életképes magjaik 10–30%-át ebből a rétegből mutattuk ki. A domináns egyszikűek magjainak legalább 90%-a viszont a felső rétegben fordult elő.

Magkészlet és vegetációtörténet

A magkészlet (0-10 cm) és a vegetáció hasonlósága alacsony-közepes volt. A Jaccard hasonlóságok átlagai 2002-ben szignifikánsan magasabbak voltak a felső helyzetben, mint az alsóban ($J_{\text{átlag}} \pm \text{SE}: J_{F1} = 0,41 \pm 0,03, J_{F2} = 0,40 \pm 0,04, J_{A1} = 0,23 \pm 0,03, J_{A2} = 0,24 \pm 0,03; \text{ANOVA}, N=10, p < 0,001$). A magkészlet a vizsgálat évét kivéve a legmagasabb hasonlóságot, területtől függően, az 1994–1998 évek valamelyikének vegetációjával mutatta. Az F1 területen a korábbi évekéhez képest magkészlet-vizsgálat évében (2002) volt a legmagasabb a magkészlet és vegetáció hasonlósága (1. ábra).

2. táblázat. Az egyes mintaterületek magkészletének fontosabb jellemzői. Rövidítések: Felső helyzetű területek = **F1** és **F2**, Alsó helyzetű területek = **A1** és **A2**, Az egyes csoportok közötti szignifikáns különbségeket felső indexbe írt eltérő betűk jelzik. Az átlagokat soronként egyszempontú variancia-analízissel vagy *Kruskal-Wallis teszt illetve Student-Newman-Keuls teszt segítségével vetettük össze.

| Magkészlet jellemzők | F1 | F2 | A1 | A2 |
|---|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
| Detektált össz fajszám | 40 | 41 | 35 | 45 |
| Kvadrátonkénti átlagos fajszám | *21,4±1,1 ^a | *23,0±0,8 ^a | *16,8±1,5 ^b | *23,0±1,2 ^a |
| Magkészlet denzitás (db/m ² , 0-5 cm) | 39300 ^a | 22900 ^b | 8500 ^c | 17500 ^b |
| Magkészlet denzitás (db/m ² , 5-10 cm) | 1600 | 4500 | 1800 | 1400 |



1. ábra. A vegetáció (1991-2002) és a magkészlet (0-10 cm, 2002) Jaccard hasonlóságának változása a vizsgálat alatt. A hasonlóságok számításánál az évi háromszori vegetációfelmérés összevont fajlistáit használtuk fel. A görbéket LOWESS simító használatával simítottuk. A mintaterületek rövidítései megtalálhatók az 1. táblázatnál.

Az itt adventív *Pholiurus pannonicus*, valamint a *Solanum nigrum* életképes magjai 10 évvel azután is kimutatható voltak a magbankból, amikor a faj már eltűnt a vegetációból. A magkészletben talált fajok jelentős hányada (17–27%) higrofiton volt (pl. *Carex acutiformis*, *C. oederi*, *Juncus* spp., *Typha angustifolia*).

Értékelés

Vegetáció és magkészlet

A szekunder szukcesszió során az alsó területeken kialakult magasabb évelő fűborítás (Török *et al.* 2008), alacsonyabb fajgazdagságot és kisebb sűrűségű magkészletet eredményezett, mint a felső helyzetű területeken. Ennek oka lehet, hogy az erősebb árnyékolás mellett a rövid életű, gyengébb kompetitor fajok nem csíráznak vagy a kikelt csíranövények elpusztulnak

(Fenner 1978, Bazzaz 1979). Ezzel szemben a felső helyzetű területeken az alacsonyabb borítás mellett a legtöbb egyéves faj képes volt fennmaradni és magot hozni, ami nagyobb fajgazdagságot és nagyobb magkészlet sűrűséget eredményezett. Ezek az eredmények, a szakirodalommal egybehangzó módon, azt mutatják, hogy a növény- és avarmentes talajfelszínnek (safe site) fontos szerepet játszanak a fajgazdagság fenntartásában (Rebollo *et al.* 2001).

A vegetáció és magkészlet hasonlósága a felső helyzetű területek esetében 0,41-0,42, míg az alsó helyzetű területek esetében 0,23-0,24 volt. A felső helyzetű területek esetében számított értékek magasabbak voltak, mint számos korábbi száraz és mezofil gyepi magkészlet vizsgálatban számolt hasonlósági érték (Thompson 1986, Peco *et al.* 1998, Jentsch 2004). A szakirodalomban gyakran hangoztatott alacsony vegetáció-magkészlet hasonlóságban számos tényező játszhat közre: (1) Számos pionír faj magja szélterjesztésű és ezek inkább a térbeli terjedésre hagyatkoznak, sem mint magkészlet képzésre (Jentsch & Beyschlag 2003). (2) Számos évelő faj esetében az ivaros szaporodás a vegetatív szaporodással szemben alárendelt szerepet tölt be vagy magjaik rövid életűek (Bakker *et al.* 1996, Bekker *et al.* 1997). (3) Ritka és/vagy aggregált magkészletű fajok detektálásának igen kicsi az esélye (Thompson *et al.* 1997). (4) Korábbi évek vegetáció felvételeinek hiánya, vagy az évi egyszeri felvételezés miatt a vegetációban előforduló rövid életű ritka fajok nem kerülnek felvételezésre. Különösen az utóbbi tényező figyelembe vételével az eddigieknél realisabban ítélnélhető meg a hasonlóság kérdése.

Magkészlet-denzitás

A vizsgálatunk során tapasztalt magkészlet denzitás értékek (10300–40900 mag/m²) jó egyezést mutatnak korábbi vizsgálatok eredményeivel. Száraz nyílt homoki gyepekben viszonylag alacsony magkészlet sűrűségeket találtak. Lengyelországi nyílt homoki gyepekben 1900–3500 mag/m² (*Spergulo-Corynephorum*, Symonides 1978), míg dél–németországi pionír gyepben 7600 mag/m²-es értékeket találtak (*Spergulo-Corynephorum*, Jentsch 2004). Korábbi nyírségi vizsgálatainkban homoki legelő (*Potentillo-Festucetum*) és homoki sztyepprétek (*Pulsatillo-Festucetum*) esetében 11200–24600 mag/m²-es magkészlet sűrűséget detektáltunk (Matus *et al.* 2003). Magasabb értékeket mutattak ki *Festuco-Koelerietum glaucae* társulásban (38000–48000 mag/m², Symonides 1979) és regenerálódó homoki ruderaliákban (56400 mag/m², *Artemisio-Tanacetum vulgare*, Jentsch 2004). Ezek az értékek jóval magasabbak a meszes homoki gye-

pekben tapasztaltaknál (400–1200 mag/m², Schwabe *et al.* 2000; 6000–7000 mag/m², Poschlod & Jackel 1993).

Vizsgálataink nem igazolták azt a hipotézist, hogy a domináns egyszikűek nem képeznének jelentős sűrűségű tartós magkészletet (Bakker 1989, Peco *et al.* 1998). A *Carex stenophylla*, valamint a *Cynodon dactylon* és *Poa angustifolia* magkészlete egyes területeken mintegy 1200–1400 mag/m²-es sűrűséget ért el az általunk vizsgált homoki gyepekben.

Természetvédelmi következtetések

Lúdlegelést követően 12 év után a vegetációban már évelő fűvek domináltak. Az alsó helyzetű területeken az évelő fűvek olyan magas borítása alakult ki, hogy mellettük csak kevés egyéves vagy évelő kétszikű faj volt képes tartósan megtelepedni. A fajgazdagság növeléséhez és fenntartásához, különösen az alsó helyzetű területeken, további beavatkozások (pl. korábban a legelőre jellemző extenzív szarvasmarha- vagy juhlegeltetés) szükségesek. Veszélyeztetett és ritkább homoki fajok megmaradását vagy betelepülését más, hasonló előtörténetű nyírségi területekhez hasonlóan (Matus *et al.* 2003, 2005) itt sem tapasztaltuk. A spontán betelepülés egyik akadályja az, hogy e fajok esetében gyakran nem áll rendelkezésre elegendő propagulum, másrészt ezeknél a fajoknál nem igazolták a magok tartós életképességét, így kedvezőtlen csírázási feltételek miatt az esetleg odajutó propagulumok meg sem telepedhetnek. Ezeknél a fajoknál nem számíthatunk tehát a spontán betelepülésre, ezért aktív visszatelepítésre lehet szükség, akár célzott beültetés, akár széna illetve feltalaj ráhordás (Donath *et al.* 2003, Hölzel & Otte 2003, Vida *et al.* 2008), vagy legelő állatok terjesztése révén (Stroh *et al.* 2002). A pionír gyomok jelentős magkészlettel rendelkeznek, ezért a talaj bolygatását a gyomosodás veszélye miatt célszerű elkerülni.

Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönetüket fejezik ki a Debreceni Egyetem Botanikus Kert munkatársainak a csíráztatás során nyújtott segítségükért. Karaffa Levente és Fekete Erzsébet (DE TTK Genetikai és Mikrobiológiai Tsz.) a virágföld sterilizálásában nyújtottak segítséget, köszönet érte. Köszönjük hallgatók és kollégák (Fodor Lajos, György Csaba, Ifi Ferenc, Nagy Lili, Sramkó Gábor, K. Szabó Zsuzsa) terepi vizsgálatokban nyújtott segítségét. A kutatást az OTKA (T/15 42848, T/19 67748), és a Békésy György Posztdoktori

Ösztöndíj (OM) támogatta. Köszönjük Tamás Júlia és egy anonim lektor a kézirat végleges formájának elkészítésében nyújtott segítségét.

Irodalomjegyzék

- Bakker, J. P. (1989): *Nature Management by Grazing and Cutting*. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Bakker, J. P., Poschod, P., Strykstra, R. J., Bekker, R. M. & Thompson, K. (1996): Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. – *Acta Bot. Neerl.* **45**: 461–490.
- Bazzaz, F. (1979): Physiological ecology of plant succession. – *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **10**: 351–371.
- Bekker, R. M., Verweij, G. L., Smith, R. E. N., Reine, R., Bakker, J.P. & Schneider, S. (1997): Soil seed banks in European grasslands: Does land use affect regeneration perspectives? – *J. Appl. Ecol.* **34**: 1293–1310.
- Bossuyt, B., Honnay, O., Van Stichelen, K., Hermy, M. & Van Assche, J. (2001): The effect of a complex land use history on the restoration possibilities of heathland in central Belgium. – *Belgian J. Bot.* **134**: 29–40.
- Cleveland, W. S. & Devlin S. J. (1988): Locally-Weighted Regression: An approach to regression analysis by local fitting. – *J. Am. Stat. Assoc.* **83**: 596–610.
- Csontos, P. (2001): *A természetes magbank kutatásának módszerei*. – Scientia Kiadó, Budapest.
- Donath, T. W., Hölzel, N. & Otte, A. (2003): The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. – *Appl. Veg. Sci.* **6**: 13–22.
- Fenner, M. (1978): Susceptibility to shade in seedlings of colonizing and closed turf species. – *New Phytol.* **81**: 739–744.
- Hölzel, N. & Otte, A. (2003): Restoration of a species-rich flood-meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. – *Appl. Veg. Sci.* **6**: 131–140.
- Jentsch, A. & Beyschlag, W. (2003): Vegetation ecology of dry acidic grasslands in the lowland area of Central Europe. – *Flora* **198**: 3–25.
- Jentsch, A. (2004): *Disturbance driven vegetation dynamics*. – Cramer Verlag, Stuttgart.
- Levassor, C., Ortega, M. & Peco, B. (1990): Seed bank dynamics of Mediterranean pastures subject to mechanical disturbance. – *J. Veg. Sci.* **1**: 339–344.

- Matus, G. & Tóthmérész, B. (1994): Correlation of indicator values with climatic and soil data in a ruderal succession. – *Abstr. Bot.* **18**: 7–12.
- Matus, G., Tóthmérész, B. & Papp, M. (2003): Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. – *Appl. Veg. Sci.* **6**: 169–178.
- Matus, G., Papp, M. & Tóthmérész, B. (2005): Impact of management on vegetation dynamics and seed bank formation of inland dune grassland in Hungary. – *Flora* **200**: 296–306.
- McDonald, A. W., Bakker, J. P. & Vegelin, K. (1996): Seed bank classification and its importance for restoration of species-rich flood-meadows. – *J. Veg. Sci.* **7**: 157–164.
- Peco, B., Ortega, M. & Levassor, C. (1998): Similarity between seed bank and vegetation in Mediterranean grassland: a predictive model. – *J. Veg. Sci.* **9**: 815–828.
- Poschlod, P. & Jackel, A. (1993): Untersuchungen zur Dynamik von generativen Diasporenbanken von Samenpflanzen in Kalkmagerrasen. – *Flora* **188**: 49–71.
- Rebollo, S., Pérez-Camacho, L., García-de Juan, M. T., Rey Benayas, J. M. & Gómez-Sal, A. (2001): Recruitment in a Mediterranean annual plant community: seed bank, emergence, litter and intra- and inter-specific interactions. – *Oikos* **95**: 485–495.
- Simon, T. (2000): *A magyar edényes flóra határozója*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Schwabe, A., Storm, C., Zeuch, M., Kleine-Weischede, H. & Krolupper, N. (2000): Sandökosysteme in Südhessen: Status quo, jüngste Veränderungen und Folgerungen für Naturschutz-maßnahmen. – *Geobot. Kolloq.* **15**: 25–45.
- Stroh, M., Storm, C., Zehm, A. & Schwabe, A. (2002): Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. – *Phytocoen.* **32**: 595–625.
- Symonides, E. (1978): Number, distribution and specific composition of diaspores in the soil of the plant association *Spergulo-Corynephorum*. – *Ekol. Pol.* **26**: 111–122.
- Symonides, E. (1979): The structure and population dynamics of psammophytes on inland dunes. IV. Population phenomena as a phytocenose-forming factor (A summing-up discussion). – *Ekol. Pol.* **27**: 259–281.
- TerHeerdt, G. N. J., Verweij, G. L., Bekker, R. M. & Bakker, J. P. (1996): An improved method for seed bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. – *Funct. Ecol.* **10**: 144–151.

- Thompson, K. (1986): Small-scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. – *J. Ecol.* **74**: 733–738.
- Thompson, K., Bakker, J. P. & Bekker, R. M. (1997): *The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity*. – Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Török, P., Matus, G., Papp, M. & Tóthmérész, B. (2008): Secondary succession in overgrazed Pannonian sandy grasslands. – *Preslia* **80**: 73–85.
- Vida, E., Török, P., Deák, B. & Tóthmérész, B. (2008): Gyepék létesítése mezőgazdasági művelés alól kivont területeken: a gyepesítés módszereinek áttekintése. – *Botanikai Közlem.* **95**: 101–113.
- Willems, J. H. (1995): Soil seed bank, seedling recruitment and actual species composition in an old and isolated chalk grassland site. – *Folia Geobot.* **30**: 141–156.

Soil seed bank of regenerating overgrazed acidic sandy grasslands

Péter Török¹, Mária Papp², Béla Tóthmérész¹ and Gábor Matus²

¹University of Debrecen, Department of Ecology H-4010 Debrecen, P. O. Box 71.

²University of Debrecen, Department of Botany, H-4010 Debrecen, P. O. Box 14.

E-mail: molinia@gmail.com

Abstract: Spontaneous regeneration of four degraded sandy grassland sites was studied. Our aim was to evaluate spontaneous regeneration capacity of acidic sandy grasslands after overgrazing by domestic geese. Three hypotheses were tested using long-term vegetation records and seed bank data. (i) Short-lived, early successional species comprise the majority of the seed banks and late successional perennials have sparse seed banks. (ii) Composition of seed banks is more similar to pioneer vegetation than to later successional stages. (iii) The similarity is higher between vegetation and seed banks in the upper positioned plots than in the closed, lower positioned ones. Two sites located in the upper part of dune slopes, and another two positioned on the lower part were studied. In each site the percentage cover of vascular species was recorded in five 4 m² sized permanent plots, three times a year between 1991 and 2002. In the last year of the study (2002) soil seed banks were sampled. Two vertical segments (0–5, 5–10 cm) were separately analyzed. The seedling emergence method was applied on concentrated samples. Annuals and short-lived perennial dicots comprised the majority of the seed bank. The dominant perennial graminoids also built up dense seed banks. Seed density varied between 10300 and 40900 seeds/m². Significantly higher seed densities were found in upper sites than in lower ones. We found a low to medium similarity (Jaccard similarity <0.45) between vegetation and the seed bank; similarity was the highest with the vegetation of the 1994–1998 period, except for the year of the seed bank sampling. The vertical position of sites had a significant effect on the regeneration after overgrazing. The large cover of grasses in lower sites decreased species richness and it also decreased seed densities by preventing seed set of annuals and short-lived perennials. Here, further management practices (e.g. grazing) are needed to increase species richness.

Keywords: secondary succession, goose grazing, seed bank, *Cynodonti-Festucetum*

A magkészlet szerepe két hegyi kaszálórét közösség helyreállításában

Valkó Orsolya^{1,2}, Török Péter¹, Vida Enikő^{1,2}, Arany Ildikó²,
Tóthmérész Béla¹ és Matus Gábor²

¹DE TEK Ökológiai Tanszék, 4010 Debrecen, Egyetem tér 1., Pf 71.,

²DE TEK Növénytan Tanszék, 4010 Debrecen, Egyetem tér 1., Pf 14.

E-mail: valko.orsolya@freemail.hu

Összefoglaló: A Gyertyán-kúti-réteken (Zempléni-hegység) *Junco-Molinion* és *Cirsio-Brachypodium* gyepek eltérően kezelt állományainak vegetációját és magkészletét vizsgáltuk (gyeptípusonként két kaszált és két kontroll). Állományonként 5 db 4 m²-es állandó kvadrátban rögzítettük a fajszámot (2004), majd csíráztatásos módszerrel vizsgáltuk a magkészletet (2005–2006). Mindkét gyeptípus esetében a kaszált állományok vegetációját magasabb fajszám jellemezte. A mezofil gyepekben alacsonyabb (4800–7000 db/m²) sűrűségű magkészletet mutattunk ki, a kékperjés lápréteken magas sűrűségű (64000–94000 db/m²) magkészletet találtunk. A kékperjésekben a domináns fajok többsége minden állomány talajában számottevő magkészlettel rendelkezett (10 faj esetében több mint 1000 db/m², míg a mezofil gyepek esetében csupán a *Campanula patula* magkészlet-sűrűsége haladta meg ezt az értéket. A vizsgált gyepekben gyakori védett fajok közül csak a *Hypericum maculatum* (130–2400 db/m²) esetében találtunk jelentősebb tartós magkészletet. A kékperjés lápréteken kimutatott sűrű magkészlet segítheti a domináns fajok regenerációját. A magkészlet regenerációs értéke a mezofil gyepek esetében alacsony; így a beerdősült állományok helyreállítása során ebben a gyeptípusban nem várható az eltűnt fajok magkészletből történő felújulása.

Kulcsszavak: magkészlet, kaszálás, *Cirsio-Brachypodium*, *Junco-Molinion*, fajgazdagság

Bevezetés

Európa szerte jellemző tendencia a kaszálórétek extenzív művelésének felhagyása vagy a magasabb produkció elérése érdekében intenzív művelési technikákkal (műtrágyázás, növényvédő szerek) történő felváltása (Bakker

1989). A megváltozott kezelés következtében gyakran valamely kompetitor fűfaj válik dominánssá és felhalmozódik az avar, ami jelentős fajszámcsökkenést idéz elő; a ritka, illetve értékes kísérő fajok megritkulnak, eltűnnek (Smith *et al.* 2002, Willems & Bik 1998). A kaszálórétek általában igen fajgazdag közösségek, ahol védett, fokozottan védett vagy védelemre érdemes növény- és állatfajok sora fordul elő, ezért megőrzésük, illetve fajszegény állományaik helyreállítása kiemelt konzervációbiológiai és restaurációs ökológiai feladat (Smith *et al.* 2002, Török *et al.* 2007).

Az elszegényedett fajkészletű gyepek helyreállításában fontos szerep juthat a talaj magkészletének (soil seed bank), hiszen propagulum forrásként szolgálhat a vegetációból már kipusztult fajok visszatelepülésében (Bakker *et al.* 1996; Bossuyt & Honnay 2008). A lokális magkészlet szerepe azokban az esetekben különösen fontos, amikor a térbeli terjedés lehetőségei korlátozottak (Simmering *et al.* 2006).

Gyeptípustól függően a magkészlet sűrűsége több nagyságrendű variabilitást mutat (10^3 – 10^6 db/m²; Fenner 1985), nem is beszélve annak minőségéről, így a magkészlet regenerációban betöltött szerepe általában nem, csak konkrét vizsgálatok alapján értékelhető. A legtöbb hazai magkészlet vizsgálat száraz gyeptípusokat érintett (Virágh & Gerencsér 1988: sztyepprét, Halassy 2001: homoki parlag, Csontos 2007: dolomit sziklagyep, Matus *et al.* 2003, Török *et al.* 2008: homoki gyep), viszont mezofil és nedves kaszálórétekre hazai vizsgálatok nem állnak rendelkezésre. A gyepeket alkotó fajok többségének nem ismert a magkészlet típusa. Néhány éve a hazai flóra fajainak még csak mintegy 20%-ára rendelkezünk adatokkal (nagy részt fűszárúak, szántóföldi gyomok és homoki fajok; Csontos 2001). A láprétek és mezofil gyepek fajaira ez az arány sokkal rosszabb volt, és a feltártság mértéke azóta is csak keveset javult. A nyugat- és észak-európai vizsgálatok hazánkban is előforduló fajokra vonatkozó eredményeit csak kellő fenntartással lehet felhasználni, tekintettel a regionális különbségekre (pl. eltérő klíma). Mindezek alapján a magkészletnek és az egyes fajok regenerációban betöltött szerepének értékeléséhez további, jól dokumentált vizsgálatok szükségesek (Stampfli & Zeiter 1999).

Vizsgálatunk célja a magkészlet mezofil gyepek és kékperjés láprétek regenerációjában betöltött szerepének értékelése volt. Ennek során eltérően kezelt gyeppálmányok vegetációját és magkészletét hasonlítottuk össze. Az alábbi hipotéziseket teszteltük: (1) A magkészlet denzitása a szárazabb gyeptípusokban (mezofil gyep) alacsonyabb, mint a nedvesebb gyeptársulások (kékperjés) esetében (Bossuyt & Honnay 2008, Matus *et al.* 2005, Willems & Bik 1998). (2) Az egyes gyeptípusokon belül a kezelt gyepek-

ben magasabb a magkészlet sűrűsége. (3) A földfelszín feletti vegetáció és a magkészlet hasonlósága alacsonyabb a szárazabb gyeptípusban (mezofil gyepek), mint a nedvesebb gyeptársulás (kékperjés) esetében (Bossuyt & Honnay 2008). (4) A magkészlet zömét kevés faj alkotja, a vegetációban domináns egyszikűek, illetve a ritka és védett fajok nem képeznek jelentős sűrűségű tartós magkészletet (Thompson *et al.* 1997).

Módszerek

A mintaterület jellemzése

Mintavételi területünk a Zempléni-hegység Háromhutai-csoportjában 700 m körüli magasságban fekvő, mintegy 100 ha területű Gyertyánkúti-rétek, melyek feltehetően a 17–18. század erdőirtásai nyomán alakultak ki. A területet az elmúlt mintegy 200–250 évben évente egyszer, júliusban, kézzel kaszálták (Paládi-Kovács 1979). A hatvanas évektől kezdve, a művelés a rét nagyobb részén megszűnt. A felhagyást követően a rétek zöme anemochor terjedésű fajokkal (*Betula pendula*, *Carpinus betulus*) spontán beerdősült, kisebb részére lucfenyőt (*Picea abies*) telepítettek, mindössze 20–30 ha gyepek maradt (Matus 1997). 1985-től kezdve civil természetvédő csoportok a legértékesebb területeken újramezítették a hagyományos kezelést, és rekonstrukciós terv is készült (Matus *et al.* 1993). Ugyanakkor a rét több pontján, a megkezdett kezeléseik monitorozására állandó jelölésű mintaterületeket (kaszált és kontroll parcellákat) alakítottak ki. Jelen dolgozat a területen legnagyobb kiterjedéssel rendelkező két fátlan vegetációtípusból (kiszáradó kékperjés láprét: Junco-Molinion, illetve mezofil szálkaperjés gyepek: *Cirsio-Brachypodium*), összesen négy kaszált és négy kontroll parcellából származó vegetáció és magkészlet adatokat elemzi.

Mintavétel

Vizsgálatainkat gyeptípusonként (mezofil gyepek és kékperjés láprét) 2 mintaterületen, területenként egy-egy 10×10 m-es kaszált és kontroll parcellában végeztük. A parcellákon belül 5 db 2×2 m-es állandó jelölésű kvadrátban 2004 augusztusában felvételeztük a földfelszín feletti vegetációt. A kékperjés lápréteken 2005-ben, a mezofil gyepeken pedig 2006-ban koratavasszal kvadrátonként 6 fűrt, 4 cm átmérőjű, 10 cm mélységű talajmintát vettünk. A talajmintákat két vertikális szegmensre (0–5 cm és 5–10 cm) osztottuk, az azonos kvadrátból és mélységből származó mintákat együtt kezeltük. A mintákat 3 mm és 0,2 mm lyukbőségű szitákon, mosással kon-

centráltuk (ter Heerdt *et al.* 1996), majd sterilizált virágföldet tartalmazó csíráztató ládák felszínére, 5 mm-t meg nem haladó vastagságban rétegeztük. A magesőből származó szennyezést steril talajt tartalmazó kontroll ládákban detektáltuk. A csíráztatást áprilistól október végéig folytattuk a Debreceni Egyetem Botanikus Kertjének üvegházában. A csíranövényeket rendszeresen számoltuk, határoztuk és eltávolítottuk, szükség esetén átültettük és határozható állapotig neveltük.

Adatfeldolgozás

A vegetáció és a magkészlet fajösszetételét Sørensen index segítségével vetettük össze. Elvégeztük a gyakoribb fajok (átlagos frekvencia a vegetációban $\sqrt{VF} \geq IV$ vagy csíranövényszám $/Csnsz/ > 50$) magkészlet típus besorolását (Csontos 2001, Thompson *et al.* 1997). Több csoport átlagát a normalitás (Kolmogorov-Smirnov próba) és a variancia egyezőségének (F-próba) függvényében egyutas ANOVA-val vagy Kruskal-Wallis teszt segítségével teszteltük, az elváló csoportok kiválasztásakor Student-Newman-Keuls féle post-hoc tesztet használtunk. Két független minta átlagát a normalitás tesztől függően *t*-próba vagy Mann-Whitney U-teszt segítségével hasonlítottuk össze. Összetartozó páros adatsorok átlagait a normalitás teszt eredményétől függően páros *t*-próbával vagy Wilcoxon teszttel vetettük össze. A közölt tudományos nevek Simon (2000) nevezék-tanát követik.

1. táblázat. A mezofil gyepi parcellák magkészletjának fajszáma és átlagos denzitása. Egy megtalált csíranövény 26,53 db/m²-es magkészlet-sűrűségnek felel meg. A felső indexben szereplő betűk az adott sorban lévő adatok közötti szignifikáns eltéréseket mutatják. A statisztikai tesztelés a kvadrátonkénti adatokon történt (ANOVA, $p < 0,05$).

| Jellemző | Réteg (cm) | Mezofil gyep | | | |
|--|------------|--------------|-------------|-------------|--------------|
| | | I. kaszált | II. kaszált | I. kontroll | II. kontroll |
| Csíranövény sűrűség (db/m ²) | 0-5 | 3581 | 3395 | 4828 | 4854 |
| | 5-10 | 2042 | 1432 | 2228 | 1300 |
| Fajszám átlaga | 0-5 | 10,0 | 10,2 | 11,4 | 12,4 |
| | 5-10 | 6,8 | 6,6 | 7,4 | 4,4 |
| Teljes fajszám | 0-5 | 23 | 29 | 26 | 32 |
| | 5-10 | 18 | 19 | 18 | 15 |

Eredmények

Mezofil gyep

A mezofil gyepi mintaterületek vegetációjában összesen 124 faj fordult elő, míg a talajból összesen 54 fajt mutattuk ki (ebből 24 faj csak a magkészetben, 30 faj a vegetációban és a magkészetben egyaránt előfordult). A csíráztatás során közel 900 csíranövényt távolítottunk el. A magsűrűség a felső 10 cm-es talajrétegben 4800–7000 db/m² közé esett (1. táblázat). A felső talajrétegekből szignifikánsan több faj csírázott (páros *t*-próba; *N*=20–20, *p*<0,001) és az átlagos magsűrűség is ebben a rétegben volt szignifikánsan magasabb (páros *t*-próba, *p*<0,001). Az 1000 db/m²/10 cm-t meghaladó magsűrűséggel mindössze egyetlen faj, a *Campanula patula* rendelkezett, de csak egyes területeken (3. táblázat). A földfelszín feletti vegetáció és a magkészet fajkészletének hasonlósága minden területen alacsony volt (Sørensen index – átlag±SE, I. kaszált: 0,20±0,02; II. kaszált: 0,17±0,02; I. kontroll: 0,20±0,01; II. kontroll: 0,20±0,03, *N*=5, ANOVA, *p*=0,647).

A magkészetben gyakori kétszikűek közül a *Stellaria graminea*, a domináns fűvek közül pedig a *Sieglingia decumbens* a kaszált parcellákban rendelkezett sűrűbb magkészlettel. A vegetációban előforduló fajok többsége (pl. *Brachypodium pinnatum*, *Calamagrostis arundinacea*, *Festuca ovina*) nem, vagy legfeljebb csak igen gyér magkészlettel rendelkezett és ugyanez igaz valamennyi itt előforduló védett fajra is (*Carlina acaulis*, *Gentianella austriaca*). Részben ennek is köszönhetően a legtöbb faj ese-

2. táblázat. A kékperjés lápréti parcellák magkészetének fajszáma és átlagos denzitása. Egy megtalált csíranövény 26,53 db/m²-es magkészet-sűrűségnek felel meg. A felső indexben szereplő betűk az adott sorban lévő adatok közötti szignifikáns eltéréseket mutatják. A statisztikai tesztelés a kvadrátonkénti adatokon történt (ANOVA, *p*<0,05).

| Jellemző | Réteg (cm) | Kékperjések | | | |
|--|------------|-------------------|-------------------|-------------------|--------------------|
| | | I. kaszált | II. kaszált | I. kontroll | II. kontroll |
| Csíranövény sűrűség (db/m ²) | 0-5 | 56049 | 37401 | 29868 | 44139 |
| | 5-10 | 35677 | 45969 | 34351 | 50266 |
| Fajszám | 0-5 | 16,4 ^a | 22,2 ^b | 14,2 ^a | 22,2 ^b |
| átlaga | 5-10 | 10,6 ^a | 16,4 ^b | 11,4 ^a | 16,8 ^{ab} |
| Teljes fajszám | 0-5 | 34 | 40 | 31 | 44 |
| | 5-10 | 30 | 22 | 37 | 26 |

tén a kezelésnek nem volt egyértelműen kimutatható hatása (3. táblázat). Kizárólag a magkészetben fordultak viszont elő egyes sásfajok (pl. *Carex pilulifera*), valamint a szomszédos láprétekre jellemző szittyófajok (*Juncus conglomeratus*, *J. effusus*) és más higrofiton fajok magjai (*Scrophularia umbrosa*, *Typha angustifolia*).

Kékperjés láprétek

A mintaterületek vegetációjában összesen 107 faj fordult elő, míg a magkészetből összesen 71 fajt mutattuk ki (ebből 23 faj csak a magkészetben, 48 faj a vegetációban és a magkészetben egyaránt előfordult). A csíráztatás során összesen több mint 12500 csíranövényt távolítottuk el. A becsült csíranövény sűrűség a felső 10 cm-es talajrétegben mintegy 64000–94000 db/m² volt. Az alsó talajrétegekből szignifikánsan kevesebb faj csírázott (páros t-próba; $N=20-20$, $p<0,001$), azonban a parcellák többségénél az alsó talajrétegekből mutattunk ki több magot (2. táblázat). Minden terület magkészettét a *Juncus conglomeratus/effusus* csoport abszolút dominanciája jellemezte (50–94%; 4. táblázat). A vegetáció és a magkészet fajkészletének hasonlósága minden terület esetében alacsony vagy közepes volt (Sørensen index – átlag±SE, I. kaszált: $0,32\pm 0,02$; II. kaszált: $0,27\pm 0,02$; I. kontroll: $0,34\pm 0,30$; II. kontroll: $0,40\pm 0,02$, ANOVA, $p<0,01$).

A magkészetben gyakori kétszikű fajok többségének a kaszált területeken magasabb sűrűségű volt a magkészlete, míg a vegetációban domináns fűvek a kontroll területeken rendelkeztek szignifikánsan sűrűbb magkészlettel (t -próba, *Molinia arundinacea* – $p<0,001$, *Deschampsia cespitosa* – $p<0,05$). A védett fajok közül egyedül a *Hypericum maculatum* esetében mutattunk ki számottevő magkészletet (30–500 mag/m²), a növényközösség további jellemző egyszikűinek (pl. *Briza media*, *Carex montana*) és kétszikűinek (*Sanguisorba officinalis*, *Betonica officinalis*, *Serratula tinctoria*) többsége azonban nem rendelkezett tartós magkészlettel. Kizárólag a magkészetben fordultak viszont elő egyes ritkább sásfajok (*Carex nigra*, *C. flava*), további szittyófajok (*Juncus bufonius*, *J. articulatus*) és számos higrofiton faj (*Peplis portula*, *Typha angustifolia*).

Értékelés

A magkészet sűrűsége

Mérsékelt övi gyepekben végzett magkészet vizsgálatok nedves gyepek és mocsári vegetáció esetében találták a legmagasabb csíranövény denzitás

3. táblázat. A mezofil gyepi mintaterületek vegetációja és magkészlete. Jelmagyarázat: **Vf**: Frekvencia a vegetációban (I-V=1-5 kvadrát). **Mf**: Frekvencia a magkészletben (I-V=1-5 kvadrát) **D**: Magdenzitás (csíranövényszám/10 cm/m²). Egy megtalált csíranövény 26,53 db/m²-es magkészlet-sűrűségnek felel meg. **MKT**: Magkészlet típus besorolás = T: tranziens (<1 év), RP: rövidtávú perzisztens (1-5 év), HP: hosszútávú perzisztens (> 5 év) (Thompson *et al.* 1997). A táblázatban azok a fajok szerepelnek, amelyek a vegetációban átlagosan legalább IV-es frekvencia értékkel vagy a magkészletben legalább 50 életképes maggal fordultak elő. (Nem volt olyan, faj, amely csak a magkészletben fordult elő, ugyanakkor több mint 50 maggal rendelkezett volna).

| | I. kaszált | | | II. kaszált | | | I. kontroll | | | II. kontroll | | | MKT |
|---|------------|-----|------|-------------|-----|-----|-------------|-----|------|--------------|-----|------|-----|
| | Vf | Mf | D | Vf | Mf | D | Vf | Mf | D | Vf | Mf | D | |
| A vegetációban és a magkészletben egyaránt | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Agrostis tenuis</i> | V | IV | 133 | V | III | 106 | V | III | 80 | IV | III | 186 | HP |
| <i>Brachypodium pinnatum</i> | V | I | 27 | V | | | V | I | 27 | V | I | 27 | HP |
| <i>Campanula patula</i> | III | V | 1485 | V | | 928 | IV | | 1698 | V | | 1645 | RP |
| <i>Festuca ovina</i> | V | | | V | | | III | | | V | I | 27 | T |
| <i>Genista germanica</i> | V | I | 27 | V | I | 80 | III | I | 53 | V | II | 106 | RP |
| <i>Helianthemum ovatum</i> | V | I | 27 | V | I | 80 | III | II | 80 | IV | II | 292 | RP |
| <i>Luzula luzuloides</i> | V | | | IV | I | 27 | III | | | IV | | | T |
| <i>Luzula multiflora</i> | IV | V | 345 | III | V | 345 | I | IV | 292 | IV | V | 424 | RP |
| <i>Potentilla alba</i> | V | III | 477 | V | | | V | V | 584 | V | I | 53 | HP |
| <i>Potentilla erecta</i> | V | I | 27 | IV | I | 53 | V | II | 80 | V | III | 265 | HP |
| <i>Sieglingia decumbens</i> | III | IV | 637 | V | IV | 345 | I | IV | 318 | III | II | 159 | HP |
| <i>Viola canina</i> | V | II | 80 | V | II | 53 | IV | IV | 265 | V | III | 80 | HP |
| Csak a vegetációban | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Achillea millefolium</i> | IV | | | V | | | III | | | IV | | | T |
| <i>Calamagrostis arundinacea</i> | V | | | V | | | V | | | V | | | T |
| <i>Campanula persicifolia</i> | V | | | V | | | IV | | | V | | | T |
| <i>Carex montana</i> | V | | | V | | | IV | | | V | | | T |
| <i>Carpinus betulus</i> | III | | | IV | | | IV | | | V | | | T |
| <i>Cruciata glabra</i> | V | | | V | | | V | | | V | | | T |
| <i>Filipendula vulgaris</i> | III | | | V | | | V | | | V | | | T |
| <i>Peucedanum oreoselinum</i> | IV | | | IV | | | IV | | | V | | | T |
| <i>Pimpinella saxifraga</i> | V | | | IV | | | V | | | V | | | T |
| <i>Primula veris</i> | V | | | IV | | | V | | | V | | | T |
| <i>Pulmonaria mollissima</i> | V | | | III | | | V | | | V | | | T |
| <i>Rumex acetosa</i> | V | | | IV | | | V | | | II | | | T |
| <i>Symphytum tuberosum</i> | IV | | | IV | | | V | | | V | | | T |

4. táblázat. A kékperjés lápréti mintaterületek vegetációja és magkészlete. Jelmagyarázatot lásd a 3. táblázatnál. A táblázatban azok a fajok szerepelnek, amelyek a vegetációban átlagosan legalább IV-es frekvencia értékkel vagy a magkészletben legalább 50 életképes maggal fordultak elő. Egy megtalált csíranövény 26,53 db/m²-es magkészlet-sűrűségnek felel meg.

| | I. kaszált | | | II. kaszált | | | I. kontroll | | | II. kontroll | | | MKT |
|---|------------|-----|-------|-------------|----|-------|-------------|-----|-------|--------------|-----|-------|-----|
| | Vf | Mf | D | Vf | Mf | D | Vf | Mf | D | Vf | Mf | D | |
| A vegetációban és a magkészletben egyaránt | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Agrostis canina</i> | V | V | 2706 | II | V | 477 | | I | 27 | I | III | 212 | RP |
| <i>Agrostis tenuis</i> | V | III | 292 | V | I | 212 | II | | | V | II | 212 | T |
| <i>Campanula patula</i> | III | V | 5942 | | V | 5438 | I | V | 5517 | III | V | 3793 | HP |
| <i>Carex pallescens</i> | V | V | 716 | IV | V | 1353 | IV | V | 1035 | V | V | 1300 | RP |
| <i>Carex panicea</i> | V | III | 106 | V | IV | 239 | III | V | 451 | IV | V | 371 | HP |
| <i>Cruciata glabra</i> | V | | | V | I | 27 | IV | | | V | II | 53 | T |
| <i>Galium boreale</i> | IV | | | V | | | IV | I | 27 | V | | | T |
| <i>Juncus conglomeratus</i> <i>/ effusus</i> | IV | V | 74511 | | V | 59418 | | V | 49099 | | V | 76792 | HP |
| <i>Luzula multiflora</i> | V | V | 637 | V | IV | 504 | III | V | 637 | IV | V | 398 | HP |
| <i>Lychnis flos-cuculi</i> | II | V | 1273 | IV | V | 637 | | III | 186 | II | V | 292 | HP |
| <i>Molinia arundinacea</i> | V | | | V | IV | 133 | V | V | 1485 | V | V | 2122 | RP |
| <i>Myosotis palustris</i> | IV | V | 1883 | IV | V | 796 | IV | IV | 663 | V | V | 769 | HP |
| <i>Potentilla erecta</i> | V | IV | 159 | V | IV | 212 | V | III | 292 | V | IV | 318 | HP |
| <i>Prunella vulgaris</i> | V | II | 53 | V | II | 53 | II | | | IV | I | 27 | T |
| <i>Ranunculus acris</i> | V | II | 53 | IV | II | 106 | IV | | | IV | III | 80 | HP |
| <i>Selinum carvifolia</i> | V | | | IV | | | V | II | 80 | V | I | 53 | RP |
| <i>Stellaria graminea</i> | V | IV | 345 | V | V | 1061 | I | I | 106 | V | IV | 1273 | RP |
| <i>Viola canina</i> | V | III | 133 | V | V | 663 | III | IV | 133 | V | V | 663 | HP |
| Csak a vegetációban | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Achillea ptarmica</i> | IV | | | V | | | V | | | V | | | T |
| <i>Betonica officinalis</i> | III | | | V | | | V | | | V | | | T |
| <i>Carex montana</i> | V | | | I | | | IV | | | IV | | | T |
| <i>Carex pilosa</i> | V | | | V | | | I | | | V | | | T |
| <i>Carpinus betulus</i> | IV | | | III | | | IV | | | III | | | T |
| <i>Centaurea jacea</i> | III | | | V | | | I | | | IV | | | T |
| <i>Colchicum autumnale</i> | V | | | III | | | III | | | II | | | T |
| <i>Filipendula vulgaris</i> | V | | | V | | | IV | | | V | | | T |
| <i>Galium verum</i> | III | | | V | | | IV | | | V | | | T |
| <i>Gladiolus imbricatus</i> | V | | | V | | | II | | | V | | | T |
| <i>Laserpitium pruthenicum</i> | IV | | | V | | | | | | V | | | T |
| <i>Lathyrus pratensis</i> | IV | | | III | | | IV | | | IV | | | T |
| <i>Lysimachia vulgaris</i> | II | | | IV | | | V | | | V | | | T |
| <i>Sanguisorba officinalis</i> | V | | | V | | | IV | | | V | | | T |
| <i>Serratula tinctoria</i> | V | | | V | | | IV | | | V | | | T |
| Csak a magkészletben | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Juncus articulatus</i> | | IV | 1194 | | V | 6552 | | III | 2546 | | V | 1247 | HP |

értékeket (Matus *et al.* 2003: 25000–140000 db/m², Jutila 2001: 84000 db/m²) és ezen közösségek átlagos magkészlet sűrűsége is meghaladta a száraz gyepekben vagy erdőkben tapasztalt értékeket (Bossuyt & Honnay 2008). A legalacsonyabb sűrűségű perzisztens magkészletet száraz, meszes gyepterületeken figyelték meg (Akinola *et al.* 1998: 2500 db/m², Willems & Bik 1998: 800 db/m²). A fenti eredményekkel a saját eredményeink összhangban állnak, a mezofil gyepekben több mint egy nagyságrenddel alacsonyabb magkészlet sűrűséget tapasztaltunk, mint a kékperjés lápréteken (1. táblázat).

A vegetáció és magkészlet hasonlósága

A legtöbb mérsékelt övi gyepeben végzett vizsgálat a vegetáció és magkészlet között alacsony, illetve közepes hasonlóságot mutatott ki (Bakker *et al.* 1996, Grime 1979). A mezofil gyepek esetében alacsonyabb hasonlóságot tapasztaltunk, mint a kékperjésekben; aminek okai lehetnek (1) a magkészlet alacsonyabb sűrűsége, így a ritka fajok alacsonyabb megtalálási valószínűsége, (2) kevesebb az olyan faj, amely tartós magkészletet képez és (3) a vegetációból hiányzó, de a magkészletben jelenlevő higrofiton fajok.

Számos vizsgálat esetében a vegetációban domináns fűnemű fajoknál csak tranzienst vagy csekély denzitású magkészlet jelenlétét igazolták (Fenner 1985). A kékperjés lápréteken, a vegetációban domináns egyszikűek többsége (*Molinia arundinacea*, *Deschampsia cespitosa*, *Agrostis canina*, *Carex pallescens*) számottevő magkészlettel (>400–500 életképes mag/m²) rendelkezett, a mezofil gyepeknél azonban a fűvek közül csak a *Sieglingia decumbens* volt ilyen. Bár a vizsgált vegetációtípusokban védett fajok egész sora fordult elő és nem egy kifejezetten gyakori volt (pl. *Gladiolus imbricatus*, *Achillea ptarmica*), közülük csak a *Hypericum maculatum* rendelkezett számottevő magkészlettel, illetve a *Carex hartmannii* egy magja került elő. A kaszált parcellákban a kékperjések vegetációjában domináns fűfajok, a *Molinia arundinacea* és a *Deschampsia cespitosa* magkészlete szignifikánsan ritkább volt, ami összefügghet azzal, hogy az említett fajok a kezelt területeken már évek óta szignifikánsan alacsonyabb virágzási sikert mutattak (Török *et al.* 2007). A kaszált területeken több esetben a kétszikű fajok sűrűbb magkészlettel rendelkeztek, de a kísérlet kezdeti állapotára jellemző magkészlet adatok híján egyértelmű trendeket kimutatni nem tudtunk.

Természetvédelmi következtetések

Eredményeink azt mutatják, hogy a magkészletnek a gyepek regenerációjában betöltött szerepe társulástól függően igen eltérő lehet. Kékperjés lápréteken a fajok többségénél kimutattunk tartós magkészletet, de a ritkább és

védett kísérőfajok legfeljebb csak sporadikus magkészlettel rendelkeztek. A lápréteken problémát jelenthet még, hogy a talaj igen nagy mennyiségben tartalmazza nagytermetű *Juncus* fajok magjait, ami talajbolygatás esetén a helyreállítás sikerességét gátolhatja (Bossuyt & Honnay 2008). A magkészlet regenerációs értéke a mezofil gyepekben csekély, hiszen itt a vegetáció fajainak többsége egyáltalán nem képez perzisztens magkészletet és a meglevők denzitása is csekély. Beerdősült állományok helyreállítása során tehát a mezofil gyepekben aligha várható az eltűnt fajok magkészletből történő felújulása. Ilyen esetben a regenerációhoz további beavatkozások (fajgazdag állományokból származó széna ráhordása, magvetés) lehetnek szükségesek. A fentiek alapján javasolható a restaurációs munkák tervezése előtt az induló magkészlet elemzése, mely hasznos információkat szolgáltat a gyepek spontán regenerációs potenciáljának megítéléséhez.

Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönik Balogh Adrien, György Csaba, Kelemen András, Kiss Orsolya, Lisovszky Edit, Lukács Balázs András, Prommer Mátyás és Szaszák Tímea mintavétel és csíráztatás során nyújtott segítségét, a Telkibányai Erdészet munkatársainak a terepi munkák kivitelezésében nyújtott támogatását, végül a BNP majd az ANP Igazgatóságainak a kutatás engedélyezését. A szerzők köszönik a kézirat végleges formájának elkészítésében Csontos Péter és egy anonim lektor tanácsait és segítségét.

Irodalomjegyzék

- Akinola, M. O., Thompson, K. & Buckland, S. M. (1998): Soil seed bank of an upland calcareous grassland after 6 years of climate and management manipulations. – *J. Appl. Ecol.* **35**: 544–552.
- Bakker, J. P. (1989): Nature management by grazing and cutting. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London.
- Bakker, J. P., Poschlod, P., Strykstra, R. J., Bekker, R. M. & Thompson, K. (1996): Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. – *Acta Bot. Neerlandica* **45**: 460–490.
- Bossuyt, B. & Honnay, O. (2008): Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. – *J. Veg. Sci.* **19**: 87–884.

- Csontos, P. (2001): *A természetes magbank kutatásának módszerei*. – Scientia Kiadó, Budapest.
- Csontos, P. (2007): Dolomitgyepek magbankja idős feketefenyvesek talajában. – In: Csontos, P. (szerk.): *Feketefenyveseink kutatása*. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 81–94.
- Fenner, M. (1985): *Seed Ecology*. – Chapman & Hall, London.
- Grime, J. P. (1979): *Plant strategies and vegetation processes*. – J. Wiley & Sons, Chichester.
- Halassy, M. (2001): Possible role of the seed bank in the restoration of open sand grasslands in old fields. – *Com. Ecol.* **2**: 101–108.
- ter Heerdt, G. N. J., Verweij, G. L., Bekker, R. M. & Bakker, J. P. (1996): An improved method for seed bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. – *Func. Ecol.* **10**: 144–151.
- Jutila, H. M. (2001): Effect of flooding and draw-down disturbance on germination from a seashore meadow seed bank. – *J. Veg. Sci.* **12**: 729–738.
- Matus, G., Szilágyi, G. & Tóthmérész, B. (1993): *A Gyertyánkúti-rétek rekonstrukciós terve*. – Kutatási jelentés a BNP Igazgatósága részére, Debrecen.
- Matus, G. (1997): Florisztikai kutatások a zempléni Gyertyánkúti-réteken. – *Kitaibelia* **2**: 313–316.
- Matus, G., Verhagen, R., Bekker R. M. & Grootjans, A. P. (2003): Restoration of the *Cirsio dissecti-Molinietum* in The Netherlands: Can we rely on soil seed banks? – *Appl. Veg. Sci.* **6**: 73–84.
- Matus, G., Tóthmérész, B. & Papp, M. (2005): Impact of management on vegetation dynamics and seed bank formation of inland dune grassland in Hungary. – *Flora* **200**: 296–306.
- Paládi-Kovács, A. (1979): *A magyar parasztság rétgazdálkodása*. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Simmering, D., Waldhardt, R. & Otte, A. (2006): Quantifying determinants contributing to plant species richness in mosaic landscapes: a single- and multi-patch perspective. – *Landscape Ecol.* **21**: 1233–1251.
- Simon, T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója*. – Nemzeti tankönyvkiadó, Budapest.
- Smith, R. S., Shiel, R. S., Millward, D., Corkhill, P. & Sanderson, R. A. (2002): Soil seed banks and the effects of meadow management on vegetation change in a 10-year meadow field trial. – *J. Appl. Ecol.* **39**: 279–293.
- Stampfli, A. & Zeiter, M. (1999): Plant species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. – *J. Veg. Sci.* **10**: 151–164.

- Thompson, K., Bakker, J. P. & Bekker, R. M. (1997): *Soil seed banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity*. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Török, P., Arany, I., Prommer, M., Valkó, O., Balogh, A., Vida, E., Tóthmérész, B. & Matus, G. (2007): Újrakezdett kezelés hatása fokozottan védett kékperjés láprét fitomasszájára, faj- és virággazdagságára. – *Természetvédelmi Közlem.* **13**: 187–198.
- Török, P., Matus, G., Papp, M. & Tóthmérész, B. (2008): Seed bank and vegetation development of sandy grasslands after goose breeding. – *Folia Geobot.* **44**: 31-46.
- Virágh, K. & Gerencsér, I. (1988): Seed bank in the soil and its role during secondary succession induced by some herbicides in a perennial grassland community. – *Acta Bot. Hung.* **34**: 77–121.
- Willems, J. H. & Bik, L. P. M. (1998): Restoration of high species density in calcareous grassland: the role of seed rain and soil seed bank. – *Appl. Veg. Sci.* **1**: 91–100.

The role of soil seed banks in restoration of two hay meadows

Orsolya Valkó^{1,2}, Péter Török¹, Enikő Vida^{1,2}, Ildikó Arany²,
Béla Tóthmérész¹ and Gábor Matus²

¹University of Debrecen, Dept. of Ecology,

²University of Debrecen, Dept. of Botany,

H-4010 Debrecen, Egyetem tér 1.,

E-mail: valko.orsolya@freemail.hu

Abstract: Seed bank composition of differently managed (resumed mowing and abandoned) stands of mesophilous *Cirsio-Brachypodium* grasslands and of *Molinion* fen meadows were studied in the the species-rich 'Gyertyán-kúti-rétek' meadows (Zemplén Mts.). In four managed (resumed mowing since 1993) and four abandoned stands the species list of vascular species was recorded in 2004 (five 4m² sized permanent plots per stand). Soil seed banks were analyzed in 2005-2006 using the seedling emergence method on early spring samples. Mesophilous grasslands only possessed relatively sparse seed banks (4,800 to 7,000 seeds/m²) with a low similarity to aboveground vegetation (Sørensen index: 0.17–0.20). Among frequent herbs *Stellaria graminea*, while among grasses *Sieglingia decumbens* developed significantly more dense seed banks in the mown plots. Fen meadows had dense seed banks (65,000 to 94,000 seeds/m²) with low to medium similarity to vegetation (Sørensen index: 0.20–0.40). Seed bank dominants were *Juncus conglomeratus* and *J. effusus*. Further frequent species involved *Agrostis canina*, *Campanula patula*, *Carex pallescens*, *Luzula multiflora*, *Lychnis flos-cuculi*, *Potentilla erecta* and *Viola canina*. Contrary, no seeds of the frequent *Achillea ptarmica*, *Gladiolus imbricatus*, *Gentiana pneumonanthe* or *Sanguisorba officinalis* were detected. Some sedges (*Carex flava*, *C. nigra*, *C. ovalis*) were only detected in the soil seed bank. Several herbs had more dense seed banks in managed plots whereas dominant grasses, *Molinia arundinacea* and *Deschampsia cespitosa* possessed higher seed densities in unmown plots. Low similarity of vegetation and seed banks as well as low seed densities in mesophilous stands can be a problem for restoration when overgrown. Species loss of degraded sites can only be overcome by reintroduction of lost species. Similarly, lack of persistent seeds in a number of species and overrepresentation of common sedges can hamper restoration also in fen meadows.

Keywords: seed bank, mowing, *Cirsio-Brachypodium*, *Junco-Molinion*, species richness

Avar-felhalmozódás szerepe a gyepesítést követő vegetáció-dinamikában

Török Péter¹, Kelemen András¹, Valkó Orsolya¹,
Miglécz Tamás¹, Vida Enikő¹, Deák Balázs²,
Lengyel Szabolcs¹ és Tóthmérész Béla¹

¹DE TEK, Ökológiai Tanszék
4010 Debrecen Egyetem tér 1., Pf.: 71., E-mail: molinia@gmail.com
²Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság
4024 Debrecen, Sumen út 2.

Összefoglaló: Vizsgálatainkat a Hortobágyi Nemzeti Parkban, az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer területén végeztük. Alacsony diverzitású magkeverékekkel gyepesített lucernások esetében vizsgáltuk az avarfelhalmozódás, a kétszikű fitomassza és a fajgazdagság kapcsolatát. Az alábbi hipotéziseket teszteltük: (1) A vetett gyepekben felhalmozódó avar mennyisége nagyobb, mint a vizsgált természetes gyepekben. (2) A gyepesedés során zajló avar-felhalmozódással párhuzamosan csökken a gyepesített területek fajgazdagsága. (3) A kétszikű fajok biomasszájának mennyisége negatívan korrelál az avar, illetve a vetett fűvek mennyiségével. A gyepesítést követő második évre a kétszikűek fitomasszája erőteljesen lecsökkent, ezzel párhuzamosan a holt fitomassza mennyisége ugrásszerűen megnőtt. Ezen frakciók tömegében a második és harmadik év között azonban nem volt szignifikáns különbség. A vetett fűvek fitomassza tömege a vizsgálat három éve során egyre növekedett. A holt és a kétszikű fitomassza mennyisége között erős negatív korrelációt mutattunk ki. Eredményeink azt mutatják, hogy az élőlő fűvek kompetíciója, de főleg az avar-felhalmozódás akadály lehet a kétszikű fajok csírázásának, betelepülésének és a területen való fennmaradásának, ezért természetvédelmi szempontból fontos hagyományos kezelési módok (kaszálás, legeltetés) alkalmazásával csökkenteni az avar mennyiségét.

Kulcsszavak: fitomassza, kompetíció, Egyek-Pusztakócs, Hortobágy, fajgazdagság

Bevezetés

Számos vizsgálat kimutatta, hogy a mérsékelt övi gyepesítés esetében az egy-ségnyi területre eső földfelszín feletti fitomassza mennyiségének növeke-

dése és a fajgazdagság között egy adott fitomassza tömeg fölött negatív korreláció figyelhető meg (Grime 1990, Waide *et al.* 1999). Ezt a jelenséget számos elmélet a kompetíciós viszonyok megváltozásával, a fényért és tápanyagokért folyó versengés intenzívebbé válását követő kompetitív kizáródással magyarázza (Abrams 1995, Goldberg & Miller 1990). Bár az erősödő versengés kétségkívül fontos közösségformáló tényező, ezek az elméletek gyakran nem veszik számításba a megnövekedett biomassza-produkció során intenzívebbé váló avar felhalmozódást, ami szintén a fajgazdagság csökkenését okozhatja (Foster & Gross 1998).

A nagy mennyiségben jelenlevő holt növényi anyag gátolja az új növényfajok betelepülését azáltal, hogy magcsapdaként működve megakadályozhatja a területre érkező propagulumok szabad talajfelszínre jutását (Eckstein & Donath 2005). A talajfelszínre jutó fény mennyiségének csökkentése (Kotorova & Lepš 1999), vagy a belőle felszabaduló allelopatikus vegyületek révén gátolhatja a rövid életű fajok magjainak csírázását (Bonanomi *et al.* 2006, Diemer *et al.* 2001). Ezzel szemben, különösen szárazabb klimatikus körülmények között, a talajfelszínt borító kis mennyiségű avar kedvező vízviszonyok kialakítása és a hőingadozás mérséklése révén pozitívan befolyásolhatja a mikroklímát (Donath *et al.* 2006, Jutila & Grace 2002); illetve bomlása során javítja a talaj tápanyag-ellátottságát (Bonanomi *et al.* 2006).

Gyepesítés során igen fontos a kezdeti időszakban magas borítással jelentkező gyomok visszaszorítása, biomasszájuk csökkentése. A korai kolonizáló, fényigényes gyomok visszaszorításában fontos szerepe lehet az avar felhalmozódásának. Munkánk során az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer területén korábbi lucernások helyén végzett gyepesítések (Deák *et al.* 2008, Török *et al.* 2008) vizsgálatán keresztül a holt fitomassza felhalmozódás szerepét tanulmányoztuk. A magvetést követő vegetációfejlődés első három évében követtük nyomon az egyes fitomassza-frakciók (holt fitomassza, kétszikű fitomassza, vetett illetve nem vetett fűvek fitomasszája) mennyiségének változását. A vizsgálat során az alábbi hipotéziseket teszteltük: (1) A vetett gyepekben felhalmozódó avar mennyisége nagyobb, mint a vizsgált természetes gyepekben. (2) A gyepesedés során zajló avar-felhalmozódással párhuzamosan csökken a gyepesített területek fajgazdagsága. (3) A kétszikű fajok biomasszájának mennyisége negatívan korrelál az avar, illetve a vetett fűvek mennyiségével.

Módszerek

Mintaterület és mintavétel

Vizsgálatainkat tíz, korábbi lucernások helyén szik (4 terület) és lősz (6 terület) magkeverékek vetésével létrehozott gyepterületen végeztük. A szik magkeveréket *Festuca pseudovina* és *Poa angustifolia* magjai alkották, míg a lősz magkeverékben *Festuca rupicola*, *Poa angustifolia* és *Bromus inermis* magjai voltak. A gyepesítés során a magkeverékeket 25kg/ha mennyiségben vetettük, ami megfelel az eddig végzett gyep-rekonstrukciók során alkalmazott magmennyiségeknek (Vida *et al.* 2008). A mintavételi területeket a vetés után évenként kaszálták.

A vizsgált gyepesítések közepesen kötött ($K_A < 40$), semleges kémhatású feltalaját (0–5 cm) magas foszfor- és káliumtartalom, illetve alacsony só-tartalom (<0,02%) jellemzi (Deák *et al.* 2008). Minden gyepesített területen egy 5x5 m nagyságú, véletlenszerűen elhelyezett mintavételi parcellán belül minden év júniusában (2006–2008) parcellánként 10 db, 20x20 cm-es föld feletti fitomassza mintát gyűjtöttünk véletlenszerű elrendezésben. Referenciaként lőszgyepek (*Festucion rupicola*) és cickafarkfüves szikes pusztagyeppek (*Festucion pseudovinae*) 3–3 hagyományosan kezelt (a lőszgyepeket kaszálták, a szikes gyepeket legeltették) állományából, 2008 júniusában a gyepesített területekhez hasonló elrendezésben és méretben 10–10 mintát vettünk. A fitomassza mintákat tömegállandóságig szárítottuk (65 °C, 24 óra), majd szétválogattuk holt, egyszikű és kétszikű frakciókra. Az egyszikűeket tovább válogattuk vetett és nem vetett frakciókra, míg a kétszikűeket fajonként elkülönítettük. A minták száraz tömegét 0,01 g-os pontossággal mértük.

Adatfeldolgozás

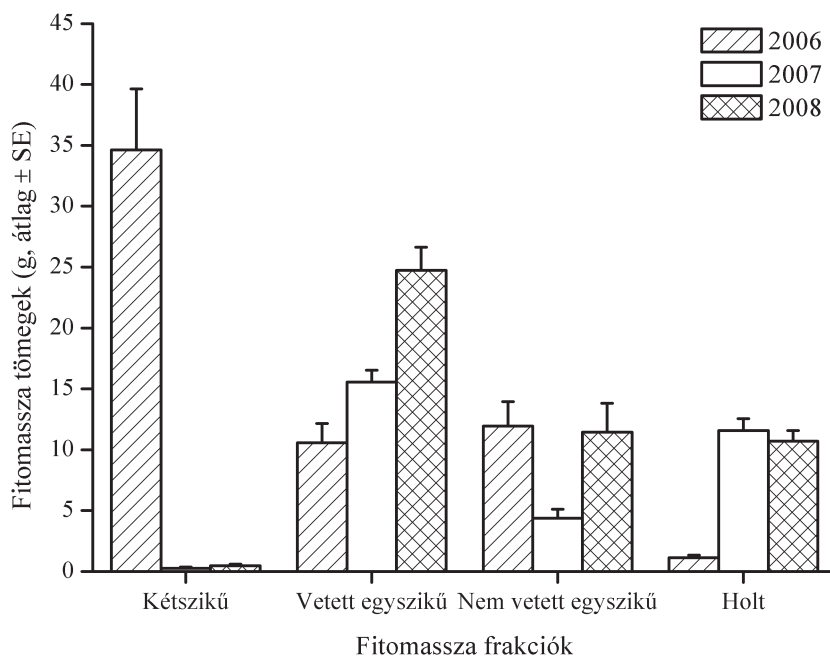
Az évenkénti fitomassza tömegek átlagait ANOVA vagy Kruskal-Wallis teszt segítségével hasonlítottuk össze az F-teszt (varianciaegyezőség) és Kolmogorov-Smirnov teszt (normalitás) eredményétől függően. A szignifikánsan elváló csoportok kiválasztásánál Student-Newman-Keuls tesztet használtunk ($p < 0,05$). Az egyes fitomassza frakciók közötti korreláció vizsgálata Spearman-féle rangkorrelációval történt. A referenciaterületek és a gyepesítések fitomassza frakcióinak átlagait Mann-Whitney teszttel vetettük össze (Zar 1999).

Eredmények

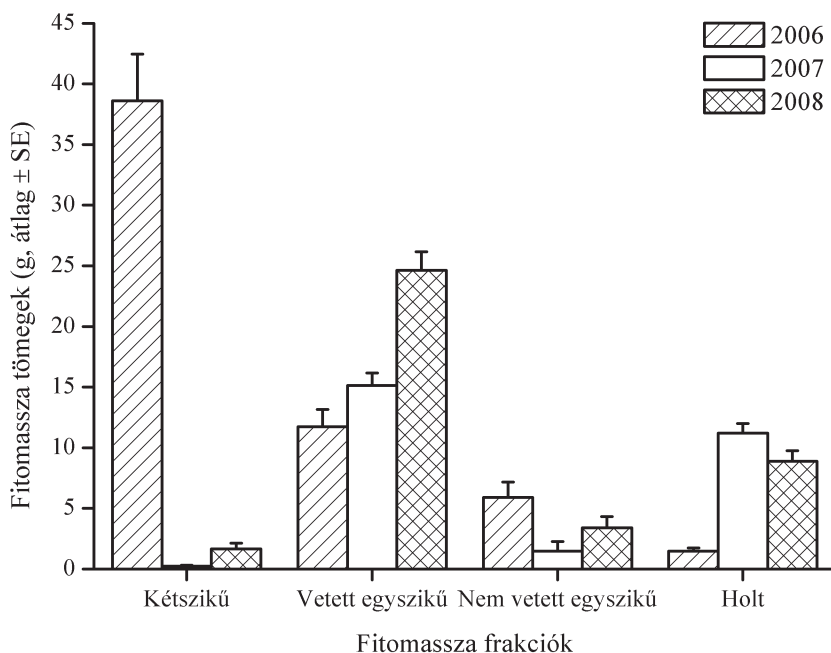
Az összfitomassza mennyisége 2007-ben, a vetett magkeveréktől függetlenül minden gyepesített területen mintegy harmada volt a 2006-os értékeknek. Az összfitomassza mennyiségében a 2007-es és a 2008-as évi értékek átlagai között nem volt szignifikáns különbség (1. és 2. ábra). Az összfitomassza mennyisége a lősz és szik magkeverékekkel gyepesített területeken szignifikánsan magasabb volt 2008-ban, mint az egyes területekhez tartozó referencia gyepekben (ANOVA, $p < 0,001$, 1. táblázat).

A holt fitomassza mennyisége 2006 és 2007 között szignifikánsan növekedett (ANOVA vagy Kruskal-Wallis teszt, $p < 0,05-0,001$). A holt fitomassza mennyisége 2007 és 2008 között hét területen nem változott szignifikánsan, egy területen szignifikánsan növekedett, míg két területen szignifikánsan csökkent. 2008-ban a gyepesített területek mindkét típusában szignifikánsan magasabb volt a holt fitomassza mennyisége, mint a referencia gyepekben (Mann-Whitney-teszt, $p < 0,001$, 1. táblázat).

A gyepesített területeken a második évre szignifikánsan lecsökkent a kétszikű fajszám (ANOVA, $p < 0,001$); főleg a rövid élettartamú gyomok



1. ábra. A szik magkeverékekkel vetett területek átlagos fitomassza tömegei (a 20×20-as mintavételi négyzetek adatai alapján).



2. ábra. A lősz magkeverékkel vetett területek átlagos fitomassza tömegei (a 20×20-as mintavételi négyzetek adatai alapján).

fajszaám-csökkenése volt jelentős. A mintaterületeken kimutatott átlagos fajszámszámok 2007-ben és 2008-ban is szignifikánsan alacsonyabbak (ANOVA, $p < 0,001$) voltak, mint 2006-ban. 2008-ban a lőszös és szikes referencia területek fitomassza mintáiban található átlagos fajszámszám egyaránt szignifikánsan magasabb volt, mint a gyepesített területek fajszámszáma.

A vetett füvek mennyisége szinte minden területen folyamatosan emelkedett és a gyepesítés 3. évében volt a legmagasabb. A vetett egyszikűek fitomassza növekedése 2006 és 2008 között hét területen szignifikáns volt (ANOVA vagy Kruskal-Wallis teszt, $p < 0,05-0,001$, 1. és 2. ábra).

A kétszikű frakció tömege az első és a második év között minden területen szignifikánsan, legtöbbször két nagyságrenddel csökkent (ANOVA, $p < 0,05-0,001$). Bár a második és a harmadik év között is növekedett a kétszikű fitomassza össztömege, de ez a növekedés csak két területen volt szignifikáns és a 2008-ban mért értékek még mindig szignifikánsan alacsonyabbak voltak, mint a gyepesítés első évében (ANOVA, $p < 0,05-0,001$, 1. és 2. ábra).

A szik és a lősz magkeverékkel gyepesített területeken egyaránt erős negatív korrelációt mutattunk ki a kétszikű és a holt fitomassza tömege kö-

1. táblázat. A gyepesített területek és a természetes gyeppek egyes fitomassza frakcióinak tömegei 2008-ban, 20×20 cm-es területen, g-ban megadva. Az egyes fitomassza frakciók átlagait gyep típusonként (vetett gyep és referencia) t-tesztel vagy Mann-Whitney tesztel vetettük össze. A táblázatban szereplő átlagok a referencia területek esetében 30 minta (referencia gyep típusonként 3 gyep, n = 10/gyep), a szik magkeveréssel gyepesített területek esetében 40 (4 gyepesítés, n = 10/gyepesítés), a lösz magkeveréssel gyepesített területek esetében 60 minta (6 gyepesítés, n = 10/gyepesítés) alapján számítottuk

| | Szik magkeverék | Szikes referencia |
|---------------------|-------------------------|-------------------------|
| Egyszikű fitomassza | 24,74±0,91 ^a | 6,27±0,47 ^b |
| Kétszikű fitomassza | 0,46±0,13 ^a | 1,63±0,13 ^b |
| Holt fitomassza | 10,70±0,88 ^a | 2,46±0,25 ^b |
| Összfitomassza | 47,34±2,74 ^a | 10,35±0,32 ^b |
| Fajszaám | 4,05±0,25 ^a | 9,03±0,26 ^b |
| Kétszikű fajszaám | 0,88±0,13 ^a | 6,17±0,13 ^b |
| | Lösz magkeverék | Löszös referencia |
| Egyszikű fitomassza | 24,64±1,51 ^a | 17,26±1,90 ^b |
| Kétszikű fitomassza | 1,65±0,49 ^a | 9,58±1,05 ^b |
| Holt fitomassza | 8,90±0,86 ^a | 6,43±0,96 ^b |
| Összfitomassza | 38,57±1,75 ^a | 33,28±2,22 ^b |
| Fajszaám | 5,00±0,19 ^a | 15,10±0,70 ^b |
| Kétszikű fajszaám | 1,37±0,15 ^a | 10,90±0,68 ^b |

zött (Spearman rangkorreláció, szik: $r=-0,58$ és $-0,77$ között, lösz: $r=-0,45$ és $-0,85$ között, $p<0,05-0,001$). A kétszikű fajszaám és a holt fitomassza tömege között hasonlóan erős negatív korrelációt mutattunk ki (Spearman rangkorreláció, Szik: $r=-0,64$ és $-0,80$ között, Lösz: $r=-0,33$ és $-0,85$ között, egy területen nem szignifikáns, a többi esetben $p<0,01-0,001$). A kétszikű fitomassza mennyisége és fajszaama általában negatívan korrelált a vetett egyszikűek fitomassza tömegeivel is (Spearman rangkorreláció, Szik: $r=-0,17$ és $-0,63$ között, Lösz: $r=-0,18$ és $-0,67$ között, 4 területen nem szignifikáns, a többi esetben $p<0,05-0,001$) (2. táblázat).

Értékelés

Eredményeink jól mutatják, hogy a gyepesített területeken feltehetően a mezőgazdasági művelés következtében visszamaradt magasabb talajtápanyagtartalom miatt magasabb produktivitás figyelhető meg. A gyepesített minta-

2. táblázat. A gyepesített területek fitomassza tömegeinek és a kétszikű fitomassza fajszerkezetének korrelációja a holt és a vetett egyszikű fitomassza frakciókkal (r értékek). Spearman-féle nem parametrikus rangkorreláció, szignifikancia szintek: *** – $p < 0,001$; ** – $p < 0,01$; * – $p < 0,05$; nincs jelölés – nem szignifikáns kapcsolat.

| | Szik magkeverék | Lősz magkeverék | Szik magkeverék | Lősz magkeverék |
|--------------------------|--------------------|--------------------------|--------------------|--------------------|
| | | Vetett egyszikű tömeg | | |
| Holt fitomassza | | | *** 0,449 | *** 0,256 |
| Vetett egyszikű | *** 0,449 | *** 0,256 | | |
| Kétszikű (tömeg) | ***-0,692 | ***-0,656 | ***-0,485 | ***-0,389 |
| Kétszikű fajszerkezet | ***-0,729 | ***-0,601 | ***-0,473 | ***-0,397 |

területeinken még 2008-ban is magasabb fitomassza tömegeket mutattunk ki, mint a referencia területeken. Précsényi & Máthé (1969) a referencia szikes társuláshoz hasonló, bolygatatlanabb helyeken jellemző alacsonyfüvű száraz sziki társulásban (*Artemisio-Festucetum pseudovinae*), megegyező méretű mintavételi egységben átlagosan 17–27 g összfitomasszát mutattak ki, amely értékek szintén jelentősen alatta maradnak a vetett gyepben általunk mért értékeknek (átlagosan 38,57–47,34 g/20×20cm). A magas élő fitomassza-produkció már a vetést követő második évtől elősegítette az intenzív holt fitomassza felhalmozódást, amelynek hatására erőteljesen csökkent a gyepesített területek fajszerkezetének. Ez a jelenség leginkább a kétszikűek tömegének zömét adó egyéves gyomok visszaszorulásának következménye. Ennek legfontosabb oka lehet, hogy a vastag rétegben felhalmozódott avar csökkentette a talajfelszín fényellátottságát (Bobbink *et al.* 1989), valamint a csíranövények számára közvetlen, fizikai gátat képezett (Bonanomi *et al.* 2006), ami akadályozta a fényigényes gyomok csírázását.

A gyepesítés során vetett fűvek klonálisan is jól szaporodó és terjedő, évelő, kompetítor fajok voltak. Ezek a fajok már a második évre jelentős fitomasszával voltak jelen a mintaterületeken, ez a jelenség az avar-felhalmozódással együtt már a második évre a gyomok jelentős visszaszorulását okozta. Ezek az eredmények összhangban állnak korábbi vizsgálatok tapasztalataival (McLachlan & Knispel 2005).

Természetvédelmi következtetések

A gyepesített mintaterületeinken a vetést követő első évben (2006) egy zömében kétszikű egyévesekből álló (pl. *Matricaria inodora*, *Capsella bursa-pastoris*, *Descurainia sophia*) gyomközösség alakult ki (Deák *et al.* 2008, Török *et al.* 2008). A gyepesítések kezdeti fázisaiban kialakult gyomközösséget a második, harmadik évre felváltotta egy, az évelő fűvek dominanciájával jellemezhető vegetáció. Ez egybevág más hasonló vizsgálatokban kapott eredményekkel (Lepš *et al.* 2007, Manchester *et al.* 1999, McLachlan & Knispel 2005). Vizsgálataink jól mutatják, hogy a gyomok kiszorulásában a gyepesedéssel együtt járó holt fitomassza felhalmozódás kulcsszerepet játszik.

A gyepesítést követő második és harmadik évre kialakult fűdominancia és a jelentős mennyiségű avar felhalmozódása a közösségek homogénebbé és fajszegényebbé válását okozták. Három éves vizsgálataink alapján látható, hogy a gyepesedés folyamán kialakuló évelő fűdominancia és az avar-felhalmozódás hatékonyan képes csökkenteni a gyomok fajszerkezetét és biomasszáját. A nagy mennyiségű avar felhalmozódása azonban akadályozhatja a gyepekre jellemző kísérőfajok betelepülését (Bock & Bock 1993, Török *et al.* 2007). A későbbiekben a célállományokra jellemző fajösszetétel kialakulásának eléréséhez célszerű a felhalmozódott avar mennyiségét csökkenteni a gyepesítésekben. A holtanyag mennyiségének csökkentésére javasolható a hagyományos kezelési módok alkalmazása, mely a szikes gyepesítések esetében az extenzív legeltetés, míg a lösz gyepesítések esetében a kaszálás (Deák *et al.* 2008, Deák & Tóthmérész 2007). A megfelelő legelési intenzitás és kaszálási gyakoriság megállapításához azonban további vizsgálatok szükségesek.

Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönik Gál Lajos, Lontay László, Lukács Balázs András, Kapocsi István és Molnár Attila (HNPI) hasznos szakmai tanácsait. Tatár Bernadett és Tasnádi Szabolcs (Debreceni Egyetem) a terepi munkák során nyújtottak segítséget, köszönet érte. Köszönjük Margóczy Katalin és egy anonim bíráló lektori munkáját. Köszönjük az EU LIFE Nature programjának anyagi támogatását.

Irodalomjegyzék

- Abrams, P. A. (1995): Monotonic or unimodal diversity – productivity gradients: what does competition theory predict? – *Ecology* **76**: 2019–2027.
- Bobbink, R., den Dubbelden, K. & Willems, J. H. (1989): Seasonal dynamics of phytomass and nutrients in chalk grassland. – *Oikos* **55**: 216–224.
- Bock, C. & Bock, J. (1993): Cover of perennial grasses in Southeastern Arizona in relation to livestock grazing. – *Conserv. Biol.* **7**: 371–377.
- Bonanomi, G., Caporaso, S. & Allegranza, M. (2006): Short-term effects of nitrogen enrichment, litter removal and cutting on a Mediterranean grassland. – *Acta Oecol.* **30**: 419–425.
- Deák, B. & Tóthmérész, B. (2007): A kaszálás hatása a Hortobágy Nyírőlapos csetkákás társulásban. – *Természetvéd. Közlem.* **13**: 179–186.
- Deák, B., Török, P., Kapocsi, I., Lontay, L., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2008): Szik- és löszgyep-rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti park területén (Egyek-Pusztakócs). – *Tájökol. Lapok* **6**: 231–240.
- Diemer, M., Oetiker, K. & Billeter, R. (2001): Abandonment alters community composition and canopy structure of Swiss calcareous fens. – *Appl. Veg. Sci.* **4**: 237–246.
- Donath, T. W., Hölzel, N. & Otte, A. (2006): Influence of competition by sown grass, disturbance and litter on recruitment of rare flood-meadow species. – *Biol. Conserv.* **130**: 315–323.
- Eckstein, R. L. & Donath, T. W. (2005): Interactions between litter and water availability affect seedling emergence in four familiar pairs of floodplain species. – *J. Ecol.* **93**: 807–816.
- Foster, B. L. & Gross, K. L. (1998): Species richness in a successional grassland: Effects of nitrogen enrichment and plant litter. – *Ecology* **79**: 2593–2602.
- Goldberg, D. J. & Miller, T. E. (1990): Effects of different resource additions on species diversity in an annual plant community. – *Ecology* **71**: 213–225.
- Grime, J. P. 1990: Mechanisms promoting floristic diversity in calcareous grassland. – In: Hillier, S. H., Walton, D. W. H. & Wells, D. A. (szerk.): *Calcaerous Grasslands: ecology and management*. Bluntisham Books, Bluntisham, pp. 51–56.
- Jutila, H. M. & Grace, J. B. (2002): Effects of disturbance on germination and seedling establishment in a coastal prairie grassland: a test of the competitive release hypothesis. – *J. Ecol.* **90**: 291–302.

- Kotorova, I. & Lepš, J. (1999): Comparative ecology of seedling recruitment in an oligotrophic wet meadow. – *J. Veg. Sci.* **10**: 175–186.
- Lepš, J., Doležal, J., Bezemer, T. M., Brown, V. K., Hedlund, K., Igual, A. M., Jørgensen, H. B., Lawson, C. S., Mortimer, S. R., Peix, G. A., Rodríguez, B. C., Santa, R. I. Šmilauer, P. & van der Putten, W. (2007): Long-term effectiveness of sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields. – *Appl. Veg. Sci.* **10**: 97–110.
- Manchester, S. J., McNally, S., Treweek, J. R., Sparks, T. H. & Mountford, J. O. (1999): The cost and practicality of techniques for the reversion of arable land to lowland wet grassland – an experimental study and review. – *J. Environ. Manage.* **55**: 91–109.
- McLachlan, S. M. & Knispel, A. L. (2005): Assessment of long-term tallgrass prairie restoration in Manitoba, Canada. – *Biol. Conserv.* **124**: 75–88.
- Précsényi, I. & Máthé, I. (1969): Szárazföldi növényi biomassza becslésének néhány mintavételi kérdése. – *Bot. Közlem.* **56**: 37–42.
- Török, P., Arany, I., Prommer, M., Valkó, O., Balogh, A., Vida, E., Tóthmérész, B. & Matus, G. (2007): Újrakezdett kezelés hatása fokozottan védett kékerperjés láprét fitomasszájára, faj- és virággazdagságára. – *Természetvéd. Közlem.* **13**: 173–184.
- Török, P., Deák, B., Vida, E., Lontay, L., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2008): Tájléptékű gyeprekonstrukció löszös és szikes fűmag-keverékekkel a Hortobágyi Nemzeti Park (Egyek-Pusztakócs) területén. – *Bot. Közlem.* **95**: 115–125.
- Vida, E., Török, P., Deák, B. & Tóthmérész, B. (2008): Gyepék létesítése mezőgazdasági művelés alól kivont területeken: a gyepesítés módszereinek áttekintése. – *Bot. Közlem.* **95**: 101–113.
- Waide, R. B., Willing, M. R., Steiner, C. F., Mittelbach, G., Gough, L., Dodson, S. E., Juday, G. P. & Parmenter, R. (1999): The relationship between productivity and species richness. – *Ann. Rev. Ecol. System.* **30**: 257–300.
- Zar, J. H. (1999): *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall International, London.

The effect of litter accumulation on vegetation dynamics after grassland restoration by sowing

Péter Török¹, András Kelemen¹, Orsolya Valkó¹, Tamás Migléc¹, Enikő Vida¹, Balázs Deák², Szabolcs Lengyel¹ and Béla Tóthmérész¹

¹*Dept. of Ecology, University of Debrecen*

Egyetem tér 1, Debrecen, Hungary, 4010

²*Directorate of Hortobágy National Park*

Sumen út 2. Debrecen, Hungary, 4024

E-mail: molinia@gmail.com

Abstract: The relationship between litter accumulation, herbaceous phytomass and species richness was studied on ex-alfalfa fields restored with low diversity seed mixtures. The following hypotheses were tested: (i) Accumulated litter is higher in the restored grasslands than in the reference ones. (ii) With increasing amounts of litter, species richness decreases. (iii) The phytomass of herbaceous species is negatively correlated with the amount of litter and graminoid phytomass. In 10 stands (4 sown with *Festuca pseudovina* and *Poa angustifolia* and 6 sown with *Festuca rupicola*, *Poa angustifolia* and *Bromus inermis*) aboveground phytomass samples were taken in June 2006, 2007 and 2008. In the first year after sowing, the vegetation was dominated by annual weedy species. Weedy assemblages were replaced by communities dominated by clonal grasses in the following vegetation period. In the second year after sowing, significantly lower herbaceous phytomass was sampled, while the amount of litter were increased significantly. The amount of the sown graminoid phytomass was increasing from year to year. We found strong negative correlation between litter and herbaceous phytomass. Our results suggest that litter accumulation and the competition of perennial graminoid species can negatively affect the germination, survival and colonisation of herbaceous species. Sustaining management by mowing or extensive grazing can be an appropriate tool to reduce the amount of accumulated litter.

Keywords: phytomass, Egyek-Pusztakócs, competition, grassland restoration, Hortobágy, species richness

A mezsgyék természetvédelmi jelentősége és védelmük időszerűsége

Csathó András István

5830 Battonya, Somogyi B. u. 42/A., E-mail: csatho@mezsgyevedelem.hu

Összefoglaló: A sztyepprétmарadványokat őrző mezsgyék természetvédelmi jelentősége egyre szélesebb körben válik ismertté, azonban védelmük egyelőre csak kevés előrelépést mutat. A mezsgyék szembetűnő flóraőrző szerepét számszerűsített adatokkal is alá kívántuk támasztani. A kutatást a Tiszántúl délkeleti részén található Csanádi-háton végeztük. Tíz év alatt a vizsgálati területen (kb. 940 km²) közép-európai flóratérképezési kvadrátonként (kb. 6,5×5,5 km) átlagosan 5,5 védelem alatt álló növényfaj előfordulása vált ismertté, amelyek közül 1,0 (18,6%) csak összefüggő természeti területről (gyep, erdő stb.) vagy szántóföldről (iszapnövények), 0,4 (6,6%) összefüggő területről és mezsgyéről egyaránt, 4,2 védett faj (74,9%) pedig csak mezsgyéről került elő. A Csanádi-háton a védett növényfajok közül az *Adonis vernalis*, *Ajuga laxmannii*, *Anchusa barrelieri*, *Clematis integrifolia*, *Inula germanica*, *Oxytropis pilosa*, *Prunus tenella*, *Silene bupleuroides* és a *Vinca herbacea* mind a lelőhelyek számát, mind az egyedszámokat tekintve 90–100%-ban mezsgyéken él. E gyepsávok jelentősége feltehetően az Alföld más löszvidékein is hasonló mértékű. A veszélyeztetett elsődleges mezsgyék megőrzése a Pannon biogeográfiai régióban új természetvédelmi stratégiát igényel.

Kulcsszavak: mezsgye, löszpusztarét, *Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae*, sztyepp, fragmentáció, flóra, Csanádi-hát

„Tudom, hogy nem könnyű feladat a kisebb emlékek védelmének gyakorlati megvalósítása, de ha megvan a kellő társadalmi bázis, akkor a termelés számára kis kiterjedésük miatt teljesen jelentéktelen foltok gondos és maradandó megóvása biztosítható. Át kell törni az emberi közömbösséget és a hivatali tehetetlenséget.”

Zólyomi Bálint (1969)

Bevezetés

A Kárpát-medence termékeny mezőségi talajjal (csernozjom, feketeföld) borított alföldi területein több mint nyolcezer év óta jelen van a földmű-

velés. Az egykor végeláthatatlan löszpuszták a szántóföldek terjeszkedése miatt szinte teljesen megszűntek, ma már leginkább csak mezsgyékre, meredek oldalakra szorult kicsiny, gyakran csupán néhány négyzetméteres állományok utalnak hajdani gazdagságukra. E kis állományok azonban akár évszázadokig képesek őrizni értékeiket. A mezsgyéken fennmaradt sztyepprétmaradványok természetvédelmi jelentőségére már többen felhívták a figyelmet (Illyés *et al.* 2007, Tóth 2003, Zólyomi 1969), azonban védelmük egyelőre csak kevés előrelépést mutat.

Módszerek

A mezsgyék és típusaik

A mezsgyék átlagosan kb. 2–15 (legfeljebb 25–50) méter széles, legtöbbször út, közigazgatási határ, csatorna, ér vagy vasút mellett húzódó gyepsávok.

Csoportosításuk egyfelől a határoló objektumok alapján történhet. Így beszélhetünk *kísérőmezsgyékről*, amelyek műút, földút, vasút, csatorna, ér stb. mellett futnak, *közölt mezsgyékről*, amelyek két objektum közé ékelődnek (pl. műút–vasút közöltmezsgye, ér–földút közöltmezsgye), és a mindkét oldalról közvetlenül szántással érintkező *szabadmezsgyékről*. A határoló közegnek komoly jelentősége lehet a mezsgyén lévő gyepek szempontjából, például a közölt mezsgyéken általában vegetáció szempontjából jobb állapotú gypet találunk, mint a szántók között húzódó szabadmezsgyéken, ahol a bemosódó műtrágya súlyosabban károsít. Az erdőkkel határos gyepsávok pedig a többinél erősebben cserjésednek.

Eredetük alapján két fő mezsgyetípus különíthető el, amelyek között a természetvédelmi értékességük terén általában lényegi különbség tapasztalható. Az *elsődleges mezsgyék* az eredeti vegetációból őriztek meg egy keskeny szeletet, ezzel szemben a *másodlagos mezsgyék* már szántásból kerültek felhagyásra. Az elsődleges gyepsávokon még akár erősebb degradáció ellenére is értékesebb flórát találunk, mint az utóbbiakon (Csathó 2005).

A műutakat a tájban korábban rendszerint egy párhuzamosan haladó földút, az ún. nyáriút kísérte, amelyek helye gyakran ma is jól felismerhető. Ilyen esetben az aránylag széles gyepsávon a legértékesebb növényzet a nyáriút és a szántás közötti meredekebb sávban, a „mezsgyerézsűn” található.

A mezsgyék vegetációja

Különösen a szántások közé ékelődő keskeny sztyepprétmaradványok a bemosódó műtrágya hatására erősen degradálódhatnak. A gyp nagyfoltossá alakul át, szerkezete szétesik. Gyakran uralkodóvá válik a *Bromus inermis*

(árva rozsnok) vagy az *Elymus repens* (közönséges tarackbúza). Az egyébként fő társulásalkotó *Festuca rupicola* (pusztai csenkesz) visszaszorul. A konkurenciát kevésbé tűrő, zömmel kistermetű, egynyári vagy tölevélrózsás fajok megritkúlnak, eltűnnek. Az elsődleges mezsgyék azonban még erős degradáció ellenére is rendszeresen őriznek fajokat az eredeti löszpusztai vegetációból. Ezek általában erős kompetitorok, rendszerint évelők, gyakran nagytermetűek vagy sarjtelepések („kitartó fajok”). (A mezsgyék vizsgálatához a fajok „eltávolodása” miatt a hagyományos méretű kvadrátok mellett az 50 vagy 100 m hosszú mintavételi egységek alkalmazása javasolható.)

A tájban tehát „mezsgyekedvelő” (pl. *Inula germanica*, *Anchusa barrelieri*, *Vinca herbacea*, *Rosa gallica*, *Prunus tenella*) (vö. 1. táblázat) és „mezsgyekerülő” fajokat (pl. *Taraxacum serotinum*, *Veronica prostrata*, *Rhinanthus rumelicus*, *Thymus* spp.) különböztethetünk meg.

A vizsgálat

A vizsgálatot a Tiszántúl délkeleti részén, a Maros hordalékkúpján található Csanádi-háton végeztük. A jó minőségű termőföld miatt itt is – csakúgy, mint a többi löszháton – a szántóföldek és a lakott területek szinte kizárólagosan uralják a tájat. A kistájban több mint tíz év óta tervszerű florisztikai felmérést végzünk, amely során több száz terepnapot töltöttünk a területen. A túlnyomórészt kerékpáros bejárásokat gyakran Csathó András Jánossal közösen végeztük.

A mezsgyék szembetűnő flóraőrző szerepét számszerűsített adatokkal is alá kívántuk támasztani. A vizsgálati területet (kb. 940 km²) 33 közép-európai flóratérképezési kvadrátként (9590/2, 4; 9591/1–4; 9592/1–4; 9593/1–4; 9690/2, 4; 9691/1–4; 9692/1–4; 9693/1, 3; 9790/2; 9791/1, 2; 9792/1–3, 9793/1) határoztuk meg (az államhatárral megosztott kvadrátoknál csak a határon belüli részek). A tájban ismertté vált 28 védett növényfaj adatait kvadrátonként, a lelőhelyek mezsgyékhöz való viszonya alapján összesítettük.

Eredmények

A több éves botanikai feltáró munka során a löszpusztagyepék (*Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae*) a tájban korábbi adattal rendelkező (Borbás 1878, Jankó 1886, Simonkai 1893, Soó & Máthé 1938, Thaisz 1905), vagy csak újabban felfedezett (Csathó A. I. 2005, 2006, 2008, Csathó A. J. 1986, 2003, Jakab 2005, Kertész 2000, Sarkadi 2003) szinte valamennyi faja előkerült mezsgyéről is, több értékes faj pedig regionálisan kizáró-

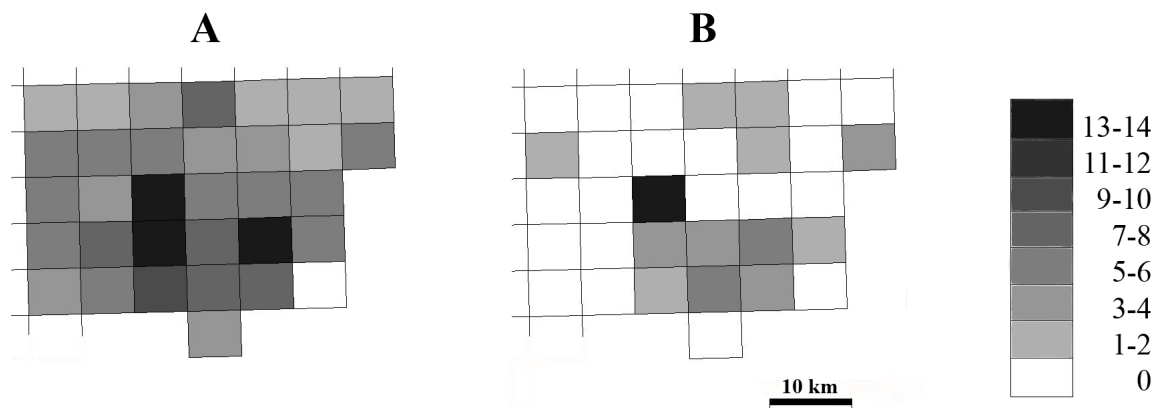
1. táblázat. Néhány védett vagy regionálisan védendő növényfaj, amelyeknek a Csanádi-háton mind a lelőhelyek számát, mind az egyedszámokat tekintve 90–100%-ban mezsgyéken élnek. * jelöli a kistájban kizárólag mezsgyékről ismert fajokat.

| Tudományos név | Magyar név | Védelem | Aktuális előfordulási adattal rendelkező települések |
|--------------------------------|---------------------|----------|--|
| <i>Adonis vernalis</i> | tavaszi hérics | * védett | Battonya |
| <i>Ajuga laxmannii</i> | szennyos ínfű | védett | Battonya, Dombegyház, Magyar-bánhegyes, Medgyesegyháza, Mezőhegyes |
| <i>Allium rotundum</i> | ereszes hagyma | * | Battonya, Kaszaper (Sarkadi 2001) |
| <i>Althaea cannabina</i> | kenderziliz | * | Kunágota (Csathó A. J. 2003) |
| <i>Anchusa barrelieri</i> | kék atracél | védett | (számos településen) |
| <i>Chamaecytisus virescens</i> | halvány zanót | | Lökösháza (Forgách B. & Kapocsi J. – személyes közlés), Medgyesegyháza, Mezőhegyes |
| <i>Clematis integrifolia</i> | réti iszalag | * védett | Battonya, Dombegyház, Magyardombegyház |
| <i>Euphorbia glareosa</i> | magyar kutyatej | * | Battonya, Mezőhegyes |
| <i>Galium glaucum</i> | szürke galaj | * | Magyarbánhegyes |
| <i>Hieracium umbellatum</i> | ernyős hölgymál | * | Battonya |
| <i>Inula germanica</i> | hengeres peremisz | védett | (számos településen) |
| <i>Inula salicina</i> | fűzlevelű peremisz | * | Battonya, Dombegyház |
| <i>Oxytropis pilosa</i> | csajkavirág | * védett | Mezőkovácsháza, (Végegyháza – kipusztult) |
| <i>Lithospermum officinale</i> | kőmagvú gyöngyköles | * | Battonya, Mezőhegyes |

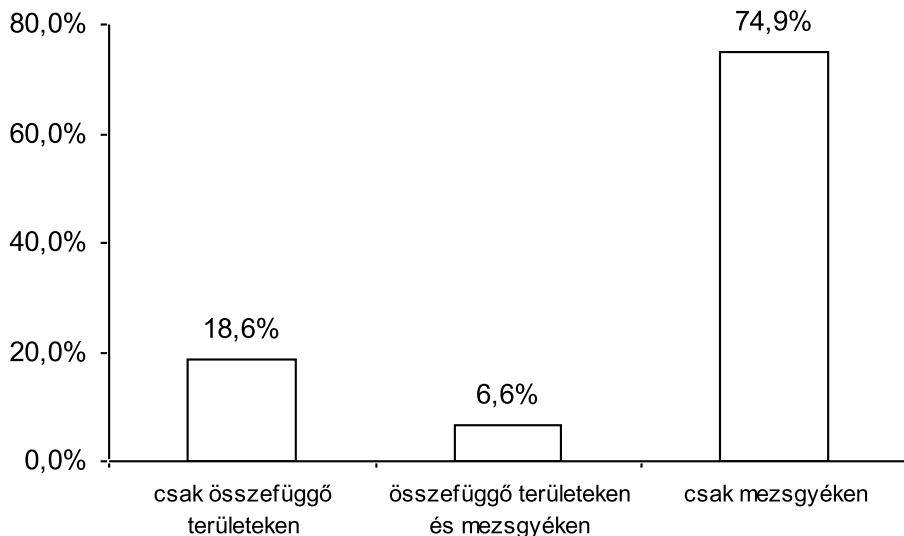
| | | | | |
|------------------------------|-------------------|---|--------|--|
| Prunus tenella | törpe- mandula | * | védett | Magyarbánhegyes, Mezőhegyes, Tótkomlós |
| Rapistrum perenne | rekenyő | * | | Battonya, Mezőhegyes, Mezőkovácsháza |
| Rosa gallica | parlagi rózsza | | | (számos településen) |
| Silene bupleuroides | gór habszegfű | * | védett | Battonya, Mezőhegyes |
| Sternbergia colchiciflora | vetővirág | | védett | Battonya, Kaszaper (Sarkadi 2003), Mezőhegyes |
| Vinca herbacea | pusztai meténg | | védett | (számos településen) |
| Vincetoxicum hirundinaria | méreggyilok | | | (számos településen) |

lag e kis gyeptermésványokról ismert. A löszgyepek számos jellemző faja mind lelőhelyszámában, mind tőszámában jóval nagyobb arányban (gyakran 90–100%-ban) él e fragmentumokban, mint az összes összefüggő területen együttvéve (1. táblázat). Az összefüggő gyepterületek mellett a mezsgyéken található lelőhelyeket is figyelembe véve a sztyeppfajok nagyságrendekkel finomabb elterjedési térképét kapjuk (sokkal pontosabban utalva eredeti áréájukra), amely mintázat is egy – megőrzendő – természeti érték.

Tíz év alatt a löszháton flórakvadrátonként (kb. 6,5×5,5 km) átlagosan 5,5 védelem alatt álló növényfaj előfordulása vált ismertté, amelyek közül 1,0 (18,6%) csak összefüggő természeti területről (gyep, erdő stb.) vagy szántóföldről (iszapnövények), 0,4 (6,6%) összefüggő területről és mezsgyék



1. ábra. A Csanádi-hát flórakvadrátjaiban ismert védett növényfajok száma összesen (A) és a mezsgyék adatai nélkül (B).



2. ábra. A védett növényfajok a Csanádi-háton ismertté vált előfordulásainak mezsgyékhez való viszonya (közép-európai flóratérképezési kvadrátonként).

gyéről egyaránt, 4,2 védett faj (74,9%!) pedig csak mezsgyéről került elő (1. és 2. ábra). A leginkább belvizes szántóföldeken megjelenő iszapnövények adatai nélkül ezek a számok a következőképpen módosulnak: 0,5 (10,2%); 0,4 (7,2%); 4,2 (82,5%!).

A csanádi mezsgyék botanikai kincseiken túl zoológiai értékekkel is rendelkeznek. Számos helyről került elő például a kizárólag a védett *Anchusa barrelieri*-n (kék atracél) élő *Pilemia tigrina* (atracélcincér) (Kovács 2005, Csathó A. I. 2009). E fokozottan védett, Natura 2000-es rovarfaj populációnak túlnyomó többsége is – a tápnövény előfordulásának megfelelően – védelem alatt nem álló keskeny gyepsávokban él. Kiemelendő még például a hártvány szárnyúak közül az *Endocaulonia bicolor* (macskahere-gubacsdarázs), a *Bombus argillaceus* (délvidéki poszméh), az emlősök közül a molnárgörény (mezei görény, *Mustela eversmanni*) jelenléte.

Értékelés

E kis gyepszigetek eltűnésével tehát a Csanádi-hát természeti értékeinek jelentős részét veszítene el (vö. 1. ábra). A kistáj természetvédelmi szempontból fontos mezsgyéinek túlnyomó többsége azonban jelenleg semmiféle területi védelem alatt nem áll, bár számos kiemelkedően értékes gyepsáv kijelölése

már folyamatban van. A mezsgyék szerepe a löszpusztarét és a törpemandulás (*Prunetum tenellae*) társulások szempontjából kitüntetett, de a sziki erdőpusztarét (*Peucedano-Asteretum sedifolii*) számára sem elhanyagolható. E zöldsávok a botanikai értékeiken túl komoly rovartani, madártani, vadgazdálkodási, tájtörténeti és tájképi jelentőséggel is rendelkeznek.

A mezsgyék védelme rendkívül időszerű természetvédelmi kérdés, mert e gyepsávok talán legsúlyosabb fogyatkozását éppen napjainkban éljük. Sajnos ma sem ritka, hogy a szántás elhanyagolható mértékű kiterjesztésével véglegesen pusztítanak el ősi, elsődleges mezsgyéket. A másik legjelentősebb veszélyeztető tényező a kaszálás felhagyása miatt bekövetkező cserjésedés (elsősorban kökény, rózsák, fekete bodza, mezei szil), illetve a különböző tájidegen fajok (különösen akác, bálványfa, amerikai kőris, ördögcérna) terjedése. Továbbá komoly gondokat okoz a gyepsávokat átszelő bejárók kialakítása, a törmelék és trágya lerakása, néhol a nádasodás, a fasortelepítés (a kaszálás akadályozásával a cserjésedést is felerősíti) és kerékpárutak kiépítése is veszélyeztet. A sztyeppmaradványok védelmét a Tiszántúl növényfajainak kedvezőtlen védelmi besorolása is akadályozza (2. táblázat).

A mezsgyék természetvédelmi jelentősége más alföldi löszvidékeken is feltehetően hasonló mértékű, így a Maros-Körös köze egyéb részein (Jakab 2005, Jakab & Tóth 2003, Kertész 2000, Molnár Zs. 1992, Tóth 2003), a Nagykunságban és a Hajdúságban (Molnár A. 2005), a Hevesi-síkon (Schmotzer 2004), Felső-Bácskában, a Bánságsarokban stb., továbbá a határon túli területeken Bácskában, Bánságban és a Partiumban.

Az alföldi löszhátakon a löszpusztarét állományainak leggyakoribb fennmaradási helyeit a mezsgyék jelentik (elsősorban út-, határ- és vasútmezsgyék). Jóval gyakrabban találhatók e szegélyeken, mint például a kunhalmokon vagy földvárakon. A Csanádi-háti halmok közül egyébként egyértelműen nagyobb arányban található sztyeppmaradvány azokon, amelyekeken mezsgye halad keresztül (általában pont a halomnak tájolt régi határmezsgye), és több értékes faj található a gyepsávok azon szakaszain, ahol éppen kunhalmon haladnak át.

A löszgyeppmaradványok (a régi térképek tanúsága alapján is) hosszútávon képesek fennmaradni mezsgyéken. Megőrzésüket megkönnyíthetné, hogy a botanikai értékek az eleve kis területet kitevő földszávokon belül is gyakran néhány szakaszon erősen koncentrálódnak, így tulajdonképpen néhány négyzetméter megvédésével a táj természeti értékeinek jelentős részét lehetne megővni.

A veszélyeztetett elsődleges mezsgyék megőrzése a Pannon biogeográfiai régióban új természetvédelmi stratégiát igényel. Minél több értékes gyepsáv

2. táblázat. Néhány regionálisan értékes növényfaj Csanádi-hát területén indokolt és az országos szinten érvényben lévő védettségi kategóriájának összevetése. A fajok a regionális természetvédelmi értékességük becsült sorrendjében állnak.

| Tudományos név | Magyar név | Regionális szinten | Országos szinten |
|----------------------------------|----------------------|--------------------|------------------|
| <i>Adonis vernalis</i> | tavaszi hérics | fokozottan védendő | védtett |
| <i>Chamaecytisus virescens</i> | halvány zanót | fokozottan védendő | nem védett |
| <i>Oxytropis pilosa</i> | csajkavirág | fokozottan védendő | védtett |
| <i>Silene bupleuroides</i> | gór habszegfű | fokozottan védendő | védtett |
| <i>Prunus tenella</i> | törpemandula | fokozottan védendő | védtett |
| <i>Stipa capillata</i> | kunkorgó árvalányhaj | fokozottan védendő | nem védett |
| <i>Ajuga laxmannii</i> | szennyos ínfű | fokozottan védendő | védtett |
| <i>Clematis integrifolia</i> | réti iszalag | fokozottan védendő | védtett |
| <i>Taraxacum serotinum</i> | kései pitypang | fokozottan védendő | védtett |
| <i>Euphorbia glareosa</i> | magyar kutyatej | fokozottan védendő | nem védett |
| <i>Linum austriacum</i> | hegyi len | fokozottan védendő | nem védett |
| <i>Sternbergia colchiciflora</i> | vetővirág | fokozottan védendő | védtett |
| <i>Rapistrum perenne</i> | rekenyő | fokozottan védendő | nem védett |
| <i>Hypericum elegans</i> | karcsú orbáncfű | fokozottan védendő | védtett |
| <i>Filipendula vulgaris</i> | koloncos legyezőfű | védendő | nem védett |
| <i>Carduus hamulosus</i> | horgas bogáncs | védendő | védtett |
| <i>Vincetoxicum hirundinaria</i> | méreggyilok | védendő | nem védett |
| <i>Phlomis tuberosa</i> | macskahere | védendő | védtett |
| <i>Rosa gallica</i> | parlagi rózsa | védendő | nem védett |
| <i>Elymus hispidus</i> | deres tarackbúza | védendő | nem védett |
| <i>Peucedanum alsaticum</i> | buglyos kocsord | védendő | nem védett |
| <i>Teucrium chamaedrys</i> | sarlós gamandor | védendő | nem védett |
| <i>Inula germanica</i> | hengeres peremizs | védendő | védtett |
| <i>Vinca herbacea</i> | pusztai meténg | védendő | védtett |
| <i>Viola ambigua</i> | csuklyás ibolya | védendő | nem védett |
| <i>Anchusa barrelieri</i> | kék atracél | védendő | védtett |
| <i>Linaria biebersteinii</i> | pusztai gyűjtoványfű | védendő | védtett |
| <i>Thalictrum minus</i> | közönséges borkóró | védendő | nem védett |
| <i>Senecio doria</i> | kövér aggófű | védendő | nem védett |
| <i>Stachys recta</i> | hasznos tisztesfű | védendő | nem védett |
| <i>Asperula cynanchica</i> | ebfojtó müge | védendő | nem védett |
| <i>Ornithogalum pyramidale</i> | nyúlánk sárma | védendő | védtett |
| <i>Centaurea spinulosa</i> | töviskés imola | védendő | nem védett |

helyi jelentőségű védett természeti területté nyilvánítása kiemelten fontos feladat, azonban a regionálisan legjelentősebb mezsgyék – mint a táj eredeti növényzetét jelentő sztyepp fajainak utolsó mentsvárai – országos védelmet kell hogy kapjanak (vö. Kovács & Priszter 1974). A Natura 2000 hálózatban a mezsgyék számukhoz és jelentőségükhöz képest rendkívül alulreprezentáltak, ezt a helyzetet az – egyébként is kis összkiterjedésű – kiemelkedő értékű gyepsávok kijelölésével feltétlen orvosolni kell. Hosszútávon az értékes mezsgyék általános jogi védelme is megfontolandó, például a „természetvédelmi mezsgye” fogalmának bevezetésével. Több fajgazdag szakasz mellé keskeny (5–10–25 m) sávok szántásból való felhagyására is szükség van, a szántó felől érkező károsítások felfogására (pufferzónák), az értékes fajok esetleges terjedésére, és a vegetáció visszatelepülésének vizsgálata céljából. Jelentősebb kutatási és tevékenységi programokat kell indítani a mezsgyék felmérésére és a helyes kezelésük megállapítására. Több szakterületet átfogó vizsgálatok szükségesek a kaszálás, az égetés és a különböző cserjeirtási módszerek hosszú távú hatásának megállapítására. A mezsgyekérdés az alföldi löszhátak természetvédelmének egyik kulcskérdése.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton is szeretném kifejezni köszönetemet a munka támogatásáért Csathó András Jánosnak, Molnár Zsoltnak, továbbá Bartha Sándornak, Horváth Andrásnak és Sallainé Kapocsi Juditnak.

Irodalomjegyzék

- Borbás, V. (1878): Floristicai közlemények a Magy. Tud. Akadémia által támogatott botanikai kutatásaimból. – *Math. és Természettud. Közlem.* **15**: 265–372.
- Csathó, A. I. (2005): A mezsgyék természetvédelmi jelentősége a Kárpát-medence löszvidékein, a Csanádi-hát példáján keresztül. – In: *IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimposium.* – Előadaskötet. – Budapest, pp.: 251–254.
- Csathó, A. I. (2006): A „mezsgyekérdésről”. – *Kitaibelia* **11 (1)**: 45.
- Csathó, A. I. (2008): *Mezsgyék kutatása a Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság működési területén.* – Kutatási jelentés, Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság, Szarvas, 132 pp.

- Csathó, A. I. (2009): *Új adatok az atracélcincér – Pilemia tigrina (Mulsant 1851) – elterjedéséhez a Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság működési területén (Coleoptera: Cerambycidae).* – *Crisicum* **5**: 137–145.
- Csathó, A. [J.] (1986): A battonya-kistompapusztai löszrét növényvilága. – *Környezet- és Természetvédelmi Évkönyv* **7**: 103–115.
- Csathó, A. J. (2003): Kunágota élővilága. – *A CSEMETE 15 éve.* – CSEMETE Természet- és Környezetvédelmi Egyesület, Szeged, pp. 83–124.
- Illyés, E., Jakab, G. & Csathó, A. I. (2007): Jelenlegi és a jövőben kívánatos természetvédelmi akciók, stratégiák a lejtősztyepek, löszgyepek és erdőssztyeprétek megőrzésére. – In: Illyés, E. & Bölöni, J. (szerk.): *Lejtősztyepek, löszgyepek és erdőssztyeprétek Magyarországon.* – Magánkiadás, Budapest, pp. 114–123.
- Jakab, G. (2005): Adatok a Dél-Tiszántúl flórájának ismeretéhez II. – *Flora Pannonica* **3**: 91–119.
- Jakab, G. & Tóth, T. (2003): Adatok a Dél-Tiszántúl flórájának ismeretéhez. – *Kitaibelia* **8 (1)**: 89–98.
- Jankó, J. (1886): Tót-Komlós flórája. – *Természetrajzi Füzetek* **10**: 175–180.
- Kertész, É. (2000): Adatok a Dél-Tiszántúl flórájához. – *BMMK* **21**: 5–48.
- Kovács, M. & Priszter, Sz. (1974): A flóra és a vegetáció változása Magyarországon az utolsó száz évben. – *Bot. Közlem.* **61 (3)**: 185–197.
- Kovács, T. (2005): Adatok a *Pilemia tigrina* (Mulsant, 1851) magyarországi elterjedéséhez és életmódjához (Coleoptera: Cerambycidae). – *Fol. Hist.-nat. Mus. Matr.* **29**: 145–150.
- Molnár, A. (2005): Adatok a Hortobágy flórájának ismeretéhez. – In: Molnár, A. (szerk.): *Hortobágyi Mozaikok.* – Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen, pp. 41–71.
- Molnár, Zs. (1992): A Pitvarosi-puszták növénytakarója, különös tekintettel a löszpusztagyeprekekre. – *Bot. Közlem.* **79**: 19–27.
- Sarkadi, L. (2003): *Mezőkovácsháza és környéke élővilága.* – BMKT. Hunyadi János Gimnázium, Szakközépiskola és Kollégium, Mezőkovácsháza, 32 pp.
- Schmotzer, A. (2004): *A Hevesi-sík flórákutatójának eredményei.* – Aktuális Flóra- és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében VI. – összefoglaló kötet – p.: 20.
- Simonkai, L. (1893): Aradvármegye és Arad szabad királyi város természetrajzi leírása. – In: *Aradvármegye és Arad szabad királyi város monographiája I.* – Monographia-Bizottság, Arad, XXXIX+426+VI+134 pp. + X tábla.

- Soó, R. & Máthé, I. (1938): *A Tiszántúl flórája*. – Magyar Flóraművek 2. – Debrecen, 192 pp.
- Thaisz, L. (1905): *Csanád megye flórájának katalógusa*. – Kézirat, Természettudományi Múzeum Növénytár, Tudománytörténeti Gyűjtemény.
- Tóth, T. (2003): Újabb adatok a Dél-Tiszántúl flórájának ismeretéhez. – *A Puszta* **2003 (20)**: 135–169.
- Zólyomi, B. (1969): Földvárak, sáncok, határmezsgyék és a természetvédelem. – *Természet Világa (Természettudományi Közlöny)* **100**: 550–553.

Significance and timeliness for nature conservation of the verges

András István Csathó

H-5830 Battonya, Somogyi B. u. 42/A., E-mail: csatho@mezsgyevedelem.hu

Abstract: In the fragmented agricultural landscape the vascular plant species of steppe, which show the original vegetation are often preserved only in verges (boundaries, field margins). Our study was undertaken in the South-Eastern part of Hungary in the Csanádi-hát (approx. 940 km²). During the 10-year long investigation in each mapping unit of the Central Europaeen Flora Mapping system (approx. 6.5×5.5 km) of this area the average number of the protected plant species was 5.5. Among these species 1.0 (18.6%) species was found only in coherent areas (meadow, forest, arable land etc.), 0.4 species (6.6%) occurred both in coherent areas and verges and 4.2 species (74.9%!) occurred only in verges. In the Csanádi-hát considering the habitats and the number of the species 90-100% of the protected plant species *Adonis vernalis*, *Ajuga laxmannii*, *Anchusa barrelieri*, *Clematis integrifolia*, *Inula germanica*, *Oxytropis pilosa*, *Prunus tenella*, *Silene bupleuroides* and the *Vinca herbacea* was found in the verges. The verges are supposedly also of great importance in other loess lowland areas. At present, the verges are very often unprotected. The preservation of the endangered verges needs new environmental protection strategies in the Pannonian Biogeographical Region.

Keywords: road and railway verge, boundary, field margin, roadside, Pannonian loess steppe, steppe fragmentation, agricultural landscape

Parlagok és természetvédelmi célú gyepesítések értékelése Ásotthalom, Tiszaalpár és Kardoskút határában

Margóczi Katalin, Fehér Mária, Hrtyan Mónika és
Gradzikiewicz Mária

*Szegedi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék
6701 Szeged, Pf. 51. E-mail: margoczi@bio.u-szeged.hu*

Összefoglaló: Három alföldi területen (Alpár-Bokrosi ártéri öblözet, Ásotthalmi Láp-
rétek TT és Kardoskúti puszta) vizsgáltuk a természetvédelmi kezelők által végre-
hajtott gyepesítési kísérleteket. Célunk az volt, hogy a spontán regenerációt, illetve a
lucernával, valamint kommersz fűmaggal való bevetés hatásosságát természetvédel-
mi szempontból értékeljük. Öt lokalitásban, összesen 13 gyepesített- és 5 referencia-
területen készítettünk cönológiai felvételeket. A felvételeket a természetességre utaló
fajok száma és összborítása alapján értékeltük, figyelembe vettük a gyomok és a táj-
idegen fajok mennyiségét is. Megállapítottuk, hogy a spontán regeneráció már három
év alatt a természeteshez közeli állapotot képes létrehozni, ha a talajvízszint a felszín
közelében van. A kereskedelemben jelenleg kapható, intenzív gyepegzalkodás céljá-
ból előállított gyepletőmag keverékek nem segítették a regenerációt, és a lucerna ve-
tése sem javasolható, mert évekig akadályozza a természetes gyeppajok betelepülését.
Eredményeink szerint a spontán regenerációt kell előnyben részesíteni természetvé-
delmi célú gyepesítés esetén. Elméleti és gyakorlati szempontból egyaránt fontosnak
tartjuk, hogy minél több természetvédelmi célú beavatkozás értékelését elvégezzük.

Kulcsszavak: gyeptelepítés, spontán regeneráció, természetvédelem, Alföld, lösz, ho-
mok

Bevezetés

A felhagyott szántók benövényesedése elméleti és gyakorlati szempontból
egyenlő érdekes, és gyakran vizsgált folyamat. A parlagszüksessziót a
növényzet regenerációs folyamatainak részeként tárgyalják itthon (Bartha
2002, Virágh & Kun 2000) és a nemzetközi irodalomban is (Bazzaz 1979,
Cramer *et al.* 2007, Pickett *et al.* 1987). Az eddigi hazai kutatások jelentős
része a kiskunsági homoki vegetáció regenerációját tanulmányozta. Víz-

gálták a homoki felhagyott szántók benépesülésének menetét és feltételeit (Csecserits *et al.* 2007), a magbank szerepét (Halassy 2001), és a természetvédelmi helyreállítás megfelelő módszerének kidolgozása érdekében végzett kísérletek eredményeiről számol be Szabó és mts. (2008). A táji környezet hatását mutatta ki Ruprecht (2006) az erdélyi Mezőségben végzett vizsgálatok alapján. Molnár (1997) másodlagos löszpusztagyeppek fejlődését írta le a Dél-Tiszántúlról.

A tudományos igénnyel vizsgált területeknél azonban sokszorosan több azoknak a területeknek a mennyisége, ahol természetvédelmi céllal próbálkoznak a korábban szántott területek gyeppé alakításával. Az ilyen próbálkozások során a természetvédelmi kezelők fontos tapasztalatokra tesznek szert, de ezek a tapasztalatok részletes mérések, vizsgálatok hiányában kevésbé megalapozottak és dokumentáltak, és inkább csak „szájhagyomány útján” vagy sehogy sem terjednek. A gyepek kezelésével kapcsolatos gyakorlati tapasztalatokat gyűjtötte össze első ízben Kelemen (1997). Ebben a kézikönyvben elsősorban a gyeptípusok jellemzésére és kezelésére koncentráltak, mivel abban az időben nem volt megfelelő magyar növényntársulástani kézikönyv; a gyepek helyreállításával kapcsolatos ismeretekkel csak röviden foglalkoztak. Ismertették a lehetséges módszereket (spontán regeneráció, fűmag vetése, lucerna telepítése, széna szétterítése) de alkalmazásuk tapasztalatairól alig közöltek információt. Több, mint tíz évvel később Horváth és Szemán (2008) természetbarát gyeptelepítési útmutatót szerkesztett. Ebben egyértelműen a spontán regeneráció elősegítését javasolják, de az adott területen jellemző természetközeli gyeptípusok domináns fajainak vetését is elfogadhatónak tartják. Azonban igen kevés vizsgálatot végeztek eddig Magyarországon, mely a megvalósított gyepezítések cönológiai felvételezésen alapul és kontrollterülethez viszonyított értékelést is tartalmaz.

Vizsgálataink során három alföldi területen vizsgáltuk a természetvédelmi kezelők által végrehajtott gyepezítési kísérleteket. Célunk az volt, hogy a spontán regenerációt, illetve a lucernával, valamint kommersz fűmaggal való bevetés hatásosságát természetvédelmi szempontból értékeljük.

Módszerek

Alpár-Bokrosi ártéri öblözet

Az öblözet területét 1998 óta árvízi vésztározóként használják, így a korábbinál gyakoribb az elöntés, és magasabb a talajvízszint is a területen.

Egyik vizsgált területünkön (Alpár 1, Lakitelektől délre, az ún Kis-réten) a 2005-ben felhagyott szántók mocsarasodnak. Mintavételi területeink itt a következők voltak: SZP: viszonylag szárazabb parlag, MP: mocsarasabb parlag ugyanazon, 2005-ben felhagyott parcellán belül, REFM: referencia mocsár a két másik mintavételi terület közvetlen szomszédságában.

A másik, magasabban fekvő területen (Alpár 2, Tiszaalpártól északkeletre, a Baromjárás és a Sulymos-tótól délre) a nemzeti park 2006-ban a kereskedelemben kapható gyepvetőmag keveréket vetett el (VET), amelyet Dévaványán aratott ecsetpázsit maggal keverték 1:1 arányban. A bevetett terület szomszédságában felvételeztünk egy hasonló adottságú, de be nem vetett területet (SPO). Mindkét terület korábban művelték. 200 m-rel távolabb egy kaszálóként használt referencia gyepet (REFGY) is felvételeztünk.

Valamennyi mintavételi területen 2007 júniusában 4-4 db. 5x5 m-es kvadrátban, amelyeket a parcellán belül véletlenszerűen helyeztünk el, százalékos borításbecslést végeztünk, a kvadrátok adatait átlagoltuk.

Ásotthalmi Láprétek TT

Az Ásotthalmi láprétek TVT (Csodarét) területén több felhagyott szántó található, amelyek legnagyobb részét a védetté nyilvánítás (1989) óta nem művelik, de akad néhány, később felhagyott parcella is. Mintavételi területeink itt a következők voltak: 3 éve (SPO3é), kb. 5 éve (SPO5é) és kb. 18 éve spontán gyepesedő parlag (SPOid). A referenciagyep (REFGY) az idős parlag közvetlen közelében volt. A parlagokat időnként lekaszálták, de erre nem minden évben volt alkalma a természetvédelmi kezelőnek.

Mind a négy mintavételi helyen egy 20x20 m-es területet jelöltünk ki 2008 júniusában. Ezen belül random módon választott, 3-3 db. 2x2 m-es kvadrátban végeztünk százalékos borításbecslést. A három kvadrát adatait átlagoltuk, és a fajlistát kiegészítettük a 20x20 m-es területen talált további fajokkal.

Kardoskúti puszta

A Körös-Maros Nemzeti Park felkérésére a kardoskúti Fehértó határában 8 mintavételi területet jelöltünk ki két lokalitásban. A Fehértó környékén (Kardoskút 1) egy 2005-ben „szarvasi 7 komponensű” fűmagkeverékkel bevetett területet (VET3é), egy 2001-ben kereskedelmi fűmag-keverékkel bevetett területet (VET7é), egy 2005 óta spontán gyepesedő területet (SPO2é), és egy közeli referenciagyepet (REFGY1) jelöltünk ki. A Fehértótól északra (Kardoskút 2) egy kb. 8 éve lucernával bevetett területet (LUCid), két, kb.

1. táblázat. A mintavételi területeken előforduló természetes gyepi és mocsári fajok mennyisége. A négy legtömegesebb, 6-3 természetességi értékszámú (Borhidi, 1993) fajt név szerint is feltüntettük, átlagos borításértéküket (%) zárójelben adtuk meg.

| Mintavételi terület | Száma (db) | Összborítása (%) | Természetes gyepi és mocsári fajok |
|----------------------------|------------|------------------|--|
| | | | A négy legtömegesebb faj és átlagos borítása |
| Alpár 1 | | | |
| SZP (szárazabb parlag) | 10 | 40 | <i>Mentha aquatica</i> (25), <i>Rorippa amphibia</i> (8), <i>Bolboschoenus maritimus</i> (3,3), <i>Lythrum salicaria</i> (1,5) |
| MP (mocsárparlag) | 12 | 90 | <i>Bolboschoenus maritimus</i> (63), <i>Schoenoplectus tabernaemontani</i> , (8,8), <i>Oenanthe aquatica</i> (6,3), <i>Lythrum salicaria</i> (4,1) |
| REFM (referenciamocsár) | 15 | 86 | <i>Carex acutiformis</i> (14), <i>Eleocharis palustris</i> (11), <i>Carex melanostachya</i> (7,5), <i>Carex riparia</i> (7,5) |
| Alpár 2 | | | |
| VET (vetett gyep) | 7 | 5,1 | <i>Bolboschoenus maritimus</i> (3), <i>Alopecurus pratensis</i> (1,8), <i>Bromus squarrosus</i> (0,1), <i>Mentha aquatica</i> (0,1) |
| SPO (spontán gyepesedő) | 5 | 26 | <i>Bolboschoenus maritimus</i> (19), <i>Mentha aquatica</i> (4,5), <i>Potentilla supina</i> (1,3), <i>Rorippa amphibia</i> (1) |
| REFGY (referenciagyep) | 18 | 32 | <i>Alopecurus pratensis</i> (17,5), <i>Agrostis stolonifera</i> (1,25), <i>Eleocharis palustris</i> (5,5), <i>Carex melanostachya</i> (0,05) |
| Ásotthalom | | | |
| SPO3é (3 éves parlag) | 8 | 3,8 | <i>Poa pratensis sensu lato</i> (2,3), <i>Koeleria cristata</i> (0,2), <i>Medicago minima</i> (0,3), <i>Epilobium tetragonum</i> (0,1) |
| SPO5é (5 éves parlag) | 11 | 30 | <i>Poa pratensis sensu lato</i> (23,3) <i>Festuca pseudovina</i> (1,7), <i>Cichorium intybus</i> (1,3), <i>Koeleria cristata</i> (1,2) |
| SPOid (idős parlag) | 6 | 60 | <i>Festuca pseudovina</i> (50), <i>Poa pratensis sensu lato</i> (9,3), <i>Verbascum phoenicum</i> (0,3), <i>Silene conica</i> (0,1) |
| REFGY (referenciagyep) | 21 | 89 | <i>Festuca rupicola</i> (38,7), <i>Chrysopogon gryllus</i> (21,7), <i>Poa pratensis sensu lato</i> (12), <i>Centaurea sadleriana</i> (9,3) |
| Kardoskút 1 | | | |
| VET3 (3 éves vetett gyep) | 3 | 0,1 | <i>Festuca pseudovina</i> (0,1), <i>Agrostis stolonifera</i> (0,1), <i>Podospermum canum</i> (0,1) |
| VET7é (7 éves vetett gyep) | 6 | 1,7 | <i>Arenaria serpillifolia</i> (0,7), <i>Agropyron pectinatum</i> (0,5), <i>Festuca pseudovina</i> (0,4), <i>Podospermum canum</i> (0,1) |
| SPO2é (2 éves parlag) | 10 | 7,7 | <i>Poa pratensis sensu lato</i> (5), <i>Epilobium tetragonum</i> (1,7), <i>Arenaria serpillifolia</i> (0,1), <i>Juncus gerardii</i> (0,1) |
| REFGY1 (referenciagyep) | 6 | 49,8 | <i>Poa pratensis sensu lato</i> (45), <i>Epilobium tetragonum</i> (2,7), <i>Alopecurus pratensis</i> (1,7), <i>Festuca pseudovina</i> (0,3) |
| Kardoskút 2 | | | |
| LUCid (idős lucernás) | 7 | 4,9 | <i>Alopecurus pratensis</i> (5,1), <i>Poa pratensis sensu lato</i> (5), <i>Arenaria serpillifolia</i> (2,1), <i>Festuca rupicola</i> (2) |

| | | | |
|-------------------------|----|------|---|
| SPOid1 (idős parlag) | 7 | 68,9 | <i>Poa pratensis sensu lato</i> (63,3), <i>Festuca pseudovina</i> (5), <i>Galium lucidum</i> (0,3), <i>Alopecurus pratensis</i> (0,1) |
| SPOid2 (idős parlag) | 7 | 32,6 | <i>Poa pratensis sensu lato</i> (28,3), <i>Alopecurus pratensis</i> (3,3), <i>Festuca rupicola</i> (0,3), <i>Festuca pseudovina</i> (0,3) |
| REFGy2 (referenciagyep) | 10 | 53,9 | <i>Festuca rupicola</i> (27,7), <i>Alopecurus pratensis</i> (10), <i>Poa pratensis sensu lato</i> (8,3), <i>Trifolium striatum</i> (4,7) |

11 éve (vagy régebben) spontán gyepesedő területet (SPOid1, SPOid2), valamint egy közeli referencia gyepet (REFGY2) - amely „emberemlékezet” óta gyep volt - felvételeztünk.

A mintavételi egységeket Kardoskúton is azonos módon jelöltük ki, mint Ásotthalmon, vagyis 20x20 m-es területeken belül random módon választott 2x2 m-es kvadrátokat felvételeztünk, és a fajlistát kiegészítettük.

Alkalmazott nevezéktan: Simon (2000).

Adatfeldolgozás

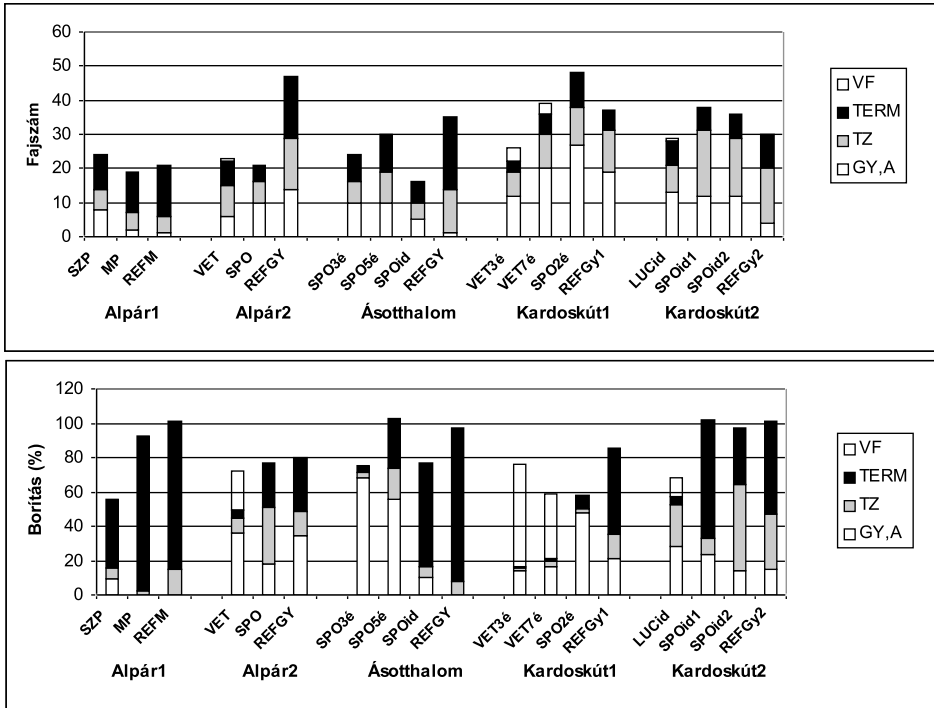
Az átlagfelvételekből számítottuk ki a Borhidi (1993) féle SZMT (szociális magatartási típusok, illetve természetességi érték) kategóriákhoz tartozó fajok részeseződését borításérték és fajszám alapján. Az ábrán az egyes kategóriákat összevontan tüntettünk fel, ábrázoltuk a természetességre utaló fajokat (TERM: természetes pionírok, generalisták, természetes kompetitorok és specialisták), a természetes zavarástűrőket (TZ) valamint a gyom- és tájidegen fajokat (GY,A: tájidegen, agresszív kompetitorok, a honos flóra ruderalis kompetitorai, kivadult haszonnövények, behurcolódott gyomok és honos gyomfajok).

Eredmények

A vizsgált parlagokat és gyepesítési kísérleteket annak alapján értékeltük, hogy hány természetességre utaló fajt (TERM: természetes pionírok, generalisták, természetes kompetitorok és specialisták) találtunk rajtuk, és ezek összborítása milyen értéket ért el (1. táblázat). A gyomok és tájidegen fajok mennyiségét az értékelés szempontjából negatívnak, míg a zavarástűrők megjelenését az értékelés szempontjából semlegesnek tekintettük (1. ábra).

Alpár-Bokrosi ártéri öblözet

Az erősen belvizes, felhagyott szántók (Kisrét, Alpár 1) igen gyorsan regenerálódtak. Már két évvel a felhagyás után az alacsonyabban fekvő terület fajszáma és a TERM fajok borításértéke megközelítette a kontrollét,



1. ábra A mintavételi területek növényzete természetességi érték-kategóriák (Borhidi, 1993) szerint. TERM: természetes pionírok, generalisták, természetes kompetítorok és specialisták, TZ: természetes zavarástűrők, GY,A: gyomok és tájidegen fajok (tájidegen, agresszív kompetítorok, a honos flóra ruderális kompetítorai, kivadult haszonnövények, behurcolódott gyomok és honos gyomfajok). VF: vetett faj. A mintavételi területek jellemzése és az őket jelölő rövidítések jelentése a „Mintavételi területek és módszerek” c. fejezetben található.

a fajösszetétel azonban jelentősen különbözött. A kissé magasabban fekvő területeken a TERM fajok borítása kissé alacsonyabb volt.

A szárazabb helyen (Alpári-rét, Alpár 2), az előző ősszel telepített gyepek és a spontán betelepülő terület fajszámában csak kevésbé különbözött, azonban a parlagon magasabb volt a TERM és a TZ fajok borítása. Itt a referenciagyep is erősen gyomos volt, ami annak tudható be, hogy 2006-ban igen hosszú ideig víz borította, és még nem regenerálódott. A gyepletösszetételét nem ismertük, de a 23 % átlagos borítású *Lolium perenne* a vetett magból kelhetett ki. 2007-ben 7,3 % borításértékű, ismeretlen fű csíranövényt detektáltunk, amely a vetett *Alopecurus pratensis* magból kelhetett ki. A legveszélyesebb inváziós faj, az *Amorpha fruticosa* borítása a vetett

gyepben 1,75 % míg a spontán parlagon 4,6 % volt. A *Xanthium italicum* fajnál azonban fordított volt a helyzet, a vetett gyepben 30 %, míg a spontán parlagon csak 2,8 % volt a borítása.

Ásotthalmi Láprétek TT

A fiatalabb parlagokon a TERM fajok száma viszonylag magas volt (8 és 11), és borításértékük is elérte 5 év után a 30 %-ot, azonban a több, mint 18 éve regenerálódó parlag fajszegény volt (6), és a TERM fajok borítása is csak a 60 %-ot érte el. A közvetlenül mellette fekvő referenciagyepből, ahol a TERM fajok száma kiemelkedően magas (21) volt, még az olyan gyakoribb fajok, mint a *Chrysopogon gryllus* (21,7%), *Centaurea sadleriana* (9,3%), *Salvia pratensis* (1.7) sem települtek be. Inváziós fajok előfordultak (*Asclepias syriaca*, *Conyza canadensis*, *Ambrosia artemisiifolia*), de csak jelentéktelen mennyiségben.

Kardoskúti puszta

A 3 éves vetett gyepben a négy vetett faj összborítása elérte a 60 %-ot. Közülük a *Festuca pratensis*, a *Bromus inermis* és a *Phleum pratense* szerepelt a vetőmagkeverékben az eladó által közölt adatok szerint, az *Elymus elongatus*, (melynek borításértéke elérte a 13 %-ot) azonban nem, és a természetvédelmi kezelő számára is meglepetést jelentett a megtalálása. A vetett fajok közül egyik sem szerepel a környező természetközeli gyepekben. A vetett fajok összborítása még 7 év után is 37,7 % volt, amelynek legnagyobb részét a *Festuca pratensis* adta. A referencia-gyepben is csak hat TERM faj fordult elő, ezt az értéket a 7 éves vetett gyep is elérte, a 2 éves parlag pedig meg is haladta (10 db), itt összborításuk is magasabb volt a vetett gyepekénél (7,7%).

A másik vizsgált területen (Kardoskút 2) a lucerna vetés módszerét értékeltük, összehasonlítva két hasonló (de pontosan nem ismert) korú spontán gyepesedő területtel és egy referencia gyepvel. A lucernás (LUCid) területén a TERM fajok száma megegyezett a spontán regenerálódó területével (7 db.), de összborításuk sokkal kevesebb volt (4,9%), mint azokon, ahol elérte a 3,6 illetve a 68,9 %-ot. A gyomok és tájidegen fajok száma és borítása is meghaladta a spontán regenerálódó területekét. A lucerna nitrogénkötő tulajdonsága miatt a nitrofrekvens *Bromus sterilis* borításértéke helyenként az 50 %-ot is elérte. A referenciagyep vegetációja ezen a területen abban tért el az idős parlagoktól, hogy a gyomfajok száma és borítása alacsonyabb volt.

Értékelés

Eredményeink megerősítették azt a korábbi megállapítást, mely szerint a felhagyott szántók spontán regenerációja megrekedhet egy olyan stádiumban, ahol a TERM fajok dominálnak a gyeppen, de a fajgazdagság meg sem közelíti a referencia gypét (Csecserits *et al.* 2007, Molnár 1997). Ilyen volt az idős parlag (SPOid) terület Ásotthalmon, ahol pedig a parlag egy fajgazdag, zárt homoki sztyepréttel érintkezett. Kardoskúton a referencia-gyepként vizsgált löszpusztagyeppek is fajszegények, valószínűleg másodlagosak (Molnár & Bíró 1996) voltak, itt a vizsgált kb. 10-12 éves parlagok már hasonlítottak a referencia-gyeppekhez, de szemmel is megkülönböztethetők voltak, több gyom tűnt fel rajtuk, és foltosabbnak is látszottak, mint a referencia gyeppek.

A spontán regeneráció már három év alatt a természeteshez közeli állapotot képes létrehozni, ha a talajvízszint a felszín közelében van, ahogyan ezt az egyik alpári területünkön kimutattuk.

A kereskedelmi forgalomban kapható, intenzív gyepgazdálkodás céljából előállított gyepvetőmag keverékek egyik esetben sem segítették a regenerációt. A korai, 2-3 éves stádiumokban sem akadályozták meg a gyomosodást, és még 7 év után sem adták át helyüket a területre jellemző TERM fajoknak. Ráadásul a vetőmag tartalmazhat olyan nem kívánt és esetleg nem is őshonos fajokat, mint az *Elymus elongatus*, amely egyes vélemények szerint inváziós tulajdonsággal rendelkezik (Bagi & Székely 2006). Helyesnek tartjuk tehát Horváth és Szemán (2008) ajánlását, miszerint a spontán regenerációt előnyben kell részesíteni természetvédelmi célú gyepesítés esetén.

Tapasztalatunk szerint a lucerna vetése sem javasolható, mert 8-10 év múlva is erősen gyomos lesz a terület, pedig ekkorra már a lucerna is viszszaszorul, és így gazdasági szempontból sem ér többet a terület a spontán regenerálódó parlagnál.

A nem kísérleti céllal megtervezett természetvédelmi célú beavatkozások vizsgálatának sok hátránya van. Általában nehéz megfelelő referencia területet találni, ugyanazon a területen ritkán találunk több jól összehasonlítható területet. Vizsgálataink során ezért különböző lokalitásokban vizsgálhattuk a vízellátás, a gyepvetés, a lucerna telepítés és a kor hatását. Idősebb telepítések értékelését az is nehezíti, hogy a gyepesítés kezdete után alkalmazott kezelések (kaszálás, legeltetés, stb.) esetlegesek, sokszor a pillanatnyi gazdasági igényektől és lehetőségektől függenek, és nincsenek megfelelően dokumentálva. Úgy gondoljuk azonban, hogy mind az öt

lokálisban sikerült olyan referencia területet találni, amihez az adott gyepesítési módszert jól lehetett viszonyítani, és a természetvédelmi kezelők elegendő hasznos információval tudtak szolgálni a beavatkozásokat és kezeléseket illetően.

Fontosnak tartjuk, hogy minél több természetvédelmi célú beavatkozás értékelését elvégezzük azért, hogy a tapasztalatok hasznosíthatók legyenek a további beavatkozások során. Azért is fontos az ilyen beavatkozások vizsgálata, mert tisztán kutatási céllal, kutatási forrásokból aligha van lehetőség nagy területen, hosszú évekig ellenőrzött kezeléseket folytatására.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük Bártol István, Kotymán László és Krnács György természetvédelmi örök segítségét a területek kiválasztásában, és a kezeléseket megismerésében, valamint Bartha Sándor, Molnár Zsolt, Komoly Cecília, Antunovics Balázs, Bíró Adrienn, Karácsonyi Katalin és Majláth Imre terepi munkálatokban nyújtott segítségét. A vizsgálatokat a Jedlik Ányos pályázat támogatta.

Irodalomjegyzék

- Bagi, I. & Székely, Á. (2006): Az *Elymus elongatus* (Host) Runemark, magas tarackbúza előfordulása a Kiskunság déli részén. A korábbi lelőhelyek rövid áttekintése. *Bot. Közlem.* **93**: 77–92.
- Bartha, S. (2002): Az ökológiai restaurációt megalapozó vegetációdinamikai kutatások. In: Fekete G.: *Az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet 50 éve (1952-2002)*. MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 182–198.
- Bazzaz, F.A. (1979): The physiological ecology of plant succession. - *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **10**: 351–371.
- Borhidi, A. (1993): A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai JPTÉ Növénytani Tanszék, Pécs. 94 pp.
- Cramer, V. A, Hobbs, R. J. & Standish, R. J. (2007): What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly – *TREE* **23**: 104–112.
- Csecserits, A., Szabó, R., & Halassy, M. (2007): Testing the validity of successional predictions on an old-field chronosequence in Hungary. *Comm. Ecol.* **8**: 195–207.

- Halassy, M. (2001): Possible role of the seed bank in restoration of open sandgrassland in old fields. – *Comm. Ecol.* **2**: 101–108.
- Horváth, A. & Szemán, L. (szerk.) (2008): *Természetbarát gyeptelepítési útmutató. Ökológiai és technológiai szempontok az Új Magyarország Vidékfejlesztési Program keretében magvalósítandó gyeptelepítési tervek számára.* - MTA ÖBKI, Vácrátót. pp.40.
- Kelemen, J. (szerk.) (1997): *Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez. A KTM TvH tanulmánykötetei 4.* TermészetBúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- Molnár, Zs. (1997): Másodlagos löszpusztagyeppek fejlődése dél-tiszántúli felhagyott szántókon II. Trendek és variációk. *Pusztta* 1/14: 80–95.
- Molnár, Zs. & Bíró, M. (1996): Vegetation hystory of the Kardoskút area (S.E. Hungary) I.: regional versus local history, ancient versus recent habitats. *Tiscia* **30**: 15–26.
- Pickett, S. T. A., Collins, S. L. & Armesto, J. J. (1987): Models, Mechanisms and Pathways of Succession. *The Botanical Review* **53**: 335–371.
- Ruprecht, E. (2006): Successfully recovered grassland: a promising example from Romanian old-fields. *Rest. Ecol.* **14**: 473–480.
- Simon, T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója. Harasztok – virágos növények.* Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest. 846 pp.
- Szabó, R., Halassy, M., Csecserits, A., & Török, K. (2008): Restoration of panonic sandy grassland habitat on abandoned agricultural fields. Proceedings of the 6th European Conference on Ecological Restoration. Extended abstracts 1-4. CD.
- Virágh, K. & Kun, A. (szerk.) (2000): *Vegetáció és dinamizmus.* MTA ÖBKI Vácrátót. 255 pp.

Evaluation of old-fields and ecological restoration of grasslands in the Great Hungarian Plain

Katalin Margóczy, Mária Fehér, Mónika Hrtyan and Mária Gradzikiewicz

Department of Ecology, University of Szeged

Pf.51., Szeged, Hungary, 6701

E-mail: margoczy@bio.u-szeged.hu

Abstract: We examined grassland restoration experiments executed by nature conservation managers on three plain areas (Alpár-Bokros floodplain, Ásotthalmi moorland meadows TT and Kardoskúti puszta). We evaluated the spontaneous regeneration, alfalfa seeding, and the use of commercial grass-seed mixture for restoring grasslands from nature conservation viewpoint. Altogether 13 restoration sites and 5 reference areas were examined by phytocenological relevés in five localities. The naturalness of the study sites was evaluated by the number and cover value of the natural grassland species, we took into consideration the quantity of weeds and invasive species as well. We established that spontaneous regeneration can lead to a seminatural state already within three years if ground water level is near the surface. The seed mixture manufactured for intensive lawn farming did not help the regeneration, and the sowing of the alfalfa is not appropriate for restoration too, because it restrict the reintroduction of natural grassland species. From a natural conservation viewpoint the helping of the spontaneous regeneration is the best way for restoration of seminatural grasslands. It is important to assess the conservation management and restoration experiments from a theoretical and practical viewpoint.

Keywords: grassland restoration, spontaneous regeneration, nature conservation, Hungarian Great Plain, loess, sand

Az ugarok jelentősége a madárvédelmében a Hevesi-sík Érzékeny Természeti Területen

Kovács Anikó¹, Báldi András², Batáry Péter^{2,3} és Tóth László⁴

¹SZIE Környezettudományi Doktori Iskola
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.; E-mail: kovacsanko@yahoo.co.uk

²MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport
1083 Budapest, Ludovika tér 2.;

³Georg-August University, Agroecology
Waldweg 26, D-37073 Göttingen, Németország;

⁴Bükk Nemzeti Park Igazgatóság
3304 Eger, Sánc u. 6.

Összefoglaló: Az agrártermelés térhódításával csökkent a természetes élőhelyek aránya, számos faj visszaszorult. A biodiverzitás csökkenés megállítására létrehozott agrár-környezetvédelmi program a Hevesi-sík Érzékeny Természeti Területen a résztvevők számára öt év alatt szántóföldjeik összesen 20 százalékán 1-3 éves területpihentetést ír elő, s az így létrejövő ugarok potenciális fészkelő és táplálkozó helyek lehetnek az extenzív mezőgazdasági területekhez kötődő madárfajok számára. Vizsgálatunk során 2008-ban 1, 2 és 3 éves ugarterületek, őszi vetésű búzaföldek és gyepek madárvilágát hasonlítottunk össze 39 területen. A madarak relatív abundancia-bebecslésére pontszámlálással két alkalommal, áprilisban és májusban került sor. Az öt eltérő élőhely típus közti különbséget varianciaelemzéssel (ANOVA), valamint Tukey *post hoc* teszttel vizsgáltuk. Összesen 176 ponton 51 faj 1347 egyedét figyeltük meg. Leggyakrabban előforduló fajok a mezei pacsirta (*Alauda arvensis*) 40,6%, a sárga billegető (*Motacilla flava*) 13,5% és a sordély (*Miliaria calandra*) 16,5% voltak. Mind a fajszám, mind az abundancia esetében a búzaföldek bizonyultak a legszegényebbeknek. Az ugarok a pihentetés idejének növelésével fajokban és egyedekben is egyre gazdagabbá váltak. A gyepek fajszám tekintetében az egy és két éves, abundancia tekintetében csupán az egy éves ugaroknál bizonyultak gazdagabbnak. Vizsgálatunk rámutatott arra, hogy az ugarok gazdag madárközösségeknek adnak otthont, így természetvédelmi szerepük jelentős.

Kulcsszavak: mezőgazdaság, agrár-környezetvédelmi program, területpihentetés, gabonaföld, gyepek, természetvédelem

Bevezetés

Európa jelentős részét már a mezőgazdasági művelést megelőző időben nyílt területek borították (Svenning 2002). Azon fajok léte, melyek fennmaradtak ezeken az élőhelyeken és az ezeken uralkodó feltételekhez adaptálódtak, ma már a mezőgazdasági kezelés gyakorlatától függ (Sutherland 2002). Az ember a neolitikumban tért át a vadászó-gyűjtögető életmódról a környezethasználó és termelő gazdálkodásra (Sutherland 2002). Drasztikus változások, minden eddiginél gyorsabb ütemű agrárintenzifikáció azonban csak a 20. század második felében jelentkezett (Robinson & Sutherland 2002). A fokozott műtrágya- és vegyszerhasználat és a vegetációstruktúra változása a termőterületeken, a táji szintű homogenizáció, a téli táplálkozó területek hiánya csak néhány példa azon kiváltó okok sorában, melyek számos madárfaj visszaszorulásához vezettek (Benton *et al.* 2003; Peach *et al.* 2001; Wilson *et al.* 1997).

A mezőgazdaság okozta általános negatív hatások, és környezetvédelmi problémák ellensúlyozására agrár-környezetvédelmi programokat hirdettek meg szerte az Európai Unió országaiban, hogy megállítsák, és amennyire lehet, visszafordítsák a biodiverzitás csökkenését (Stoate *et al.* 2001). Magyarországon a Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program (NAKP), majd 2004 őszétől a Nemzeti Vidékfejlesztési Terv (NVT) jelentős támogatási előnyt biztosít a természetvédelmi szempontokat is figyelembe vevő mezőgazdasági földhasználatnak (Ángyán *et al.* 2003). Célprogramjai két fő típusba sorolhatók. Az egyik fő csoportot az országos célprogramok alkotják, amelyek a hazai mezőgazdasági földhasználat teljes területére kiterjednek. A másik fő típust a zonális vagy térségi célprogramok adják, amelyek az adott térség környezet- és természetvédelmi szempontú mezőgazdasági földhasználatát segítik. Célterületei olyan térségek, melyek természetvédelmi, talajvédelmi és/vagy vízvédelmi szempontok miatt valamilyen speciális hasznosítást igényelnek. Ezek alkotják az Érzékeny Természeti Területek hálózatát, melyeken természetvédelmi központú gazdálkodást folytatnak. 2002-ben 11, majd 2004-től további 4 mintaterületen indult el a térségi program. A gazdák csatlakozása önkéntes, minimum 5 évre szól, mely alatt a gazda a feltételek teljesítése esetén évente földterületének nagysága, vagy állatainak száma alapján meghatározott összegű kifizetést kap, mely fedezi a felvállalt intézkedések miatti esetleges jövedelem kiesést (Ángyán *et al.* 2003).

A Hevesi-sík ÉTT szántóföldi növénytermesztés célprogramjában a résztvevő gazdáknak az ötéves támogatási idő alatt teljes gazdaságuk 10 (madárélőhely védelmi célprogram) illetve 20%-át (túzokvédelmi célprogram) pihentetniük, ugaroltatniuk kell (Ángyán *et al.* 2003). A területpihente-

tés bevezetésének célja részben az Európai Unión belüli gabona túltermelés visszafogása volt, de hazánkban elsősorban talaj-, víz- és természetvédelmi vonatkozásai vannak. A pihentetésre szánt területeket az utolsó aratást követően egy háromkomponensű magkeveréssel vetik be, s az így létrehozott ugarok maximum három évig tarthatók fenn. Kezelésük mindössze évi egyszeri kaszáláshoz vagy szárzúzásból áll, mely június 15-e után, a madarak fészkelési idejét követően hajtható végre.

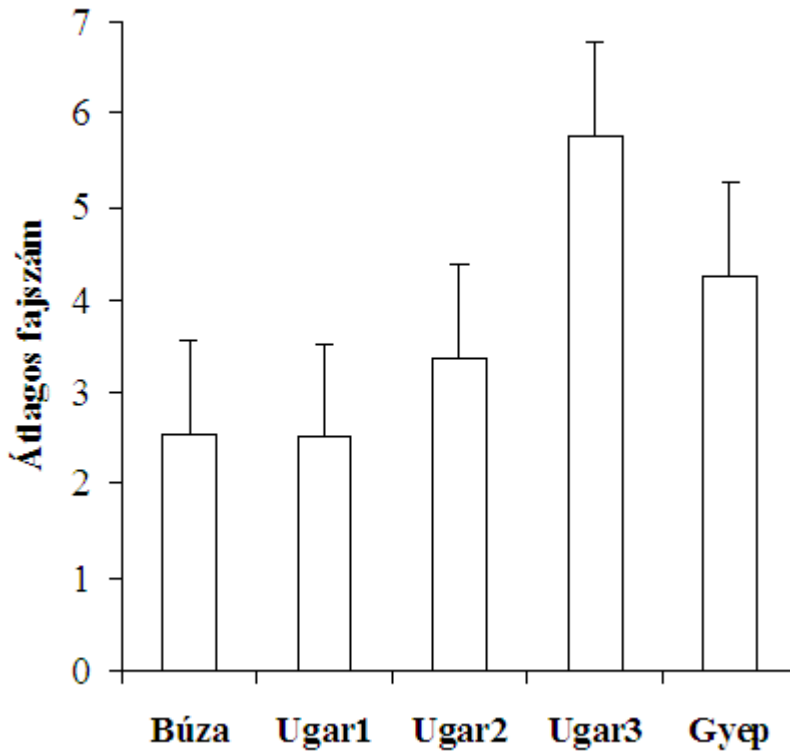
Vizsgálatunk tárgya ezen, a művelt területeknél sokkal zavartalanabb élőhelyek potenciális természetvédelmi szerepének feltárása. Hipotézisünk szerint az ugarok az aktívan művelt mezőgazdasági tábláknál sokkal attraktívabbak a madarak számára, megfelelő fészkelő és táplálkozó területet biztosíthatnak számukra, s ezáltal fontos természetvédelmi szerepet tölthetnek be kultúrtájainkon. Ugyanakkor feltételezzük, hogy az extenzív gyepek madárvilága gazdagabb az ugarokénál, mivel természetközelibb élőhelyek.

Módszerek

Vizsgálati helyszín

A Hevesi-sík Érzékeny Természeti Terület (ÉTT) a Hevesi-sík és a Hevesi-ártér kistájak részeként Heves megye déli részén helyezkedik el, területe több mint 50 ezer hektár. A Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program zonális célprogramjainak keretében 2002-ben alakult. A terület egyik legkomolyabb értékét jelentik az itt élő ritka és veszélyeztetett madárfajok, melyek miatt bekerült az Európai Jelentőségű Madárélőhelyek (IBA) jegyzékébe valamint a Natura 2000 területek közé. Az ÉTT kialakításának fő szakmai szempontja az itt élő túzok állomány (*Otis tarda*, L. 1758) fennmaradásának biztosítása volt, támogatott szántóföldi, lucernatermesztési és gyepgazdálkodási programcsomagokkal.

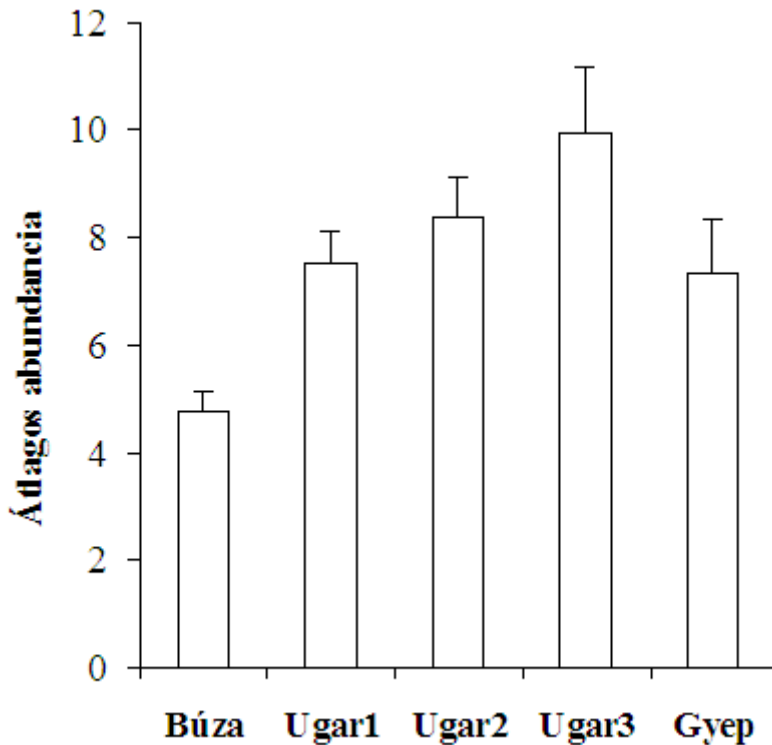
A szántóföldi célprogramon belül előírt rövidtávú területpihentetés során létrejött egy, két és hároméves ugarterületek (ugar1, ugar2, ugar3) madárvilágát hasonlítottunk össze egymással, valamint őszi vetésű búzaföldekkel és gyepekkel. A három különböző korú ugartípusból 6-6 (háromévesből a területi adottságok miatt csak 5) területet választottunk Besenyőtelek és Poroszló térségében. Mindegyik ugar szomszédságában egy-egy búzatabla (*Triticum aestivum*, L. 1753), valamint összesen hat gyep került kijelölésre (egy esetben két ugarhoz egy búzatabla tartozott). A búzatablák alapvetően hasonló kezelést kaptak, a felhasznált nitrogén műtrágya hektáronkénti mennyisége 90 kg volt. A gyepek extenzív kezelésűek voltak, évente egyszer kaszálva vagy legeltetve. Az átlagos területméret 24,5±15,3 ha volt.



1. ábra. Az átlagos madárfajszám (\pm SE) alakulása a különböző mezőgazdasági kultúrákon és a különböző korú (Ugar1=egyéves, Ugar2=kétéves, Ugar3=hároméves) ugarterületeken. A Tukey-teszt alapján gyep-búza, ugar2-búza, ugar3-búza, gyep-ugar1, ugar3-ugar1, ugar3-ugar2 kultúrák között van szignifikáns különbség $p < 0,001$, ugar2-búza összevetésekor $p < 0,05$ szignifikancia szinten.

Mintavétel

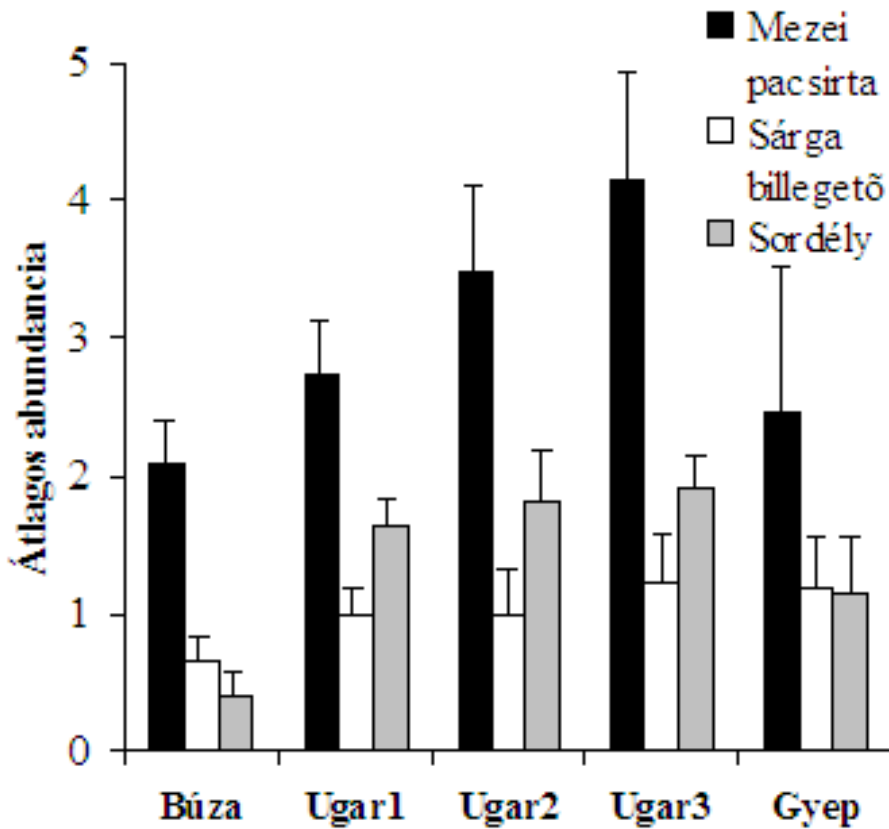
Madarak mintavétele relatív abundancia becsléssel történt, pontszámlálás módszerével (Báldi *et al.* 1997; Szép & Nagy 2002). A mintavételi területeket (összesen 39) 100 méter sugarú körökkel fedtük le, melyekben öt percet töltve jegyeztük fel a látott és hallott madarakat. A mintavételre két alkalommal, 2008 áprilisában és májusában került sor. A felmérés csak jó időjárási körülmények közt (szél- és esőmentes), napfelkeltétől 9-10 óráig folyt.



2. ábra. Az átlagos madárabundancia (\pm SE) alakulása a különböző mezőgazdasági kultúrákon és a különböző korú (Ugar1=egyéves, Ugar2=kétéves, Ugar3=hároméves) ugarterületeken. A Tukey-teszt alapján gyep-búza, ugar2-búza, ugar3-búza, ugar3-ugar1 kultúrák között van $p < 0,001$ szintű szignifikáns eltérés.

Statisztikai elemzés

A madarak faj- és egyedszámának változását a különböző mezőgazdasági kultúrákon, illetve a különböző korú ugarokon varianciaelemzéssel (ANOVA) vizsgáltuk. Az elemzéséhez a két pontszámlálás adataiból minden esetben a magasabb értéket vettük figyelembe. Az adatok normalitás vizsgálata Shapiro-Wilk teszttel történt. A függő változók normális eloszlásának eléréséhez egyes esetekben logaritmus-transzformációra volt szükség. A varianciák homogenitását Bartlett teszttel ellenőriztük. Magyarázó változóként a kultúra (gabona, ugar1, ugar2, ugar3, gyep), mint faktor szerepelt. Az összfajszám és összabundancia mellett külön vizsgáltuk a három leggyakoribb madárfaj (mezei pacsirta, sárga billegető, sordély)



3. ábra Az átlagos abundancia (\pm SE) alakulása mezei pacsirta (*Alauda arvensis*), sárga billegető (*Motacilla flava*) és sordély (*Miliaria calandra*) esetén különböző mezőgazdasági kultúrákon és különböző korú ugarokon (Ugar1=egyéves, Ugar2=kétéves, Ugar3=hároméves). A Tukey-teszt mezei pacsirtánál ugar2-gabona között adott szignifikáns különbséget $p < 0,05$, sárga billegetőnél a gyep-gabona, ugar2-gabona, ugar3-gabona, gyep-ugar1, ugar2-ugar1, ugar3-ugar1, sordélynál a gyep-gabona, ugar1-gabona, ugar2-gabona, ugar3-gabona kultúrák között $p < 0,001$ szinten.

abundanciájának változását. Szignifikáns „kultúra” hatás esetén Tukey post hoc tesztel vizsgáltuk, mely kultúrák között van szignifikáns különbség. Elemzéseinkhez az R 2.2.0 programot és annak stats programcsomagját használtuk fel (version 2.2.0, R Development Core Team 2005).

Eredmények

Összesen 176 ponton 51 faj 1347 egyedét figyeltük meg. Leggyakrabban előforduló fajok a mezei pacsirta, a sárga billegető és a sordély voltak. A varianciaelemzés szerint mind a fajszám ($df=4$, $F=21,10$, $p<0,001$), mind az egyedszám ($df=4$, $F=17,88$, $p<0,001$) esetében a kultúra szignifikáns hatású volt. A madarak faj- és egyedszáma a búzatáblákon volt a legalacsonyabb, míg az ugarterületeken a teljes madárközösséget tekintve a pihentetés kezdete óta eltelt idő függvényében a gyepeken tapasztalt értékeknél is magasabbra nőtt (1. és 2. ábra). A gyepek fajszám tekintetében az egy és két éves, abundancia tekintetében csupán az egy éves ugaroknál bizonyultak gazdagabbnak. A *post hoc* Tukey-teszt fajszám esetén a gyep-búza, ugar3-búza, gyep-ugar1, ugar3-ugar1, ugar3-ugar2 kultúrák között mutatott ki szignifikáns különbséget $p<0,001$, ugar2-búza összevetésekor $p<0,05$ szignifikancia szinten. Abundancia vizsgálatakor a Tukey-teszt gyep-búza, ugar2-búza, ugar3-búza, ugar3-ugar1 kultúrák között talált $p<0,001$ szintű szignifikáns eltérést.

A három legnagyobb egyedszámban előforduló faj adatainak elemzése során a fajszámhoz hasonló trendeket figyelhettünk meg, faji szintű eltérésekkel. A mezei pacsirta legnagyobb számban a két éves ugaron, legkisebb számban a gabonatóblákon fordult elő. Az ANOVA szignifikáns eltérést mutatott az egyes területtípusok között ($df=4$, $F=3,49$, $p=0,009$). A sárga billegető előfordulásában szignifikáns különbség volt bizonyos területtípusok között ($df=4$, $F=8,29$, $p<0,001$). Búzatáblákon és egy éves ugarokon viszonylag kis számban, idősebb ugarokon és gyepeken nagyobb gyakorisággal fordult elő. A sordély a gabonatóblák kivételével minden területtípuson hasonlóan magas abundancia értéket ért el, a kultúrahatás szignifikáns volt ($df=4$, $F=19,80$, $p<0,001$). A Tukey-teszt mezei pacsirtánál az ugar2-gabona között adott szignifikáns különbséget $p<0,05$, sárga billegetőnél a gyep-gabona, ugar2-gabona, ugar3-gabona, gyep-ugar1, ugar2-ugar1, ugar3-ugar1, sordélynál a gyep-gabona, ugar1-gabona, ugar2-gabona, ugar3-gabona kultúrák között $p<0,001$ szinten.

Értékelés

Vizsgálatunkban az agrár-környezetvédelmi programok keretében egy, két illetve három éve pihentetett területek, azaz vetett ugarok madárvilágát hasonlítottuk össze egymással, valamint gyepekkel és őszi vetésű búzaföl-

dekkal. Mind a fajszám, mind az egyedszám esetében a pihentetés kezdete óta eltelt idővel nőtt a madarak száma az ugarokon, jóval magasabbra a gabonatóblákon megfigyeltnél, és három éves ugar esetében a gyepeket is felülmúlva. Faji szintű eltérések tapasztalhatók, így a három legnagyobb számban előforduló faj eltérő mértékben preferálta a különböző korú ugarokat, gabonatóblákat és gyepeket, de a legmagasabb abundanciaértékeket minden esetben ugarokon figyelhettük meg, legalacsonyabbat a búzában.

Az ugaroltatás során a kezdeti bevetést követően számos növényfaj borítja el a területeket részben a talajban lévő magvak, részben a kívülről bekerülő propagulumok által (Critchley & Fowbert 2000). Az első évben az előzőleg termesztett kultúrnövény árvakelése is jelentős lehet. A kialakuló kezdeti vegetáció igen diverz és nagy borítottságú, mely azonban a második és harmadik év során jelentősen átalakul. Eltűnnek egyes egyéves fajok, és egyre inkább a fűfélék és évelők válnak dominánssá (Critchley & Fowbert 2000). De bármelyik stádiumot is tekintjük, az ugarok mindenképp jelentős színteret képviselnek az őket körülvevő agrártájban és extenzív kezelésük (évi egyszeri kaszálás vagy szárzúzás a madarak költési idejét követően) és a még művelt területekhez képest nagyfokú zavartalanságuk által vonzó költő- és táplálkozóhelyet jelenthetnek a mezőgazdasági területek madarai számára (Henderson *et al.* 2000). Eredményeink alapján ez a preferencia mind faj- mind egyedszám szintjén megfigyelhető, bár az egyéves ugarok még nem, vagy alig mutattak különbséget az aktívan művelt gabonaföldekhez képest. Az általában igen magas és sűrű egyéves vegetáció sok madárfaj számára talán alkalmatlan a fészkelésre, de a második és harmadik évre már megritkuló, kiegyensúlyozottabbá váló növényzet alkalmas költőhelyet biztosíthat (Wilson *et al.* 1997). A művelés csekély volta szintén hozzájárulhat az évről évre növekvő madárközösség kialakulásához. A hároméves ugarok gyepeknél is magasabb fajszámának és abundanciájának háttérében a diverzebb növényzet, a gyepekhez képest még mindig nagyobb kétszikű-borítás, és heterogénebb vegetációstruktúra állhat (Critchley & Fowbert 2000), mely mind költési, mind táplálkozási szempontból több lehetőséget kínál a madarak számára.

A mezei pacsirta esetében ez a vegetációs struktúrán belüli különbség költési szokásain keresztül magyarázhatja egyedszámának alakulását (Wilson *et al.* 1997), és magasabb értékét a második és harmadik éves ugarokon. A mezei pacsirta fészket előszeretettel rakja fűcsomókba, zombékokba illetve azok alá, hogy az rejtve maradjon a ragadozók, fészkaljpredátorok elől (Erdős *et al.* 2009). A második és harmadik éves ugarokon a feltörekvő, részben vetett részben betelepülő fűfélék mellett még nagy

számban jelenlevő kétszikűek megfelelő költőhelyeket jelenthetnek számára, valamint bőséges táplálékkal láthatják el ezt a magevő, fiókáit ízeltlábúakkal etető madarat (Wilson *et al.* 1997).

A sárga billegető számára a második és harmadik éves ugarok valamint gyepek egyenértékűnek mutatkoztak. A gabonaföldek és egyéves ugarok magas és sűrű vegetációjukkal sokkal kevésbé tűntek attraktívnak ezen faj számára. Ezzel ellentétben a sordély a gabonablákok kivételével minden területípust nagyjából egyformán preferált, mely háttérében a gazdagabb vegetációstruktúra és lokális heterogenitás állhat (Moreira 1999).

Eredményeinket tekintve elmondhatjuk, hogy az ugarok potenciálisan fontos élőhelyül szolgálhatnak a mezőgazdasági területekhez kötődő madarak számára. Az ugarok korának növekedésével párhuzamosan növekvő madárfajsám és abundancia a többéves ugaroltatási gyakorlat mellett szól. A faji szintű különbségek alapján azonban fontos hangsúlyozni a fiatal, 1-2 éves ugarok hasznosságát is, azaz a rotációs rendszer előnyeit, melynek gazdálkodási rendszerben való megtartása így erősen javasolt. Gyepeink és az extenzív művelésű szántók azonban szintén fontos szerepet töltenek be a hazai biodiverzitás megőrzésében (Batáry *et al.* 2007, Kovács *et al.* 2007), így a megfelelő gyakorlati és természetvédelmi megközelítést egy mozaikos szerkezetű agrártáj jelentheti.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk a Bükki Nemzeti Park Igazgatóságnak és a gazdálkodóknak, engedélyükért, valamint Erdős Saroltának, Széles Tamásnak és Bánrévi Dánielnek a pontszámlálásban, Harnos Andreának az elemzésben nyújtott segítségével, valamint Végvári Zsoltnak a hasznos javaslatokért és megjegyzésekért a kézirat bírálata során.

Irodalomjegyzék

- Ángyán, J., Tardy, J. & Vajnáne Madarassy, A. (szerk.) (2003): *Védett és érzékeny természeti területek mezőgazdálkodásának alapjai*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Báldi, A., Moskát, C. & Szép, T. (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. IX. Madarak*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 80 pp.

- Batáry, P., Báldi, A. & Erdős, S. (2007) Helyi és tájszerkezeti hatások alföldi gyepek madárközösségeire. – *Termvéd. Közl.* **13**: 241–248.
- Benton, T. G., Vickery, J. A. & Wilson, J. D. (2003): Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? – *Trends Ecol. Evol.* **18**: 182–188.
- Critchley, C. N. R. & Fowbert, J. A. (2000): Development of vegetation on set-aside land for up to nine years from a national perspective. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **79**: 159–174.
- Erdős, S., Báldi, A., Batáry, P. (2009): Nest site selection and breeding ecology of Sky Larks *Alauda arvensis* in Hungarian farmland. – *Bird Study* **56**: 259–263.
- Henderson, I. G., Cooper, J., Fuller, R. J. & Vickery, J. (2000): The relative abundance of birds on set-aside and neighbouring fields in summer. – *J. Appl. Ecol.* **37**: 335–347.
- Kovács, A., Batáry, P. & Báldi, A. (2007): Különböző intenzitással kezelt szántóföldek madár és növény fajszámának és abundanciájának összehasonlítása. – *Termvéd. Közlem.* **13**: 371–378.
- Moreira, F. (1999) Relationships between vegetation structure and breeding bird densities in fallow cereal steppes in Castro Verde, Portugal. – *Bird Study* **46**: 309–318.
- Peach, W. J., Lovett, L. J., Wotton, S. R. & Jeffs, C. (2001): Countryside stewardship delivers Cirl Buntings *Emberiza cirlus* in Devon, UK. – *Biol. Conserv.* **101**: 361–373.
- R Development Core Team (2006): R: a language and environment for statistical computing. Foundation for Statistical Computing, Vienna. URL: <http://www.R-project.org>.
- Robinson, R.A. & Sutherland, W.J. (2002): Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. – *J. Appl. Ecol.* **39**: 157–176.
- 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. – *J. Environ. Manage.* **63**: 337–365.
- Sutherland, J. W. (2002): Openness in management. – *Nature* **418**: 834–835.
- Svenning, J. C. (2002): A review of natural vegetation openness in north-western Europe. – *Biol. Conserv.* **104**: 133–148.
- Szép, T. & Nagy, K. (2002): Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999–2000. – Budapest: MME BirdLife Hungary.
- Wilson, J. D., Evans, J., Browne, S. J. & King, J. R. (1997): Territorial distribution and breeding success of skylarks on organic and intensive farmland in southern England. – *J. Appl. Ecol.* **34**: 1462–1478.

The role of set-asides in the conservation of birds on the Heves Environmentally Sensitive Area

Anikó Kovács¹, András Báldi², Péter Batáry^{2,3} and László Tóth⁴

¹*Szent István University, PhD School of Environmental Sciences*

Páter K. u. 1. Gödöllő, Hungary, 2103

²*Animal Ecology Research Group of the Hungarian Academy of Sciences and the Hungarian Natural History Museum*

Ludovika tér 2. Budapest, Hungary, 1083

³*Georg-August University, Agroecology, Göttingen*

Waldweg 26. Göttingen, Germany, 37073

⁴*Bükk National Park,*

Sánc u. 6. Eger, Hungary, 3304

Abstract: The area of natural and semi-natural habitats decreased because of the intensification of farmland management. The participants of the agri-environment schemes, which were found to halt the decline of biodiversity, have to rest 5% of their area in every year in the Heves ESA. These set-asides could be potential breeding and foraging habitats for farmland birds. In our study we compared birds of 1, 2 and 3 years old set-asides, winter cereal fields and grasslands in 39 sampling sites in the Heves ESA in 2008. Bird census was conducted two times, in April and May in 100 meter radius circles. We spent 5 minutes in every circle and detected the birds by visual and acoustic signs. In 176 census points 1347 individuals of 51 species were detected. The most abundant species were the skylark (*Alauda arvensis*), the yellow wagtail (*Motacilla flava*) and the corn bunting (*Miliaria calandra*). The winter wheat fields were the poorest in species and individuals. The species richness and abundance of birds in set-asides increased with time of resting. The grassland was richer in species than the 1 and 2 years old set-asides, and in abundance also than the 1 year old set-asides. According to our results we suggest that many bird species and individuals prefer the set-asides, and therefore their role in conserving farmland biodiversity could be considerable.

Keywords: agriculture, agri-environment schemes, set-aside, cereal field, grassland, nature conservation

A tájhasználat hatása homoki gyepek madárközösségeire

Somay László¹, Batáry Péter^{2,3} és Boros Emil⁴

¹*MTA-ÖBKI, Növényökológiai Osztály
2163 Vácrátót, Alkotmány utca 2-4. E-mail: somayl@botanika.hu*

²*Georg-August University, Agroecology
37073 Göttingen, Waldweg 26.*

³*MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport
1083 Budapest, Ludovika tér 2.*

⁴*Naturglob Környezetvédelmi Szolgáltató és Kereskedelmi Kft.
6000 Kecskemét, Patak utca 6.*

Összefoglaló: Napjainkra a Kiskunságra jellemző hagyományos tájhasználat jelentősen megváltozott. Vizsgálatunkban arra kerestük a választ, hogy a különböző tájhasználati módok illetve azok megváltozása hogyan hat a homoki gyepek madárközösségeire. A madárfelmérést 2007 tavaszán végeztük kétszeri pontszámlálás módszerével. Háttérváltozóként a gyep típusát, a cserjeborítást, a kezelést valamint a környező gyepek kiterjedését vettük figyelembe. Adataink 12 db 5 × 5 km-es mintaterületről, összesen 97 számolási pontról származnak. A madárfajokat attól függően, hogy földön fészkelnek vagy sem, gyepi (specialista) illetve nem-gyepi (generalista) madarakra osztottuk. Az adatokat lineáris kevert modellekben elemeztük. Összesen 45 madárfajt regisztráltunk, ebből 13 bizonyult gyepi és 32 nem-gyepi fajnak. Kimutattuk, hogy a parlagok mind a fajsámot, mind az abundanciát tekintve alulmaradnak a gyepekkel szemben. A kezelésnek (extenzív legeltetés vagy kaszálás) nem találtuk kimutatható hatását. A cserjeborításnak kiemelten fontos szerepe van, mivel sok nem-gyepi faj is megjelenik a cserjésedő gyepeken. Ezzel szemben a gyepi madarak kiszorulnak az erősen cserjésedő gyepekből. A környező gyepek kiterjedését nem találtuk limitáló tényezőnek, még a gyepi madarak esetében sem. Vizsgálatunk alapján elmondható, hogy a madarak szempontjából a még meglévő gyepek megőrzése kiemelten fontos, még akkor is, ha azok viszonylag kisméretűek és elszigeteltek.

Kulcsszavak: madárközösség, pontszámlálás, Kiskunság, homoki gyepek, parlagok, cserjésedés, legeltetés

Bevezetés

A 20. század második felében a mezőgazdaság intenzívebbé válása (gépesítés, vegyszerezés, stb.) az agrárterületek biodiverzitásának csökkenéséhez vezetett (Tscharrntke *et al.* 2005). A megváltozott földhasználat magában foglalta a komplex, természetes ökoszisztémák átalakítását egyszerűbb, kezelt ökoszisztémákká. A biodiverzitás emellett a mezőgazdaság által közvetve érintett területeken is csökken. A terjeszkedő mezőgazdaság miatt a megmaradt természetes élőhelyek is feldarabolódtak, fragmentálódtak, a hozzájuk kötődő populációk izolálódtak, egyedszámuk lecsökkent.

Az utóbbi időben számos mezőgazdasági területhez kötődő madárfaj esetében mutattak ki jelentős állománycsökkenést elsősorban Nyugat-Európában (Donald *et al.* 2001, Gregory *et al.* 2005), de újabban Csehországban is (Reif *et al.* 2008). Hazánkban is egyre több vizsgálat készül különböző extenzíven és intenzíven használt mezőgazdasági területek madárközösségeiről (Báldi *et al.* 2004, Batáry *et al.* 2007a,b, Kovács *et al.* 2007, Verhulst *et al.* 2004), melyek alapvetően az extenzív gazdálkodás pozitív hatását mutatták ki.

Ahhoz, hogy a jelenlegi tájszerkezet kialakulását megértsük, elengedhetetlen a táj történetének ismerete. Szerencsés módon a Kiskunság utolsó 250 éves történetét elég jól ismerjük (Bíró 2003, Bíró & Molnár, 1998). A 18. században a homokhátsági tájkép meghatározó elemei még a nagykiterjedésű, fátlan, a túllegeltetés miatt gyér növényzetű buckások voltak. A homok nagy területeken mozgásnak indult, emiatt egyre jobban szorgalmazták a megkötését. A 19. század második felében egyre nagyobb területek kerültek mezőgazdasági művelés alá, a népesség növekedésével a tanyasi gazdálkodás vált meghatározóvá. A szilaj szürkemarha-tartást felváltotta a kisparaszti juhlegeltetés, a gyepek lassan zártabbak lettek. A homokfásítás újabb lendületet vett, nagy területeken sikeresen telepítették az akácot. Az 1950-es években a tanyavilág felszámolásának szorgalmazása miatt fokozatosan visszaszorult a kisparaszti gazdálkodás, és sok helyen a nagyüzemi gazdálkodás vált meghatározóvá. A futóhomokos területek fásítása újabb lendületet kapott, ekkor már elsősorban fekete- és erdei fenyővel (*Pinus nigra*, *P. sylvestris*). A hátság lecsapolása és csatornázása miatt sok korábbi vizes terület kiszáradt. A megmaradt nagyobb kiterjedésű buckások zömét katonai lőtérként és gyakorlóterületként használták. Az utóbbi húsz évben csökkent a csapadék évi átlaga, a talajvízszint süllyedése a 1980-as években vált kritikussá. A szárazodással csökkent a táj változatossága, a homokhátság szikes tavai sorra kiszáradtak, a buckaközök üdebb vegetációja eltűnt,

illetve átalakult. A buckások fogyása, fragmentálódása lassan, de tovább folytatódott, mindemellett sok szántó és szőlőterületet hagytak fel, főként a szárazabb részeken. A legelő állatállomány száma erősen lecsökkent. Az özönnövények – mint például a selyemkóró (*Asclepias syriaca*) – terjedése a fragmentált tájban az egyik legnagyobb természetvédelmi problémává vált (Mihály & Botta-Dukát, 2004).

Vizsgálatunk célja az volt, hogy megtudjuk, a tájhasználat és annak változása milyen hatással van a homoki gyepek madárállományaira. Ezt négy, általunk fontosnak gondolt tényező vizsgálatán keresztül közelítettük meg. Lokális léptékben vizsgáltuk a gyepek típusának (természetközeli illetve másodlagos), cserjésedésének (cserjeborítás), kezelésének (legeltetés, kaszálás) valamint táji léptékben a környező gyepek kiterjedésének hatását madarakon, illetve azok két ökológiai csoportján (specialisták, generalisták). A korábbi, fent említett hazai vizsgálatokhoz képest a jelen vizsgálat újdonsága, hogy számos különböző tájléptékű változó hatását vizsgálja együttesen különböző gyeptípusokon előforduló specialista és generalista madarakon regionális léptékben (az egész homokhátságon).

Módszerek

A kutatás az MTA-ÖBKI „Természetes és mesterséges ökoszisztémák kölcsönhatásai: a biodiverzitás, az ökoszisztéma funkciók és a tájhasználat értékelése az Alföldre” című Jedlik pályázatához kapcsolódott, melynek mintaterületei voltak jelen felmérés vizsgálati helyszínei is. Az említett mintaterület-hálózat kijelölésének alapja, hogy egy természetes táj -- mesterséges táj arány gradiens mentén 4 kategória szerepeljen: maximális (több mint 20%), sok (12-20%), kevés (5-10%), minimális (legalább 1%) természetes táj. A Kiskunságban a mesterséges tájat két eset képviseli, egyrészt amikor az agrárterületek dominálnak, másrészt, amikor az erdősítések, ültetvények dominálnak. Így valójában egy kétirányú gradiensről van szó, melynek természetes táj -- agrár táj és természetes táj -- erdősített táj irányai vannak. A grádiensek mentén levő négy kategóriába kategóriánként 2 mintaterület tartozik, kivéve a maximális arányú természeti táj esetében, ahol a Kiskunság három, ilyen szempontból legjelentősebb területe ki lett kijelölve. A konkrét mintaterületeknek a kiválasztott szűrési feltételek mindegyikének egyidejűleg megfelelő 5 × 5 km-es tájrészletek lettek kijelölve. Az egész mintaterület-hálózat összesen 16 darab, általunk tájablaknak nevezett területegységből áll. Mivel jelen vizsgálatunkban csak a gyepeket

vizsgáltuk, amelyek több esetben e tájablakok szélén helyezkedtek el, úgy gondoljuk, hogy a fent leírt gradiens nem reprezentatív a gyepekre. Ebből a megfontolásból a gradiens hatását nem vizsgáltuk a madarakon, azt csak mint random faktor vettük figyelembe a később leírt modellekben.

A tájablakok gyepeit a területek 2005-ös légifotói és a CORINE Land Cover 2000 (Büttner *et al.* 2002) felhasználásával azonosítottuk. A gyepeken a leendő számlálási pontokat légifotók segítségével, illetve előzetes terepi bejárások alapján jelöltük ki. A kijelölés kritériumaiként szerepelt, hogy a 100 m sugarú kör teljes területe gyepre essen, ezért legalább 200×200 m méretű gyepeket választottunk. Gyepnek tekintettük mind a természetközeli állományokat, mind a másodlagos, legalább öt éves parlagokat is. Fontos feltétel volt, hogy a gyepeken levő cserjék (boróka, galagonya stb.) aránya ne legyen nagyobb 30%-nál, egyrészt, hogy még a gyepes vegetáció domináljon, másrészt, hogy biztosítva legyen a számlálási pont átláthatósága. A lehetőségek szerint igyekeztünk a pontokat úgy megválasztani, hogy minél jobban szét legyenek szórva a tájban, ne kerüljenek egymás közvetlen közelébe. Minden tájablakban próbáltunk több gyepet kiválasztani (kisebbit és nagyobbat, illetve természetközeli és parlagot egyaránt), s összesen legalább öt felmérési pontot kijelölni. A feltételeknek megfelelő minőségű és számú gyepet a 16-ból mindössze 12 tájablakban (Balástya, Bócsa, Jakabszállás, Kéleshalom, Kunadacs, Nagykörös, Orgovány, Rém, Ruzsa, Soltvadkert, Tatárszentgyörgy és Tázlár) találtunk. A többi négy, erősen agrár vagy ültetvény dominanciával rendelkező tájablakot kénytelenek voltunk kizárni a vizsgálatból.

A madárfelmérést 2007 tavaszán végeztük kétszeri pontszámlálás módszerével (Báldi *et al.* 1997, Szép & Nagy 2002). A madárfajokat attól függően, hogy földön fészkelnek vagy sem, gyephez kötődő (specialista) ill. gyephez nem kötődő (generalista, vagy legalábbis nem gyep specialista) madarakra osztottuk. Az általában csapatos füstifecske és seregély észleléseket összevontuk, és egy egyed észleléseként kezeltük (Batáry *et al.* 2007a). Abundancia alatt az egyedszámot értettük fajonként és felmérési pontonként. A végső, elemzéshez használt madárabundancia becslések alapadatait a két felmérés maximuma képezte fajonként és pontonként.

Háttérváltozóként a gyep típusát (természetközeli gyep illetve parlag), a cserjeborítást (100 m sugarú körön belül), a kezelést (legeltetett vagy kaszált illetve nem kezelt) illetve a környező gyepek arányát (500 m sugarú körön belül) vettük figyelembe. A gyepek típusát és a környező tájban való részesedésüket élőhelytérképekről, illetve légifotókról határoztuk meg az ArcGIS 9.2 szoftver (ESRI 2006) segítségével. A 100 m sugarú körön belü-

li cserjeborítást légifotók alapján becsültük meg. A területen folyó kezelés (legeltetés, kaszálás) meglétét, típusát terepi tapasztalatok alapján állapítottuk meg.

A fent részletezett négy magyarázó változó (valamint a gyep típus és a cserjeborítás interakció) hatását lineáris kevert modellekben vizsgáltuk az összfajszámon és az összabundancián, valamint a gyepi és nem-gyepi madarak fajszámán és abundanciáján. A hierarchikusan egymásba ágyazott mintavételből adódóan a következő random változókat használtuk a térbeli autokorreláció kiküszöbölésére: ablaktípus (természetes, agrár vagy ültetvény) / természetesség (max., sok, kevés vagy min.) / ablak / gyep. A cserjésedés nagyon balra ferde eloszlást mutatott a madárfelvételi pontok között (azaz a legtöbb esetben kicsi volt), ezért a modellekben négyzetgyök transzformált értékeit használtuk (a százalékos adatokon megszokott arc-sinus transzformáció ezen a ferdeségen nem változtatott). A függő változókat a modell reziduálisának normalitása érdekében az elemzések előtt logaritmizáltuk (ln). A statisztikai elemzéseket az R (2.8.0 verzió; R Development Core Team 2008) szoftver nlme (3.1 verzió; Pinheiro *et al.* 2007) csomagjával végeztük.

Eredmények

Adataink 12 tájablakból, 97 számlálási pontról származnak. A számolási pontok 70%-a természetközeli elsődleges gyep, míg 30%-uk másodlagos gyep, parlag volt. A pontok 64%-án volt valamilyen mértékű cserjésedés 1-25% között. A pontok 500 m sugarú környezetében mindig volt valamennyi gyep 10-95% között, átlagosan 60%-nyi. A pontok 34%-a volt kezelve, extenzíven legeltetve vagy kaszálva.

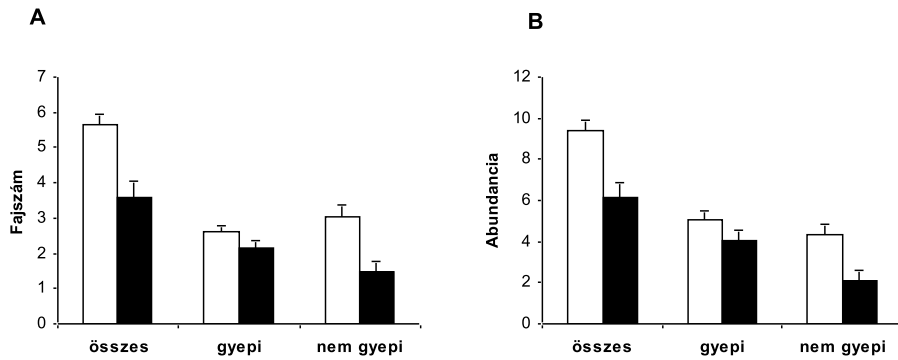
Összesen 45 madárfaj 813 egyedét regisztráltuk. A fajok közül 13 bizonyult gyepi és 32 nem-gyepi fajnak. Az egyes fajok besorolását, egyedszámát és előfordulásainak számát az online függelékben (1. függelék) tüntettük fel.

A lineáris kevert modellek eredményeit a 1. táblázatban foglaltuk össze. Az elemzések alapján elmondhatjuk, hogy az abundancia szignifikánsan, a fajszám már csak marginálisan volt szignifikánsan magasabb a természetközeli gyepeken, mint a parlagokon (1. ábra). A kezelés és a környező gyepek aránya nem volt kimutatható hatással sem a fajszámra, sem az abundanciára. Ezzel szemben a cserjeborítás pozitív hatással volt a fajszámra, de az abundanciára nem volt kimutatható hatása.

1. táblázat. A lineáris kevert modellek eredményei, melyekben a gyeptípus, a kezelés, a cserjeborítás és a gyepek környező 500 m-en belüli arányának, valamint a gyeptípus – cserjeborítás interakciónak a hatásait vizsgáltuk a madarak fajszeráján és abundanciáján (minden egyes sor külön modellt jelent). Miután a kezelés és a környező gyepek aránya egyik modellben sem volt szignifikáns, ezért azok F és p értékei nincsenek feltüntetve. A gyeptípus esetén a negatív irány azt jelenti, hogy a gyepen magasabb, míg a parlagon alacsonyabb az adott változó értéke. Az összes modell minden változója esetén a $df = 63$. A szignifikáns p értékek vastaggal vannak jelölve.

| | Gyeptípus | | | Cserjeborítás | | | Interakció | |
|-----------------------------------|-----------|--------------|-------|---------------|------------------|-------|------------|--------------|
| | F | p | irány | F | p | irány | F | p |
| Összfajszám | 3,142 | 0,081 | – | 7,903 | 0,007 | + | 0,140 | 0,709 |
| Össz-abundancia | 5,026 | 0,029 | – | 0,081 | 0,777 | | 0,003 | 0,957 |
| Gyepi madárfajok száma | 0,298 | 0,587 | | 15,498 | <0,001 | – | 6,179 | 0,016 |
| Gyepi madárfajok abundanciája | 0,091 | 0,764 | | 19,168 | <0,001 | – | 4,357 | <i>0,041</i> |
| Nem-gyepi madárfajok száma | 6,190 | 0,016 | – | 17,191 | <0,001 | + | 0,395 | 0,532 |
| Nem-gyepi madárfajok abundanciája | 5,388 | 0,024 | – | 13,981 | <0,001 | + | 1,152 | 0,287 |

A specialista és generalista, vagyis a gyepi és nem-gyepi fajok tekintetében, már árnyaltabb a kép. Azt mondhatjuk, hogy a gyepi fajok számát és abundanciáját tekintve nem volt különbség a természetes gyepek és a parlagok között (1. ábra), viszont mindkettőre negatív hatással volt a cserjésedés. Mindemelllett a gyeptípus és cserjeborítás közti szignifikáns interakció azt jelzi, hogy a gyepi fajok fajszerájára és abundanciájára a növekvő cserjeborítás a természetközeli gyepeken volt negatív hatással (2. ábra). A nem-gyepi madaraknál kimutathatóan kisebb volt mind a fajszeráj, mind az abundancia a parlagokon (1. ábra). A cserjésedés azonban mindkettőre pozitív hatással volt (2. ábra). A környező gyepek aránya és a kezelés hatása a specialista-generalista fajok megkülönböztetése után sem volt kimutatható.



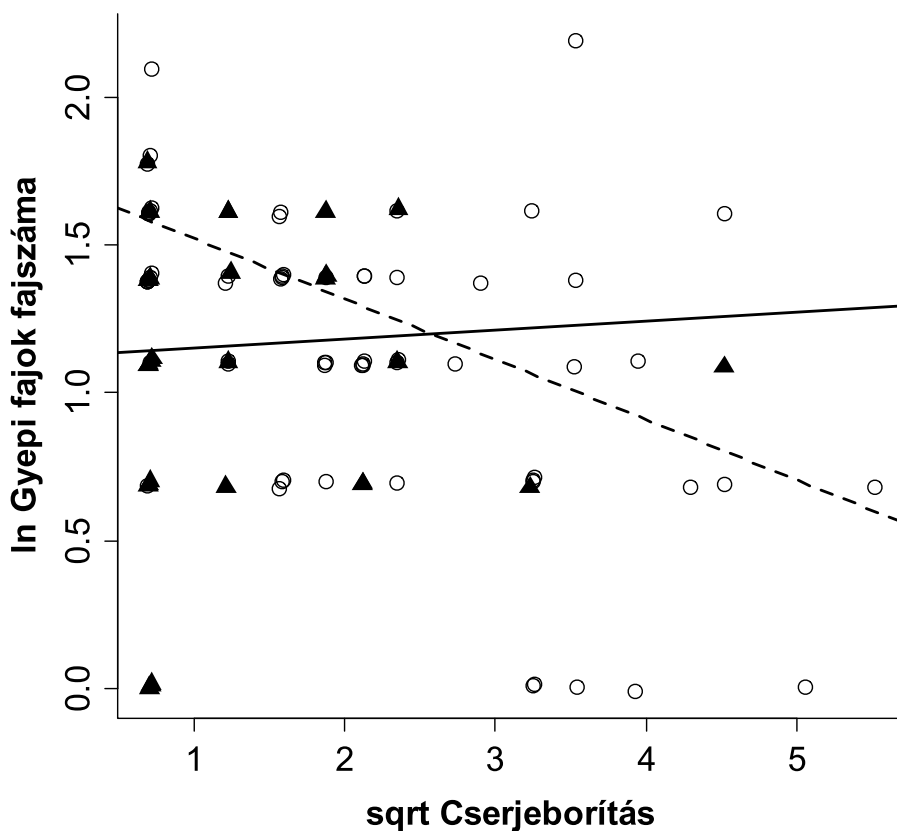
1. ábra Az összes, a gyepi és a nem-gyepi madárfajok fajszáma (A) és abundanciája (B) a természetközeli gyepeken (fehér) és a parlagokon (fekete). Az ábrákon a hibavonalak az átlagtól való eltérést jelölik.

Értékelés

Az eredményeink tükrében elmondhatjuk, hogy a természetközeli gyepék madárközösségei diverzebbek, magasabb fajszámmal és abundanciával rendelkeznek, mint a parlagoké. Itt szükséges megjegyeznünk, hogy bár a gyepi fajok esetén nem volt szignifikáns különbség a gyepék és a parlagok között, a természetközeli homokpusztagyepék a cserjédes hatására jóval diverzebb faunával bírnak, mint a kevésbé cserjés, egyszerűbb vegetációs szerkezetű és domborzatú parlagok. Ez alapján elmondhatjuk, hogy a cserjésedés révén komplexebbé váló vegetáció több faj eltartására képes, mint a cserjétlen, bár a nem-gyepi, nyílt élőhelyet preferáló fajokra (pl. mezei pacsirta) ez kifejezetten negatív hatású. Számos Észak-Amerikai tanulmány hasonlóképpen kimutatta, hogy a szigorúan gyepspecialista fajokra a cserjésedés negatív hatású (pl. Grant *et al.* 2004, Rosenstock & Van Riper 2001).

Az, hogy a kezelésnek nem találtuk kimutatható közvetlen hatását, az arra utalhat, hogy a vizsgált gyepék a lecsökkent állatállomány miatt csak nagyon extenzíven legeltetettek vagy kaszáltak, így a nem kezeltékhez képest nagy hatást eleve nem várhattunk. A legeltetés viszont közvetve is – a cserjésedésre gyakorolt negatív hatásával – fontos tényező lehet a madarak számára (Batáry *et al.* 2007b).

Az, hogy tájléptékben (500 m sugarú körben) nem találtuk hatását a gyepborításnak, részben annak köszönhető, hogy a vizsgált területeken



2. ábra A gyepi madárfajok fajsza (ln: logaritmus transzformált) a cserjeborítás függvényében (sqrt: négyzetgyök transzformált). ○: gyepesek (szaggatott vonal jelöli a regressziós egyenest); ▲: parlagok (folytonos vonal jelöli a regressziós egyenest).

mindenholt átlagban $59,5 \pm 22,0$ % gyep volt, tehát ez nem volt limitáló tényező. Hasonló eredményt kaptak Batáry és mtsai (2007b) kiskunsági és hevesi legelők vizsgálatokor – a környező gyepborítás nem volt hatással sem általában a madarakra, sem azok vizsgált csoportjaira (gyepi vs. nemgyepi madarak). Ebből a szempontból tekintve az általunk vizsgált kisebb fragmentumok elszigeteltsége a hasonló gyepektől nincs fontos hatással a madarak fajszára és abundanciájára.

Az eredményeink tükrében úgy tűnik, hogy a gyepi madarak nem tesznek különbséget a természetközeli és másodlagos gyepesek között. Ilyen

szempontból a parlagok is megfelelő élőhelyet jelenthetnek számukra. A parlagokon csak néhány évtized után, a szukcesszió előrehaladtával alakulhat ki számottevő cserjeszint. Addig a nem-gyepi fajok szerepe itt alárendelt marad. A cserjésedő gyepekben egyre nagyobb szerepet kapnak a generalista fajok, míg a gyepi fajok száma lecsökken (pl. Chapman *et al.* 2004). Az erőteljes cserjésedés tehát nyilvánvalóan átalakítja az eredeti közösséget (Skowno & Bond 2003).

Felmerül a kérdés a cserjésedéssel kapcsolatban: a vizsgált területeken prezervációt (beavatkozás nélküli megőrzést, a folyamatok pl. szukcesszió fenntartását) vagy konzervációt (beavatkozással történő védelmet, az adott állapot rögzítését) folytassunk-e. Alapvetően úgy gondoljuk, hogy a komplex homokpusztai madárfauna megőrzése érdekében valahol e két út szelektív alkalmazásával kellene élni. A viszonylag fiatal, homogén parlagokon a bokrok megjelenése előnyös lehet a homokpusztákra jellemző madárfauna kialakulásában. Míg a jelentős mértékben elcserjésedett, és így a vizsgálathoz akár már ki sem választott területeken a cserjék ritkítása lenne szükséges. A legeltetés, kaszálás csökkenésével vagy elmaradásával felgyorsul a gyep cserjésedése, ami a pusztai madárfauna átalakulását eredményezheti, ezért a komplex tájhasználat részeként az extenzív legeltetésnek továbbra is kívánatos lenne megmaradnia.

A meglévő természetközeli állapotú gyep megőrzése (megóvása a beszántástól vagy faültetvénné alakítástól) a homokpusztai madárfajok szempontjából is kulcsfontosságú, még akkor is, ha azok viszonylag kis méretűek és elszigeteltek. Azon eredményünk szerint, hogy a parlagokon a gyepi fajoknak csak kismértékben volt kisebb a száma és abundanciája, mint a természetközeli gyepekben, fontos szerepe van a felhagyott szántóknak, parlagoknak is, amelyek néhány éven belül megfelelő élőhelyeivé válhatnak a gyephez kötődő madárfaunának. Azt azonban szükséges hangsúlyoznunk, hogy a parlagok, amelyek a homokbuckásra jellemző domborzati viszonyokat és az ahhoz kötődő speciális vegetációt a korábbi beszántás következtében elveszítették, feltehetőleg csak egy jóval szegényebb madárközösségnek nyújtanak otthont. Ennek vizsgálatára további (többváltozós) elemzéseket tervezünk végezni.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük a Kiskunsági és a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóságoknak, hogy engedélyezték a területükön való kutatást. A kutatást az MTA - ÖBKI

„Természetes és mesterséges ökoszisztémák kölcsönhatásai: a biodiverzitás, az ökoszisztéma funkciók és a tájhasználat értékelése az Alföldre” című Jedlik projektje (NKFP6-00012/2005) és Batáry Péter számára az Alexander von Humboldt Foundation támogatta.

Irodalomjegyzék

- Báldi, A., Moskát, Cs. & Szép, T. (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer IX. Madarak*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest. pp. 81.
- Báldi, A., Verhulst, J. & Kleijn, D. (2004): Eltérő intenzitással kezelt agrárterületek madárközösségeinek összehasonlítása. – *Termvéd. Közlem.* **11**: 449--455.
- Batáry, P., Báldi, A. & Erdős, S. (2007a): Grassland versus non-grassland bird abundance and diversity in managed grasslands: local, landscape and regional scale effects. – *Biodiv. Conserv.* **16**: 871--881.
- Batáry, P., Báldi, A. & Erdős, S. (2007b): Helyi és tájszerkezeti hatások alföldi gyepek madárközösségeire. – *Termvéd. Közlem.* **13**: 241--248.
- Bíró, M. & Molnár, Zs. (1998): A Duna-Tisza köze homokbuckásainak tájtípusai, azok kiterjedése, növényzete és tájtörténete a XVIII. századtól. – *Történeti Földrajzi Füzetek* **5**: 1--34.
- Bíró, M. (2003): Pillantás a múltba: a Duna-Tisza közti buckások tájtörténete az elmúlt kétszázötven évben. – In: Molnár, Zs. (szerk.): *A Kiskunság száraz homoki növényzete*. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 71--82.
- Büttner, Gy., Feranec, J. & Jaffrain, G. (2002): *CORINE land cover update 2000. Technical guidelines*. – European Environment Agency, Copenhagen, pp. 56.
- Chapman, R. N., Engle, D. M., Masters, R. E. & Leslie, D. M. (2004): Tree invasion constrains the influence of herbaceous structure in grassland bird habitats. – *Ecoscience* **11**: 55--63.
- Donald, P. F., Green, R. E. & Heath, M. F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. – *Proc. R. Soc. B.* **268**: 25--29.
- ESRI (2006): ArcGIS 9.2. Redlands, California, USA.
- Grant, T. A., Madden, E. & Berkey, G. B. (2004): Tree and shrub invasion in northern mixed-grass prairie: implications for breeding grassland birds. – *Wildlife Soc. Bull.* **32**: 807--818.

- Gregory, R. D., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A. W. G., Noble, D. G., Foppen, R. P. B. & Gibbons, D. W. (2005): Developing indicators for European birds. *Philos. T. R. Soc. B.* **360**: 269--288.
- Kovács, A., Batáry, P. & Báldi, A. (2007): Különböző intenzitással kezelt szántóföldek madár és növény fajszámának és abundanciájának összehasonlítása. – *Termvéd. Közlem.* **13**: 371--378.
- Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (2004): *Özönnövények – Biológiai inváziók Magyarországon.* – Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 408.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S. & Deepayan, S. (2007): *The nlme Package: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models.* URL: <http://cran.r-project.org/src/contrib/Descriptions/nlme.html>
- Reif, J., Vorisek, P., Stastny, K., Bejcek, V. & Petr, J. (2008): Agricultural intensification and farmland birds: new insights from a central European country. – *Ibis* **150**: 596--605.
- Rosenstock, S. S. & Van Riper, C. (2001): Breeding bird responses to juniper woodland expansion. – *J. Range Manage.* **54**: 226--232.
- Skowno, A. L. & Bond, W. J. (2003): Bird community composition in an actively managed savanna reserve, importance of vegetation structure and vegetation composition. – *Biodiv. Conserv.* **12**: 2279--2294.
- Szép, T. & Nagy, K. (2002): *Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999-2000.* – MME BirdLife Hungary, Budapest, 10 pp.
- Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. (2005): Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. – *Ecol. Lett.* **8**: 857--874.
- Verhulst, J., Báldi, A. & Kleijn, D. (2004): Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary – *Agric. Ecosyst. Environ.* **104**: 465--473.

Függelék:

A cikkhez tartozó Online Függelékek a folyóirat honlapján találhatóak (<http://www.mbtktv.mtesz.hu/ofuggelek.html>).

Függelék 1: A megfigyelt madárfajok összesített egyedszáma és előfordulása a felmérési pontokon.

Effect of land-use on bird assemblages of sandy grasslands

László Somay¹, Péter Batáry^{2,3} and Emil Boros⁴

¹HAS Institute of Ecology and Botany, Department of Plant Ecology

Alkotmány utca 2-4, Vácrátót, Hungary, 2163

²Animal Ecology Research Group of the Hungarian Academy of Sciences and the

Hungarian Natural History Museum

Ludovika tér 2, Budapest, Hungary, 1083

³Georg-August University, Agroecology

Waldweg 26, Göttingen, Germany, 37073

⁴Naturglob Environmental Service and Commercial Ltd.

Patak utca 6, Kecskemét, Hungary, 6000

E-mail: somayl@botanika.hu

Abstract: The traditional land-use has considerably changed in the Kiskunság region of south-central Hungary. We investigated the effect of land-use change on bird assemblages in sandy grasslands. Breeding birds were surveyed using point counts in spring 2007. Explanatory variables were grassland type, shrub canopy cover, current grassland management and proportion of grasslands in the neighbouring landscape. We surveyed birds from grasslands on 97 points at 12 study sites, 5 × 5 km each. We divided the species into grassland birds (specialists) and non-grassland birds (generalists) depending on whether they breed on the ground. For data analyses we used linear mixed models. A total of 45 species were recorded (13 grassland and 32 non-grassland species). We found that species richness and abundance were higher in semi-natural grasslands compared to fallows. The effect of management (extensive grazing or mowing) was not significant. We found a significant effect of shrub canopy: the richness and abundance of non-grassland birds were related positively, whereas those of grassland birds were related negatively to shrub cover in grasslands. The extent of surrounding grasslands did not influence either groups of birds. We conclude that the conservation of remaining grassland patches is of high importance, even if they are relatively small and isolated.

Keywords: bird community, point counting, Kiskunság, sandy grasslands, fallows, shrub canopy, grazing

Mezőgazdasági területek jellemző madárfajainak élőhelypreferencia vizsgálata a Hevesi-sík Érzékeny Természeti Területen

Biró Judit¹, Kovács Anikó² és Báldi András³

¹SZIE Állatorvos-tudományi Kar Biológiai Intézet,
1077 Budapest, Rottenbiller u. 50., E-mail: oribu13@gmail.com

²SZIE Környezettudományi Doktori Iskola
2103 Gödöllő Páter K. u. 1.

³MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport,
1083 Budapest Ludovika tér 2.

Összefoglaló: Hazánk kétharmada mezőgazdasági terület, mely számos fajnak jelent fontos életteret. Kutatásunk célja az agrártájhoz kötődő öt madárfaj: a fűrj (*Coturnix coturnix* L. 1758), a mezei pacsirta (*Alauda arvensis* L. 1758), a sárga billegető (*Motacilla flava* L. 1758), a cigánycsuk (*Saxicola torquatus* L. 1766) és a sordély (*Emberiza calandra*, L. 1758) élőhelypreferenciáinak felmérése volt. A madárszámlálás 2008 áprilisától májusig zajlott a Hevesi-sík Érzékeny Természeti Területen (ÉTT) két, összesen 9700 méter hosszú transzekt mentén. Hét különböző mezőgazdasági kultúrára nézve vizsgáltuk a madarak eloszlását, táblánkénti denzitásokkal számolva. Eredményeink alapján a vizsgált madárfajok eloszlása fajspecifikus volt, a cigánycsuk és a sordély szignifikáns preferenciát mutatott az ugar és a repce, illetve utóbbi ezeken kívül a gyep iránt is. A sárga billegető és a mezei pacsirta marginálisan szignifikáns preferenciát mutatott a repce iránt, míg a fűrj egyik kultúráját sem részesítette előnyben a többihez képest. A vizsgált öt mezőgazdasági madárfaj élőhelypreferenciái (például a repce iránt), illetve a kedvezőtlennek feltételezett kultúrák elkerülésének hiánya arra utal, hogy a régió gazdálkodása gazdag madárvilág fenntartására képes, melynek feltehetőleg fontos eleme a viszonylag extenzív kezelések illetve a kultúrák sokfélesége.

Kulcsszavak: cigánycsuk, élőhelyheterogenitás, fűrj, gyep, mezei pacsirta, sárga billegető, sordély, szántó, út

Bevezetés

Hatalmas kiterjedésének is köszönhető, hogy az agrártáj számos taxon számára meghatározó élőhely Európában (Stoate *et al.* 2001) és hazánkban is egyaránt (Szép & Nagy 2006). Térhódítása új élőhelyet adott a nyílt élőhelyet kedvelő fajok számára, így például az eredetileg sztyeppi élőhelyeken élő mezei pacsirta új táplálkozó-és költőhelyet találhatott az ember által létrehozott szántókon, legelőkön (Donald 2004). A mezőgazdasági területek kezelési módja azonban nagyban befolyásolja az ott élő állatok és növények jelenlétét és állomány nagyságát. Az intenzívebb kezelés elsősorban a specialista fajokat sújtja (Batáry *et al.* 2007, Siriwardena *et al.* 1998). A mezőgazdaság intenzifikációja Európa nyugati országaiban hamarabb indult és erőteljesebb ütemben folyik, mint a közép-kelet-európai volt szocialista országokban, melyekben részben ennek köszönhetően a mezőgazdasághoz kötődő fajok száma és abundanciája még magasabb (Báldi *et al.* 2005, Donald *et al.* 2002, Gregory *et al.* 2005). Míg a mezei pacsirta, a cigánycsuk vagy a mezei veréb (*Passer montanus* L. 1753) a 25 leggyakoribb költőfaj közé tartozik Magyarországon (Szép & Nagy 2006), úgy például Nagy-Britanniában a mezei veréb eltűnőben van (Hole *et al.* 2002) és más agrártájhoz kötődő madárfajok esetében is negatív állomány trendek, illetve nagymértékű ingadozások jellemzőek az 1970-es évek óta (Gregory *et al.* 2005).

Magyarországon a rendszerváltás után drasztikusan csökkent a mezőgazdasági termelés (Báldi & Faragó 2007). Ez az alacsony szintű produkció magyarázhatja a mezőgazdasághoz kötődő madárfajok populációinak stabilitását, illetve több esetben növekedését, ami például a mezei verébnél megfigyelhető. Magyarország, és a közép-kelet-európai országok agrár-élővilágát tekintve azonban aggodalomra adhat okot az Európai Unióhoz való csatlakozás és az ezzel hozzáférhetővé váló támogatások indukálta intenzifikáció, mely a kultúrtáj biodiverzitásának nagymértékű csökkenéséhez vezethet a közeli jövőben (Donald *et al.* 2002). Másrészt viszont a tagság az agrár-környezetvédelmi programokon keresztül új környezet-, és természetvédelmi lehetőségeket is kínál (Herzon & O'Hara 2007).

A művelés alatt álló területek szerepe kiemelkedő a táj formálásában, a források koncentráálásában, és bizonyos területeken ezáltal a madarak diverzitásának, abundanciájának fenntartásában is (Farina 1997). A mezőgazdasági területek jelentős részén (1 millió hektáron) búzatermesztés folyik, emellett azonban számos más gabonát, illetve kultúrnövényt is megtalálhatunk, például a kukoricát, repcét, lucernát, napraforgót. E kultúrák

jelentősen eltérnek egymástól, illetve a féltermészetes gyepektől struktúrájuk és kezelési módjaik tekintetében is. Mindezek alapján feltételezzük, hogy az agrártájhoz kötődő madárfajok preferenciái (amit denzitással mérünk) is eltérőek lesznek. E preferenciák kimutatása volt vizsgálatunk célja, annak érdekében, hogy a mezőgazdasághoz kötődő madárfajok védelméhez hozzájáruljunk.

Módszerek

A vizsgálatot a Hevesi-sík Érzékeny Természeti Területen, 2008. április közepétől május végéig végeztük Poroszló település közelében. Vonal menti madárszámlálást végeztünk négy alkalommal, átlagosan 14 napos különbségekkel, összesen 9700 méter hosszú, földutakon haladó, változó sávszélességű vonaltranszekten (Bibby *et al.* 1992). A kultúra-preferencia megállapításánál csak a kultúrákban megfigyelt egyedeket vettük figyelembe. A földutak szegélyszélessége 0-tól 15 m-ig terjedt, attól függően, hogy az egyes útszakaszokon milyen széles szegély-árokpart határolta az utat: ezt a Google Earth program segítségével utólag mértük meg. A transzektek két oldalán hét különböző mezőgazdasági kultúra helyezkedett el, összesen 82 táblán: búza (42 tábla, 8200 m), ugar (10 tábla, 1390 m), gyep (5 tábla, 3300 m), kukorica (5 tábla, 710 m), napraforgó (10 tábla, 2400 m), lucerna (2 tábla, 1390 m), repce (8 tábla, 2140 m). Az út (9700 m), mint külön kategória a földutat, annak gyomos szegélyét és az esetleges árkokat jelentette.

A számlálásokat a hajnali órákban, napfelkelte után végeztük (Bibby *et al.* 1992), megfelelő időjárási körülmények között. A madarakat akusztikusan és vizuálisan detektáltuk mindkét oldalon a földút mentén folyamatosan haladva. Az észlelt egyedeket, mint észlelési pontokat vaktérképre vittük, emellett GPS-szel mértük a kiindulástól vett távolságot (Gamin Etrex Legend GPS) és az adott madár úttól számított oldaltávolságát is megbecsültük. Feljegyeztük az észlelt madarak viselkedését (például énekel-e, bokron ül, felrepül, etc.), és ivari dimorfizmus esetén a nemét. A számlálásokat a transzekteken alkalmanként váltakozó útszakaszon (Herzon & O'Hara, 2007) kezdtük, egy számlálás 3 napot vett igénybe.

Az elemzések során faj-specifikus távolságkorlátot (sávot) állapítottunk meg. Az adott fajra vonatkozó sávszélességet, azaz a tábla szegélyétől annak belseje felé figyelembe vett észlelési távolságot grafikonok segítségével határoztuk meg. Az egyedszámot az oldaltávolság növekedésének függvényében ábrázolva a trend megtörésénél, illetve az utolsó nagy észlelési

csúcsonál húztuk meg a határt. A fűrj, a mezei pacsirta és a sordély esetében ez a határ 100 m lett, a sárga billegetőnél 65 m-nek adódott. A cigánycsukra pedig, bár az utolsó csúcs 75 méternél helyezkedett el, a határt a standard 25 méternek választottuk (Jarvinen & Vaisanen 1983), mivel e faj hangja viszonylag halk, és a távol észlelt madarak döntő többségét vizuálisan detektáltuk. Az így meghatározott észlelési sáv a megfigyelések mintegy 85%-t tartalmazta. Ezen a sáv szélességeken belüli észlelések felhasználásával számoltunk denzitás adatokat az egyes táblákra, majd a négy számlálásból kapott fajonkénti négy érték közül az elemzésekhez a legnagyobbat vettük figyelembe.

A statisztikai elemzések során a függő változók (az egyes fajok denzitásértékei kultúránként) normális eloszlását Shapiro-Wilk teszttel ellenőriztük. Mivel a változók nem normális eloszlása logaritmus–transzformációval sem teljesült, nem–paraméteres Kruskal-Wallis tesztet alkalmaztunk a denzitásértékek kultúrák közti összehasonlítására. A kultúrák közül a lucernát a statisztikai elemzésbe erős torzító hatása miatt nem vettük be, mivel az mindössze 2 táblán volt megtalálható. Az átlagok és konfidencia-intervallumok ábrázolására a gplots programcsomagot használtuk, az ábrákon a lucernára vonatkozó átlagokat jól elkülöníthető jelzéssel szintén feltüntettük. Statisztikai elemzéseinkhez az R programot alkalmaztuk (R Development Core Team 2006).

Eredmények

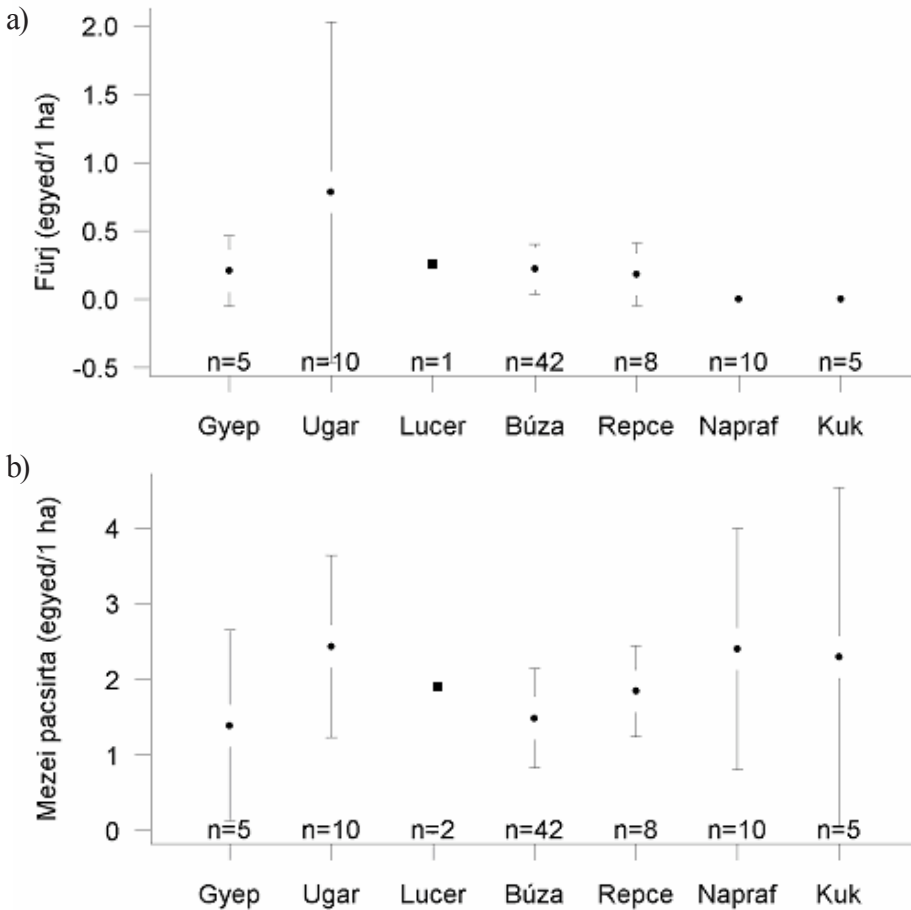
Összesen 1664 észlelésünk volt, ebből a fajspecifikus sáv szélességek megállapítását követő adatszűrés után 1475-öt vonhattunk be az elemzésekbe. Leggyakoribb észlelt madárfaj a mezei pacsirta volt (614). Ezután a sárga billegető (432), majd a sordély (263), végül a cigánycsuk (89) és a fűrj (37) következett. Ebből csak a táblákon detektált madarak adatait elemeztük, ami mezei pacsirtából 559, sárga billegetőből 232, sordélyból 131, fűrjből 37, cigánycsukból pedig 11 észlelést jelentett. A földúton 55 mezei pacsirtát, 200 sárga billegetőt, 78 cigánycsukot és 132 sordélyt és 0 fűrjet számoltunk. Mivel a szegélyhatás vizsgálatára a későbbiekben kerül sor, az utat még nem vettük be a statisztikai elemzésbe. Az egyes fajok denzitásának a kultúrák között történt összehasonlítása során szignifikáns különbséget a sordély és a cigánycsuk, marginálisan szignifikáns különbséget, pedig a mezei pacsirta és a sárga billegető esetében kaptunk. A fűrj (1. ábra) az ugarban nagyobb arányban fordult elő, szignifikáns különbséget azonban a

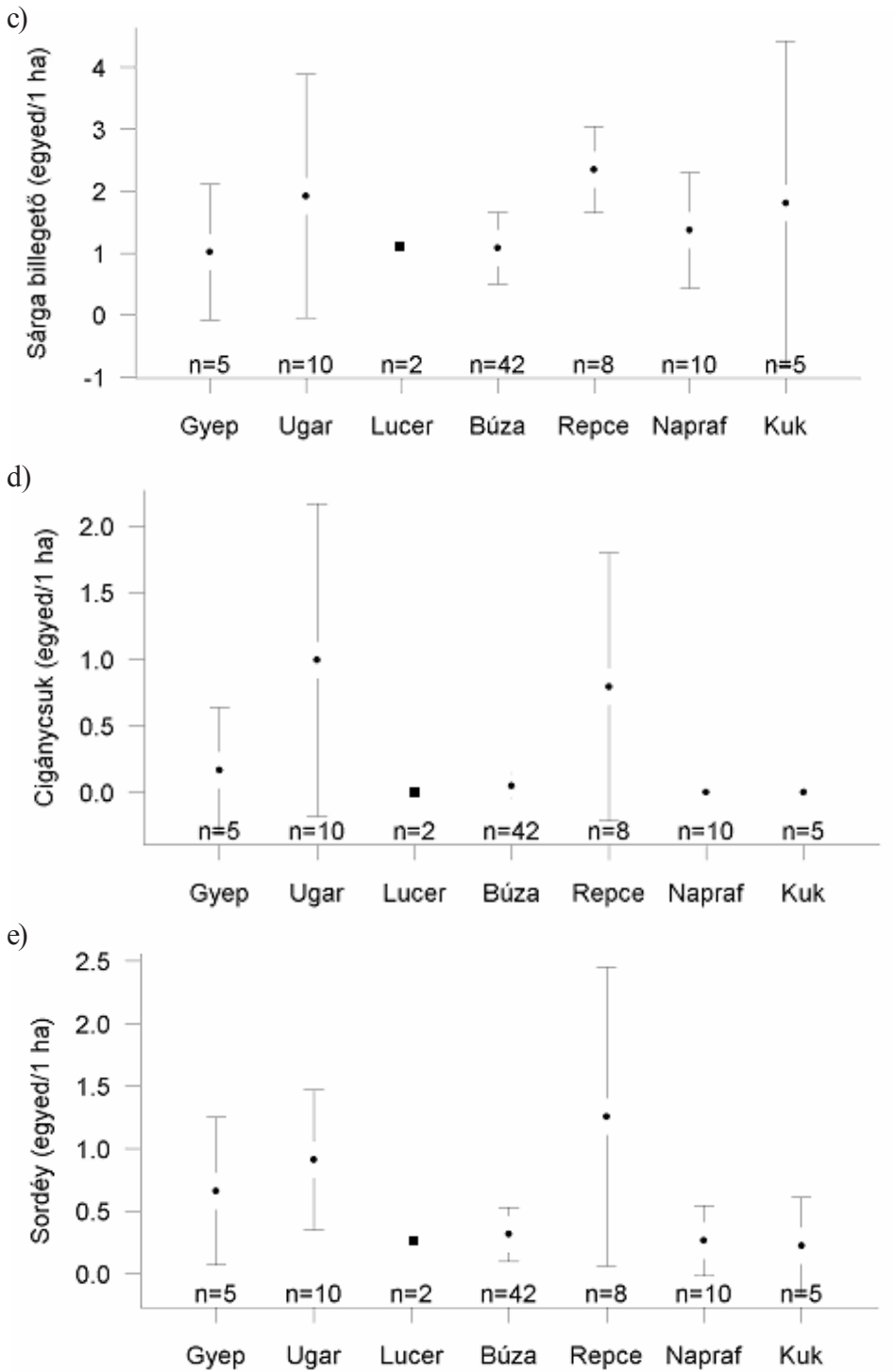
teszt nem mutatott ki ($\chi^2 = 9,322$, $df = 6$, $p = 0,156$). A mezei pacsirta a grafikus ábrázolás alapján a napraforgóban és az ugarban többször fordult elő, de az egyes kultúrák közti egyedsűrűségében csak marginálisan szignifikáns a különbség ($\chi^2 = 13,086$, $df = 7$, $p = 0,070$). A sárga billegető esetében

1. ábra. Hét különböző mezőgazdasági kultúrán négy transzekt menti számlálás közül a legnagyobb denzitásérték átlaga a következő agrártájhoz kötődő madárfajokra: a) fűrj (*Coturnix coturnix*), b) mezei pacsirta (*Alauda arvensis*), c) sárga billegető (*Motacilla flava*), d) cigánycsuk (*Saxicola torquatus*) és e) sordély (*Emberiza calandra*)

Hektáronkénti egyedszámuk az egyes kultúrákon, torzító hatása miatt a lucerna nélkül (telt karika), de átlagának feltüntetésével (telt négyzet)

A hét kultúra csökkenő borítás szerinti sorrendben szerepel: Gyep, Ugar, Lucer= Lucerna, Búza, Repce, Napraf= Napraforgó, Kuk= Kukorica





is marginálisan szignifikáns volt a teszt ($\chi^2 = 12,713$, $df = 7$, $p = 0,079$), így az ábra alapján a repce tekinthető preferált élőhelyének. A cigánycsukot az ábrát tekintve messze nagyobb számban észleltük az ugarból és a repceből, mint a többi kultúrából, és ez a különbség a próba elvégzése után szignifikánsnak mutatkozott ($\chi^2 = 16,819$, $df = 7$, $p = 0,019$), hasonlóan a sordélyhoz, melynek denzitása szignifikánsan különbözött a kultúrák között. Ezt a fajt repcén, ugaron és gyepen észleltük a leggyakrabban ($\chi^2 = 17,810$, $df = 7$, $p = 0,013$).

Értékelés

A Hevesi–sík Érzékeny Természeti Területen a vizsgált, agrártájhoz kötődő madárfajok kultúrák közti eloszlása fajspecifikus volt, közülük kettő esetében találtunk szignifikáns, kettő esetében marginálisan szignifikáns preferenciát (sordély és cigánycsuk, illetve mezei pacsirta és sárga billegető). A fűrj pedig úgy tűnik, az összes kultúrán közel ugyanolyan mértékben volt megtalálható, tehát kifejezetten egyiket sem részesítette előnyben, így a gyepet sem, illetve egyiket sem kerülte különösképpen. Eredményeink meglepőek, hiszen ezek gyeppekhez kötődő fajok (Báldi *et al.* 2005, Batáry *et al.*, 2007), azonban a preferenciákat nem tudtuk kimutatni, sőt, összességében a repce és az ugar tűnt a legkedveltebb élőhelynek. Elképzelhető, hogy a terület ÉTT jellegének, az extenzív művelés túlsúlyának tulajdonítható, hogy számos kultúrában nagy sűrűségben fordultak elő a vizsgált madárfajok, hiszen a mezőgazdasági területekhez kötődő fajok jelentős része bizonyítottan az extenzív területeket részesíti előnyben az intenzíven kezelttel szemben (Báldi *et al.*, 2005, Verhulst *et al.* 2004). A preferenciák hiánya tehát magyarázható a régióban elterjedt viszonylag extenzív kezeléssel, hiszen ebben az esetben az említett fajok számára több terület is megfelelő költő-és táplálkozóhelyként szolgál. Ugyanakkor meg kell jegyezzük, hogy a magasabb denzitás nem feltétlenül indikál jobb élőhelyet-erre a reprodukciós siker a legmegfelelőbb mérőszám.

A cigánycsuk és a sordély a kultúrák közül az ugart és a repcét preferálta, de a sordély még a gyepen is nagyobb egyedsűrűségben volt jelen. Ennek okai között szerepelhet az említett fajok vártaigénye (Haraszthy, L. szerk. 1998), amihez hozzátartozik a vegetáció vertikális strukturáltsága. Erre utal a két faj nagy aránya az út kategóriában, amibe az út menti bokorsorok és magas-kórósok is beletartoznak.

A fajspecifikus eloszlások különbözőségének figyelembe vételével a heterogén táj és a táblák mozaikosságának fenntartása jó kezdeményezés lenne

az agrártájhoz kötődő és eltérő igényekkel rendelkező madárfajok populációinak védelméhez. A heterogén tájszerkezet jelentőségét az agrártájhoz kötődő madárfajok esetében (Farina 1997, Verhulst *et al.* 2004), de alacsonyabb rendű taxonokra, például futóbogarakra nézve is megállapították (Weibull *et al.*, 2003), melyek mint potenciális táplálékforrás szintén hatással lehetnek a madárközösségekre. Eredményeink arra utalnak, hogy a változatos tájszerkezet, eltérő kultúrák megfelelő aránya a tájban, illetve a viszonylag extenzív gazdálkodás megfelelő lehet egyes mezőgazdasághoz kötődő fajok megőrzésében. Ugyanakkor nem zárható ki, hogy e mezőgazdasági területek ökológiai csapdaként szolgálnak, azaz kora tavasszal költésre megfelelő élőhelyeknek tűnnek, emiatt nagy denzitással megtelepednek a madarak, ám a növényzet gyors növekedése alapvetően megváltoztatja a kultúra szerkezetét, ellehetlenítve a sikeres költést. A költési szezonon belüli dinamika, illetve a reprodukció vizsgálata az egyes kultúrákban fontos további kutatási feladatokat jelentenek.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük a Bükki Nemzeti Park Igazgatóságtól kapott engedélyt, Tóth László területválasztásban és azon túl mutatott szíves segítségét, és köszönjük Erdős Sarolta szakmai tanácsait.

Irodalomjegyzék

- Báldi, A. & Faragó, S. (2007): Long-term changes of farmland game populations in a post-socialist country (Hungary). – *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **118**: 307–311.
- Báldi, A., Batáry, P. & Erdős, S. (2005): Effects of grazing intensity on bird assemblages and populations of Hungarian grasslands. – *Agriculture, Ecosystems and Environment* **108**: 251–263.
- Batáry, P., Báldi, A. & Erdős, S. (2007): Grassland versus non-grassland bird abundance and diversity in managed grasslands: local, landscape and regional scale effects. – *Biodiversity and Conservation*, **16**: 871–881.
- Bibby, C., Burgess, N., Hill, D., & Mustoe, S. (1992): *Bird Census Techniques*. – *Academic Press*, ISBN-10: 0-12-095831-7
- Donald, P. F. (2004): *The Skylark*. – Poyser Monographs, London, ISBN 0-7136-6568-8.

- Donald, P. F., Pisano, G., Rayment, M. D., Pain, D. J. (2002): Review The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. – *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **89**: 167–182.
- Farina, A. (1997): Landscape structure and breeding bird distribution in a sub-Mediterranean agro-ecosystem. *Landscape Ecology*, **12**: 365–378.
- Gregory, R. D., van Strien, A., Vorisek, P., Gmelig Meyling, A. W., Noble D. G., Foppens R. P.B., Gibbons, D. W. (2005): Developing indicators for European birds. – *Philosophical Transactions of Royal Society B*, **360**: 269–288.
- Haraszthy, L. szerk. (1998): Magyarország madarai. Mezőgazda kiadó, Budapest, 441 pp.
- Herzon, I., O'Hara, R. B. (2007): Effects of landscape complexity on farmland birds in the Baltic States. – *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **118**: 297–306.
- Hole, D. G., Whittingham, M. J., Bradbury, R. B., Anderson G. O. A, Lee P. L. M., Wilson J. D. & Krebs J. R. (2002): Widespread local house-sparrow extinctions. – *Nature*, **418**: 931.
- Jarvinen, O., & Vaisanen, R. A. (1983). Confidence limits for estimates of population density in line transects. – *Ornis Scandinavica*, **14**: 129–134.
- R Development Core Team (2006): R: a language and environment for statistical computing. – *Foundation for Statistical Computing*, Vienna. URL: <http://www.R-project.org>.
- Siriwardena, G. M., Baillie, S. R., Buckland, S. T., Fewster, R. M., Marchant, J. H. & Wilson, J. D. (1998): Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. – **Journal of Applied Ecology**, **35**: 24–43.
- Stoate, C., Boatman, N. D., Borralho, R. J., Carvalho, C. Rio, de Snoo, G. R. & Eden, P. (2001): Ecological impacts of arable intensification in Europe. – *Journal of Environmental Management*, **63**: 337–365.
- Szép, T., & Nagy, K. (2006): Magyarország természeti állapota az EU csatlakozáskor az MME Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999-2005 adatai alapján. – *Természetvédelmi Közlemények*, **12**: 5–16.
- Verhulst, J., Báldi, A. & Kleijn, D. (2004): The relation between land-use intensity and species-richness and abundance of birds in Hungary. – *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **104**: 465–473.
- Weibull, A. C. & Östman, Ö. (2003): Species composition in agroecosystems: The effect of landscape, habitat, and farm management. – *Basic and Applied Ecology*, **4**: 349–361.

Habitat preferences of farmland birds on the Heves Environmentally Sensitive Area

Judit Biró¹, Anikó Kovács² and András Báldi³

¹*Szent István University, Faculty of Veterinary, Institute for Biology,
Rottenbiller u. 50., H-1077 Budapest, Hungary, E-mail: oribu13@gmail.com*

²*Szent István University, PHD School of Environmental Sciences,
Páter K. u. 1., H-2103 Gödöllő, Hungary*

³*Animal Ecology Research Group of the Hungarian Academy of Sciences and the
Hungarian Natural History Museum,
Ludovika tér 2., H-1083 Budapest, Hungary*

Abstract: In the last quarter of the 20th century the populations of many farmland birds declined across north and west Europe, suggesting that this trend will be present in central European countries, including Hungary. The aim of our study was to get more information about the habitat preferences of five farmland birds: Quail (*Coturnix coturnix*), Skylark (*Alauda arvensis*), Yellow Wagtail (*Motacilla flava*), Common Stonechat (*Saxicola torquatus*) and Corn Bunting (*Emberiza calandra*). Bird censuses were conducted applying the line transect method on the Heves Environmentally Sensitive Area from April to May, in 2008. The distribution of the five species was species-specific, with the Quail showing similar distributions in all fields (wheat, set-aside, oil-seed rape, maize, semi-natural pasture, alfalfa, sun-flower), while the Yellow Wagtail, Stonechat and Corn Bunting showed preferences for the oil-seed rape and set-aside. The Skylark preferred the set-aside. We hypothesised that the diversity of crops in the region, and the relatively low level of management intensity are responsible for the richness of birdlife in crops. Further investigations are needed to clarify the exact reasons, and to compare breeding success between natural habitats and arable fields.

Keywords: arable fields, Corn Bunting, dirty-road, grassland, farmland heterogeneity, Quail, Skylark, Stonechat, Yellow Wagtail

Mennyire tekinthetők hatékonyak az Agrár-Környezetgazdálkodási Program tűzokvédelmi célprogramjaiban szereplő előírások?

Németh Ákos¹, Lóránt Miklós¹ és Vadász Csaba¹

¹Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság
6000 Kecskemét, Liszt F. u. 19., E-mail: lorantm@knp.hu

Összefoglaló: Vizsgálatunk célja az volt, hogy a tűzok (*Otis tarda*) kotlási és fióka-nevelési időszakában az egyes mezőgazdasági tevékenységek időzítésének hatásait feltárjuk az Agrár-Környezetgazdálkodási Program tűzokvédelmi célprogramjaiban foglalt egyes előírások hatékonyságának érvényesülése szempontjából. Elemzésünket a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság Dévaványai Tűzokvédelmi Állomásán az elmúlt 27 év során a mesterségesen keltetett, vad populációból származó, összesen 1022 tojás kelési időpontjára alapoztuk. Három stádium, a tojásrakás, a kelés és a hat-hetes kor elérésének jellemző időpontjait határoztuk meg, és vetettük össze az egyes mezőgazdasági kultúrákban az általános hazai gyakorlatnak, illetve az AKG előírásoknak megfelelően végzett tevékenységek időzítésével. Az eredmények a tojásrakás időzítésének jelentős aszinkroniáját mutatják, ami valószínűleg az első fészekaljok nagyarányú megsemmisülésével és ennek megfelelően a pótköltések gyakori bekövetkezésével magyarázható.

A kiskunsági költőterületeken végzett elővizsgálatok során – amelyek az országos viszonyokat is tükrözik – megállapítottuk, hogy a tűzok költőhelyeken a tojások és fiatal csibék túlélését leginkább veszélyeztető mezőgazdasági munkák a gyepek és a lucerna kaszálása és a gabonakultúrák vegyszerezése volt. E két tevékenység során került elő a veszélyeztetett fészkek mintegy 70%-a. A védelmi beavatkozások ellenére a vegyszerezés miatt előkerült fészkek esetén 52,17%-os, míg a szálás takarmánynövények betakarítása következtében veszélyeztetetté vált fészekaljok esetén mindössze 23,68%-os volt az in situ kelési siker. Ezért tanulmányunkban e két meghatározó munkafolyamat potenciális hatásainak feltárására helyeztük a hangsúlyt.

Kulcsszavak: *Otis tarda*, Agrár-Környezetgazdálkodási Program, Kiskunsági Nemzeti Park, mortalitás, mezőgazdaság

Bevezetés

A tűzok *Otis tarda* globálisan veszélyeztetett, az Európai Unió Madárvédelmi Irányelve alapján SPEC 1 (*Species of European Conservation Concern*) besorolású madárfaj, amely a Természetvédelmi Világszövetség (IUCN) vörös listáin is a „Sérülékeny” kategóriában szerepel. Az IUCN a tűzok állománynagyságát csökkenőként értékeli (IUCN 2008). Magyarországon fokozottan védett státuszú faj.

Európai állománya 31.000-36.000 példányra tehető, amely a világállomány több mint felét adja (BirdLife International 2004). A legjelentősebb populáció az Ibériai-félszigeten található, a teljes európai állomány mintegy 70 százaléka él itt (Alonso 2005). Kárpát-medencei állománya a XX. század során 12-15000 egyedről kevesebb, mint 1200 egyedre csökkent (Faragó 1997). Állománycsökkenése hátterében az intenzív, nagyüzemi módszerekkel végzett mezőgazdasági termelés elterjedése, valamint az intenzív vadászat állhatott (Fáter & Demeter 2003). Jelenleg a Kárpát-medencei populáció összességében növekedéssel jellemezhető (Práger 2005). Az ismert, illetve feltételezett mortalitási tényezők közül kiemelkednek a mezőgazdasági tevékenységek és a ragadozók által okozott tojás-, illetve fióka predációból származó veszteségek (Langgemach 2005, Pellinger & Váczi 2005), de jelentős a kifejlett egyedek légvezetékekkel történő ütközésére visszavezethető pusztulások száma is (Faragó & Kalmár 2008).

A mezőgazdasági termelők és a természetvédelem érdekeinek közelítése, az ökológiai értelemben is fenntartható földhasználat elősegítése a földművelésügyi és vidékfejlesztési minisztérium 150/2004. (X.12.) FVM rendeletében szereplő Agrár-környezetgazdálkodási (AKG) célprogramjainak legfontosabb célja. A célprogramok közül összesen három szolgálja célirányosan a tűzok védelmét, amely célprogramokhoz nyújtható támogatások kizárólag az Érzékeny Természeti Területeken igényelhetők. A „Szántóföldi növénytermesztés tűzok élőhely-fejlesztési előírásokkal” és a „Lucernatermesztés tűzok élőhely-fejlesztési előírásokkal” célprogramok kifejezetten szántóföldi körülmények között, míg a „Gyepgazdálkodás tűzok élőhely-fejlesztési előírásokkal” célprogram természetes élőhelyén, a gyepeken hivatott elősegíteni a tűzok védelmét.

A három célprogram előírásai jellemzően a vetésszerkezetre és a betakarítás időzítésére vonatkozó előírások, de növényvédelmi és agrotechnikai szabályozásokat is tartalmaznak.

Vizsgálatunkkal az AKG tűzokvédelmi célprogramjainak egyes előírásainak hatékonyságának megítéléséhez kívántunk visszajelzést adni, illetve

az adatok alapján az eredményesség fokozása érdekében változtatási javaslatokat megfogalmazni.

Módszerek

Munkánkhoz a Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság Dévaványai Tűzokvédelmi Állomásán az 1981 - 2007. közötti időszakban mesterségesen keltett, természetes élőhelyekről származó tojások (N=1022) kelési időpontjait vettük alapul. A szakirodalmi adatok alapján 28 napos kotlási idővel (Fodor *et al.* 1971) számolva határoztuk meg a tojásrakás feltételezett időpontját.

Az adatbázisban szereplő dátum-jellegű adatok statisztikai jellemzésére a mediánt, illetve a medián abszolút eltérést használtuk, mivel ez a módszer azon a feltételezésen alapul, hogy a tűzokok párosodása időben nagymértékben szinkronizált, valamint a vizsgált populáció esetében a lerakott első – tehát nem pótköltési kísérletnek tekinthető - tojások száma időben normál eloszlású. Az első-, illetve a pótköltésekből származó tojások hipotetikusán számított napi mennyisége megállapítható.

Az első költsék és a pótköltsék elkülönítésére a lerakott tojások számát az időben ábrázoló kumulatív görbe első deriváltjának maximumára szimmetrikusan leképeztük a maximum előtti időszakban lerakott tojások napi mennyiségét, majd az adott napok esetében az így kapott és a valóságban lerakott mennyiség különbségeként határoztuk meg a pótköltésből származó tojások számát.

A kelési adatok alapján egy, a mortalitás szempontjából meghatározónak tekinthető, szenzitív időszakot határoztunk meg. Az egyedi szenzitív időszak kezdetének a tojás lerakását, végének a hathetes kor elérését tekintettük. Ezen időszakban a tyúk és szaporulatának mozgékonyága erősen korlátozott, így a munkagépek elől nem tudnak hatékonyan elmenekülni.

A populáció szempontjából a szenzitív időszak - a kiugróan korai és késői tojásrakások adatainak kiszűrése céljából – a tojásrakási időpontok alapján számított 0,05 kvantiliséhez, illetve a hathetes kort elérő fiókák 0,95 kvantiliséhez tartozó dátum közötti időszakot jelenti.

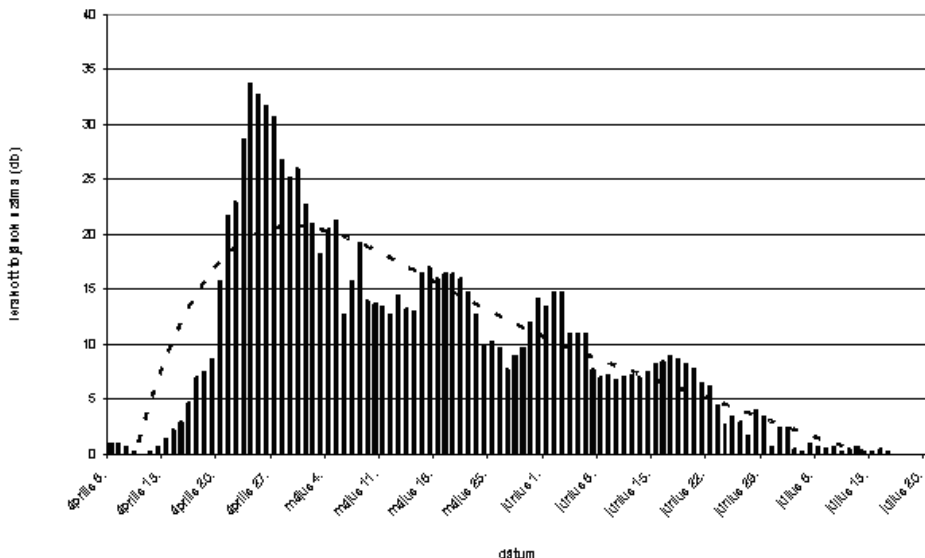
A tűzokvédelmi célprogramokban szereplő mezőgazdasági kultúrákhoz kapcsolódó agrotechnikai műveletek jellemző időzítését kiskunsági gazdálkodókkal történt egyeztetések, illetve az alább részletezett jogszabályi előírások alapján határoztuk meg (1. ábra).

Ez a pillangós takarmánynövények – ami jellemzően lucerna – első ka-

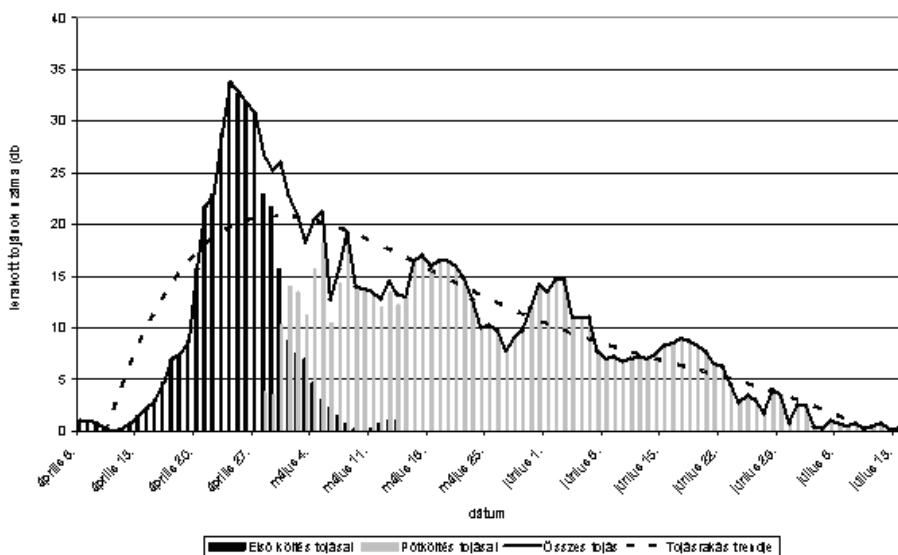
| | ÁPRILIS | MÁJUS | JÚNIUS | JÚLIUS |
|---------------|---------|-------|--------|--------|
| ŐSZI ÁRPA | | GY | G/L | A |
| ŐSZI BÚZA | | GY | G/L | A |
| TAVASZI ÁRPA | | GY | G/L | A |
| ZAB | | GY | G/L | |
| TRITIKÁLÉ | | | | A |
| ROZS | | | | A |
| TÖNKÖLY BÚZA | | | | A |
| LUCERNA (ÉTI) | K | | | K |
| GYEP (ÉTI) | | | | K |
| TÚZOK | | SZ | | |

1. ábra. A tűzokvédelmi célprogramokban szereplő mezőgazdasági kultúrákhoz kapcsolódó agrotechnikai műveletek jellemző időzítése. (Gy = gyomirtás, G/L = gombaölés, lombtrágyázás, A = aratás, K = kaszálás, SZ = a tűzok első költésének szenzitív időszaka)

szálását a terület legalább 50%-án június 15. után, míg a másik legfeljebb 50%-án április 25. előtt teszi lehetővé. Rovarölő szerek alkalmazását tiltja, és minimum hat méter széles növényvédőszer-mentes parcellaszegély kialakítását írja elő. Lucerna esetében a szántóföldi termesztés pillangós takarmánynövényekre vonatkozó betakarítási előírásai, valamint a vegy-



2. ábra. A Dévaványai Tűzokvédelmi Állomáson 1981. és 2007. között vad populációból származó, mesterségesen keltetett tűzok *Otis tarda* tojások kelésének időbeli eloszlása, és a tojásrakás intenzitásának trendje.



3. ábra A tűzok hipotetikus első és pótköltéséből származó tojások lerakásának időbeli eloszlása.

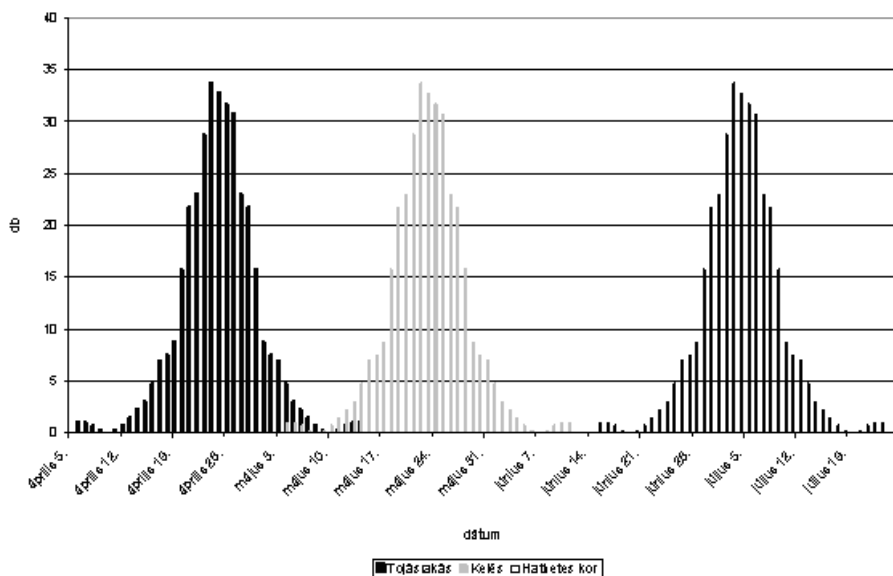
szerhasználatra vonatkozó korlátozásai az irányadók. Gyepgazdálkodás esetén a tűzok-költőhelyeken június 15. után folytatható legeltetés, az első kaszálás is június 15. után végezhető. A Dunavölgyi-síkon egy kaszálás megengedett július 1. és október 1. között.

Eredmények

A tojásrakás legintenzívebb időszaka április 25-re, ugyanez a kelés esetében május 23-ra, a hathetes kor elérése július 4-re esik. A tojásrakási időpontok mediánja május 10. az időpontok medián abszolút eltérése 20 nap (2. ábra).

Az első költésből származó tojások lerakásának 0,05 kvantiliséhez tartozó időpont április 18., a hathetes kor elérésének 0,95 kvantiliséhez tartozó időpont pedig július 11. (3. ábra). Ez a két időpont jelöli ki a szaporulat, populáció szintű szenzitív időszak elejét, illetve végét, kizárólag a tűzok első költéséből származó egyedek tekintetében (4. ábra).

Az egyes mezőgazdasági munkák potenciális hatásainak megállapításához, azok elvégzésének jellemző időintervallumait vetettük össze az első költésből származó egyedek szenzitív időszakával (1. ábra).



4. ábra. A tűzok hipotetikus első költéséből származó tojások lerakásának és kelésének, valamint az első költésből származó csibék hathetes korának elérésének időbeli eloszlása.

Értékelés

A tűzok globális természetvédelmi helyzete kedvezőtlen (Leitão *et al.* 2006), lokálisan számos korábbi élőhelyéről kipusztult, illetve a napjainkra fennmaradt populációk egy része most is kipusztulással fenyegetett (pl. Barati & Amerifar 2008, Klejduš 2005, Osborne & Fraser 2005).

A hazai tűzokállomány a jelentős, XX. század során bekövetkezett csökkenését (Bankovics 2005, Faragó 1997) követően ismét növekvő tendenciával jellemezhető (Práger 2005).

A tűzokállományt fenyegető tényezők közül a feldolgozott szakirodalmi források alapján kiemelhető a mezőgazdasági tevékenységek, illetve a predátorok által okozott tojás, illetve fióka kori mortalitás (Bankovics 2005).

A Dévaványai Tűzokvédelmi Állomáson mesterségesen keltett, természetes élőhelyekről származó tojások kelési ideje alapján megállapítható, hogy a tojásrakás, és ennek megfelelően a következő stádiumok elérése erősen aszinkron módon történik a hazai tűzokpopuláció esetében. Ennek megfelelően a vizsgálatba vont összes tojás kelési dátuma alapján megállá-

pított, populáció szintű szenzitív időszak – amely az első tojások lerakásától az utolsóként kikelő egyedek hathetes korának eléréséig tehető – meglehetősen hosszú, április 20-ától augusztus 26-ig tart. A tojások lerakásában jelentkező aszinkronia véleményünk szerint az első fészekalj megsemmisülését követő pótköltésekre vezethető vissza. Ez azt is jelentheti, hogy a mentett és mesterségesen kikeltetett tojások akár 50-60%-a pótköltésből származik, ami az első fészekaljak magas mortalitási rátáját jelzi. Az első költésből származó fészekaljak hatékonyabb védelmével a pótköltések aránya is várhatóan csökkenne, ami a későbbben végzett mezőgazdasági munkák potenciális negatív hatását is csökkentené, a populáció szintű szenzitív időszak lerövidülése miatt. Ily módon a populáció szintű szenzitív időszak az április 18. és július 22. közötti periódusra esne.

A kizárólag az első költésből származó tojások esetében megállapítható, hogy azok több mint egyharmadát rakták le április 25-ig, *ami azt is jelenti, hogy a célprogramokban szereplő lucerna-kaszálásra vonatkozó időbeli korlátozás nem hatékony, mivel az április 25. előtt végzett kaszálások a lerakott tojások meglehetősen nagy részét veszélyeztetik.* A lucerna első kaszálásának időbeli korlátozásának április 20-ra való előrehozatalával ez az arány 10% alá csökkenthető lenne. A mezőgazdasági gyakorlatban az ilyen korai lucernakaszálás azonban nem tekinthető gazdaságosnak, az ilyen időbeli korlátozás a jelenlegi korai kaszálások tilalmával lenne egyenértékű. *A tűzok szenzitív időszaka a késői kaszálások tekintetében is jelentősen túlnyúlik az agrár-környezetgazdálkodási célprogramok június 15-ével záruló kéméleti időszakán,* így a célprogramokban megfogalmazott előírások az ismertetett vizsgálatok fényében nem biztosítják ideális mértékben a tűzok sikeres szaporodását, hiszen még a legkorábban kelő csibék sem érik el június 15-ig a hathetes kort.

A gabonakultúrák esetében a specifikus célprogram kizárólag a kijuttatott vegyszerek minőségével kapcsolatban fogalmaz meg előírásokat, a kijuttatás időpontját és gyakoriságát egyáltalán nem szabályozza. Tekintettel arra, hogy a fajtaválasztás eleve megszabja a vegyszerezés szükségességét (a nemesített fajtáknál nem lehet eltekinteni a vegyszeres növényvédelemtől), és hogy a vegyszerezett táblákban erősen lecsökken a fészekaljak túlélési valószínűsége, a tűzokvédelmi szántókon a szenzitív időszakban vegyszerezést nem igénylő gabonakultúrák (pl. tritikálé, rozs, tönkölybúza) vetését javasoljuk.

A célprogramok előírásainak a fentiek szerinti módosításával a tűzokvédelem hatékonysága nagymértékben javítható lenne.

Irodalomjegyzék

- Alonso, J. C. (2005): The great bustard (*Otis tarda*) in Spain: conservation status and research projects – *Aquila* **112**: 183–189.
- Bankovics, A. (2005): A general overview of the threats of Hungarian great bustards (*Otis tarda*) – *Aquila* **112**: 135–142.
- Barati, A. & Amerifar, A. A. (2008): On the status of the great bustard, *Otis tarda* Linnaeus, 1758 (Aves: Otidae) in Kurdistan Province, Iran. *Zoology in the Middle East*. 2008 **43**: 41–48.
- BirdLife International (2004): Birds in Europe: Population Estimates, Trends and Conservation Status. Cambridge: BirdLife International.
- Faragó, S. (1997): Élőhely fejlesztés az apróvad-gazdálkodásban. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp. 13–18.
- Faragó, S. & Kalmár, S. (2008): A tűzok védelme Magyarországon. LIFE NATURE PROJECT 2006. évi monitoring jelentése – *Magyar Apróvad Közlem.* Supplement 2007.
- Fatér, I. & Demeter, L. (2003): Tűzok. *In: Veszélyeztetett madaraink fajvédelmi tervei.* Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.
- Fodor, T., Nagy, L. & Sterbetz, I. (1971): *A tűzok.* Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- IUCN (2008): Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org
- Klejduš, J. (2005): Extinction of the only population of the great bustard (*Otis tarda* L.) in Czech Republic – *Zpravy MOS* **63**: 73–81.
- Langgemach, T. (2005): Predation management to improve the reproductive success of the great bustard (*Otis tarda*) in Germany – *Aquila* **112**: 151–152.
- Leitão, D., Jolivet, C., Rodriguez, M. & Tavares, J., eds. (2006): *Bustard conservation in Europe in the last 15 years.* pp. 11.
- Osborne, P. E. & Fraser, A. M. P. (2005): Re-introducing great bustards (*Otis tarda*) to Britain: context, challenges and first results – *Aquila* **112**: 175–182.
- Pellinger, A. & Váczi, M. (2005): Factors endangering the great bustard (*Otis tarda*) population of the Kisalföld and nature conservation measures to protect the species – *Aquila* **112**: 211–213.
- Práger, A. (2005): Population estimates, trends and synchronised census of great bustard (*Otis tarda*) in Hungary – *Aquila* **112**: 143–150.

How effective are the management regulations of the Great Bustard Protection Agro-Environmental Program?

Ákos Németh¹, Miklós Lóránt¹ and Csaba Vadász¹

¹*Directorate of Kiskunság National Park
Liszt F. u. 19. Kecskemét, Hungary, 6000*

Abstract: The aim of our study was to reveal the impact of different agricultural activities on the reproductive success of the Great Bustard *Otis tarda* in order to assess the effectiveness of the Great Bustard Protection Program of the Agro-Environmental Program. Our analysis was based on hatching data of 1.022 eggs collected during the last three decades which originated from the wild population and were incubated artificially at the Great Bustard Protection Centre in Dévaványa, in the Körös-Maros National Park. The timing of egg laying, hatching and reaching the six-week old stage was calculated and compared with timing of agricultural activities, taking into consideration the general practices and the restrictions of the AKG Program. The results show that egg laying is markedly asynchronous, indicating a high proportion of unsuccessful broods leading to replacement clutches. The survival of the eggs and chicks seems to be mostly affected by hay-making and chemical treatments of cereals.

Keywords: *Otis tarda*, agri-environment scheme, Kiskunság National Park, mortality, agriculture

Az agrár-környezetgazdálkodás nádgazdálkodási célprogramjában szereplő előírások értékelése a nádban költő énekesmadár fajokra gyakorolt hatásuk alapján

Vadász Csaba¹ és Csörgő Tibor²

¹*Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, 6000 Kecskemét, Liszt F. u. 19.*

E-mail: vadaszcs@knp.hu

²*ELTE, Anatómiai, Sejt- és Fejlődésbiológiai Tanszék
1117, Budapest, Pázmány Péter sétány I/C.*

Összefoglaló: Az agrár-környezetgazdálkodási célprogramok a gazdálkodói és a természetvédelmi érdekek összehangolását szolgálják. Hatásaik nyomon követésével hatékonyságuk tovább javítható. Munkánkban a nádgazdálkodási célprogram előírásainak megfelelően végzett téli nádvágásnak a nádban költő énekesmadár fajok lokális abundanciájára gyakorolt hatásait elemeztük. Az elemzéshez 2004. és 2008. között az izsáki Kolon-tó egyes, nádgazdálkodásba bevont és be nem vont részein függőnyhálózással, illetve territórium térképezéssel nyert adatokat használtuk fel. A vágott területeken az adott téli nádvágást követő költési periódusban a vizsgált fajok (nádiposzáta fajok, nádi tücsökmadár, nádisármány) nem költöttek sem az első-, sem a másod-, illetve pótköltés során. Az egy évig nem vágott – az AKG szerint hagyásfoltok minősülő – nádasokban a fajok többsége a kontroll, soha nem vágott területekhez képest szignifikánsan alacsonyabb denzitásban költött. A függőnyhálózás során megfogott egyedszámok alapján a legtöbb faj táplálkozó területként is kisebb intenzitással használta a vágott nádasokat. Az eredmények arra világítanak rá, hogy a hagyásfoltok több évig történő meghagyása a jelenlegi előírásoknál jóval kedvezőbb hatással volna a nádi énekesmadarakra nézve.

Kulcsszavak: Agrár-környezetgazdálkodási program, fenntartható használat, függőnyhálózás, Kolon-tó, téli nádvágás, territórium térképezés

Bevezetés

Az agrár-környezetgazdálkodási célprogramok kiemelkedő jelentőséggel bírnak a mezőgazdasági tevékenységek kivitelezésének és a természetvédelmi célok elérésének összehangolásában. A programban részt vevő gazdálkodók a természetvédelmi célból kikötött korlátozások és előírások

önkéntes elfogadásáért és betartásáért anyagi kompenzációban részesülnek. A célprogramok előírásainak megfelelő területkezelések hatásainak nyomon követésével, elemzésével és a visszajelzések alapján végrehajtott módosításokkal a célprogramok hatékonysága javítható, ami az ökológiai értelemben is fenntartható használat elősegítését szolgálhatja (Kleijn & Sutherland 2003). A vizes élőhelyekhez kapcsolódó agrár-környezetgazdálkodási célprogram-csoport nádgazdálkodási célprogramjában szereplő előírások a nádasok életközösségeinek fenntartását, a természetkímélő nádgazdálkodás elősegítését szolgálják. Ez egy konzervációbiológiai szempontból rendkívül fontos cél, hiszen a napjainkra fennmaradt nádasokat Európa-szerte számos – nagy részben antropogén – veszélyeztető tényező fenyegeti (Alvarez-Cobellas *et al.* 2001, Bibby & Lunn 1982, Brix 1999, Ostendorp 1989, Rea 1996, Roman *et al.* 1984, Van der Putten 1997). Ezek közül a természetvédelmi érdekeket nem, vagy nem kellő mértékben figyelembe vevő nádgazdálkodás csak egy, bár kétség kívül az egyik legfontosabb faktor (Hawke & José 1996).

A nádasok unikális életközösségeinek természetvédelmi szempontból egyik legértékesebb elemét az ott költő énekesmadár fajegyüttes képezi. Az adott költési periódus előtti télen levágott és az akkor vágtatlanul hagyott területeken az énekesmadár populációk lokális denzitásának összehasonlítását számos vizsgálat tűzte ki célul (Báldi & Moskát 1995, Goc *et al.* 1997, Graveland 1999, Kube & Probst 1999, Poulin & Lefebvre 2002a, Trnka & Prokop 2006). Eredményeiket összefoglalva (ld. Valkama *et al.* 2008) az állapítható meg, hogy a téli nádvágás hatására a következő évi költő populációk denzitása átlagosan 60%-kal csökken. A költő párok területegységre vetített számában jelentősebb a változás, bizonyos fajok egyáltalán nem költenek az adott költési periódust megelőző télen levágott nádasokban. Kifejezetten a nádvágásnak az énekesmadár költőállományra gyakorolt egy éven túlmutató, középtávú hatásaival foglalkozó tanulmányt tudunkkal eddig nem jelentettek meg a nemzetközi konzervációbiológiai, illetve ökológiai szakirodalomban. E hiány pótlására terveztük meg azt a hét éves terepi vizsgálat sorozatot, amely eredményeinek egy kiragadott szempont szerinti interpretációja ez a tanulmány is.

Célunk az volt, hogy a nádgazdálkodási célprogram előírásainak megfelelően kezelt, azaz az adott költési periódust megelőző télen – az előírásoknak megfelelően február 15-ig –, illetve egy évvel korábban vágott nádas egységekben és a kontroll, huzamosabb ideig nem vágott területeken a költő énekesmadár populációk lokális abundanciáját összehasonlítva az előírások hatékonyságáról visszajelzést adjunk.

Módszerek

Vizsgálati terület

A vizsgálatokat az izzasági Kolon-tavon (ÉSz 46°48' K 19°20') végeztük 2004 – 2008. között. A Kolon-tó a Turján-vidék napjainkra fennmaradt legnagyobb kiterjedésű, egybefüggő nádas élőhelye, nádasai jelenleg mintegy 1100 hektárt fednek le. A tó északi részén – az adott tél adta lehetőségeknek megfelelő kiterjedésben – gazdasági célú nádvágás folyik. A levágott területek mérete évente 100-400 hektár között változik.

Adatgyűjtési módszerek

Az énekesmadár populációk lokális abundanciáját két módszerrel vizsgáltuk, eltérő területein a Kolon-tónak. A költő párok denzitását a finn transzekt módszer (Järvinen & Väisänen 1976, Moskát & Báldi 1999) egy, a helyi viszonyokra adaptált változata alapján határoztuk meg. A március elejétől június közepéig heti rendszerességgel végzett felmérések alapján a vizsgált területeken a költő párok száma – a territoriális madárfajok esetében, azaz a barkós cinege kivételével valamennyi, nádasban költő énekesmadár fajnál – 90% feletti pontossággal állapítható meg, így a territórium térképezések során elérhető pontosságú adatok nyerhetők. A költő párok számának meghatározását a tó északi felén elhelyezkedő, gazdasági célból vágott területeken, mint kezelt egységekben, illetve az azokkal szomszédos közepső, több mint 15 éve nem vágott területeken, kontroll egységekben végeztük el. A nádasokat két csoportba soroltuk: lápi jellegű, belső nádas (ÁNÉR 2007 kódja: B1b), illetve mocsárrétbe átmenetet képező külső, jellegtelen nádas (ÁNÉR 2007 kódja: D34xOA). A belső nádasokban a kezelt és a kontroll területek esetében egyaránt 5 db, egyenként 6 hektáros mintavételi egységet jelöltünk ki. A külső nádasokban a kezelt és a kontroll területek esetében egyaránt 5 db mintavételi egységet jelöltünk ki, itt az egyes egységek kiterjedése 3 hektár volt. A tanulmányban szereplő, költő párok denzitására vonatkozó adatokat 2006-ban (első éves nádas) és 2007-ben (második éves nádas) gyűjtöttük.

A területhasználat intenzitását a függönyhálóval megfogott madarak hálógységre vonatkoztatott számával jellemeztük. Az adott fajhoz tartozó madarak száma alapján számított területhasználati intenzitás költési időben elsősorban a táplálkozó terület irányába mutató preferenciát tükrözi. Ez arra a jelenségre vezethető vissza, hogy a nádi énekesmadár fajok többsége a költési időben territoriális magatartásával nem táplálékforrást monopolizál (Aebischer 1996, Bensch *et al.* 2001, Leisler & Wink 2000),

hanem az elsősorban a páron kívüli megtermékenyítés elkerülését, illetve a fészekpredáció és a fészekparazitizmus megelőzését szolgálja (Hoi *et al.* 1991). A vizsgált fajokra jellemző egyrészt az, hogy lakókörzetük nagyságrendileg nagyobb, mint területük (Bussmann 1979), másrészt az, hogy az egyes területök többé-kevésbé lazán helyezkednek el, a közük elhelyezkedő térrészekben az egyedek nem mutatnak territorialitást. A függönyhálózást egy, az ún. Alsó-Matyói töltéstől délre fekvő kísérletesen kezelt 8 hektáros mintaterületen végeztük, ahol négy darab, egyenként 2 hektáros, különböző rendszerességgel vágott kvadrátot alakítottunk ki. A kvadrátokat középen átszelő hálósor hossza 400 méter volt. Az első kvadrátban soha, a második kvadrátban minden télen, a harmadik és negyedik kvadrátban pedig minden második, illetve harmadik télen lett levágva a nád.

A vizsgált fajok

A vizsgálatba 7, a Kolon-tó nádasában fészkelő gyakori énekesmadár faj lett bevonva: nádi tücsökmadár *Locustella luscinioides* (rövidítése: LOCLUS), fülemülesítke *Acrocephalus melanopogon* (ACRMEL), foltos nádiposzáta *A. schoenobaenus* (ACRSCH), cserregő nádiposzáta *A. scirpaceus* (ACRSCI), nádirigó *A. arundinaceus* (ACRARU), barkós cinege *Panurus biarmicus* (PANBIA), nádi sármány *Emberiza schoeniclus* (EMBSCH). Mivel a barkós cinege nem territoriális faj (Hoi & Hoi 2001), ezért e faj esetében kizárólag a függönyhálózással nyert eredményeket mutatjuk be. A vizsgált fajok állománysűrűségét csak adott típusú nádasban vizsgáltuk, illetve hasonlítottuk össze.

Statisztikai eszközök

Az első- és a második éves nádasok költőpár sűrűségét, illetve az ott fogott egyedek számát a kontroll területekhez képest külön-külön Welch-próbával hasonlítottuk össze. A Welch-próba a szabadsági fok igazításával az eltérő szórásokkal jellemezhető csoportok közötti összehasonlítására alkalmas.

Eredmények

A finn transzekt módszerrel történt állományfelmérések során a vizsgált hat, territoriális énekesmadár faj összesen 562 rekordját rögzítettük. Az első éves nádasokban egyik faj esetében sem tapasztaltunk területük foglalásra, illetve költésre utaló jelet, így a kontroll területekhez képest

minden esetben szignifikánsan alacsonyabb állománysűrűséget észleltünk (LOCLUS: $t_s=3,62$ $df=4$; ACRMEL: $t_s=9,25$ $df=4$; ACRSCH: $t_s=6,15$ $df=4$; ACRSCI: $t_s=8,86$ $df=4$; ACRARU: $t_s=3,14$ $df=4$; EMBSCH: $t_s=4,30$ $df=4$). A második éves nádasokban a kontroll területekkel összehasonlítva három faj szignifikánsan alacsonyabb denzitásban költött (LOCLUS: $t_s=3,62$ $df=4$; ACRMEL: $t_s=9,25$ $df=4$; ACRSCI: $t_s=6,50$ $df=10$), három másik faj állománysűrűségeiben nem volt statisztikailag kimutatható különbség (ACRSCH: $t_s=0,78$ $df=10$; ACRARU: $t_s=1,09$ $df=14$; EMBSCH: $t_s=0,31$ $df=13$). A költő párok lokális denzitását a kezelt, illetve a kontroll területeken, a Welch-próba eredményeivel, a szignifikancia szintek megjelölésével az 1. táblázat foglalja össze.

1. táblázat. Az egyes nádas típusokban fészkelő énekesmadár fajok denzitása (költő pár/hektár) az izsáki Kolon tavon. N1 jelöli az adott költési szezon előtti télen levágott, azaz az adott évben első éves nádas, N2 a két éves nádas, K a 15 éve nem vágott (kontroll) nádas. N a finn transzekt módszerrel detektált éneklő hímek számát jelöli. *A nádírigó szinte teljes mértékben a szegélyekben fészkel, ezért a költő párok száma 100 m hosszú szegélyre vonatkoztatva lett megadva. A kezelt és a kontroll területeken detektált denzitási értékek összehasonlítására alkalmazott statisztikai tesztek eredményeinek jelölése: NS: nem szignifikáns; #: $P<0,05$; ##: $P<0,01$

| Faj | Egyéves nádas | Kétéves nádas | Kontroll nádas | N | Típus |
|----------------------|----------------|----------------|----------------|-----|-------|
| Nádi tücsökmadár | 0,00 ± 0,00 # | 0,00 ± 0,00 # | 0,68 ± 0,43 | 54 | B1b |
| Fülemülesítke | 0,00 ± 0,00 ## | 0,00 ± 0,00 ## | 0,91 ± 0,22 | 121 | B1b |
| Foltos nádiposzáta | 0,00 ± 0,00 ## | 4,29 ± 0,96 NS | 3,71 ± 1,35 | 77 | D1xO1 |
| Cserregő nádiposzáta | 0,00 ± 0,00 ## | 0,33 ± 0,28 ## | 2,02 ± 0,51 | 239 | B1b |
| Nádírigó* | 0,00 ± 0,00 # | 0,46 ± 0,60 NS | 0,88 ± 0,62 | 38 | B1b |
| Nádi sármány | 0,00 ± 0,00 # | 0,68 ± 0,31 NS | 0,75 ± 0,39 | 33 | D1xO1 |

A függönyhálózás során a vizsgált fajok összesen 886, az adott naptári évnél idősebb egyedét fogtuk meg és jelöltük egyedileg. Az első éves nádasokban a kontroll területekhez képest két faj esetében szignifikánsan alacsonyabb volt a hálóegységre vetített fogott egyedszám (ACRMEL: $t_s=8,81$ $df=7$; ACRSCI: $t_s=10,80$ $df=7$), a nádírigó esetében szignifikánsan maga-

sabb ($t_s=2,49$ $df=7$), a többi faj esetében nem volt statisztikailag kimutatható különbség (LOCLUS: $t_s=1,30$ $df=4$; ACRSCH: $t_s=0,52$ $df=3$; PANBIA: $t_s=1,28$ $df=4$; EMBSCH: $t_s=0,00$ $df=6$). A második éves nádasokban fogott egyedszám egyik faj esetében sem tért el statisztikailag kimutatható mértékben a kontroll területekhez képest (LOCLUS: $t_s=0,54$ $df=9$; ACRMEL: $t_s=7,30$ $df=1$; ACRSCH: $t_s=0,45$ $df=1$; ACRSCI: $t_s=4,00$ $df=1$; ACRARU: $t_s=2,38$ $df=2$; PANBIA: $t_s=0,00$ $df=9$; EMBSCH: $t_s=0,75$ $df=11$). Az adott fajú, a függönyhálózás során megfogott adult madarak hálógységre vonatkoztatott számát a 2. táblázat foglalja össze.

2. táblázat. Az izsáki Kolon tó egyes nádas típusaiban fogott énekesmadár fajok 100 m függönyháló hosszra vonatkoztatott egyedszáma. A jelölések megegyeznek az 1. táblázatnál használtakkal.

| Faj | N1 | N2 | K | N |
|----------------------|---------------------------|----------------------------|--------------|-----|
| Nádi tücsökmadár | 0,00 ± 0,00 ^{NS} | 0,51 ± 0,88 ^{NS} | 1,03 ± 1,77 | 21 |
| Fülemülesítke | 2,05 ± 1,78 ^{##} | 8,21 ± 4,95 ^{NS} | 17,95 ± 3,20 | 240 |
| Foltos nádiposzáta | 4,62 ± 2,66 ^{NS} | 7,69 ± 7,05 ^{NS} | 5,65 ± 2,35 | 112 |
| Cserregő nádiposzáta | 1,54 ± 1,77 ^{##} | 13,33 ± 5,82 ^{NS} | 30,77 ± 5,54 | 384 |
| Nádirigó | 3,08 ± 1,54 ^{NS} | 4,10 ± 2,35 ^{NS} | 0,51 ± 0,89 | 63 |
| Barkós cinege | 0,00 ± 0,00 ^{NS} | 1,02 ± 0,89 ^{NS} | 1,02 ± 1,78 | 24 |
| Nádi sármány | 1,02 ± 1,78 ^{NS} | 0,51 ± 0,89 ^{NS} | 1,02 ± 0,89 | 42 |

Értékelés

A nádasok hazánkban (Németh 1996) és Nyugat-Európában (Hawke & José 1996) is eredeti kiterjedésük töredékére szorultak vissza az ember táj- és természet átalakító tevékenységére visszavezethetően. A megmaradt nádas élőhelyeket és azokhoz kapcsolódó unikális életközösségeket továbbra is számos veszélyeztető tényező fenyegeti (ld. Ostendorp 1989, Ostendorp 1995, Van der Putten 1997), amelyek közül az egyik legjelentősebbnek a természetvédelmi érdekek mellőzésével végzett nádgazdálkodás tekinthető (Vásárhelyi 1995). A nádgazdálkodás során a nádas élőhelyen végzett, gazdasági érdekeket szolgáló vízkormányzás is természetvédelmi problémákat vethet fel, a legjelentősebb hatása azonban a téli nádvágásnak van (Hawke & José 1996, Valkama *et al.* 2008).

A nádi énekesmadarak élőhely specialista fajoknak tekinthetők, az evolúciós folyamatok során kialakult ökomorfológiai adaptációjuk következtében bizonyos élőhely szerkezethez - pontosabban specifikus szerkezeti

elemekhez, úgymint nádszál vastagság, szálsűrűség, az elhalt növényi részekből felhalmozódó alréteg, stb. - kötődnek (Leisler 1975, Leisler et al. 1989). A nádgazdálkodás főként a nádas szerkezet megváltozásán keresztül hat az énekesmadarak lokális abundanciájára (Björndahl 1985, Cowie et al. 1992, Gryseels 1989, Mook & van der Toorn 1982, Rolletschek et al. 2000).

A téli nádvágásnak a nádi énekesmadár fajok lokális abundanciájára gyakorolt hatását eddig csak a vágást követő költési szezonban vizsgálták (Báldi & Moskát 1995, Goc et al. 1997, Graveland 1999, Kube & Probst 1999, Poulin & Lefebvre 2002a, Trnka & Prokop 2006, Vadász et al. 2008, azonban a nádasok vegetációs szerkezete az adott téli vágást követően több éven keresztül változik, így a középtávú (2-5 éven belüli) hatásokat eddig nem kvantifikálták. A nádgazdálkodási agrár-környezetgazdálkodási célprogram jelenlegi előírásai szerint a programba bevont élőhelyeken két típusú nádas fordul elő. A terület 80%-át az adott költési szezont megelőző télen levágott, kizárólag az abban az évben fejlődő szálakat tartalmazó nádas képezi, a fennmaradó 20%-ot pedig az azt megelőző télen levágott, tehát az adott költési időszakban két generációból származó szálakat tartalmazó nádas, azaz két évnél tovább egyetlen terület egység sem marad levágatlanul. Vizsgálatunk eredményei azt tükrözik, hogy a célprogramban megfogalmazott előírásoknak megfelelő területkezelés – a hagyás foltok évenként eltérő helyeken való kijelölése – egyértelműen negatív hatással van a legtöbb nádi énekesmadár faj esetében a költőpárok sűrűségére, illetve a területhasználat intenzitására. A gazdálkodásba vont területek a költő párok kisebb sűrűségével jellemezhetők a kontroll területekhez képest, ami a legtöbb faj esetében költésbiológiai okokra vezethető vissza. Így a hazai nádasokban fészkelő fajok közül a nádi tücsökmadár, a fülemülesítke és a barkós cinege egyáltalán nem költ az AKG célprogramnak megfelelően kezelt nádasokban, a fészkelésre alkalmas vegetációs szerkezeti elemek hiányára visszavezethetően. A vágott területeken a fogott egyedek száma kisebb a kontroll területekhez képest (bár ez a kontroll területek heterogenitása miatt statisztikailag nem mindig kimutatható), ami a költési időben a nádas típusok táplálékszerzés szempontjából vett preferenciális sorrendjét tükrözi. Ennek megfelelően az AKG szabályozás e pontjában a több évig nem vágott, a nádi énekesmadarak otthonterületével összevethető méretű – a gyakorlatban legalább fél hektáros, illetve szegélyeknél legalább 50 hoszszú – foltok meghagyására irányuló változtatást javasolunk, hozzájárulva ahhoz, hogy a célprogramot valóban tényeken alapuló védelmi tevékenységnek tekinthessük (ld. Sutherland *et al.* 2004). A hagyásfoltok huzamo-

sabb ideig való megtartása a nádgazdálkodók érdekeivel sem ellentétes, hiszen így minden évben kizárólag a legjobban értékesíthető, egy generációs nádat vágják le a területről.

Köszönetnyilvánítás

Munkánkhoz a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság biztosított anyagi és operatív segítséget, amelyet ezúton is köszönünk. Köszönjük továbbá a gyűrűzésben szerepet vállaló munkatársaink közreműködését, áldozatos munkáját.

Irodalomjegyzék

- Aebischer, A., Perrin, N., Krieg, M., Studer, J. & Meyer D. R. (1996): The role of territory choice, mate choice and arrival date on breeding success in the Savi's Warbler *Locustella luscinioides*. – *J. Avian Biol.* **27**: 143–152.
- Alvarez-Cobelas, M., Cirujano, S. & Sánchez-Carrillo, S. (2001): Hydrological and botanical man-made changes in the Spanish wetland of Las Tables de Daimiel. – *Biol. Conserv.* **97**: 89–98.
- Báldi, A. & Moskát, C. (1995): Effect of reed burning and cutting on breeding bird communities. In: Bissonette, J. A. & Krausman, P. R. (eds.) *Integrating people and wildlife for a sustainable Future*. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA, pp. 637–642.
- Bensch, S., Hasselquist, D., Nielsen, B., Nihlén, C. & Frodin, P. (2001): Food resources and territory quality in the polygynous Great Reed Warbler. In: Hoi, H. (ed.): *The ecology of reed birds*. Austrian Academy of Sciences, Vienna, pp. 49–67.
- Bibby, C. J. & Lunn, J. (1982): Conservation of reed beds and their avifauna in England and Wales. – *Biol. Conserv.* **23**: 167–186.
- Björndahl, G. (1985): Influence of winter harvest on stand structure and biomass production of the common reed, *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. in Lake Tåkern, southern Sweden. – *Biomass* **7**: 303–319.
- Brix, H. (1999): The European research project on reed die-back and progression (EUREED). – *Limnologica* **29**: 5–10.
- Bussmann, C. (1979): Ökologische Sonderung der Rohrsänger Südfrankreichs aufgrund von Nahrungsstudien. – *Vogelwarte* **30**: 84–101.

- Cowie, N. R., Sutherland, W. J., Dithlago, M. K. M. & James, R. (1992): The effects of conservation management of reed beds. II. The flora and litter disappearance. – *J. Appl. Ecol.* **29**: 277–284.
- Goc, M., Iliszko, L. & Kopiec, K. (1997): The effect of reed harvesting on reedbed birds community. – *The Ring* **19**: 135–148.
- Graveland, J. (1999): Effects of reed cutting on density and breeding succes of Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* and Sedge Warbler *A. schoenobaenus*. – *J. Avian Biol.* **30**: 469–482.
- Gryseels, M. (1989): Nature management experiments in a derelict reedmarsh. I. Effects of winter cutting. – *Biol. Conserv.* **47**: 171–193.
- Hawke, C. J. & José, P. V. (1996): *Reedbed management for commercial and wildlife interests*. RSPB, Sandy.
- Hoi, H., Eichler, T. & Dittami, J. (1991): Territorial spacing and interspecific competition in three species of reed warblers. – *Oecologia* **87**: 443–448.
- Hoi, H. & Hoi, Ch. (2001): Habitat selection and habitat use of the Bearded Tit (*Panurus biarmicus*). In: Hoi, H. (ed.): *The ecology of reed birds*. Austrian Academy of Sciences, Vienna, pp. 73–86.
- Järvinen, O. & Väsänen, R. A. (1976): Finnish line transect censuses. – *Ornis Fennica* **53**: 115–118.
- Kleijn, D. & Sutherland, W. J. (2003): How effective are agri-environment schemes in maintaining and conserving biodiversity? – *J. Appl. Ecol.* **40**: 947–969.
- Kube, J. & Probst, S. (1999): Birds breeding in reedbeds at the southern Baltic Sea coast: what effect does reed harvesting have on population densities? – *Vogelwelt* **120**: 27–38.
- Leisler, B. (1975): The significance of foot morphology in the habitat separation of Central European *Acrocephalus* and *Locustella* species. – *J. Ornithologie.* **116**: 117–153.
- Leisler, B., Ley, H. W. & Winkler, H. (1989). Habitat, behavior and morphology of *Acrocephalus* warblers: an integrated analysis. – *Ornis Scandinavica* **20**: 181–186.
- Leisler, B. & Wink, M. (2000): Frequencies of multiple paternity in three *Acrocephalus* species (Aves: Sylviidae) with different mating systems (*A. palustris*, *A. arundinaceus*, *A. paludicola*). – *Ethol. Ecol. Evolut.* **12**: 237–249.
- Mook, J. H. & van der Toorn, J. (1982): The influence of environmental factors and management on stands of *Phragmites australis*. II. Effects on yield and its relationships with shoot density. – *J. Appl. Ecol.* **19**: 501–517.

- Moskát, C. & Báldi, A. (1999): The importance of edge effect in line transect censuses applied marshland habitats. – *Ornis Fennica* **76**: 33–40.
- Németh, F. (1996): Rise and fall of the wetlands in the Carpathian Basin. Pp. 20–22. In: IUCN Wetlands Program Newsletter No. 13.
- Ostendorp, W. (1989): 'Die-back' of reeds in Europe - A critical review of the literature. – *Aquatic Botany* **35**: 5–26.
- Ostendorp, W. (1995): Impact of winter reed harvesting and burning on the nutrient economy of reed beds. – *Wetlands Ecol. Manage.* **3**: 233–248.
- Poulin, B. & Lefebvre, G. (2002a): Effect of winter cutting on the passerine breeding assemblage in French Mediterranean reedbeds. – *Biodiv. Conserv.* **11**: 1567–1581.
- Rea, N. (1996): Water levels and *Phragmites*: decline from lack of regeneration or dieback from shoot death. – *Folia Geobot. Phytotax.* **31**: 85–90.
- Rolletschek, H., Rolletschek, A., Hartzendorf, T. & Kohl, J.-G., (2000): Physiological consequences of mowing and burning of *Phragmites australis* stands for rhizome ventilation and amino acid metabolism. – *Wetlands Ecol. Manage.* **8**: 425–433.
- Roman, C. T., Niering, W. A. & Warren, R. C. (1984): Salt marsh vegetation change in response to tidal restriction. – *Environ. Manage.* **8**: 141–150.
- Sutherland, W. J., Pullin, A. S., Dolman, P. M., & Knight, T. M. (2004): The need for evidence-based conservation. – *Trends Ecol. Evolut.* **19**: 305–308
- Trnka, A. & Prokop, P. (2006): Reedbed structure and habitat preference of reed passerines during the post-breeding period. – *Biologia* **61**: 225–230.
- Valkama, E., Lyytinen, S. & Koricheva, J. (2008): The impact of reed management on wildlife: A meta-analytical review of European studies. – *Biol. Conserv.* **141**: 364–374.
- Vadász Cs., Németh Á. & Csörgő T. (2008): The effect of winter reed cutting on the diversity and abundance of reed-nesting Passerines. *Acta Zoologica Hungarica* **54(suppl.1)**: 177–188.
- Van der Putten, W. H. (1997): Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European Research Programme on reed die-back and progression (1993-1994). – *Aquatic Botany* **59**: 263–275.
- Vásárhelyi, T. (1995): A nádgazdálkodás természetvédelmi vonatkozásai. In: Vásárhelyi, T. (ed.) *Nádasok élővilága*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.

Evaluation of regulations of the agro-environmental program focusing on reedbed management, based on their effects on the breeding passerine assemblage

Csaba Vadász¹ and Tibor Csörgő²

¹*Directorate of the Kiskunság National Park, Liszt F. u. 19. Kecskemét, Hungary, 6000*

²*Dept. Anatomy, Eötvös Univ. Pázmány P. sétány 1/c. Budapest, Hungary, 1117*

E-mail: vadaszcs@knp.hu

Abstract: Agri-environmental programs (AEP) aims to facilitate nature friendly farmland management. By tracing their effects, and supervised closely, their overall effectiveness could be improved. In our study we investigated the effects of reedbed management conducted in accordance with the specific AEP prescriptions on the breeding passerine bird assemblage. We analyzed data collected via mist-netting and breeding bird censuses at Lake Kolon (Central-Hungary) between 2004 and 2008. At cut sites none of the investigated species (Savi's Warbler, Moustached Warbler, Sedge Warbler, Reed Warbler, Great Reed Warbler, Bearded Tit, Reed Bunting) bred in the first breeding season right after winter reed cutting. The density of breeding pairs and number of caught individuals were significantly less at site left uncut for one winter, compared to sites having been left uncut for several years. Our results appoint on the fact that it is worth to assign uncut sites at the same place for several years, because it could serve not only conservation but economic purposes as well.

Keywords: Agri-environmental program, Lake Kolon, mistnetting, sustainable use, territory mapping, winter reed mowing

A földhasználat-változás hatásai az ízeltlábú együttesekre Egyek-Pusztakócson

Déri Eszter¹, Horváth Roland², Magura Tibor³, Ködöböcz Viktor³, Kisfali Máté¹, Ruff Gábor¹, Lengyel Szabolcs² és Tóthmérész Béla²

¹Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék

²Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék

^{1,2}4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

³Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság

4024 Debrecen, Sumen u. 2.

4032 Debrecen, Egyetem tér 1.; E-mail: d_eszter@yahoo.com

Összefoglaló: A gyeprekonstrukció egyik széles körben alkalmazott módja a magvetéssel történő gyepesítés. Munkánkban habitat affinitási index segítségével jellemeztük a rekonstrukciós vizsgálatok sikerességét, ízeltlábú együtteseket (pókok, poloskák, egyenesszárnyúak és futóbogarak) vizsgálva, az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer területén. Szántókat, egy éves-, két éves-, és természetes gyepet vizsgáltunk. A fajszám nem különbözött szignifikánsan az egyes élőhelytípusok között, azonban a fajösszetétel már a gyepesítés utáni második évre jelentősen megváltozott. Megkezdődött a generalista fajok kicserélődése a gyeppekhez kötődő specialista fajokra. Eredményeink azt mutatták, hogy esetünkben az élőhely-rekonstrukció sikerének nyomon követésére a fajszám nem alkalmas. Hatékonyabbak bizonyultak a sokváltozós módszerek, melyek jól tükrözik a fajösszetételbeli változásokat. A habitat affinitási index, amely a fajok identitását is figyelembe veszi, érzékenyen tükrözi a változásokat, ezért javasoljuk általános használatát a rekonstrukciós projektek sikerességének jellemzésére.

Kulcsszavak: habitat affinitás, fidelitás, gyeprekonstrukció, specificitás, restaurációs ökológia

Bevezetés

Az agrár-élőhelyek biodiverzitás-csökkenésének megállítására a legtöbb Európai Unió tagállam agrár-környezetvédelmi és élőhely rekonstrukciós

programokat vezetett be (Kleijn & Sutherland 2003, Walker *et al.* 2004). A szántók felhagyása, vagy átalakítása világszerte gyakran alkalmazott módszer a gyepek közösségeinek helyreállítására, mivel a kevés és kisméretű gypfolt már nem elegendő a gyepterületek biodiverzitásának fenntartásához (Shepherd & Debinski 2005).

A tudományos kísérletként végzett természetvédelmi kezelések, melyek részletes élőhely-monitorozást is magukban foglalnak (Lengyel *et al.* 2008a), segíthetnek abban, hogy jobban megértsük a gyepesítés ökológiai folyamatait (Lindenmayer *et al.* 2008). Különböző mérőszámokkal lehet nyomon követni egy adott élőhely változásait, ezek közül a leggyakrabban a fajgazdagságot és különböző diverzitási indexeket alkalmazzák (Perner & Malt 2003, Piper *et al.* 2007). A fajgazdagság félrevezető lehet, mert nem mindig áll összefüggésben az ökológiai stabilitással. Egy erősen zavart élőhely is lehet, főként pionír és generalista fajokban gazdag, azonban a legtöbb szukcessziós folyamatnál a célállapot irányába történő haladáskor a teljes fajszám csökken, míg az adott élőhelyre jellemző taxonok fajszáma nő (Allegro & Sciaky 2002). Ilyen esetekben a fajösszetételbeli változásokat nem lehet kimutatni a fajgazdagsággal, ezért más mérőszámokat is kell használni. Jelen munkában egy nemrég kifejlesztett indexet használtunk (Magura *et al.* 2006, Tóthmérész & Magura 2005), ami Allegro & Sciaky (2002) keveset használt habitat affinitási indexén alapul. A módosított index hatékonyabbnak tűnik a fajgazdagságnál az élőhelyek természetességének megállapításában, ugyanis figyelembe veszi a fajok identitását és adott élőhelyhez való kötődését.

A rekonstrukciós vizsgálatok, melyek csak egyetlen növényfajt vagy egyetlen állatcsoportot monitoroznak, túlreprezentáltak az irodalomban (Ruiz-Jaen & Aide 2005), habár a természetvédelmi kezelések több állatcsoportra is jelentős hatással lehetnek (pl. Perner & Malt 2003, Piper *et al.* 2007), ezért ezeket együttesen kellene vizsgálni (Lengyel *et al.* 2008b). A vegetációmonitorozás a hosszútávú, míg a gerinctelen együttesek a rövidtávú változások kimutatására tűnnek alkalmasabbnak, mivel ezen állatcsoportok gyorsabban reagálnak a mikroklimatikus változásokra (Kremen *et al.* 1993, Perner & Malt 2003).

Vizsgálatunk célja volt, hogy megállapítsuk a tájleptékű gyepesítés ízeltlábú együttesekre gyakorolt rövidtávú hatását. Hipotézisünk szerint a visszagyepesített területek természetességének növekedése mérhető mind a fajszám, mind a módosított affinitási index alkalmazásával.

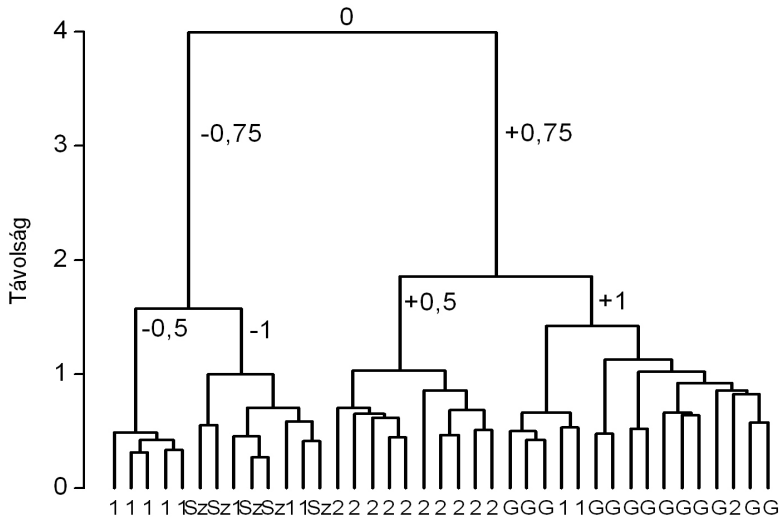
Módszerek

A vizsgálati terület és a gyűjtés

A vizsgálatokat az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer (Hortobágyi Nemzeti Park) területén végeztük. A jelenlegi tájléptékű rekonstrukciós program több különböző kezelési eljárást foglal magában (pl. gyepesítés, legeltetés, égetés, ld. Déri *et al.*, jelen kötet, Lengyel *et al.* 2007), amelynek célja két Natura 2000-es élőhelytípus (pannon szikes gyeppek és mocsarak, valamint pannon löszgyeppek) megőrzése illetve helyreállítása. A gyeppek helyreállítását 760 hektáron, alacsony diverzitású magkeverékek felhasználásával végeztük, amelyek két vagy három fűfajt tartalmaztak a szikes- és löszgyeppek kialakításához (Vida *et al.* 2008). Négy különböző élőhelytípust vizsgáltunk 2007-ben, amelyek egyben egy időgrádiens is jelentettek: gyepesítés előtti szántók (gabona, lucerna); egy éves gyeppek; két éves gyeppek; és végül referenciaként szolgáló természetes gyeppek (szikes vagy lösz). Összesen 39 foltban történt mintavétel (szántó: 5, egy éves gyep: 10, két éves gyep: 11, és természetes gyep: 13) 2007 májusa és szeptembere között. A növényzet- és talajlakó pókokat (*Araneae*), a poloskákat (*Heteroptera*), az egyenesszárnyúakat (*Orthoptera*) és a futóbogarakat (*Carabidae*) vizsgáltuk. A talajlakó gerinctelen állatokat talajcsapdákkal gyűjtöttük. A csapdákat két random módon kijelölt helyre ástuk le minden egyes mintavételi foltban, májusban. A csapdák 0,5 literes műanyag poharak voltak, amelyek ölü folyadékként 100 ml 75%-os etilén-glikolt tartalmaztak. A csapdákat farostlemezzel fedtük le, hogy megelőzzük a gerincesek pusztulását, illetve védjük a csapdát az esőtől. A növényzetlakó gerincteleneket egy transzekt mentén 200 fűhálócspáással gyűjtöttük a talajcsapdák környékén. A gyűjtéseket háromhetente végeztük, így a teljes vegetációs periódus alatt hat mintavételezés történt. A begyűjtött állatokat laboratóriumban faji szintig határoztuk. Az adatfeldolgozáskor az összes gyűjtött fajt együtt kezeltünk.

Adatfeldolgozás

A botanikában általánosan használtak a különféle természetességi indexek (Borhidi 2003) és a zoológiában is egyre gyakrabban alkalmazzák ezeket a módszereket (Allegro & Sciaky 2002, Magura *et al.* 2006, Tóthmérész & Magura 2005). Magura *et al.* (2006) és Tóthmérész & Magura (2005) a természetesség mérésére egy affinitási indexet használtak, amely figyelembe veszi az adott élőhely többi élőhelyhez viszonyított relatív minőségét. Az affinitási indexek kizárólag relatív gyakoriság alapján történő használata torzít azon közösségek irányába, amelyek csak néhány, magas abundanciájú



1. ábra. A hierarchikus klaszteranalízis során kapott dendrogram, amely alapján hét csoportba soroltuk a gyűjtött fajokat: természetes gyepekre jellemző fajok (+1); 2 éves gyepekre jellemző fajok (+0,5); 2 éves és természetes gyepekre jellemző fajok (+0,75); generalista fajok (0); 1 éves gyepekre jellemző fajok (-0,5); 1 éves gyepekre és szántókra jellemző fajok (-0,75); szántókra jellemző fajok (-1). A klaszterlábak felirataai: 1: egy éves gyep; 2: két éves gyep; Sz: szántó; G: természetes gyep.

féltermészetes fajt tartalmaznak. Így munkánkban a specificitás és fidelitás kombinációjával számított affinitási indexet használtuk (HAFS_r). Három lépésből álló folyamat során határoztuk meg a fajok affinitási értékeit (A_j). Először hierarchikus cluster-analízissel osztályoztuk a mintavételi helyeket (Bray-Curtis távolságfüggvény, Ward fúziós módszer) a fogott ízeltlábú fajok abundanciái alapján, amely a vizsgált helyeket jól körülhatárolható élőhelycsoportokba sorolta (1. ábra). Második lépésként elvégeztük a karakterfaj-analízist (IndVal) (Dufrene & Legendre 1997), amely mindegyik fajt hozzárendelte valamelyik élőhelytípushoz vagy élőhelytípus-csoporthoz, figyelembe véve a terepen tapasztalt mintázatokat. Utolsó lépésként meghatároztuk az összes faj affinitási értékét az alapján, hogy melyik faj melyik élőhelytípushoz tartozott, függetlenül attól, hogy szignifikáns karakterfajnak adódott-e vagy sem az adott faj a karakterfaj-analízis során. Az affinitási értékeknek hét csoportja volt (+1: természetes gyepekre jellemző fajok; +0,5: 2 éves gyepekre jellemző fajok; +0,75: 2 éves és természetes

gyepekre jellemző fajok; 0: generalista fajok; $-0,5$: 1 éves gyepekre jellemző fajok; $-0,75$: 1 éves gyepekre és szántókra jellemző fajok; -1 : szántókra jellemző fajok).

Végül, miután valamennyi fajhoz hozzárendeltünk egy affinitási értéket, kiszámoltuk az egyes mintavételi helyek affinitási indexét a következő képlet alapján:

$$HAFS_r = \sum_{i=1}^S (I_{ir} \times \sqrt{\pi_{i \times} \times e_{i \times}} \times A_i)$$

ahol S a teljes fajszám; I_{ir} az indikátor függvény, amely 0 vagy 1 lehet attól függően, hogy a faj jelen van-e az r mintavételi helyen vagy sem; $\pi_{i \times}$ azon mintavételi helyek relatív gyakorisága ahol az i faj jelen van egy adott élőhelytípusban; $e_{i \times}$ az i -edik faj specificitása és A_i az i faj habitat affinitási értéke. A specificitás úgy definiálható, mint az adott faj adott élőhelytípusban tapasztalt átlagos egyedszámának és az összes többi élőhelytípusban található átlagos egyedszámának az aránya. Az index értéke annál nagyobb, minél több specialista faj van jelen az adott mintavételi helyen.

A különböző korú élőhelytípusok közötti különbség kimutatására variancia-analízist (ANOVA) használtunk. Ha az élőhelytípusok között szignifikáns különbség mutatkozott, akkor a Tukey teszt felhasználásával elvégeztük a többszörös összehasonlítást. A variancia-analízis feltételei teljesültek adatainkra. A szövegben a fajszámok átlagát \pm szórását adtuk meg. A hierarchikus osztályozáshoz és a statisztikai feldolgozáshoz az R programnyelvet használtuk (2.8.0 verzió, R Development Core Team 2008).

Eredmények

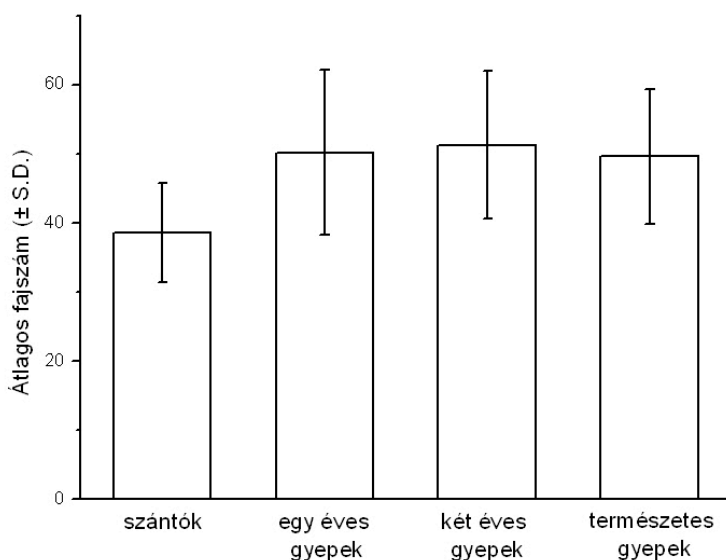
Összesen 344 fajt gyűjtöttünk (17 209 egyed), és határoztuk meg az A_i értékét. A legtöbb faj a poloskák (99 faj) és a növényzetlakó pókok (82 faj) közül került ki. Őket követték a futóbogarak és a talajlakó pókok (67 és 66 faj), míg az egyenesszárnyúakból gyűjtöttük a legkevesebb fajt (30 faj). A fajok megoszlása A_i értékek szerint az egyes élőhelytípusokban az 1. táblázatban látható.

Az átlagos fajszám megközelítőleg azonos volt mindhárom gyeptípusban és csak a szántókon volt alacsonyabb, nem szignifikáns mértékben (2. ábra; szántók: $38,6 \pm 7,13$, egy éves gyepek: $50,2 \pm 11,95$, két éves gyepek: $51,3 \pm 10,66$, és természetes gyepek: $49,7 \pm 9,63$, ANOVA: $F_{3,35} = 1,92$, $p = 0,143$).

A habitat affinitási értékben szignifikáns különbség mutatkozott a természetes gyepek és az összes többi élőhely között. Emellett a két éves gye-

1. táblázat. A begyűjtött fajok százalékos megoszlása az egyes élőhelyeken az affinitási értékek (A_i) értékek szerint.

| Élőhelytípus/ A_i érték (%) | 1 | 0,75 | 0,5 | 0 | -0,5 | -0,75 | -1 |
|-------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| szántó | 3,74 | 9,35 | 6,54 | 17,76 | 7,48 | 13,08 | 42,06 |
| 1 éves gyep | 5,49 | 12,80 | 7,32 | 16,46 | 40,85 | 8,54 | 8,54 |
| 2 éves gyep | 5,56 | 34,44 | 16,11 | 15,56 | 15,00 | 3,89 | 9,44 |
| természetes gyep | 46,48 | 5,63 | 13,62 | 12,68 | 11,27 | 2,35 | 7,98 |

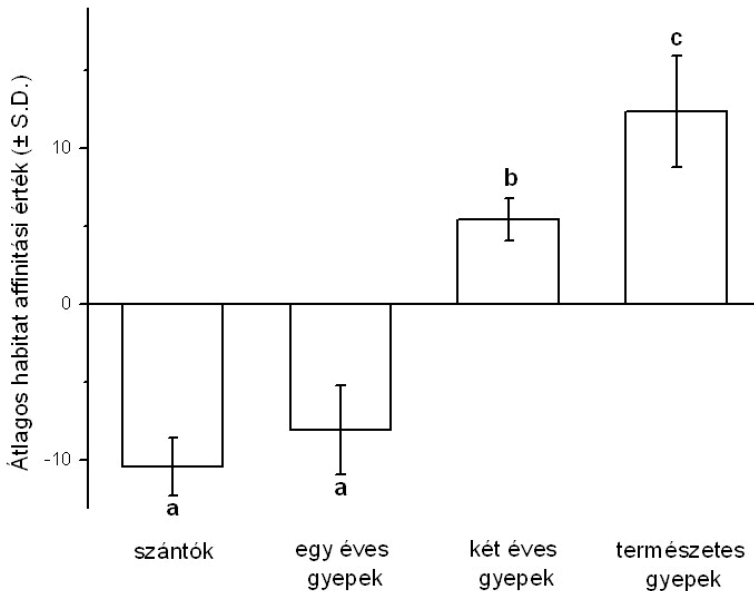


2. ábra. A vizsgált élőhelyek átlagos fajszámai (\pm S.D.). Nem volt szignifikáns különbség ($p > 0,05$) az egyes élőhelytípusok között.

pek is szignifikánsan magasabb értékkel rendelkeztek, mint az egy éves gyep és a szántók, amelyek viszont egymástól már nem különböztek szignifikánsan. (3. ábra; ANOVA: $F_{3,35} = 123,14$, $p < 0,001$; Tukey-teszt: (szántó = 1 éves) < 2 éves < gyep).

Értékelés

A vizsgált élőhelyek természetessége nőtt, annak ellenére, hogy az ízeltlábúak fajszáma nem különbözött szignifikánsan a gyepesítés utáni első két évben. Ezért hipotézisünkkel ellentétben azt mondhatjuk, hogy



3. ábra. A fidelitás és a specificitás alapján számolt habitat affinitási index (HAFS) értékeinek átlagai (\pm S.D.) a különböző élőhelytípusok esetében. A szántók és az egy éves gyepek között nem mutatkozott szignifikáns különbség. A két éves és a természetes gyepek azonban szignifikánsan nagyobb habitat affinitási értékkel rendelkeztek az előbb említett két élőhelytípusnál, illetve a természetes gyepek a két éves gyepektől is szignifikánsan különböztek ($p < 0,001$; Tukey-teszt: (szántó = 1 éves) < 2 éves < gyep). Az átlagok fölött látható különböző betűk szignifikáns különbségeket jelölnek.

a fajsám a mi esetünkben nem volt alkalmas a gyepesítés sikerességének kimutatására. A sokváltozós módszerek viszonylag jól mutatták a fajösszetételbeli változásokat, a leghatékonyabbnak azonban a habitat affinitási index mutatkozott a gyepesítés hatásának nyomon követésében, ezért javasoljuk általános alkalmazását rekonstrukciós kezelések sikerességének mérésére, illetve olyan kutatásokban, amikor az élőhelyek természetességük szerint sorba rendezhetők. A habitat affinitási index értékeinek növekedése az idő előrehaladtával azt mutatja, hogy az ízeltlábú együttesek összetételének változása a generalista fajok gyepkehez kötődő specialista fajokra történő kicserélődésének a következménye (ld. még Déri *et al.*, jelen kötet). Az index használata jó egyezést mutat Magura *et al.* (2006) lucfenyő ültetvények futóbogár együttese-

in végzett vizsgálatával, ahol a bükkösök mint természetes élőhelyek szignifikánsan magasabb affinitási index értékkel rendelkeztek, mint bármelyik korú ültetvény. Számos, másodlagos szukcessziót vizsgáló tanulmány is hasonló eredményre jutott a fajösszetétel változásában (pl. növények, pókok és bogarak: Perner & Malt 2003; futóbogarak: Shepherd & Debinski 2005). Amint várható volt, a természetes gyepekben találtuk a legtöbb specialista fajt, de biztató, hogy a visszagyepesített területek ízeltlábú együttese is közelítenek a természetes állapot felé. A fajösszetétel az első és második év között változott legnagyobb mértékben, holott ilyen mértékű változást a korábbi tanulmányok eredményeire alapozva később vártunk (Perner & Malt 2003).

Gyakran több mint egy évtized is szükséges, hogy a rekonstruált területek állapota elérje a természetes élőhelyekét, de a regenerációs folyamatokat felgyorsíthatjuk, ha célfajokat vetünk (Piper *et al.* 2007, Vida *et al.* 2008, Walker *et al.* 2004), vagy különböző kezelési módokat alkalmazunk (pl. legeltetés, kaszálás, égetés) a gyepesítés után (Deák *et al.* 2008, Vida *et al.* 2008). Egyetértünk azzal, hogy a rekonstrukciók hosszú távú beruházások, de az itt tapasztalt, vártnál gyorsabb pozitív változások is bizonyították, hogy tévednek, akik azt gondolják, hogy a rekonstrukciók csak túl hosszú idő elteltével produkálnak valamilyen eredményt, és hogy pénzpazarlás beruházni az élőhely-rehabilitációs projektekbe (Aronson *et al.* 2006). Amellett, hogy a természeti értékek védelmének és megőrzésének kellene világszerte a természetvédelem középpontjában állnia, napjainkban egyre nagyobb szükség van a természetközeli élőhelyek visszaállítására vagy újbóli létrehozására is.

Köszönetnyilvánítás

A gyeprekonstrukciós programot az Európai Unió LIFE-Nature pályázata (LIFE04NAT/HU/000119) támogatta. Köszönet a Bolyai kutatási ösztöndíj és az OTKA kutatási pályázat (F61651) támogatásáért (MT).

Irodalomjegyzék

Allegro, G. & Sciaky, R. (2002): Assessing the potential role of ground beetles (*Coleoptera: Carabidae*) as bioindicators in poplar stands, with a newly proposed ecological index (FAI). – *Forest Ecol. Manage.* **175**: 275–284.

- Aronson, J., Clewell, A. F., Blignaut, J. N. & Milton, S. J. (2006): Ecological restoration: A new frontier for nature conservation and economics. – *J. Nat. Conserv.* **14**: 15–139.
- Borhidi, A. (2003): *Magyarország növénytársulásai*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, pp.
- Deák, B., Török, P., Kapocsi, I., Lontay, L., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2008): Szik- és löszgyep-rekonstrukció vázfa-jokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti Park területén (Egyek-Pusztakócs). – *Tájökol. Lapok* **6**: 323-332.
- Dufrêne, M. & Legendre, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. – *Ecol. Monogr.* **67**: 345–366.
- Kleijn, D. & Sutherland, W. J. (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? – *J. Appl. Ecol.* **40**: 947–969.
- Kremen, C., Colwell, R. K., Erwin, T. L., Murphy, D. D., Noss, R. F. & Sanjayan, M. A. (1993): Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. – *Conserv. Biol.* **7**: 796–808.
- Lengyel, Sz., Góri, Sz., Lontay, L., Kiss, B., Sándor, I. & Aradi, Cs. (2007): Konzervációbiológia a gyakorlatban, természetvédelmi kezelés és tájrehabilitáció az Egyek-Pusztakócsi LIFE-Nature programban. – *Termvéd. Közl.* **13**: 127–139.
- Lengyel, Sz., Déri, E., Varga, Z., Horváth, R., Tóthmérész, B., Henry, P-Y., Kobler, A., Kutnar, L., Babij, V., Seliškar, A., Christia, C., Papastergiadou, E., Gruber, B., Henle, K. (2008a): Habitat monitoring in Europe: a description of current practices. – *Biodiv. Conserv.* **17**: 3327–3339.
- Lengyel, Sz., Kobler, A., Kutnar, L., Framstad, E., Henry, P-Y, Babij, V., Gruber, B., Schmeller, D. and Henle, K. (2008b): A review and a framework for the integration of biodiversity monitoring at the habitat level. – *Biodiv. Conserv.* **17**: 3341–3356.
- Lindenmayer, D., Hobbs, R. J., Montague-Drake, R., Alexandra, J., Bennett, A., Burgman, M., Cale, P., Calhoun, A., Cramer, V., Cullen, P., Driscoll, D., Fahrig, L., Fischer, J., Franklin, J., Haila, Y., Hunter, M., Gibbons, P., Lake, S., Luck, G., MacGregor, C., McIntyre, S., Mac Nally, R., Manning, A., Miller, J., Mooney, H., Noss, R., Possingham, H., Saunders, D., Schmiegelow, F., Scott, M., Simberloff, D., Sisk, T., Tabor, G., Walker, B., Wiens, J., Woinarski, J. & Zavaleta, E. (2008): A checklist for ecological management of landscapes for conservation. – *Ecol. Lett.* **11**: 78–91.

- Magura, T., Tóthmérész, B. & Elek, Z. (2006): Changes in carabid beetle assemblages as Norway spruce plantations age. – *Comm. Ecol.* **7**: 1–12.
- Perner, J. & Malt, S. (2003): Assessment of changing agricultural land use: response of vegetation, ground-dwelling spiders and beetles to the conversion of arable land into grassland. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **98**: 169–181.
- Piper, J. K., Schmidt, E. S. & Janzen, A. J. (2007): Effects of species richness on resident and target species components in a prairie restoration. – *Rest. Ecol.* **15**: 189–198.
- R Development Core Team. (2008): *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0 (URL <http://www.R-project.org>).
- Ruiz-Jaen, M. C. & Aide, T. M. (2005): Restoration Success: How Is It Being Measured? – *Rest. Ecol.* **13**: 569–577.
- Shepherd, S. & Debinski, D. M. (2005): Evaluation of isolated and integrated prairie reconstructions as habitat for prairie butterflies. – *Biol. Conserv.* **126**: 51–61.
- Tóthmérész, B. & Magura, T. (2005): Affinity Indices for Environmental Assessment Using Carabids. In: Lövei, G. L. and Toft, S. (eds) *European Carabidology 2003*. DIAS Report **114**: 345–352.
- Vida, E., Török, P., Deák B., & Tóthmérész, B. (2008): Gyepék létesítése mezőgazdasági művelés alól kivont területeken: a gyepesítés módszereinek áttekintése. *Bot. Közl.* **95**: 115–125.
- Walker, K. J., Stevens, P. A., Stevens, D. P., Mountford, J. O., Manchester, S. J. & Pywel, R. F. (2004): The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. – *Biol. Conserv.* **119**: 1–18.

Effects of land-use change on the arthropod assemblages in Egyek-Pusztakócs (Hortobágy National Park)

Eszter Déri¹, Roland Horváth², Tibor Magura³, Viktor Ködöböcz³, Máté Kisfali¹, Gábor Ruff¹, Szabolcs Lengyel² and Béla Tóthmérész²

1 Dept. of Evolutionary Zoology and Human Biology, University of Debrecen

2 Dept. of Ecology, University of Debrecen

Egyetem tér 1. Debrecen, Hungary, 4032

3 Directorate of Hortobágy National Park

Sumen u.2 Debrecen, Hungary, 4024

E-mail: d_eszter@yahoo.com

Abstract: Conversion of arable lands to grasslands by sowing seed mixtures is one of the most effective methods in grassland restoration. We have followed the changes of arthropod assemblages (spiders, true bugs, orthopterans and carabids) after grassland restoration in the Egyek-Pusztakócs marsh and grassland system. We used the habitat affinity index based on fidelity and specificity of the species to assess naturalness of the examined habitats (arable lands, 1-year-old, 2-year-old and native grasslands). Species richness did not show any differences between the habitat types, but species composition has changed, because early generalists were replaced by habitat specialist species. The results showed that species richness was not able to follow the changes after grassland restoration. Multivariate statistics performed better, by reflecting on the changes in species composition, but the most efficient method was the habitat affinity index, which also took into account the identity of the species. Therefore we recommend the use of the index to measure the success of restoration programs.

Keywords: Fidelity, habitat affinity, grassland restoration, restoration ecology, specificity

A kaszálás hatásának vizsgálata a vérfű hangyaboglárka (*Maculinea teleius*) populációira – egy kezelési kísérlet első tapasztalatai

Kőrösi Ádám¹, Szentirmai István², Örvössy Noémi³, Kövér Szilvia⁴, Batáry Péter⁵ és Peregovits László³

¹MTA–MTM Állatökológiai Kutatócsoport
1083 Budapest, Ludovika tér 2. E-mail: korosi@nhmus.hu

²Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság
H–9941 Óriszentpéter, Siskaszer 26/A

³MTM Állattár, Lepkegyűjtemény
H–1088 Budapest, Baross u. 13.

⁴Szent István Egyetem, Biológiai Intézet
H–1077 Rottenbiller u. 50.

⁵Georg-August University, Agroecology
D–37073 Göttingen, Waldweg 26, Germany

Összefoglaló: A hangyákhoz kötődő, szociális parazita életmódjukról ismert hangyaboglárkák (*Maculinea spp.*) megkülönböztetett figyelemmel bírnak az európai természetvédelemben, így élőhelyeik megőrzésére hazánkban is nagy hangsúlyt kell fektetni. A nedves gyepterületeken élő vérfű hangyaboglárka élőhelykezelésének tudományos megalapozására 2007-ben egy hosszú távú kísérletbe kezdtünk az Őrségi NP területén. Az eltérő kaszálási módok hatásának vizsgálatára a Szentgyörgyvölgyi-patak mentén 4 réten jelöltünk ki 4–4 kezelési sávot, melyekben az alábbi kezeléseket folytatjuk: májusi, szeptemberi, májusi és szeptemberi kaszálás, illetve kaszálás nélküli kontroll. A kezelési sávokon belül kialakított kvadrátokban minden évben elvégezzük a tápnövény (*Sanguisorba officinalis*), a gazda hangyafajok (*Myrmica spp.*) és a hangyaboglárka imágók mennyiségének felmérését. A kaszálás hatása az egyes réteken hasonló volt, a közöttük lévő cönológiai és kezeléstörténeti különbségek ellenére: az intenzívebben kaszált részeken nagyobb volt a lepkék és tápnövényük denzitása, a kevésbé kaszált területeken pedig a gazda hangyák gyakorisága volt magasabb. Ez utóbbi területek refúgiumként szolgálhatnak a hangyák számára, melyek biztosítása a hangyaboglárka fennmaradása szempontjából elsődleges, és csak mozaikos kezeléssel valósítható meg.

Kulcsszavak: biodiverzitás, gyepterület, hangyagazda, kaszálás, mirmekofília, *Myrmica*, szociális parazitizmus, tápnövény

Bevezetés

Európában mára számos faj csak az elmúlt néhány ezer év során folyamatos emberi beavatkozások által alakított, változatos kultúrtájokban maradt fenn (Plieninger *et al.* 2006, Vos & Meekes 1999), ezért a különféle mezőgazdasági tevékenységek élővilágra gyakorolt hatása fontos vizsgálati eleme mind a hazai, mind pedig az európai természetvédelmi biológiának. A nyílt élőhelyek esetében a kaszálás gyakorisága, időzítése, a legelő állatok faja és mennyisége nagymértékben befolyásolhatja a vegetációszerkezetet és az állatközösségek összetételét (pl. Öckinger *et al.* 2006, Batáry *et al.* 2007). Hazánkban az Őrség területén még nagy kiterjedésű természetközeli rétek találhatóak, melyek fenntartása a természetvédelem fontos feladatai közé tartozik. Mivel azonban ezek jórészt nem a Nemzeti Park kezelésében állnak, ezért olyan kezelési eljárásokat kell találnunk, melyek a gazdálkodók számára is elfogadhatóak és az élőhelyek hosszú távú fennmaradását is biztosítják.

Az obligát szociális parazita életmódjukról közismert hangyaboglárkák (*Maculinea spp.*) a nagypettyes hangyaboglárka (*M. arion*) angliai kipusztulása után kerültek fokozatosan a konzervációbiológiai kutatások középpontjába (Thomas 1980) és napjainkban az európai természetvédelem „zászlóshajó” fajai közé tartoznak (Thomas 1995, Thomas & Settele 2004). E lepkefajok teljes életciklusuk során nem csupán lárvális tápnövényükre vannak utalva, hanem szükségük van a tápnövény közelében található *Myrmica* hangyafészkekre is, hiszen a hernyók fejlődése döntő részben a hangyafészkekben zajlik, ahol a fajok egy része obligát módon a hangyák lárváit fogyasztja, másik csoportjuknál pedig a hernyókat a hangya dolgozók etetik (Thomas 1995). Bonyolult életmenetük következtében a lepkéknek speciális élőhelyigényeik vannak és állományváltozásuk jól jelzi az élőhelyükön végbemenő változásokat (Munguira & Martin 1999, Thomas 1995, Wynhoff 1998). Emellett egyes vizsgálatok tanúsága szerint a *Maculinea* fajok jelenléte egy adott élőhelyen nagy biológiai sokféleséget jelez (Maes & Van Dyck 2005, Skórka *et al.* 2007, Varga *et al.* 2005).

A fentiek alapján az Őrségi Nemzeti Parkkal szoros együttműködésben azt a célt tűztük ki, hogy az Őrség területén hagyományos kaszálási típusok hatását vizsgáljuk a vérfű hangyaboglárka, tápnövénye és gazda hangya populációira nézve. Vizsgálatunkban négy különböző gyakoriságú és időzítésű kaszálási típust alakítottunk ki a mintavételi területeken, és ezekben minden évben megbecsüljük a lepkék, a vérfű és a hangyák mennyiségét. A kezelések 2007 tavaszán indultak, az itt közölt eredmények a 2008 nyarán

készült mintavétel adatain alapulnak. Ezek jelenleg még nem alkalmasak konkrét kezelési tervek megalapozására, de bizonyos következtetések már most is levonhatóak.

Módszerek

A vizsgált faj

A vér fű hangyaboglárka (*Maculinea teleius* (Bergsträsser, 1779), Lepidoptera: Lycaenidae) lárvális tápnövénye az őszi vér fű (*Sanguisorba officinalis*). Az imágók július–augusztusban rajzanak, a nőtények tojásait a vér fű virágzatába helyezik. A kikelő hernyók 2–3 hétig a magkezdeményekkel táplálkoznak, majd az utolsó vedlést követően a talajra ereszkednek és várják, hogy *Myrmica* hangyafajok dolgozói megtalálják és a fészekbe cipeljék őket (Thomas 1984). A hernyók a hangyafészekben a hangyalárvákat fogyasztják, s itt érik el testtömeggyarapodásuk 99%-át (Thomas *et al.* 1989). A következő évben a fészekben történik a hernyók bábozódása és itt kelnek ki az imágók. Hazánkban a vér fű hangyaboglárkának a *Myrmica scabrinodis*, *M. gallienii*, *M. salina* és a *M. rubra* is lehet gazdája (Tartally & Csösz 2004, Tartally & Varga 2008), de minden populációnak van egy elsődleges gazdája, ami az adott élőhelyen a leggyakrabban előforduló *Myrmica* faj (ez hazánkban általában a *M. scabrinodis*). A faj legfontosabb élőhelyeinek a vér fűves mocsárrétek és a kékperjés láprétek számítanak, de más növénytársulásokban is előfordul, ahol tápnövénye nagy számban van jelen. A faj szerepel a Natura 2000 II. függelékében, hazánkban fokozottan védett, állományai Európa-szerte csökkenően vannak (Wynhoff 1998).

Mintavételi elrendezés

Velemér és Magyarszombatfa mellett a Szentgyörgyvölgyi-patak mentén négy rétet jelöltünk ki mintavételi területnek, melyek az Őrségi NP kezelésében állnak (a térkép online elérhető itt: <http://maps.google.com/maps/ms?hl=hu&ie=UTF8&oe=UTF8&msa=0&msid=116279886275538207121.00045ca935754c7b3aa4e>). Minden réten kialakítottunk négy-négy kezelési sávot, melyekben az alábbi kaszálási típusokat folytatjuk: májusi kaszálás, szeptemberi kaszálás, májusi és szeptemberi kaszálás, illetve kaszálás nélküli kontroll. A különböző időpontokban végzett kaszálások a sarjűmágasságot, a kaszálógép típusát és a kaszálás időtartamát tekintve egységes protokoll szerint zajlottak. A kezelési sávokat 20×20 méteres kvadrátokra

osztottuk, ezeknek a közepén pedig 10×10 méteres kisebb kvadrátokat jelöltünk ki. A rétek korlátozott mérete miatt két réten kezelési sávonként 4, a másik kettőn pedig 3 kvadrátot tudunk kijelölni (összesen 56-ot). A lepkék mintavételezését a rajzási időszak csúcsán jelölés-visszafogásos módszerrel végeztük standardizálva a mintavételi ráfordítást: a 20×20 méteres kvadrátokban minden nap 1 ember 5 percig végezte a mintavételt. A lepkék detektabilitását minden réten azonosnak tekintettük, bár külön tesztet nem végeztünk erre vonatkozóan. A mintavételi időszak 2008 július 16-tól július 27-ig tartott, a kedvezőtlen időjárás azonban nem tette lehetővé, hogy a lepkéket minden nap mintavételezzük. Mivel a nöstények tojásrakásra a vérfű virágfejeit használják, ezért szintén a rajzási periódusban végeztük el egy alkalommal a virágfejek számlálását a 10×10 méteres kvadrátokon belül. Olyan kvadrátok esetén, ahol a vérfű nagy denzitása lehetetlenné tette a virágfejek számlálását, először a vérfű hajtásokat számoltuk meg, majd kvadrátonként 10 db random módon kiválasztott hajtáson állapítottuk meg a virágfejek számát, s ennek átlagát szoroztuk meg a hajtások számával. A hangyák mintavételezését szintén ugyanebben az időszakban, a 10×10 méteres kvadrátokban végeztük oly módon, hogy a *Myrmica* fajok napi aktivitásának csúcsán (reggel 6 és 8 óra között) kvadrátonként négy darab 10 cm átmérőjű, csalival ellátott műanyag lapot helyeztünk a talajra a kvadrát sarkától befelé két méterre, majd ezt követően 15–20 percen át figyeltük az ott megjelenő hangyákat és későbbi meghatározás céljából néhány példányt eltettünk belőlük alkoholba. Csalianyagnak méz és májkrém keverékét használtuk.

Adatelemzés

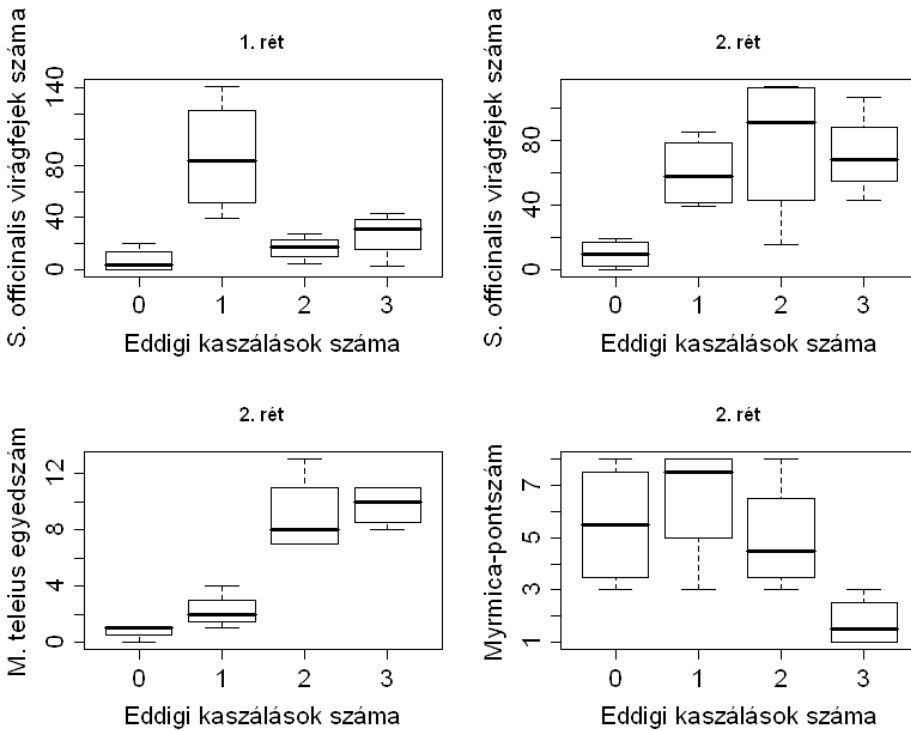
A lepkék esetében függő változóként az egyes kvadrátokban naponta megfogott egyedek számának összegét használtuk. A hangyáknál kidolgoztunk egy pontozásos rendszert az alábbiak szerint: ha egy adott csalin nem volt *Myrmica* – 0 pont; volt *Myrmica* és egyéb hangyafaj is – 1 pont, csak *Myrmica* volt – 2 pont. Ez a pontszám tehát minden kvadrátban egy 0 és 8 közé eső értéket vehetett fel (kvadrátonként 4 csali). Mind a négy, fentebb említett gazda hangya faj szerepelt a mintáinkban, de legnagyobb gyakorisággal a *M. scabrinodis* fordult elő.

A mintavételi területnek kijelölt négy rét között számos különbséget találtunk a mintavétel során. Ezt megerősítette egy időközben készült növényzeti alapállapot-felmérés, amely a rétek között esetenként jelentős cönológiai eltérést mutatott ki és a vegetációszerkezeti sajátságokat nem a másfél éve folyó kezelésnek, hanem az azt megelőző, több évtizedes kezelési előtörté-

netnek tulajdonította (Bodonczi László, személyes közlés). Ezért, továbbá az alacsony mintaelemszám miatt a kaszálás hatását olyan lineáris kevert modellekkel elemeztük, amelyben random faktorként a rét kódja szerepelt. A három függő változóra készítettünk egy-egy modellt. Emellett a kaszálás hatását az egyes réteken külön is elemeztük (Kruskal-Wallis teszt). Ezt követően olyan lineáris kevert modellt építettünk, amelyben függő változóként a lepkék száma, magyarázó változókként pedig a vérfű virágfejek száma és a *Myrmica*-pontszám szerepelt, random faktorként pedig a rét kódja. Azokban a modellekben, ahol a lepkék száma, illetve a virágfejek száma függő változóként szerepelt, logaritmus transzformációt alkalmaztunk, hogy a hibatag eloszlása közelítsen a normálishoz. Szintén ez utóbbi cél érdekében a *Myrmica*-pontszám modelljében a hibatag varianciáját rétenként különbözőnek állítottuk be. Elemzéseinkhez a nyílt forráskódú R 2.7.1 szoftvert használtuk (Pinheiro *et al.* 2008, R Development Core Team 2008).

Eredmények

A lepkék abundanciájára a kaszálás szignifikáns pozitív hatással volt. A májusban, illetve a májusban és szeptemberben kaszált kvadrátokban a lepkék száma némelyik réten 4–5-ször magasabb volt, mint a kontroll és a csak szeptemberben kaszált területeken (1. ábra, 1. táblázat). A vérfű virágfejek mennyiségét szintén pozitívan befolyásolta a kaszálás, itt is a májusi és a májusi–szeptemberi kaszálás volt szignifikáns pozitív hatással (1. táblázat). A kaszálás pozitív hatása a tápnövény mennyiségére különösen jól látszik a 2. rét esetében, ahol a kaszált területeken a virágfejek száma kb. 6–8-szor nagyobb volt, mint a kontroll területeken (1. ábra). A *Myrmica* hangyák mennyiségét azonban a kaszálás negatívan befolyásolta, mindhárom kaszálási típus szignifikáns negatív hatással volt a kontrollhoz képest (1. táblázat). Mindhárom fenti modellben azt találtuk, hogy a random faktor az összvariancia jelentős részét magyarázta, vagyis a rétek közötti variancia nagyobb volt, mint az egyes réteken belül a kezelések között. Ez abból fakad, hogy a vizsgált három változó mért értékei a négy rét között esetenként egy nagyságrenddel eltértek. A rétenként végzett tesztekkel a vérfű virágfejek mennyiségére csupán két, a lepkék számára és a *Myrmica*-pontszámra pedig csak egy réten sikerült a kaszálás szignifikáns hatását kimutatnunk (2. táblázat). A Kruskal-Wallis teszt nem alkalmas annak megállapítására, hogy mely kaszálási típusok között szignifikáns az eltérés (Reiczigel *et al.* 2007), de a boxplot ábrák alapján következtethetünk a kezelés hatására (1.



1. ábra. A szignifikáns Kruskal-Wallis tesztekhez használt adatok boxplot diagramja. A kaszálás típusát a mintavétel pillanatáig végzett kaszálások számával jelöltük (0: kontroll, 1: szeptemberi, 2: májusi, 3: májusi és szeptemberi kaszálás.)

ábra). Ezek a tesztek csupán egy ponton mondtak (részben) ellent a modellek eredményeinek: az 1. réten a vérfű virágfejek száma a szeptemberben kaszált részekben kiemelkedően magas volt, de a kaszátlan kontroll sávban itt is nagyon alacsony virágfejszámot kaptunk. Végezetül a vérfű virágfejek mennyisége nem volt szignifikáns hatással a fogott lepkék számára, a *Myrmica*-pontszám viszont marginálisan szignifikáns negatív hatást gyakorolt rá (1. táblázat).

Értékelés

Vizsgálatunkban a kis mintaelemszám és a rövid kezelési periódus ellenére sikerült a kaszálás szignifikáns hatását kimutatnunk. Fontos eredmény,

1. táblázat. A lineáris kevert modellek eredményei. A kaszálás típusánál a kontroll jelenti a referenciaszintet. Az utolsó oszlop értékei azt fejezik ki, hogy a random faktor hány százalékát magyarázza az összvarianciának. A szignifikáns p -értékeket félkövéren szedtük.

| Függő változó | Magyarázó változó és szintjei | Együttható | p -érték | random hatás |
|--------------------------|------------------------------------|------------|-------------------|--------------|
| log(lepkeszám) | kaszálás szeptemberben | -0,040 | 0,615 | 57,45% |
| | kaszálás májusban | 0,308 | < 0,001 | |
| | kaszálás májusban és szeptemberben | 0,325 | < 0,001 | |
| log(virágfejek száma) | kaszálás szeptemberben | 0,155 | 0,570 | 55,75% |
| | kaszálás májusban | 0,550 | 0,048 | |
| | kaszálás májusban és szeptemberben | 0,616 | 0,027 | |
| <i>Myrmica</i> -pontszám | kaszálás szeptemberben | -0,583 | 0,014 | 56,49% |
| | kaszálás májusban | -0,703 | 0,003 | |
| | kaszálás májusban és szeptemberben | -0,657 | 0,006 | |
| log(lepkeszám) | virágfejek száma | 0,000026 | 0,286 | 53,18% |
| | <i>Myrmica</i> -pontszám | -0,033 | 0,077 | |

hogy eltérő kezelési előtörténettel bíró és a vizsgált változókat tekintve jelentős mértékben különböző rétek esetén a kaszálás hatása nem volt elmentéses, legfeljebb egyes réteken nem volt kimutatható. Mindazonáltal a rétek közötti különbségek jelentős szerepet kaptak a modellekben, ezért a további vizsgálatokban és a későbbiekben kidolgozandó kezelési tervekben feltétlenül figyelembe kell venni a rétek cönológiai állapotát és kezelési előtörténetét.

2. táblázat. A rétenként végzett Kruskal-Wallis tesztek eredményei. Csak a szignifikáns és marginálisan szignifikáns eredményeket tüntettük fel. Magyarázó változó minden esetben a kaszálás típusa volt.

| Rét | Függő változó | χ^2 | p -érték |
|-----|--------------------------|----------|--------------|
| 1 | Fogott lepkék száma | 7,14 | 0,067 |
| 2 | Fogott lepkék száma | 12,62 | 0,006 |
| 3 | Fogott lepkék száma | 6,90 | 0,075 |
| 4 | Fogott lepkék száma | 7,02 | 0,071 |
| 1 | Vér fű virágfejek száma | 10,23 | 0,017 |
| 2 | Vér fű virágfejek száma | 8,19 | 0,042 |
| 2 | <i>Myrmica</i> -pontszám | 8,07 | 0,045 |

Eredményeink azt mutatják, hogy a májusban, illetve a májusban és szeptemberben kaszált sávokban a vérfű hangyaboglárka és tápnövényének mennyisége nagyobb, mint a csak szeptemberben kaszált, vagy a kezeletlen részekben. A gazda hangyák előfordulása ezzel éppen ellentétes mintázatot mutatott.

Feltétlenül meg kell említeni, hogy a kaszálás szignifikáns hatását a négy rét adatainak összevonásakor sikerült kimutatnunk, a rétenként végzett tesztek azonban csak a 2. rét esetében mutattak mindhárom élőlénycsoportnál (lepke, tápnövény, hangya) szignifikáns különbséget a kezelések között. Ennek oka egyrészt az lehet, hogy a rétenként végzett teszteknel igen kis mintaelemszámmal dolgoztunk, és a kevésbé robusztus Kruskal-Wallis teszttel nem lehetett szignifikáns különbségeket kimutatni. Másrészt viszont az egyes rétek vegetációs szerkezete és kezelési előtörténete nagyban eltért és előfordulhat, hogy a 2. rét vegetációja volt éppen olyan szukcessziós stádiumban, amelyben a tesztelt kezelési módok szignifikáns különbségeket okozhattak.

A három élőlénycsoport (lepke, tápnövény, hangyák) eltérő válasza a kaszálásra a következőképpen magyarázható. A májusi kaszálás nagy valószínűséggel elősegíti, hogy a lepkék rajzási időszakára a vérfű dominánsná váljon, ennek eredményeként a májusban kaszált területeken a vérfű borítása nagyobb lesz. A tápnövény relatíve magasabb denzitása vonzó a nőstények számára és feltételezhető, hogy a nőstények által lerakott tojások denzitása megnő. Mivel a gazda hangyák számára a vérfű közvetíti a parazita hernyókat, a magasabb vérfűborítás megnöveli a *Myrmica* fészkekre nehezedő nyomást, amit a *Maculinea* hernyók jelentenek és a parazitált *Myrmica* fészkek kompetitív hátrányba kerülnek más hangyafajokkal szemben (Thomas *et al.* 1997). Végeredményben a *Myrmica* fajok elhagyhatják ezeket a foltokat (drasztikusabb esetben kipusztulhatnak) és más fajok veszik át a helyüket (Elmes *et al.* 1998). A kevésbé kaszált részekben a tápnövény kisebb borítása és a lepkék alacsonyabb denzitása miatt kisebb a *Maculinea* hernyók által okozott kár a hangyafészkekben, így ezek a területek refúgiumként szolgálhatnak a *Myrmica* fajok számára. Alternatív magyarázatként az is lehetséges, hogy a *Myrmica* hangyák számára a kevésbé kaszált területeken kedvezőbbek a mikroklimatikus körülmények, melyek tekintetében a hangyák általában szűktűrűsűek (Elmes *et al.* 1998). Bármelyik magyarázat is a helytálló, eredményeink mindenképpen felhívják a figyelmet arra, hogy a hangyaboglárkák két legfontosabb ökológiai forrására a kaszálás ellentétes hatással van, ezért a majdani kezelési stratégia kialakításában nagy hangsúlyt kell fektetni az élőhelyek mozaikosságának biztosítására.

Kiemeljük még, hogy a vizsgált hangyaboglárka fajon kívül a sötétaljú (*M. nausithous*) és a szürkés hangyaboglárka (*M. alcon*) is előfordul a mintavételi területen, de ezek a mintavétel során nagyon kis egyedszámban kerültek befogásra. A *M. nausithous* tápnövénye szintén az őszi vérfű, korábbi vizsgálataink alapján ez a faj inkább a rétek erdővel határos szegélyeit foglalja el (Batáry *et al.* 2009). A *M. alcon* állományai az Őrség ezen részén nagyon megritkultak, megfigyeléseink szerint ennek egyik oka az lehet, hogy tápnövénye, a kornistárnics (*Gentiana pneumonanthe*) szinte kizárólag a kaszátlan, illetve nyár végén-ősz elején kaszált gyepterületeken található meg. Az ilyen területek száma és kiterjedése pedig egyre kevesebb.

Köszönetnyilvánítás

A terepi munkában nyújtott segítségért köszönet illeti a Nemzeti Parknál szakmai gyakorlatot teljesítő hallgatókat, a hangyák határozásáért pedig Csósz Sándort. A kutatást az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság megbízásából a Szalkay József Magyar Lepkészeteti Egyesülettel közösen végeztük.

Irodalomjegyzék

- Batáry, P., Báldi, A., Erdős, S., Kisbenedek, T., Orci, K.M., Orosz, A., Podlussány, A., Rédei, D., Rédei, T., Rozner, I., Sárospataki, M., Szél, G. & Szűts, T. (2007): A tájszerkezet és a legeltetés hatása alföldi gyepek biológiai sokféleségére. – In: Forró, L. (szerk.): *A Kárpát-medence állatvilágának kialakulása*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 341–348.
- Batáry, P., Kőrösi, Á., Örvössy, N., Kövér, S. & Peregovits, L. (2009): Species-specific distribution of two sympatric *Maculinea* butterflies across different meadow edges. – *J. Insect Conserv.* **13**: 223–230.
- Batáry, P., Örvössy, N., Kőrösi, Á., Vályi Nagy, M. & Peregovits, L. (2007): Microhabitat preferences of *Maculinea teleius* (Lepidoptera: Lycaenidae) in a mosaic landscape. – *Eur. J. Entomol.* **104**: 73–736.
- Elmes, G. W., Thomas, J. A., Wardlaw, J. C., Hochberg, M. E., Clarke, R. T. & Simcox, D. J. (1998): The ecology of *Myrmica* ants in relation to the conservation of *Maculinea* butterflies. – *J. Insect Conserv.* **2**: 67–78.

- Körösi, Á., Kassai, F. & Peregovits, L. (2004): Egy védett hangyaboglárka, a *Maculinea teleius* populációdinamikai vizsgálata a Szigetközben. – *Természetvédelmi Közlem.* **11**: 337–348.
- Maes, D. & Van Dyck, H. (2005): Habitat quality and biodiversity indicator performances of a threatened butterfly versus a multispecies group for wet heathlands in Belgium. – *Biol. Conserv.* **123**: 177–187.
- Munguira, M. L. & Martín, J. (1999): Action plan for *Maculinea* butterflies in Europe. Council of Europe, Strasbourg.
- Öckinger, E., Eriksson, A. K. & Smith, H. G. (2006): Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. – *Biol. Conserv.* **133**: 291–300.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D. & R Core team (2008): *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-89*.
- Plieninger, T., Höchtl, F. & Spek, T. (2006): Traditional land use and nature conservation in European rural landscapes. – *Environ. Sci. Policy* **9**: 317–321.
- R Development Core Team (2008): *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Reiczigel, J., Harnos, A. & Solymosi, N. (2007): *Biostatisztika nem statisztikusoknak*. Pars Kft., Nagykovácsi.
- Skórka, P., Settele, J. & Woyciechowski, M. (2007): Effects of management cessation on grassland butterflies in southern Poland. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **121**: 319–324.
- Tartally, A. & Csösz, S. (2004): Adatok a magyarországi *Maculinea* fajok (Lepidoptera: Lycaenidae) hangyagazdairól. – *Természetvédelmi Közlem.* **11**: 309–317.
- Tartally, A. & Varga, Z. (2008): Host ant use of *Maculinea teleius* in the Carpathian Basin (Lepidoptera: Lycaenidae). – *Acta Zool. Acad. Sci. Hun.* **54**: 257–268.
- Thomas, J. A. (1980): Why did the large blue become extinct in Britain? – *Oryx* **15**: 243–247.
- Thomas, J. A. (1984): The behaviour and habitat requirements of *Maculinea nausithous* (the dusky large blue butterfly) and *M. teleius* (the scarce large blue) in France. – *Biol. Conserv.* **28**: 325–347.
- Thomas, J. A. (1995): Ecology and conservation of *Maculinea arion* and other European large blue butterflies. In: Pullin, A. (ed.): *Ecology and conservation of butterflies*. Chapman & Hall, London, pp. 180–196.

- Thomas, J. A., Elmes, G. W., Clarke, R. T., Kim, K. G., Munguira, M. L. & Hochberg, M. E. (1997): Field evidence and model predictions of butterfly-mediated apparent competition between Gentian plants and Red ants. – *Acta Oecol.* **18**: 671–684.
- Thomas, J. A., Elmes, G. W., Wardlaw, J. C. & Woyciechowski, M. (1989): Host specificity among *Maculinea* butterflies in *Myrmica* ant nests. – *Oecologia* **79**: 452–457.
- Thomas, J. A. & Settele, J. (2004): Butterfly mimics of ants. – *Nature* **432**: 283–284.
- Varga, Z., Peregovits, L. & Varga-Sipos, J. (2005): Assemblages of butterflies and burnets in *Maculinea* habitats of Hungary. – In: Settele, J., Kühn, E. & Thomas, J. A. (szerk.): *Studies on the ecology and conservation of butterflies in Europe. Vol. 2.: Species ecology along a European gradient: Maculinea butterflies as a model.* Pensoft, Sofia, pp. 32–44.
- Vos, W. & Meekes, H. (1999): Trends in European cultural landscape development: perspectives for a sustainable future. – *Landscape Urban Plan.* **46**: 3–14.
- Wynhoff, I. (1998): The recent distribution of the European *Maculinea* species. – *J. Insect Conserv.* **2**: 15–27.

Effects of mowing on populations of the scarce large blue butterfly (*Maculinea teleius*) in SW Hungary

Ádám Körösi¹, István Szentirmai², Noémi Örvössy³, Szilvia Kövér⁴, Péter Batáry⁵ and László Peregovits³

¹*Hungarian Academy of Sciences–Hungarian Natural History Museum, Animal Ecology Research Group*

H–1083 Budapest, Ludovika tér 2.

²*Őrség National Park Directorate*

H–9941 Óriszentpéter, Siskaszer 26/A

³*Hungarian Natural History Museum, Department of Zoology*

H–1088 Budapest, Baross u. 13.

⁴*Szent István University, Institute of Biology*

H–1077 Rottenbiller u. 50.

⁵*Georg-August University, Agroecology*

D–37073 Göttingen, Waldweg 26, Germany

Abstract: *Maculinea* species are widely known of their obligate myrmecophilous life history and they enjoy special attention in nature conservation in Europe. Therefore, much more effort should be made in order to maintain their habitats in Hungary. We started a long-term habitat management experiment in SW Hungary in the Őrség National Park in 2007 to provide a scientific background for the maintenance of the scarce large blue's habitats. To study the effects of mowing, we designated four stripes of different mowing regimes on each of the four meadows along the Szentgyörgyvölgyi stream. The four types were mown in May, in September, in May and in September, and there was an unmown control. Within the stripes, adjacent quadrates were designated and the abundance of both the butterflies and the food plant (*Sanguisorba officinalis*) and the frequency of host ants (*Myrmica* spp.) were surveyed in the flight period. Despite the differences between meadows in the management history and vegetation structure, we found similar effects of mowing: the abundance of the butterfly and the food plant were higher in the more intensively mown parts, while host ant frequency was higher in the less intensively mown areas. The latter areas may thus serve as refuges for ant colonies and their maintenance is essential for the persistence of the butterfly. Our results emphasize that a mosaic-like mowing scheme is essential for the survival of *Maculinea* butterflies and is probably important for many other species living in the same habitats.

Keywords: biodiversity, foodplant, grassland management, mowing, myrmecophily, *Myrmica*, social parasitism, host ant

Méhek fajszámának és abundanciájának eloszlása három különböző mezőgazdasági kultúra szegélyében

Pálfy Anna¹, Báldi András² és Kovács Anikó³

¹Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar, Biológiai Intézet, Ökológia Tanszék,

1077 Budapest, Rottenbiller u.50. E-mail: fynna@freemail.hu

²Magyar Tudományos Akadémia és Magyar Természettudományi Múzeum, Állatökológiai Kutatócsoport, 1083 Budapest, Ludovika tér 2.

³Szent István Egyetem, Környezettudományi Doktori Iskola, 2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.

Összefoglaló: A pollináció az egyik alapvető ökoszisztéma szolgáltatás, kultúrnövényeink 84%-nak megporzása állati pollinátoroktól függ. A méhek (Apidae) Európában a legfontosabb beporzók. A jelenleg kialakuló "pollinációs krízisnek" (a pollinátorok számában jelentkező csökkenésnek), a tájszintű változások is lehetnek a tényezői, például a fragmentáció és a szegélyhatás. Kutatásunk tárgya ezért az volt, hogy a különféle agrárterületeken a szegélytől való távolság hogyan befolyásolja a méhek abundanciáját és fajszámát, illetve milyen különbségek vannak az egyes kultúrák között. Munkánkat a Hevesi-sík Érzékeny Természeti Területen folytattuk 2008 májusában. Három területtípusra helyeztünk ki karóra erősített sárgavödör csapdákat: őszi búzatáblára, egy éves ugarra, és gyepre. A csapdák a szegélytől egyre növekvő távolságokra (0, 5, 10, 25, 50 és 100 méterre) voltak, a vegetáció fölött. A vödörket hetente kétszer ürítettük három héten át. Összesen 1102 egyedet fogtunk, melyek 52 fajba tartoztak. Gyepekben tapasztaltuk a legnagyobb faj- és egyedszámot. A legalacsonyabb fajszám a búzában, a legalacsonyabb egyedszám az ugar területeken volt. A varianciaelemzés szignifikáns különbséget mutatott ki az egyes kultúrák között faj- és egyedszám tekintetében. A Tukey-teszt fajszám esetén a búza és ugar, egyedszám esetén a gyeper és búza értékek között mutatott szignifikáns különbséget. A szegélyhatás az egyes kultúrákban eltérő volt.

Kulcsszavak: *Apidae*, búza, gyeper, pollináció, szegélyhatás, tájszerkezet, ugar

Bevezetés

A méhek a legfontosabb beporzók közé tartoznak (Kremen *et al.* 2002, Steffan-Dewenter & Tscharntke 1999). Európában és Észak-Amerikában számuk jelentősen csökkent az utóbbi évtizedekben (Biesmeijer *et al.* 2007, Buchmann & Nabhan 1996, Westrich 1996, Williams 1982). Ennek egyik oka, hogy az intenzív gazdálkodás következtében, a mezőgazdasági területeket fokozottan vegyszereztek, a tájszerkezet átalakult és így táplálékul szolgáló kulcsfajaik is visszaszorultak, különösen a Fabaceae és Lamiaceae családból (Carvell *et al.* 2001).

A méhek diverzitását és abundanciáját veszélyeztető, a mezőgazdasági termelésből fakadó negatív hatások mérséklésére az agrár-környezetvédelmi programok főként Nyugat-Európában több megoldási lehetőséget is kínálnak (Pywell *et al.* 2006). Az egyik célprogramban pár méteres szegélyeket kell kivonni az intenzíven művelt területekből, és engedni e területeken a természetes vegetációt, így a táplálékul szolgáló gyomfajok növekedését (Carvell *et al.* 2004, Pywell *et al.* 2005a). A felmerülő anyagi veszteségeket a program nyújtotta kompenzációs támogatások fedezik. Egy másik eljárás az intenzíven művelt területek között virágos foltok létesítése egy bizonyos vadvirág-magkeverékkel. Ez elősegítheti a méhek számának növekedését, a megfelelő táplálék mennyiség és minőség biztosításával (Bäckman & Tianien 2005, Pywell *et al.* 2005a). Ám hátráltató tényezőként hat, hogy a keverék költséges, valamint sok faj számára nehéz biztosítani és fenntartani egy termékeny, előzőleg mezőgazdasági művelés alá vont földet (Pywell *et al.* 2003). Az Egyesült Királyságban az agrár-környezetvédelmi program keretében az utóbbi eljárást választották, s így elérték a poszméhek fajszámának növekedését (Pywell *et al.* 2006).

Egy vizsgálat szerint, a jó minőségű (sok virágot tartalmazó) féltermészetes élőhelyektől a méhek, csak igen kis mértékben (<150m) távolodnak el (Kohler *et al.* 2008). Terjedési távolságuk azonban eleve korlátozott. A fészektől való eltávolodás mértéke szorosan összefügg a testmérettel (Greenleaf *et al.* 2007). A szegélyek száma, minősége, elhelyezkedése a tájban kiemelkedő fontosságú a méhek életében (Croxtton *et al.* 2002). Szegélyhatás vizsgálatok száma azonban méhek tekintetében mind külföldön, mind hazánkban elenyésző.

Vizsgálatunkban épp ezért méhek abundanciáját és fajszámát vizsgáltuk, búza, egy éves ugar, és gyepterületek szegélyében. Arra kerestük a választ, hogy az egyes mezőgazdasági területeken, különböző kultúrákban a szegélytől egyre távolodva, hogyan alakul a méhek faj- és egyedszáma,

és hogy az egyes tájszerkezeti elemek minősége ezt milyen mértékben befolyásolja. Hipotéziseink szerint (1) a gyepek és ugar területeken több faj és nagyobb egyedszámban fordul elő, mint a búzában, mivel a gyepek és ugar területek virágos növényekben jóval gazdagabbak. (2) A szegélyhatás a különböző kultúrákban eltérő. (3) A területek belseje felé haladva csökken a fajszám, a szegélyterületeken nagyobb lesz a diverzitás (Rand *et al.* 2006). (4) A mintavételi helyeken levő virágok mennyisége befolyásolja a méhek faj- és egyedszámát.

Módszerek

A vizsgálat helyszíne

Munkánkat a Hevesi-sík Érzékeny Természeti Területen végeztük, Poroszló és Besenyőtelek között. A térség jellegzetes agrártáj, nagyméretű mezőgazdasági művelés alá vont területekkel és kevés fasorral. Hat őszi-búza, öt gyepek és öt egyéves ugar területet választottunk, melyek mind tíz hektárnál nagyobb méretűek voltak (1. függelék, 2. függelék, 3. függelék az Online Függelékben). Az őszi-búza területek extenzív kezelést (90 kg N/ha/év) kaptak, az ugarok pedig háromkomponensű magkeverékkel voltak bevetve, melyek egy pillangós és két fűféle magját tartalmazták.

Mintavétel

Területeinkre 1 literes sárgavödör csapdákat helyeztünk, melyek sárgaszínű virágkaspók voltak, vízzel és egy csepp folyékony szappannal töltve. A szappan detergensként szolgált, csökkentette a felületi feszültséget, és ezáltal hatékonyabb mintavételezést tett lehetővé. A csapdákat másfél méter magas karókra helyeztük 20 cm-rel a növényzet fölé, és a vegetáció növekedésével a sárgavödöröket is magasabbra emeltük. A csapdák (összesen 96 db) a szegélytől egyre növekvő távolságra helyezkedtek el: 0, 5, 10, 25, 50 és 100 méterre. A vödöröket hetente kétszer ürítettük, és a vizet cseréltük. A csapdák körül, két alkalommal, egy méteres sugárban virágborítottság becslést végeztünk, 1-től 5-ig terjedő arányskála szerint. 1-es számot a látszólag virágmentes területek kaptak, míg 5-öst a virágban gazdagok. A munka 2008. május 1-jétől 19-ig tartott.

A befogott méheket (*Apidae*) Józán Zsolt határozta meg, a begyűjtött anyag a Magyar Természettudományi Múzeumban kerül elhelyezésre.

Statisztikai elemzés

Az egyes kultúrák és a szegélytől való távolságok közötti esetleges fajszám és abundancia különbségek tesztelésére elsőként varianciaelemzést (ANOVA) végeztünk stats programcsomaggal. Az egyes területek és a területeken belüli távolságok páronkénti összehasonlítására post hoc Tukey-tesztet használtunk. A normalitás tesztelésére QQ-ábrát (quantile-quantile plot) és Shapiro-Wilk-tesztet alkalmaztunk (Sokal & Rohlf 1981). Ez alapján szükséges volt az egyedszám értékeknél 10-es alapú logaritmus transzformációt végezni, hogy teljesüljön a normalitásra vonatkozó feltétel. A varianciák homogenitását Bartlett-teszttel vizsgáltuk. Az egyes kultúrákban mind a faj, mind az egyedszám esetében a távolsággal való kapcsolatot Pearson-korrelációval is megvizsgáltuk.

A különböző kultúrák, távolságok és a virágborítottság hatásának együttes vizsgálatára általános lineáris kevert modelleket alkalmaztunk, az nlme programcsomagot használva (version 3.1, Pinheiro *et al.* 2007). Függő változóként kezeltük a faj- és egyedszám adatokat, magyarázó változó a kultúrára volt. A területváltozót random faktorként vontuk be a csapdák mintavételi elrendezéséből adódó nem teljes függetlenségének figyelembevételére.

Az elemzéseket R 2.6.2. statisztikai programcsomaggal (R Development Core Team 2006) végeztük.

Eredmények

Összesen 1102 db méh (*Apidae*) egyedet fogtunk, melyek 51 fajhoz (4. függelék az Online Függelékben) tartoztak. A három leggyakrabban előforduló faj az *Andrena flavipes* (Panzer, 1799) (54%), *Lasioglossum pauxillum* (Schenck, 1853) (10%) és *Lasioglossum xanthopum* (Kirby, 1802) (7%) voltak.

Varianciaelemzést végezve mind a fajszámok, mind az egyedszámok esetében szignifikáns különbséget mutattunk ki a kultúrák között. A távolságok között nem volt szignifikáns különbség faj- és egyedszám tekintetében sem (1. táblázat, 1. ábra).

A Tukey-teszt alkalmazásakor az egyes kultúrák fajszám értékeit összehasonlítva a gyeper és ugar ($df=2$, $p=0,021$) területek között volt szignifikáns különbség. Az egyedszám értékeket összehasonlítva a búza és gyeper területek között találtunk szignifikáns eltérést ($df=2$, $p=0,021$).

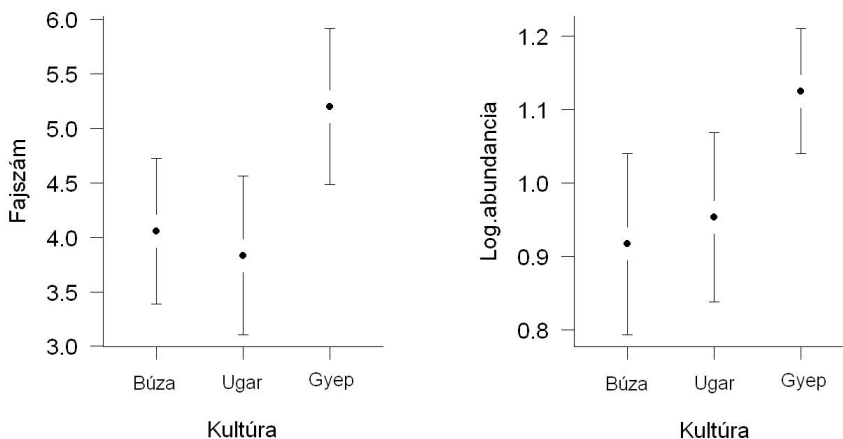
A szegélyhatás területenként nagyon eltérő trendet mutatott (2. ábra). Pearson-korreláció alapján, gyepeken az egyedszám negatívan korrelált

1. táblázat. A Hevesi-sík ÉTT-n 2008-ban végzett felmérés varianciaelemzése, ahol búza, egyéves ugar és gyep területek (Kultúra) szegélyében vizsgáltuk a méhek fajszámát és egyedszámát, 0 és 100 méter között (Távolság). A szignifikáns p értékek félkövérek.

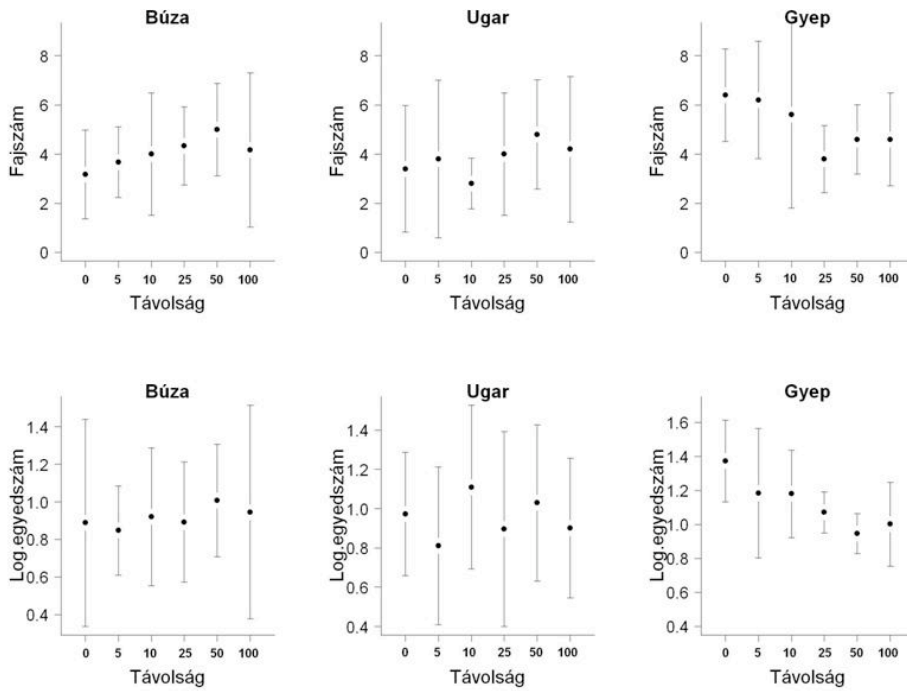
| | KULTÚRA (DF=2) | | TÁVOLSÁG (DF=5) | |
|------------|----------------|--------------|-----------------|-------|
| | F | P | F | P |
| FAJSZÁM | 4,322 | 0,016 | 0,289 | 0,918 |
| ABUNDANCIA | 4,058 | 0,021 | 0,498 | 0,777 |

a távolsággal ($r=-0,467$, $p=0,009$), máshol (búza, ugar, illetve fajszámok) nem volt szignifikáns korreláció ($p>0,1$ minden esetben).

Általános lineáris kevert modellekkel a távolság hatását a kultúrákon külön-külön vizsgálva, a gyep területeken egyedszám tekintetében kaptunk szignifikáns eltérést ($F=4,476$, $p=0,007$), a másik két kultúra esetében nem volt szignifikáns különbség, fajszám értékeknél egyik kultúra esetében sem kaptunk szignifikáns eltérést. A virágborítottság hatását vizsgálva sem a faj-, sem az egyedszám értékeknél nem kaptunk szignifikáns különbséget.



1. ábra. A Hevesi-sík ÉTT-n 2008-ban végzett felmérésben a méhek faj- és egyedszám alakulása (átlagok és 95%-os konfidencia-intervallumok) búza, egy éves ugar és gyepterületeken



2. ábra. A Hevesi-sík ÉTT-n 2008-ban végzett felmérésben a méhek fajszámának és egyedszámának alakulása (átlagok és 95%-os konfidencia-intervallumok) búza, egy éves ugar és gyep területeken a szegélytől 0, 5, 10, 25, 50 és 100 méterre

Értékelés

Vizsgálatunkban arra voltunk kíváncsiak, hogyan alakul a méhek faj- és egyedszáma gyep, ugar és búzaföldeken a szegélytől távolodva, és hogy van-e az egyes kultúrák között különbség.

Eredményeinkből látható, hogy az egyes mezőgazdasági területek közt, mind faj-, mind egyedszám tekintetében különbség mutatható ki. A szegélyhatás is eltérő trendeket mutat az egyes kultúrákon. A virágborítottság, mely az irodalom alapján befolyásolja a méhek jelenlétét és abundanciáját (Kleijn & Langevelde 2006, Kohler *et al.* 2008, Sárospataki *et al.* 2009), a mi esetünkben nem volt szignifikáns hatású. Ennek egy lehetséges oka, hogy az általunk becsült „virággazdagsági” kategóriák nem voltak elég érzékenyek egy jóval nagyobb erőforrást igénylő növényfaj szintű borítás fel-

méréséhez képest. Másik magyarázat lehet, hogy az eltérő területek között csak kis variabilitást mutattak a virágborítottsági becsléseink, mivel a területek kétharmadán (búza és ugar) a virágborítottságot mesterséges kezelés alakította ki, ami homogén virágtakarót eredményezett.

A búzában tapasztaltuk a legalacsonyabb egyedszámot. Korábbi tanulmányok megerősítették, hogy ez valószínűleg a táplálékul szolgáló virágok csekély mennyiségének eredménye (Pywell *et al.* 2005a). Ezen összefüggés nemcsak méheknél tapasztalható, hanem más nektárt fogyasztó gerincteleneknél is, mint például a lepkéknél (Pywell *et al.* 2004).

Meglepő, hogy a virágokban gazdag ugaron tapasztaltuk a legalacsonyabb fajszaómot. Ennek lehetséges oka, hogy e területek rendelkeztek a legnagyobb virágborítottsággal, így sárgavödör csapdáink kevésbé lehettek attraktívák, mint egy virágszegény élőhelyen.

Gyepekben tapasztaltuk a legnagyobb faj- és egyedszámot. Más régiókban kapott eredményeket így mi is alátámasztottuk, hiszen már többen igazolták, hogy a féltermészetes élőhelyek fenntartása a legtöbb élőlény számára kulcsfontosságú (Öckinger & Smith 2007). A zombékos, magasfüvű gyepök biztosítják a legjobb minőségű élőhelyet azon élőlények számára, melyek igénylik a sűrű és védett vegetációt, mint például az áttelelő méhfélék, pókok, kismélsők és madarak (Kells & Goulson 2003, Marshall & Moonen 2002, Pywell *et al.* 2005b, Svensson *et al.* 2000).

Eredményeinkből kitűnik, hogy a méhközösségek fennmaradásához elengedhetetlenek a jó minőségű, féltermészetes élőhelyek. Az agrár-környezetvédelmi programokban is ezen élőhelyek megőrzését és fenntartását kell célul kitűzni. Az is nyilvánvalóvá vált, hogy a szegélyhatás nagymértékben függ a kultúra minőségétől, tehát nem csak az egyes tájszerkezeti elemeknek (például a kultúrának), hanem az ezeket összekötő szegélyek minőségének is nagy a jelentősége. A gyepekben tapasztalt mintegy 10 méterig terjedő fajgazdagság, és magas egyedszám a keskeny (kb. 20 méteres) gyepsávok, gyepes árkok, útszegélyek megfelelő kezelésének a fontosságára is felhívja a figyelmet. Ezekben az élőhelyeken ugyanis gazdag méh közösség alakulhat ki, ha természetközeli állapotú a gyep.

A jó minőségű szegélyektől a méhek csak kis mértékben távolodtak el, feltehetőleg azért, mert e szegélyek biztosítják a megfelelő minőségű és mennyiségű táplálékot, és ideális élőhelyül szolgálnak. A hevesi agrár-környezetvédelmi programnak tehát a féltermészetes gyepök fennmaradását, illetve a gyepsávok megfelelő kezelését kell biztosítani a méhek szempontjából. Remélhetőleg e tanulmányt még több követi, és hatásukra egyre többen választják majd a környezetbarát gazdálkodási gyakorlatot.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság engedélyét, valamint Tóth Lászlónak, hogy oly sokszor segítette munkánkat. Emellett köszönjük a gazdáknak, hogy engedélyezték a földjükön való munkát, Józán Zsoltnak a méhek határozását, és Sárospataki Miklósnak a szakmai tanácsokat. Továbbá köszönet mindazoknak, akik bármilyen módon hozzájárultak a munkánkhoz.

Irodalomjegyzék

- Bäckman J.-P.C. & Tiainen J. (2005): Habitat quality of field margins in a Finnish farmland area for bumblebees (*Hymenoptera: Bombus and Psithyrus*). – *Agr. Ecosyst. Environ.* **89**: 53–68.
- Biesmeijer J. C., Roberts S. P. M., Reemer M., Ohlemüller R., Edwards M., Peeters T., Schaffers A. P., Potts S. G., Kleukers R., Thomas C. D., Settele J., Kunin W. E. (2006): Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. – *Science* **313**: 351–354.
- Buchmann S. L., Nabhan G. P. (1996): *The Forgotten Pollinators*. – Island Press, Washington DC.
- Carvell C., Meek W. R., Pywell R. F., Nowakowski M. (2004): The response of foraging bumblebees to successional change in newly created arable field margins. – *Biol. Conserv.* **118**: 327–339.
- Carvell C., Pywell R. F., Smart S., Roy D. (2001): *Restoration and management of bumblebee habitat on arable farmland: literature review. Report for the Department for Environment, Food and Rural Affairs (BD1617)*. – Centre for Ecology and Hydrology, Huntingdon.
- Croxtton P. J., Carvell C., Mountford J. O., Sparks T. H. (2002): A comparison of green lanes and field margins as bumblebee habitat in arable landscape. – *Biol. Conserv.* **107**: 365–374.
- Greenleaf S. S., Williams N. M., Winfree R., Kremen C. (2007): Bee foraging ranges and their relationship to body size, – *Oecologia* **153**: 589–596, (doi:10.1007/s00442-007-0752-9)
- Kells A. R., Goulson D. (2003): Preferred nesting sites of bumblebee queens (*Hymenoptera: Apidae*) in agroecosystems in the UK. – *Biol. Conserv.* **109**: 165–174.
- Kohler F., Verhulst J., Roel van Klink, Kleijn D. (2008): At what spatial scale do high-quality habitats enhance the diversity of forbs and pollinators

- in intensively farmed landscapes? – *J. Appl. Ecol.* **45**: 000–000, (doi: 10.1111/j.1365-2664.2007.01394.x)
- Kremen C., Williams N. M., Thorp R. W. (2002): Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification, – *PNAS* **99**: 26
- Marshall E. J. P., Moonen A. C. (2002): Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **89**: 5–21.
- Öckinger E. & Smith H. G. (2007): Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. – *J. Appl. Ecol.* **44**: 50–59. (doi:10.1111/j.1365-2664.2006.01250.x)
- Pinheiro, J. Bates D., DebRoy S. & Deepayan S. (2007): The nlme package: linear and nonlinear mixed effects models. URL: <http://cran.r-project.org/src/contrib/Descriptions/nlme.html>
- Pywell R. F., Bullock J. M., Roy D. B., Warman E. A., Rothery P. (2003): Plant traits as predictors of performance in ecological restoration schemes. – *J. Appl. Ecol.* **40**: 65–77.
- Pywell R. F., Warman E. A., Sparks T. H., Greatorex-Davis J. N., Walker K. J., Meek W. R., Carvell C., Petit S., Firbank L. G. (2004): Assessing habitat quality for butterflies on intensively managed arable farmland. – *Biol. Conserv.* **118**: 313–325.
- Pywell R. F., Warman, E. A., Carvell, C., Sparks, T. H., Dicks, L. V., Bennet, D., Wright A., Critchley C. N. R., Sherwood A. (2005a): Providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. – *Biol. Conserv.* **121**: 479–494.
- Pywell R. F., James L. K., Herbert I., Meek W. R., Carvell C., Bell D., Sparks T. H. (2005b): Determinants of overwintering habitat quality for beetles and spiders on arable farmland. – *Biol. Conserv.* **123**: 79–90.
- Pywell R. F., Warman, E. A., Hulmes L., Hulmes S., Nuttall P., Sparks T. H., Critchley C. N. R., Sherwood A. (2006): Effectiveness of new agri-environment schemes in providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. – *Biol. Conserv.* **129**: 192–206.
- R Development Core Team 2006. R: a language and environment for statistical computing. Foundation for Statistical Computing, Vienna. URL: <http://www.R-project.org>
- Rand T. A., Tylianakis J. M., Tscharrntke T. (2006): Spillover edge effects: the dispersal of agriculturally subsidized insect natural enemies into adjacent natural habitats. – *Ecol. Letters* **9**: 603–614.
- Sárosataki, M., Báldi, A., Batáry, P., Józán, Z., Erdős, S. Rédei, T. 2009. Factors affecting the structure of bee assemblages in extensively and

- intensively grazed grasslands in Hungary. – *Community Ecology*, in press.
- Steffan-Dewenter I., Tschardt T. (1999): Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set, – *Oecologia* **121**: 432–440
- Svensson B., Lagerlo F. J., Svensson, Bo.G. (2000): Habitat preferences of nest-seeking bumble bees (*Hymenoptera: Apidae*) in an agricultural landscape. – *Agr. Ecosyst. Environ.* **77**: 247–255.
- Westrich P. (1996): The problems of partial habitats. – In: Matheson A., Buchmann S. L., O’Toole C., Westrich P., Williams I. H. (szerk.): *The Conservation of Bees*, Linnean Society Symposium Series, Academic Press
- Williams P. H. (1982): The distribution and decline of British bumblebees (*Bombus Latr.*). – *J. Apicult. Res.* **21**: 236–245.

Függelék:

A cikkhez tartozó Online Függelékek a folyóirat honlapján találhatóak (<http://www.mbtktv.mtesz.hu/ofuggelek.html>).

Függelék 1: Egy jellegzetes búza transzekt

Függelék 2: Egy jellegzetes ugar transzekt

Függelék 3: Egy jellegzetes gyep transzekt

Függelék 4: A Hevesi-sík ÉTT-n 2008 májusában előkerült fajok listája

Species richness and abundance of bees in the edge of three different agricultural fields

Anna Pálffy¹, András Báldi² and Anikó Kovács³

¹*Szent István University, Faculty of Veterinary Science, Institute for Biology, 1077 Budapest, Rottenbiller u.50.*

²*Hungarian Natural History Museum and Hungarian Academy of Sciences, Animal Ecology Research Group 1083 Budapest, Ludovika tér 2.*

³*Szent István University, PhD School of Environmental Sciences, 2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.*

Abstract: Pollination is a basic form of ecosystem services. Eighty-four percent of the pollination of cultivated plants, and one third of the agricultural production

depends on pollination. Bees (*Apidae*) are the most important pollinators in Europe. The structural changes in landscape, such as fragmentation and edge effect are partly responsible for the current pollination crisis (i.e.: the reduction of the number of pollinators, primarily bees). Therefore, the aim of our research was to study how the distance from the edge affects the abundance and species richness of bees (*Apidae*), and what are the differences between the agricultural areas. Our research was done on the Heves plane ESA, in May of 2008. We placed yellow water pans on three types of agricultural cultures: six autumn-sown wheat fields, five set-asides and five grasslands. The traps were placed on increased distances from the edge (0, 5, 10, 25, 50, 100 meters), above the vegetation. The pans were emptied twice a week for three weeks. All together 1102 individuals of 52 species were found. Analyses of variance (ANOVA), Tukey-test, and general linear mixed models were used for statistic analysis. Analyses of variance showed significant differences in terms of species richness and abundance between the cultures. The Tukey-test showed significant differences in case of species richness between wheat fields and set-asides, and in case of abundance between grasslands and wheat fields. The edge-effect varied among the different cultures. Using general linear models, significant differences were found in the number of individuals in the different distance values of grasslands. Our results indicate that not only the quality of the different elements of landscape structures has great significance on bees, but the quality of the edges connecting them. Our study confirms the importance of the detailed landscape-level analysis in case of bees.

Keywords: *Apidae*, autumn wheat, edge-effect, grassland, pollination, set-aside, structure of landscape

Élőhely-szegélyek fészekaljpredációra gyakorolt hatásának vizsgálata a Hevesi–sík Érzékeny Természeti Területen

Lerner Zita¹, Kovács Anikó² és Báldi András³

¹*SZIE Állatorvos–tudományi Kar, Biológiai Intézet,
1077, Budapest, Rottenbiller u. 50. E-mail: lerner.zita@gmail.com*

²*SZIE Környezettudományi Doktori Iskola, Gödöllő,
2103, Gödöllő, Páter K. u. 1.*

³*MTA–MTM Állatökológiai Kutatócsoport
1083 Budapest Ludovika tér 2.*

Összefoglaló: Az intenzív mezőgazdasági művelés egyik következményeként a tájszerkezet átalakul, az élőhelyek feldarabolódnak. A zavarástól mentes területek beszűkülnek, és a fragmentáció eredményeként egyre több élőhely-szegély alakul ki, amelyek nagymértékben növelik a fészekaljpredációt.

Vizsgálatunkat 2008 májusában végeztük a Hevesi-sík Érzékeny Természeti Területen (ÉTT), azzal a céllal, hogy összehasonlítsuk eltérő mezőgazdasági kultúrákban elhelyezett műfészkek predációját, valamint vizsgáljuk a szegélytől való távolság hatását a fészekaljpredációra. A kultúra típusán és a szegélytől való távolságon kívül a növényzet magasságának és borításának esetleges hatásait is vizsgáltuk. A 180 kihelyezett fészekből 82 volt predált. Általánosított lineáris kevert (binomiális) modellek alapján a szegélyben elhelyezett fészkek predációja (67% pusztult el) szignifikánsan nagyobb volt, mint a területek belsejében, 100 méterre a szegélytől (28%). A legnagyobb mértékű predáció a búzában volt, míg legkisebb az ugaron. A növényzet átlagborítása és átlagmagassága egyaránt szignifikánsan nagyobb volt az épen maradt fészkeknél. Az eredmények arra utalnak, hogy mind a táj-, mind a vegetációszerkezetnek hatása van a fészekaljpredációra mezőgazdasági területeken is.

Kulcsszavak: búza, élőhely-fragmentáció, gyep, mesterséges fészkek, ugar, vegetációs-szerkezet

Bevezetés

Az agrár-intenzifikáció következtében Európában az elmúlt 40 évben sok fajnak csökkent az elterjedése és populációmérete, emellett a természetes,

vagy természetközeli élőhelyek leromlottak és fragmentálódtak (Heer *et al.* 2005). Az ökológiai rendszerek szerkezete, működése károsodott, a szántóföldi művelés kiterjesztése a vadon élő fajok életterének beszűkülését, szélsőséges esetekben a megszűnését eredményezte (Horváth & Szitár 2007, Tilman *et al.* 2001).

Mivel Magyarország kétharmad része mezőgazdasági terület, ezért a biodiverzitás megőrzése nagyban függ az agrárterületeken zajló folyamatoktól. Az élőhelyek nagy részét azonban nem a közvetlen megsemmisülés fenyegeti. A természeti értékek veszélyeztetése gyakran az élőhelyfragmentáció révén alakul ki. A kettéválasztott területrészek kerülete területükhöz képest megnő, a „zavartalan” belső részek területe pedig csökken (Standovár & Primack 2001).

A mozaikos területek kedvezhetnek a változatos növény- és állatvilágnak (Benton *et al.* 2003). Herzon és munkatársai (2007) szerint a madarak fajszáma és denzitása pozitív kapcsolatot mutat a táj heterogenitásával, amely változatosabb vegetációt eredményezett. Az azonban lényeges, hogy milyen az adott terület minősége. Nagy kiterjedésű, intenzív mezőgazdasági területeken a heterogenitás növelése, például fasorokkal és sövényekkel kedvező lehet a biodiverzitás számára, ugyanakkor extenzív, természetközeli területeken, például legelőkön kedvezőtlen.

Az Európai Unió (EU) agrártájainak 20 %-a részt vesz valamilyen agrárkörnyezetvédelmi programban, hogy ellensúlyozzák az intenzív mezőgazdasági művelés negatív hatását. Sajnos az eddigi felmérések alapján nincs egyértelműen pozitív hatása a növény- és állatfajok diverzitását tekintve (Kleijn *et al.* 2001, 2006). Magyarország természeti adottságai azonban lényegesen eltérnek a nyugat-európaiaktól, nagyobb az extenzív művelésű területek aránya (Gregory *et al.* 2005). Talán emiatt a mezőgazdasághoz kötődő madaraink állománya állandó (Báldi & Szép 2009, Szép & Nagy 2006). Azonban az EU-csatlakozás óta a magyar mezőgazdaság is átalakulóban van, ezért fontos, hogy az olyan európai viszonylatban fajgazdag területeket, mint Magyarország érzékeny természeti területeit fokozott figyelemmel kísérjük, és megakadályozzuk az EU régi tagállamaihoz hasonló helyzet kialakulását (Donald *et al.* 2002).

A madarakat évek óta széles körben monitorozzák, mivel nagyon érzékenyen reagálnak a környezet apróbb változásaira. A kutatók előszeretettel alkalmazzák őket, indikátorként (Báldi *et al.* 1997). A madarak jelenlétének detektálásán túl azonban fontos hangsúlyt fektetni a költési siker és az azt befolyásoló tényezők közvetlen monitorozására is. A madarak túlélésének kulcstényezője a szaporodási siker, ami leginkább a fészekalj épségben

maradásától függ (Lahti 2001). A fészkaljpredáció és fészekparazitizmus együttesen az első számú okozói a fészkaljpusztulásnak, és mindkettőt befolyásolja a táj összetétele és struktúrája (Tewksbury *et al.* 2006), illetve a fészek láthatósága (Báldi 1999). A csökkenő területekkel párhuzamosan egyre több szegélyélőhely alakul ki, ami növeli a fészkaljpredációt. Egy áttekintő tanulmányban Batáry és Báldi (2004) kimutatták a szegélyek szignifikáns pozitív hatását a fészkaljpredációra. A cikk hangsúlyozza, hogy a mezőgazdasági területekre vonatkozóan kevés ilyen vizsgálat van, pedig az agrártájakban a predációs nyomás felmérése alapvetően fontos lenne, mivel számos madárfaj fészkel ezeken a nagykiterjedésű területeken.

Vizsgálatunkban arra a kérdésre keressük a választ, hogy van-e különbség eltérő mezőgazdasági kultúrákban a földön fészkelő madarak fészkeinek predációja között, és a szegélytől vett távolság befolyásolja-e a predációt. A megfelelő mintavételi elrendezés és kontrollált körülmények biztosítása érdekében műfészkeket alkalmaztunk. Feltételezzük, hogy a különböző zavarású kultúrákban eltérő lesz a szegélyhatás.

Módszerek

Vizsgálati helyszín

2002-ben a Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program keretein belül 11 modellterületen indult el az ÉTT program, közéjük tartozik a Hevesi-sík Érzékeny Természeti Terület is, ahol 2008-ban végeztük vizsgálatainkat. Poroszló környéki gyep, egyéves ugar és őszi vetésű búzatáblákban dolgoztunk. A megfelelő területek kiválasztásakor olyan földeket kerestünk, ahol a szegélyben fa- vagy bokorsor volt, amelyek ragadozók potenciális tartózkodási helyeül szolgálhatnak.

Műfészkek kihelyezése és ellenőrzése

A műfészkek, mint módszer használata vitatott. A fő probléma, hogy nem tudhatjuk, hogy a kapott fészkaljpredációs ráta mennyire közelít a valódihoz (Báldi 1999). Néhány összehasonlító vizsgálat alapján kiderült, hogy egyes esetekben a műfészkes, máskor a valódi fészkes kísérletekben tapasztaltak nagyobb predációt, azonban volt, ahol nem találtak különbséget (Major & Kendal 1996). A mi vizsgálatunkban azonban fontos volt, hogy ne zavarjunk fészkelő madarakat, megfelelő térbeli elrendezést tudjunk elérni, és a statisztikai vizsgálatok szempontjából a mintaelemszámnak is elég nagyoknak kellett lennie. Erre a műfészkek használata jelentett megoldást.

A területek szegélyében, illetve attól adott távolságban 10, 25, 50, 100 méterre helyeztük el a műfészkeket, egy-egy területen 4 transzektben. Összesen 9 területen, 36 transzektben, 180 fészket helyeztünk ki, melyek egy fürj- (*Coturnix japonica*) és egy gyurmatojást tartalmaztak. A gyurmatojás a ragadozók későbbi azonosítására szolgált, csőr- illetve fognyomaik alapján.

A transzektnek elejét (0 m) és végét (100 m) GPS-szel bemértük és egy kb. 0,5 cm átmérőjű, 70 cm magas fa pálcával megjelöltük. A pálca nem közvetlenül a tojások mellé került, hanem azoktól 1–1,5 méterre. Átmérője azért volt ilyen kicsi, hogy lehetőleg ne szolgálhasson ülőhelyül nagyobb madaraknak. A fészkeket egy kis talajmélyedésbe helyeztük, tőlük kicsit távolabb a növényzetet piros ragasztószalaggal megjelöltük. Ezután 1, majd 3 nappal előzetes ellenőrzést végeztünk, hogy megbecsülhessük a további ellenőrzések időpontját. Ezen ellenőrzések során nagyon alacsony (10% alatti) predációt tapasztaltunk, ezért a teljeskörű ellenőrzések a kihelyezés után 1, majd 2 héttel történtek.

Ellenőrzéseink alkalmával a műfészkekről feljegyeztük, hogy predáltak vagy épek voltak. Predáltak tekintettünk minden olyan fészket, ahol nem találtuk meg az egyik tojást, illetve amelyeket egyértelműen kifosztott valamilyen ragadozó. Amennyiben a tojás, vagy a gyurma sérült volt, fényképet készítettünk róla, és a gyurmatojásokat összegyűjtöttük.

Növényzeti magasság mérés és borításbecslés

Azért, hogy a szegélyhatás fészkealjpredációra gyakorolt hatása mellett más tényezőket is vizsgálhassunk, vegetáció felmérést készítettünk. Az érintett mezőgazdasági területeken, borításbecslést és magasságmérést végeztünk, a fészkek 50 cm-es körzetében összesen két alkalommal, az ellenőrzésekkel egy időben. A magasságmérésnél az adott terület szerkezeti homogenitását vettük figyelembe, tehát ha a mintavételi körön belül egységes volt a vegetáció magassága, azt jegyeztük fel, ha nem, akkor kettéválasztottuk (pl: 30%-a 55 cm-es, 70%-a 25 cm), ilyen esetekben súlyozott átlaggal számoltunk az elemzésekben.

Statisztikai elemzések

Adatainkat általánosított lineáris kevert modellekkel elemeztük. Mivel a függő változó bináris (predált/nem predált), ezért binomiális modellekkel dolgoztunk. Magyarázó változóként a szegélytől vett távolságot, a növényzeti magasságot és borítást építettük be a modellekbe előrehaladó lépésenkénti szelekcióval (forward stepwise), azaz a változók egyenként történő

tesztelését követően a szignifikáns hatásúakat egy közös modellbe vontuk össze. A műfészkek kihelyezéséből adódóan azok teljes függetlensége nem teljesült, ezért a terület, illetve transzekthatást random faktorként vettük figyelembe, egymásba ágyazott elrendezésben: terület/transzekt. A kultúrák közti különbség tesztelesekor az adott transzektben elpusztult fészkek számát (1–5) használtuk, mint faktoriális változót. Ebben az esetben általános lineáris modellt használtunk, a terület és transzekt változókat itt is random faktorként építettük a kevert modellbe. Elemzéseinket az R 2.6.1, illetve Tinn-R programokkal, a MASS, nlme és stats programcsomag segítségével készítettük. A grafikus elemzéséhez a gplots programcsomagot használtuk (Pinherio *et al.* 2007, R Development Core Team (2006)).

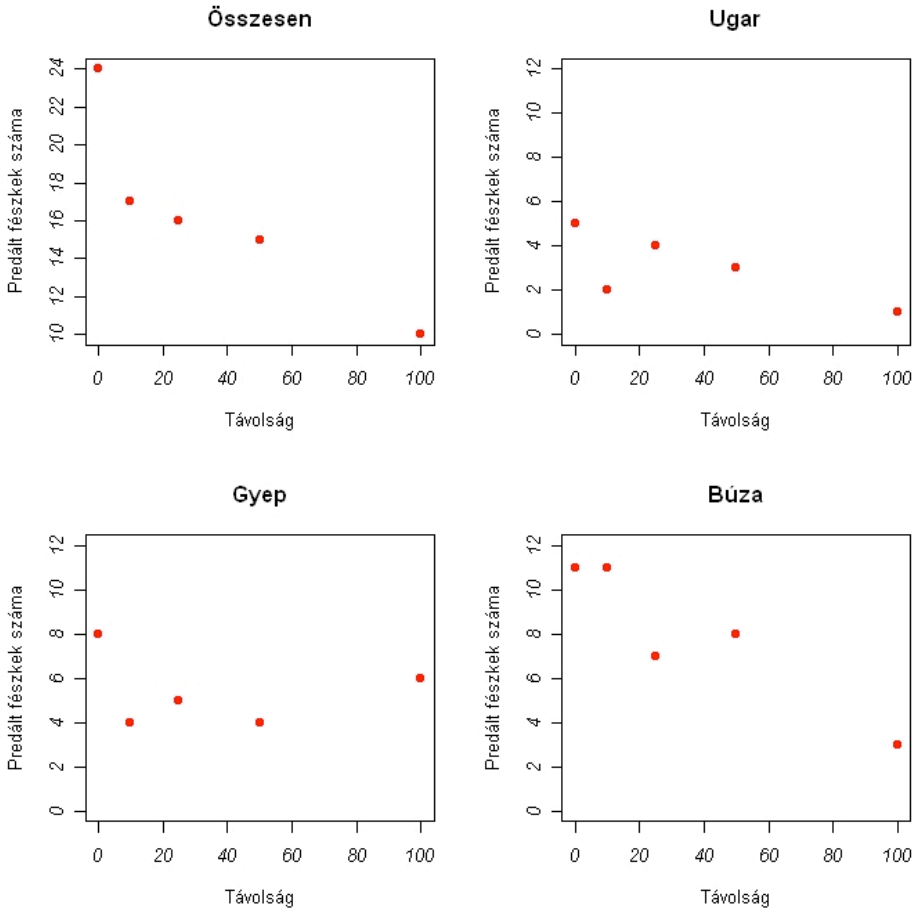
Eredmények

A 180 kihelyezett műfészkekből összesen 82 predálódott. A legtöbb fészket a szegélyben érintett a predáció, míg a legkevésbé a területek belsejében 100 méternél (2. ábra). Az elemzések alapján a predációra gyakorolt szegélyhatás szignifikánsnak bizonyult (1. táblázat). A három kultúra között is tapasztalható szignifikáns különbség (1. ábra), és a kezelésre jellemző zavarás hatása is megmutatkozik az eredményekben. A búzában a szegélyhatás 50 méternél is tapasztalható, míg a gyepeken inkább a szegélyre korlátozódik. A legnagyobb mértékű fészkekpusztulás a búzában volt (40 db), míg a legkisebb az ugarokon (1. ábra).

A növényzeti magasság átlagértéke a műfészkek 50 cm-es körzetében a búzaföldeken 58 cm, az ugarokon 48 cm, a gyepeken 41 cm volt. Mindhárom kultúrában a predált fészkeknél alacsonyabb átlagmagasságot kaptunk, mint az épen maradtaknál. Statisztikai elemzések a növényzeti magasság negatív szignifikáns hatását mutatták ki a predációra (1. táblázat).

A növényzeti borítás a búzában 86 %, az ugarokon 83 %, a gyepeken 90 % volt. Az elpusztult fészkeknél átlagosan 82 %, míg az épen maradtaknál 91 %. A borításnak is szignifikáns negatív hatását mutatta ki az elemzés (1. táblázat).

A predált gyurma- és fűrtőjások megvizsgálása után három kategóriába soroltuk a predátorokat: madár, kisémlős és nagyemlős. Összesen 72 predátorra utaló nyomot találtunk (gyurmán vagy fűrtőjáson), melyek nagy része madártól (37), kisebb része kisémlöstől (21) származott; nagyemlöstől csupán 14. A madárpredátorok dominanciája a búzában és a gyepeken jelentős, azonban az ugaron a kisémlősökével majdnem azonos számú volt.



2. ábra. A predált fészkek száma a szegélytől vett távolság (m) függvényében

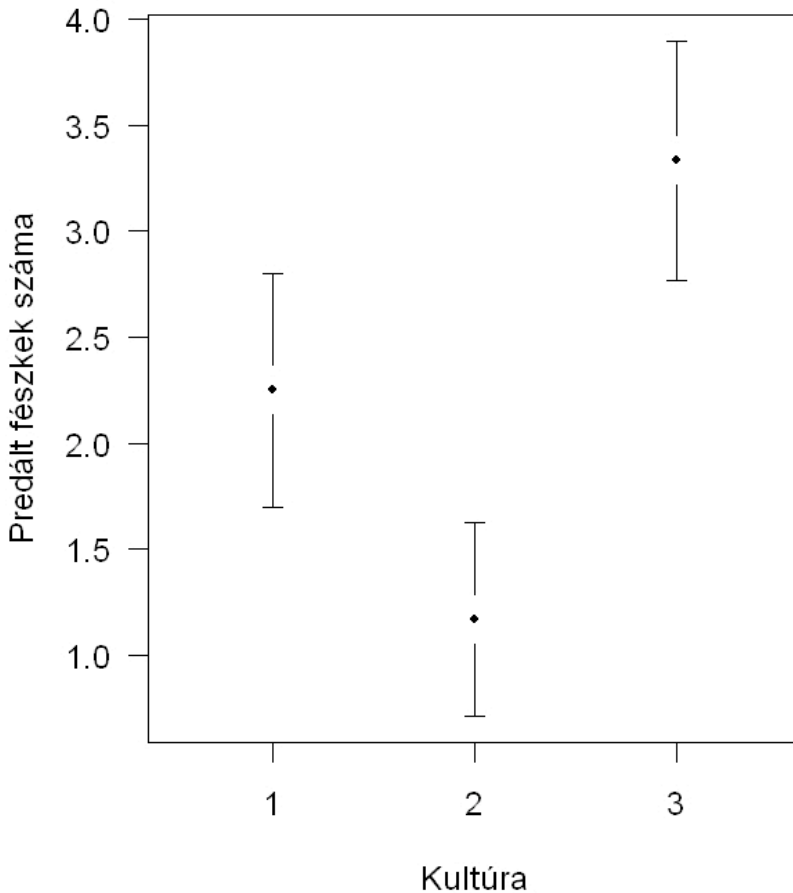
A gyurma- és valódi tojásokat külön-külön is vizsgáltuk, a gyurmában csőr- illetve fognyomokat találtunk, de nagyemlősét nem, ami arra utalhat, hogy valószínűleg elvitték, vagy megették a gyurmatojást is.

Értékelés

Vizsgálatunkban arra voltunk kíváncsiak, hogy különböző típusú mezőgazdasági területeken milyen mértékű a fészkaljpredáció, van-e és ha igen, akkor mennyire tér el a szegélyhatás a különböző kultúrákban. Vizsgálatunkat a Hevesi-sík Érzékeny Természeti Területen végeztük. A kísér-

1. táblázat. A fészekaljpredációra gyakorolt különböző magyarázó változók hatása általánosított lineáris modellek alapján. A „Kultúra” változó esetében variancia elemzés, a többinél t-próba volt a teszt statisztika.

| | F | t | p | df |
|---------------------|-------|------|--------|-----|
| Kultúra | 25,07 | | <0,001 | 22 |
| Szegélyhatás | | 3,42 | <0,001 | 135 |
| Növényzeti magasság | | 5,51 | <0,001 | 135 |
| Növényzeti borítás | | 2,73 | 0,007 | 135 |



1. ábra. Transzektenkénti fészekaljpredáció átlaga és szórása a különböző mezőgazdasági kultúrákban (1: gyep, 2: ugar, 3: búza)

letben műfészkeket helyeztünk ki transzsektek mentén a szegélytől különböző távolságban, gyepeken, egyéves ugarokon és búzatáblákon jelentkező fészkealjpredáció összehasonlítására.

A feltételezéseknek megfelelően (Batáry & Báldi, 2004) a legnagyobb mértékű predációt a szegélyekben tapasztaltuk: tesztelve az adatokat, szignifikáns szegélyhatást kaptunk. A kultúrák között is szignifikáns különbség mutatkozott és a vegetációs szerkezet hatása (növényzeti magasság és borítás) szintén szignifikánsnak bizonyult.

Több vizsgálatban igazolták már, hogy az élőhely–szegélyeknek hatása van a fészkealjpredációra. Lathi (2001) például 20 év fészkealjpredációs vizsgálatait hasonlította össze 1978-tól (amikor a szegélyhatás hipotézist bevezették) 1998-ig. 55 esetből 13-ban talált szignifikáns szegélyhatást. Vizsgálata során a szegélyek minőségét is figyelembe vette, ezek alapján azt találta, hogy például az agrárterületek és erdők szegélyének hatása több alkalommal eredményezett szignifikáns hatást, mint más szegélykombinációk esetében (Donovan *et al.* 1997, Temple & Cary 1988). Batáry és Báldi (2004) 64 szegélyhatás vizsgálat összehasonlítása alapján kimutatta, hogy a fészkealjpredáció nagyobb a szegélyekben, mint a belső élőhelyeken.

A tájszerkezetnek predációra gyakorolt hatását alátámasztja egy tanulmány Herzon *et al.* (2007), mely szerint az agrártájak madarainak fajszáma, és diverzitása függ a tájban megmaradt természetes élőhelyek arányától, és a táj struktúrájától. Az egyéves gabona-évelő gyepek kombinációja mutatkozott a legalkalmasabb élőhely kombinációnak a madarak számára. Ezek és a kapott eredményeink alapján úgy tűnik, nem véletlenül van különbség a különböző kultúrákban található fészkek predáltsága között. A búzában tapasztalt nagy fészkepusztulás, és a jelentős szegélyhatás mind magyarázható a zavarással. Ezek a területek nem kedvezőek a madaraknak, mint fészkelőhelyek, mivel jelentős emberi hatástól terheltek a gazdálkodás miatt, illetve homogén vegetációs szerkezetük nehezíti a fészkek elrejtését. Ezzel szemben az ugar területeken elhelyezett fészkek alacsony predáltsága, arra utal, hogy ezek az intenzív művelés alól kivett kultúrák megfelelő költőhelyül szolgálhatnak, feltehetően az évenkénti egyszeri művelés, illetve a magas és változatos növényzet, és a heterogén vegetációs szerkezet miatt.

Mindezek alapján elmondható, hogy mind a táj- mind a vegetációs szerkezetnek hatása van a fészkealjpredációra, és szükség van a féltermészetes élőhelyek, azaz a gyepek megőrzésére. Az ugar területeken tapasztalt alacsony predáció, alátámasztja az ugaroltatás hasznosságát is. Az agrárkörnyezetvédelmi program lehetőséget teremt, hogy az extenzív művelés miatt kiesett haszon egy részét visszakapják a gazdák, így támogatva a kör-

nyezetbarát művelés elterjedését. A program erősítése a régióban a gyepék fenntartása, illetve az ugarok létrehozása tekintetében kívánatos volna.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük a Bükki Nemzeti Park Igazgatóság engedélyét, valamint Tóth László sokrétű segítségét. Emellett köszönet illeti a tulajdonosokat, akik engedélyezték, hogy földjeiken végezhesük vizsgálatainkat. Köszönjük Erdős Saroltának a terepi munkában nyújtott segítségét.

Irodalomjegyzék

- Báldi A. (1999): A fészekaljpredáció jelentősége, valamint kísérletes vizsgálatának előnyei, hátrányai és módszertana. – *Ornis Hungarica*, **8-9**: 39–55.
- Báldi A., Moskát, & C. Szép T. (1997): *Nemzeti Biodiverzitás Monitorozórendszer IX. Madarak*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest p 89.
- Báldi, A. & Szép, T. (2009): A hazai állatvilág ökológiai állapota és jövője. – *Magyar Tudomány*, **1**: 58–61.
- Batáry P. & Báldi A. (2004): Evidence of an Edge Effect on Avian Nest Success. – *Conservation Biology*, **18**: 389–400.
- Benton, T.G., Vickery, J.A. & Wilson, J.D. (2003): Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? – *Trends. Ecol. Evol.*, **18**: 182–188.
- Donald, P. F., Pisano, G., Rayment, M. D., & Pain, D. J. (2002). The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. – *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **89**: 167–182.
- Donovan, T.M., Jones, P.W., Annand, E.M. & Thompson III, F.R. (1997): Variation in local-scale edge effects; mechanisms and landscape context. – *Ecology*, **78**: 2064–2075.
- Gregory, R.D., Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A.W.G., Noble., D.G., Foppen, R.P.B. & Gibbons, D.W. (2005): Developing indicators for European birds. – *Philosophical Transactions of The Royal Society*, **360**: 269–288.
- Heer, M., Kapos, V. & Brink, B.J.E., (2005): Biodiversity trends in Europe: development and testing of a species trend indicator for evaluating progress towards the 2010 target. – *Philosophical Transaction of Royal Society*, **360**: 297–308.

- Herzon, I. & O'Hara, R.B., (2007): Effects of landscape complexity on farmland birds in the Baltic States. – *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **118**: 297–306.
- Horváth A. & Szitár K. (2007): Hazai agrártájak természetközeli vegetációjának monitorozása. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R. & Gilissen, N. (2001): Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. – *Nature*, **413**: 723–725.
- Kleijn, D., Baquero, R.A., Clough, Y., Diaz, M., DeEsteban, J., Fernandez, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Jöhl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E.J.P., Steffan-Dewenter, L., Tschardtke, T., Verhulst, J., West, T.M. & Yela, J.L. (2006): Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. – *Ecology Letters*, **9**: 243–254.
- Lathi, D.C. (2001): The „edge effect on nest predation” hypothesis after twenty years. – *Biological Conservation*, **99**: 365–374.
- Major, R.E. & Kendal, C.E. (1996): The contribution of artificial nest experiments to understanding avian reproductive success: a review of methods and conclusions. – *Ibis*, **138**: 298–307.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., & Deepayan, S., (2007): The nlme package linear and nonlinear mixed effects models. URL: <http://cran.r-project.org/src/contrib/Descriptions/nlme.html>
- Standovár T., & Primack, R. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest
- Szép T. & Nagy K. (2006): Magyarország természeti állapota az EU csatlakozáskor az MME Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM). – *Természetvédelmi Közlemények*, **12**: 5–16.
- Temple, S. & Cary, J.R. (1988): Modeling dynamics of habitat-interior bird populations in fragmented landscapes. – *Conservation Biology*, **2**: 340–347.
- Tewksbury, J. J., Garner, L., Garner, S., Lloyd, J.D., Saab, V. & Martin, T.E. (2006): Tests of landscape influence: Nest predation and brood parasitism in fragmented ecosystems. – *Ecology*, **87**(3): 759–768.
- 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 environmental change. *Science*, **292**: 281–284.

A study on the nest predation edge effect in the Heves Environmentally Sensitive Area

Zita Lerner¹, Anikó Kovács² and András Báldi³

¹*Faculty of Veterinary Science, Szent István University, Institut for Biology,
1077, Budapest, Rottenbiller u. 50.*

²*PhD School of Environmental Sciences, Szent István University of Gödöllő
2103, Gödöllő, Páter K. u. 1.*

³*Animal Ecology Research Group of the Hungarian Academy of Sciences-Hungarian
Natural History Museum
1083 Budapest Ludovika tér 2.*

Abstract: Agricultural intensification changes the structure of the landscape and fragments habitats. Fragmentation results in large amount of edges. These edges increase nest predation thus threaten the reproduction of birds. We conducted our study on the Heves Environmentally Sensitive Area, in May, 2008. The aim was to compare the predation of bird nests in different agricultural areas, and to study the edge effect on nest predation. We used artificial ground nests with one plasticine and one Quail eggs. We measured such local factors as the height and density of the vegetation next to the nests. From the 180 nests, 82 were predated upon. Sixty–seven percent of the nests placed in the edges was predated, however, at the distance of 100 meters only 28% of nests was predated. This difference proved to be significant after being tested by binominal linear models. The greatest predation was in wheat, and the least nests were destroyed on the set-aside, so the difference in cultivation is also significant in terms of the level of predation. The average density and average height was greater around the unpredated nests. Both local variables had significantly negative effect on predation. The edge effect can be detected even at 50 meters away from the border in wheat, whereas in case of grassland, the predation is restricted to the borders of the area. These differences may show uneven disturbance in these cultures. The results suggest that both landscape and vegetation structure have an effect on nest predation in agricultural areas.

Keywords: artificial nest, fallow, grassland, habitat fragmentation, vegetation structure, wheat

Különböző élőhelyek szegélyeinek komparatív fészkaljpredációs vizsgálata

Heim Anita¹ és Báldi András²

¹*Budapest, Haller u. 23-25. 1096. E-mail: anita.heim@gmail.com*

²*MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport
1083 Budapest, Ludovika tér 2.*

Összefoglaló: A szegélyhatás énekesmadarak esetében tapasztalt legfontosabb megnyilvánulása a szegélyben levő fészkek nagyobb predációja a belső területekhez képest. Az elmúlt évtizedekben végzett fészkaljpredációs szegélyhatást vizsgáló kutatómunkák eredményei meglepően változatosak. Ennek egyik lehetséges magyarázata, hogy sokan, sokféle módszerrel, sokféle szegélyt vizsgáltak. Így kutatásunk egyik célja volt kideríteni, hogy több különböző élőhely szegélyét egy mozaikos tájban egyszerre vizsgálva, ugyanazon feltételek mellett milyen különbségek fedezhetőek fel a fészkaljpredáció mintázatában, illetve hogy mely főbb környezeti tényezők befolyásolják a predáció mértékét. Vizsgálatainkat 2007 májusában végeztük a Vértes-hegység keleti oldalán. A mozaikos táj négy különböző élőhelyének öt szegélytípusában (tölgyerdő-szántó, szántó-gyep, tölgyerdő-gyep, fenyőerdő-tölgyerdő, fenyőerdő-gyep) egy fürj- és egy gyurmatojásból álló mesterséges talajfészkekkel állapítottuk meg a predáció mértékét. A fészkeket a szegélytől 0-5-10-20-50 méterre helyeztük el. Elemzéseinkben összehasonlítottuk az egyes szegélytípusok predációs mintázatát, megvizsgáltuk a rejtettség, a szegélytől vett távolság, az élőhely, a szegélytípus, valamint a vegetációs szerkezet hatását a fészkaljpredációra. Kísérletünkben a különböző távolságokban tapasztalható predáció mértéke az élőhelyátmeneteken keresztül szegélytípusonként más és más mintázatot követett, azonban a magasabb predációs nyomás a szegélyekben kimutatható volt. Eredményeink alapján a távolság és a fészkek rejtettségének növekedésével csökkent a lerakott műfészkek predációs rátája. Összefoglalva, az élőhelyek és a szegélyek különböző vegetációs adottságai, és az ebből adódó rejtettség az adott távolságok esetén kulcsszerepet játszottak az általunk vizsgált műfészkek predációjának mértékében.

Kulcsszavak: fragmentáció, láthatóság, mesterséges fészkek, rejtettség, szegélyhatás, Vértes

Bevezetés

Az elmúlt évtizedekben talán a leglátványosabb populáció-összeomlása az észak-amerikai énekesmadarak számának rohamos csökkenése volt (Askins *et al.* 1990, Sauer *et al.* 2001). Az énekesmadár populációk hanyatlása szorosan összefügg e madárfajok optimális élőhelyeinek eltűnésével, fragmentálódásával és megváltozásával (Brittingham & Temple 1983). Az eredeti élőhelyeken a fragmentáció következtében felszaporodhatnak a predátorok, melyek drasztikusan lecsökkenthetik a madarak költési sikerét. Miután az utóbbi évtizedekben az európai természetvédők is a talajon fészkelő madárpulációk erős hanyatlását figyelték meg (Newton 2004, Storch *et al.* 2005), a fészkaljpredáció vizsgálata a természetvédelem számára az európai kontinensen is kiemelt fontosságúvá vált.

Az élőhelyek feldarabolódásán kívül a fragmentációnak a másodlagos következménye a fragmentumokat jellemző ún. „edge effect”, vagyis szegélyhatás, ami fészkaljpredációs összefüggésben akkor jelentkezik, amikor a predációs ráták eltérőek a szegélyben és a belső területeken (Batáry & Báldi 2004). Az általános mintázat szerint a szegélyben magasabb a predációs ráta, mint a belső élőhelyen (Andrén & Angelstam 1988, Batáry *et al.* 2004, Fazekas & Báldi 2000, Gates & Gysel 1978, Wilcove 1985), ezért a megőrizni kívánt potenciális énekesmadár fészkelési területek esetén kiemelt jelentőséggel bír a szegélyek aránya és típusa (Malt & Lank 2007).

Évtizedekig úgy gondolták, hogy a madarak fajgazdasága és abundanciája megnő a szegélyben (Johnston 1947, Lay 1938), és azt állították, a szegélyélőhely kedvező az élővilágnak. Ám ez elsősorban a vadászható fajokra volt igaz, a kép megváltozott, amikor felfedezték, hogy az énekesmadarak populációira leginkább veszélyt jelentő fészkaljpredáció – amely a fészkaljpusztulásnak akár a 80%-át is okozhatja (Martin 1993) – és a parazitizmus aránya nagyobb a szegélyben (Fenske-Crawford & Niemi 1997, Gates & Gysel 1978, Temple & Flasppler 1998) a belső élőhelyekhez képest. Ez alapján a szegély úgy is felfogható, mint egy ökológiai csapda, ahol kedvező a vegetáció a fészkeképítéshez, ám nagyobb a fészkaljpredáció (Gates & Gysel 1978, Misenhelter & Rotenberry 2000), és ez nagyban hozzájárulhat az énekesmadarak populációjának hanyatlásához (Carlson & Hartman 2001).

A madárfészkek predációjában több tényező is szerepet játszhat. Fontos a fragmentáció mértéke (Hartley & Hunter 1998, Yahner & Scott 1988), a szegélytől való távolság (Batáry & Báldi 2004, Wilcove 1985), a fészkek-

magasság (Yahner & Scott 1988) és a vegetáció általi rejtettség foka, azaz a láthatóság (Martin 1993, Willson *et al.* 2001). A szegélytől való távolság is egy jelentős faktora a fészekaljpredációnak (Wilcove 1985, Batáry & Báldi 2004). Több áttekintő tanulmány a megnövekedett fészekaljpredációs nyomást a szegélyben 50 méteren belül mutatta ki (Batáry & Báldi 2004, Hartley & Hunter 1998, Paton 1994). A megnövekedett vegetációdensitás, vegetációmagasság és heterogenitás lecsökkentheti a fészekaljpredáció mértékét (Wilson *et al.* 2001), ezért számos faj a kisebb láthatóság alapján választ fészkelő helyet, azaz elrejtí a fészket (Collias & Collias 1984, Martin 1992).

Az elmúlt évek során számos szegélyhatást vizsgáló kutatómunkát végeztek. Ezekben többek között a következő kérdéseket tették fel: megjelenik-e a szegélyhatás a fészekaljpredációban, befolyásolja-e a szegély típusa a fészekaljpredációt, illetve melyek a fő predátorok. Az eddigi kutatások eredményei eltérőek. Kérdés, hogy a szegélyekben végzett fészekaljpredációs vizsgálatok ellentmondásos eredményei csak a vizsgálatok sokféleségére vezethetők-e vissza (eltérő évek, élőhelyek, módszerek, kísérleti elrendezés, időjárás, kutató stb.), vagy eleve eltérő szegélyeknek más a fészekaljpredációs mintázata. A szakirodalomban meglepően kevés ilyen összehasonlító cikk található, ezért egy olyan fészekaljpredációs kísérletet terveztünk meg, melyben több különböző élőhely szegélytípusát egyszerre, azonos kísérleti feltételek mellett (megegyező időtartam, időjárás, személy, eszközök, adatfelvétel) vizsgáltuk. Célunk volt megvizsgálni, hogy e feltételek mellett megjelenik-e a szegélyhatás a mintaterületeinken és van-e a predációs mintázatban szegélytípusonként eltérés; befolyásolja-e a szegélyhatást a fészkek rejtettsége; a predációt befolyásoló tényezők közül melyik hatása bizonyul szignifikánsnak; illetve van-e valami tendencia a predátor típusának az élőhelyek közti eloszlásában.

Módszerek

Vizsgálatainkat 2007 májusában végeztük a Vértes-hegység keleti oldalán, Csákvártól északra fekvő területeken. A mozaikos táj négy különböző élőhelynek öt szegélytípusában végeztük a kísérletet.

Az élőhelyek közül a vizsgált tölgyerdő fiatal lombos erdő volt, melynek uralkodó fafaja a kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*), de foltokban keveredett cser tölgygyel (*Quercus cerris*). Cserjeszintje fejlett, főleg gyepürózsa (*Rosa*

canina), és egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) alkotta. Fejlett gyepszintje rackajuhval legeltetett száraz gyep, néhány jellemző faja: élesmosófű (*Chrysopogon gryllus*), fenyérfű (*Bothriochloa ischaemum*), kunkorgó árvalányhaj (*Stipa capillata*), csenkeszek (*Festuca* spp.), kakukkfüvek (*Thymus* spp.), sarlós gamandor (*Teuclum chamaedrys*), homoki pimpó (*Potentilla arenaria*). A szántón extenzív gabonatermesztés folyt. A fenyőerdő egy kizárólag ültetett fekete fenyőből (*Pinus nigra*) álló fajszegény társulás, cserjeszintje szinte teljesen hiányzott és gyepszintje fejletlen volt.

A szegélyhatás vizsgálatokban csak kevés tanulmány definiálja pontosan a 0 pont precíz helyét (Murcia 1995), habár fontos tényező lehet, ezért mi a szegélytípusok jellemzésében megadjuk a 0 pont meghatározását is. A tölgyerdő-gyep szegélye egy folyamatos átmenet két természetszerű élőhely között, ahol a 0 pont a szegélyben lévő utolsó fa lombkoronája által a talaj vonalára levetített merőleges egyenes és a talaj vonalának metszéspontjában található. A szántó-gyep szegélye esetében egy éles határ húzódik a két élőhely között, bár a struktúrájuk hasonló. A szegély 0 pontjának az utolsó vetési sort tekintettük. A tölgyerdő-szántó szegélye között is éles határvonal van, amelyben a 0 pont szintén az utolsó vetési sor. A fenyőerdő-tölgyerdő szegélye egy folyamatosabb átmenet, a 0 pont az utolsó fenyősor és a szomszédos tölgyfasor közötti távolság fele. A gyep-fenyőerdő szegélye is igen élesen elkülönült egymástól, itt a lomboserdő-gyep szegélyhez hasonlóan a metszéspontot határoztuk meg 0 pontnak.

Az öt szegélytípusban a szegélyre merőlegesen négy-négy transzektet jeleltünk ki. Ezek a transzektetek esetenként több km-re voltak egymástól, de legalább 80 méter távolság mindig megvolt, ami biztosította a függetlenségüket. A függetlenséget Fisher-féle egzakt próbával teszteltük egy előzetes kísérlet során. Egymástól 5 méterre elhelyezett fészkek esetében a két fészkek predációja nem volt független ($N = 20$; $p = 0,023$). Az 50 méterre levő fészkek esetében viszont függetlenek voltak ($N = 20$; $p = 0,069$).

A transzektetek egyenként 50-50 méterre hatoltak be az egyes élőhelyekbe. A műfészkeket a szegélytől 0-5-10-20-50 méterre helyeztük el az élőhelypár mindkét oldalán (1. függelék az Online Függelékben). A távolságokat mérőszalaggal mértük le. Egy transzekt mentén tehát kilenc műfészket helyeztünk el. A növényzetet megjelöltük ragasztószalaggal a fészkektől 5 méter távolságban, hogy az ellenőrzéskor megtaláljuk őket.

A predáció mértékét egy fűrj- és egy gyurmatojásból álló mesterséges talajfészkekkel mértük. A talajba egy 2-3 cm-es mélyedést vájtunk, és ebbe helyeztük bele a két tojást (2. függelék az Online Függelékben). A fűrjtojás az énekesmadarak tojásait helyettesítette (mezei pacsirta, erdei pacsirta, er-

dei pityér, ökörszem stb.), a gyurmatojás pedig arra szolgált, hogy a fészket elfogyasztani szándékozó predátort később azonosítani tudjuk csőr, illetve fognyom alapján. Az azonosításhoz begyűjtöttük a predált fűrj- és gyurma tojasokat, illetve fényképet készítettünk róluk. Ezek alapján a predátorokat 3 kategóriába soroltuk: kisemlős, nagyemlős és madár.

Inkubációs időnek – áprilisban próbaként lerakott fészkek, illetve májusban az 1 hetes ellenőrzés csekély predációja alapján – 2 hetet adtunk meg, mely kistestű énekesmadarak szokásos kotlási időtartama. Egy fészket predálnak tekintettük, ha bármelyik tojás a (fűrjtojás vagy a gyurmatojás) károsodott vagy eltűnt.

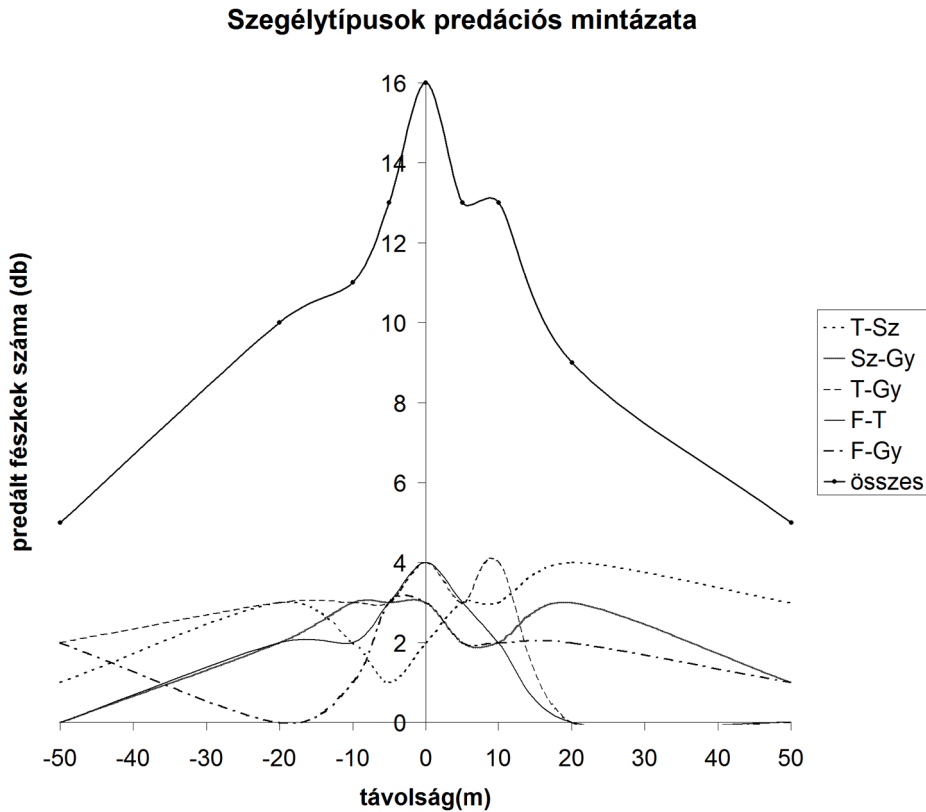
Mivel meg akartuk vizsgálni a láthatóság hatását is, ezért minden műfészkek esetében lemértük 10, 50 és 100 cm sugarú körben az átlagos vegetációmagasságot és megbecsültük a vegetáció borításának százalékát. A vegetációmagasságot adott sugarú körben 10 reprezentatív pontban mérőszalaggal mértük meg, majd ezeket az értékeket átlagoltuk. A vegetációborítás becsléssel történt, melyet minden esetben ugyanaz a személy végzett. Az elemzések során a 10 cm-es adatokat használtuk, mivel az előzetes korrelatív elemzések alapján ennek volt a legerősebb hatása.

A többváltozós elemzéshez az általánosított lineáris modellt (GLM) használtuk fel. A modell szelekciót step forward módszerrel végeztük, a modelleket azokból a magyarázó változókból építettük fel, melyek a predációra külön-külön is szignifikáns hatással voltak. A végső modellt az AIC alapján történt modellszelekcióval választottuk ki. E legnagyobb a magyarázó értékkel rendelkező modell magyarázó változói a távolság, a borítás¹⁰, a magasság¹⁰ és az élőhely. A statisztikai elemzésekhez az R Gui 2.6.2.-es verzióját használtuk fel.

Eredmények

A kihelyezett 180 talajfészkeknek több mint a felét, 96-ot (53,3%-át) predálnak találtunk. Az összes mintaterületet nézve (1. ábra) a legmagasabb predációt a szegélyben (0 m-nél) kaptuk, a legalacsonyabbat 50 m-nél. A predációs mintázatok azonban szegélytípusonként külön – külön nagy változatosságot mutatnak. Némelyik szegélytípus esetén a legmagasabb predáció nem a 0 méterre esett, az összes szegélytípusról kapott predációk száma viszont egyértelmű szegélyhatást mutat (1. ábra).

A fészkek rejtettségét kifejezhetjük a fészkek körüli vegetáció magasságával és borításával. Spearman-féle rangkorrelációval megvizsgáltuk az adott távolságra eső összes predációs esemény, és a fészkek körül 10, 50 és



1. ábra A fészkealjpredáció és a távolság összefüggése az összes mintavételi területen kihelyezett fészkekre és szegélytípusonként a Vértesben 2007 tavaszán. T–Sz: tölgyerdő–szántó szegélye, Sz–Gy: szántó–gyep szegélye, T–Gy: tölgyerdő–gyep szegélye, F–T: fenyőerdő–tölgyerdő szegélye, F–Gy: fenyőerdő–gyep szegélye.

100 cm távolságban mért magasságok illetve a becsült borítások átlagainak korrelációját (1. táblázat). A tölgyerdő- gyep és a fenyőerdő-tölgyerdő szegélye esetében különösen erős korrelációt találtunk a vegetáció rejtettségi adatok és a predáció között. A vegetáció magassága és borítása nőtt a szegélytől távolodva.

A többváltozós elemzésnél (2. táblázat) a magasság és a borítás interakciója 10 cm-es átmérőjű körben erősen negatív hatással volt a predációra. A távolsággal való interakciójuk külön-külön nem mutatott szignifikáns hatást, azonban egyenként mindegyik tényező erősen negatívan befolyásolta a predáció mértékét. E három tényező (távolság, vegetációborítottság, -ma-

1. táblázat Az adott távolságra eső predációs ráta és a vegetáciomagasság illetve borítás átlagainak rangkorrelációja a Vértesben 2007 tavaszán végzett fészekaljpredációs vizsgálatban.

| Magasság | R | N | p | Borítás | R | N | p |
|--------------|--------|---|-----------|--------------|--------|---|-----------|
| Tölgy-Szántó | 0,609 | 9 | 0,082 (*) | Tölgy-Szántó | -0,856 | 9 | 0,003 ** |
| Szántó-Gyep | -0,214 | 9 | 0,581 | Szántó-Gyep | -0,200 | 9 | 0,606 |
| Tölgy-Gyep | -0,492 | 9 | 0,179 | Tölgy-Gyep | -0,953 | 9 | 0,000 *** |
| Fenyő-Tölgy | -0,941 | 9 | 0,000 *** | Fenyő-Tölgy | -0,740 | 9 | 0,023 * |
| Fenyő-Gyep | -0,673 | 9 | 0,047 * | Fenyő-Gyep | -0,614 | 9 | 0,079 (*) |

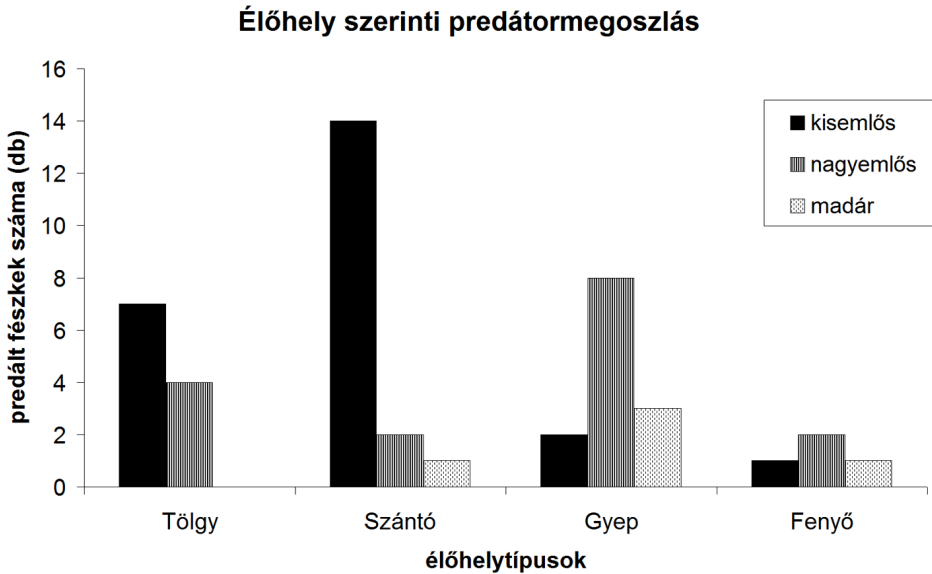
(*): $p < 0,1$; *: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$

gasság) interakciója viszont erős szignifikanciát mutatott. Úgy tűnik, hogy a predációra mind a három tényező hatással van, egymást kölcsönösen erősítik. Külön az élőhely predációra való hatását vizsgálva szignifikáns eredményt kaptunk, ám amikor a távolsággal együtt vizsgáltuk kölcsönhatásukat, eltűnt ez a szignifikancia. Ez alapján megvizsgáltuk élőhelyenként külön-külön is a távolsággal való interakciójuk hatását a predációra. Ekkor a fenyő, a gyep és a tölgyerdő a távolsággal kölcsönhatva negatívan befolyásolta a predációt, a szántó pedig pozitívan (3. függelék az Online Függelékben). Az élőhely és a távolság esetében valószínű azért nem kap-

2. táblázat A fészekaljpredáció AIC alapján legjobb GLM modellje a Vértesben 2007 tavaszán végzett vizsgálat alapján. P: predáció, T: távolság, M10: 10 cm sugarú körben mért vegetáciomagasság, B10: 10 cm sugarú körben mért vegetációborítottság, E: élőhely. További részletek a szövegben.

| P~T * M10 * B10 +T * E | df | X ² | p | |
|-----------------------------------|----|----------------|-------|-----|
| Távolság | 1 | 21,61 | 0,000 | *** |
| Magasság10 | 1 | 4,903 | 0,027 | * |
| Borítás10 | 1 | 27,675 | 0,000 | *** |
| Élőhely | 4 | 99,843 | 0,000 | *** |
| Távolság * Magasság10 | 1 | 0,359 | 0,549 | |
| Távolság * Borítás10 | 1 | 0,428 | 0,513 | |
| Magasság10 * Borítás10 | 1 | 7,179 | 0,007 | ** |
| Távolság * Élőhely | 3 | 2,313 | 0,510 | |
| Távolság * Magasság10 * Borítás10 | 1 | 22,291 | 0,000 | *** |
| AIC=92,13 | | | | |

*: $p < 0,05$; **: $p < 0,01$; ***: $p < 0,001$



2. ábra A nyomok alapján azonosított különböző kategóriába sorolt predátorok élőhely szerinti megoszlása a Vértesben 2007 tavaszán végzett fészekaljpredációs kísérlet alapján.

tunk szignifikáns eredményt, mert a szántónál sokkal magasabb a predáció mértéke mint a többi élőhely esetében, és ott kevésbé koncentrálódik a szegélybe a predáció, azaz nem alakult ki szegélyhatás.

A predált fészkek csupán 50%-án maradtak a gyurmatojásokon a predátorok beazonosítását segítő nyomok. Az azonosított predátorok alacsony száma nem ad lehetőséget statisztikai elmezésekre, ugyanakkor a szántóban a kisemlős ragadozók száma kiugrónak tűnik (2. ábra).

Értékelés

Vizsgálatunkban az eltérő távolságokban tapasztalható predáció mértéke a szegélyeken keresztül szegélytípusonként különbözött, azonban az általános mintázat, a magasabb predációs nyomás a szegélyekben kimutatható volt (Batáry & Báldi 2004).

A predált fészkek számának és vegetációborítási illetve vegetációmagassági adatok összevetéséből és korrelációjából megállapítottuk, hogy a rejtettségnek is igen nagy szerepe van a predációs mintázatok kialakulásában (1. táblázat).

A fészekaljpredáció kockázatát több általunk vizsgált tényező, úgy mint a távolság, a szegélytípus, az élőhely, és a fészek körüli vegetációborítás és vegetációmagasság, egyszerre határozta meg. Bár néhány tanulmány szerint a fészkek mikrohabitatja nem befolyásolja jelentősen a predáció mértékét (Burhans & Thompson III 1998, Howlett & Stutchbury 1996), az általunk végzett kísérlet eredményei igazolták a vegetációmagasságnak és a vegetációborításnak is a fontosságát, hasonlóan más tanulmányokhoz (pl.: Chapa-Vargas & Robinson 2006, Moorman *et al.* 2002)

Ahogy nőtt a szegélytől való távolság, úgy nőtt a vegetáció borítása és magassága is. E három tényező együttes hatása a predációs kockázat csökkenését idézte elő a vizsgálat során kihelyezett műfészkek esetében. Tehát a predációs veszély akkor volt a legalacsonyabb, ha a fészek a szegélytől távol helyezkedett el, és a közvetlen környezetében a vegetáció borítása és magassága is nagymértékű volt. Bár az élőhelyenként összevont adatok alapján az élőhelyek között nem volt különbség a fészekaljpredációban, az erősen függött az élőhelytől, hogy mennyire erős a szegélyhatás. Például a szántó esetében a predáció mértéke magas volt, ám az nem koncentráldott a szegélyre. Ezzel ellentétben a másik három élőhely esetében (tölgyerdő, fenyőerdő, gyep) a távolság és az élőhelytípus interakciója negatívan befolyásolta a predáció mértékét, tehát ezeken a területeken a távolság növekedésével csökkent a predációs kockázat (3. függelék az Online Függelékben).

A predátorok azonosításánál sok esetben legalább egy tojás eltűnt a fészkekből anélkül, hogy maradt volna rajta fog- illetve csőrnyom, így a predátoroknak csak egy kisebb részét lehetett kategóriába sorolni. A kis-méretű rágcsálók nem minden esetben képesek feltörni a fűrjtojásokat, de többnyire fognyomot hagynak a gyurmatojáson (Rangen *et al.* 2000, Zanette & Jenkins 2000), a madarak esetében a gyurmatojásokban lyukakat és végighúzott csőrnyomokat találtunk, a fűrjtojásokon pedig nagyobb lyukat. A nagyméretű emlősök a fűrjtojtást elfogyasztották, amelyről sok esetben tojáshéj darabok árulkodtak, a gyurmatojásokon pedig egyértelmű nagyméretű fognyomokat hagytak.

A szántón a predáció szempontjából nem a fészkek rejtettsége vagy a szegélytől vett távolsága volt a fő meghatározó tényező. A nyomok alapján ezen az élőhelyen főleg kisemlősök fogyasztották a tojásokat (2. ábra), melyek többnyire szag alapján keresik táplálékukat.

A legtöbb tanulmány csak közvetlen a szegélyre és a jóval távolabb eső belső területre koncentrált (Murcia 1995). Mi megvizsgáltuk, hogy mi történik e két meghatározó pont között, azaz 0 és 50 m között (Batáry & Báldi 2004) a fészekaljpredáció szempontjából, még pedig öt különböző szegélytípusban. A

fészkaljpredáció okozta szegélyhatás mélysége a mikro és a helyi léptékű tényezők miatt az eltérő szegélytípusokban jelentős változatosságot mutatott.

A mintaterületeinken végzett vizsgálatunk eredményei alátámasztják, hogy a szakirodalomban található sokféle eredmény nem csupán a kísérleti feltételek különbségén alapul, hanem a fészkaljpredációs mintázat nagybán függ a lokális hatásoktól és a szegélyek és élőhelyek típusától.

Az élőhelyek kezelőinek szükségük lehet arra az információra, hogy milyen feltételek között fordul elő az énekesmadárfajok fennmaradását is veszélyeztető szegélyhatás. Ennek a tudásnak a birtokában meg tudják határozni, hogy a mozaikos tájban a különböző produktivitású élőhelyeknek mekkora területet kell elfoglalniuk, és pontosabban fel tudják becsülni a különböző kezelési stratégiák demográfiai következményeit (Malt & Lank 2007).

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük Klein Ákosnak és Kovács Anikónak a szakmai segítséget, két lektornak a kézirat bírálatát, és a Pro Vértes Természetvédelmi Közalapítványnak a térképeket.

Irodalomjegyzék

- Andrén, H. & Angelstam, P. (1988): Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. – *Ecology* **69**: 544–547.
- Askins, R. A., Lynch, J. F. & Greenberg, R. (1990): Population declines in migratory birds in eastern North America. – *Current Ornithol.* **7**: 1–57.
- Batáry, P. & Báldi, A. (2004): Evidence of an edge effect on avian nest success. – *Conserv. Biol.* **18**: 389–400.
- Batáry, P., Winkler, H. & Báldi, A. (2004): Experiments with artificial nests on predation in reed habitats. – *J. Ornithol.* **145**: 59–63.
- Brittingham, M. C. & Temple, S. A. (1983): Have cowbirds caused forest songbirds to decline? – *BioScience* **33**: 31–35.
- Burhans, D. E. & Thompson III, F. R. (1998): Effects of time and nest-site characteristics on concealment of songbird nests. – *The Condor* **100**: 663–672.
- Carlson, A. & Hartman, G. (2001): Tropical forest fragmentation and nest predation – an experimental study in an Eastern Arc montane forest, Tanzania. – *Biodiv. Conserv.* **10**: 1077–1085.

- Chapa-Vargas, L. & Robinson, S. K. (2006): nesting success of a songbird in a complex floodplain forest landscape in Illinois, USA: Local fragmentation vs. vegetation structure. – *Landscape Ecol.* **21**: 525–537.
- Collias, N. E. & Collias, E. C. (1984): *Nest building and bird behavior*. – Princeton: Princeton University Press.
- Fazekas, A. & Báldi, A. (2004): A szegélyhatás és az énekesmadarak fészekaljpredációjának kísérletes vizsgálata a Tököli Parkerdőben. – *Ornis Hung.* **10**: 41–48.
- Fenske-Crawford, T. J. & Niemi, G. J. (1997): Predation of artificial ground nests at two types of edges in a forest-dominated landscape – *The Condor* **99**: 14–24.
- Gates, J. E. & Gysel, L. W. (1978): Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. – *Ecology* **59**: 871–883.
- Hartley, M. J. & Hunter, M. L. (1998): A meta-analysis of forest cover, edge effects, and artificial nest predation rates. – *Conserv. Biol.* **12**: 465–469.
- Howlett, J. S. & Stutchbury, B. J. (1996): Nest concealment and predation in hooded warblers: Experimental removal of nest cover. – *Auk* **113**: 1–9.
- Johnston, V. R. (1947): Breeding birds of the forest edge in Illinois – *The Condor* **49**: 45–53.
- Lay, D. W. (1938): How valuable are woodland clearings to birdlife. – *Wilson Bull.* **50**: 254–256.
- Malt, J. & Lank, D. (2007): Temporal dynamics of edge effects on nest predation risk for the marbled murrelet. – *Biol. Conserv.* **140**: 160–173.
- Martin, T. (1992): Breeding productivity considerations: What are the appropriate habitat features for management? In: Hagan, J. M. & Johnston, D. W. (eds) *Conservation of Neotropical migrant landbirds*. – Smithsonian Institution, Washington, DC, USA, pp. 455–473.
- Martin, T. E. (1993): Nest predation and nest sites. – *Bioscience* **43**: 523–532.
- Misenhelter, M. D. & Rotenberry, J. T. (2000): Choices and consequences of habitat occupancy and nest site selection in Sage Sparrows. – *Ecology* **81**: 2892–2901.
- Moorman, C. E., Guynn, D. C. & Kilgo, J. C. (2002): Hooded warbler nesting success adjacent to group-selection and clearcut edges in a southeastern bottomland forest. – *Condor* **104**: 366–377.
- Murcia, C. (1995): Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. – *Trends Ecol. Evolut.* **10**: 58–62.
- Newton, I. (2004): The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. – *Ibis* **146**: 579–600.

- Paton, P. W. C. (1994): The effect of edge on avian nest success: How strong is the evidence? – *Conserv. Biol.* **8**: 17–26.
- Rangen, S. A., Clark, R. G. & Hobson, K. A. (2000): Visual and olfactory attributes of artificial nests. – *Auk* **117**: 136–146.
- Sauer, J. R., Hines, J. E. & Fallon, J. (2001): *The North American breeding bird survey, results and analysis 1966–2000*. – USGS Patuxent Wildlife Research Center, Laurel, Maryland, USA.
- Storch, I., Voitke, E. & Krieger, S. (2005): Landscape-scale edge effect in predation risk in forest–farmland mosaics of Central Europe. – *Landscape Ecol.* **20**: 927–940.
- Temple, S. A. & Flaspahler, D. (1998): The edge of the cut: implications for wildlife populations. – *J. Forestry* **96**: 22–26.
- Wilcove, D. S. (1985): Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. – *Ecology* **66**: 1211–1214.
- Wilson, A. M., Vickery, J. A. & Browne, S. J. (2001): Numbers and distribution of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* breeding in England and Wales in 1998. – *Bird Study* **48**: 2–17.
- Yahner, R. H. & Scott, D. P. (1988): Effects of forest fragmentation on depredation of artificial nests. – *J. Wildl. Manage.* **52**: 158–161.
- Zanette, L. & Jenkins, B. (2000): Nesting success and nest predators in forest fragments: A study using real and artificial nests. – *Auk* **117**: 445–454.

A cikkhez tartozó **Online Függelékek** a folyóirat honlapján találhatóak (<http://www.mbtktv.mtesz.hu/ofuggelek.html>).

1. függelék: *Transzsektek egy mintaterületen*
2. függelék: *Műfészek*
3. függelék: *Az egyes élőhelyek és a távolság együttes hatása a predációra.*

Comparing the nest predation edge effect in different habitat edges

Anita Heim¹ and András Báldi²

¹*Budapest, Haller u. 23-25. 1096.*

²*Animal Ecology Research Group of the Hungarian Academy of Sciences and the
Hungarian Natural History Museum*

Abstract: Edge effect influences songbirds in that nest predation rates are higher near the edges than in the interior areas. In the last decades high number of studies investigating the problem of nest predation and edge effect were conducted, however, their results are surprisingly divers. In most studies only one type of edge (e.g. forest–arable field) was investigated, however, edge effect may vary in different edge types. In our research we aimed to examine the pattern of nest predation, when various habitat edges are examined in one mosaic landscape under same conditions simultaneously, and to investigate which environmental factors affect the nest predation rate. We conducted our survey in May 2007 in the East side of Vértes mountains in five edge types (oak forest–arable field, arable field–grassland, oak forest–grassland, oak forest–coniferous forest, coniferous forest–grassland). In each edge types we placed artificial ground nests with one quail and one plasticine egg 0–5–10–20–50 meters from the edges. In our analysis we compared the predation patterns of each edge types. We investigated the effects of concealment, distance of edge, habitat type, edge type and vegetation structure on nest predation. Predation rate at different distances varied strongly between edge types, however we detected a general pattern of higher predation at edges. With increase of the distance from the edge and increase of the concealment of nests the predation rate of the artificial nests decreased. We conclude that the concealment of artificial nests in given habitat and distance from the edge is the ultimate factor determining predation rate.

Keywords: artificial nest, concealment, edge effect, fragmentation, Vértes Mountains

Egy cseres-tölgyes állomány (Síkfőkút, Bükk-hegység) magbankja és szerepe a lágyszárú szint regenerálódásában

Koncz Gábor^{1,2}, Papp Mária¹, Török Péter², Kotroczó Zsolt³,
Krakomperger Zsolt² és Matus Gábor¹

¹Debreceni Egyetem Növénytan Tanszék, 4032 Debrecen Egyetem tér 1.

²Debreceni Egyetem Ökológiai Tanszék, 4032 Debrecen Egyetem tér 1.

³Nyíregyházi Főiskola, Biológiai Intézet, 4400 Nyíregyháza Sóstói út 31/B.

Felelős szerző: Koncz Gábor, Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék,
4032 Debrecen Egyetem tér 1., fax: +36/52-431-148, tel.: +36/52-512-900,
e-mail: konczgabo@freemail.hu

Összefoglaló: Síkfőkúton a hetvenes évek végétől közel egy évtizedig tartó tölgy-pusztulás átalakította az erdő struktúráját. A lágyszárú növényzet borítása 1973-ban átlagosan 21% volt. Ez 1988-ra 6%-ra csökkent és azóta sem emelkedett 8% fölé. Célkitűzésünk volt megvizsgálni, hogy az erdő magbankja milyen sűrűségű és fajszámú, milyen mértékben hasonlít a föld feletti vegetációhoz. Az erdő magbankját csíráztatásos módszerrel megvizsgáltuk. A magbankot alacsony sűrűségűnek találtuk (kb. 1270 db/m²). Talajmintáinkból 33 faj 314 egyede csírázott. A föld feletti vegetáció és a magkészlet közötti hasonlóság (Sørensen-index) 44%. A magkészletben a degradációt jelző fajok magvai vannak többségben. A magvak 99%-a a rövid-távú és hosszú-távú perzisztens kategóriába tartozik. A ruderalis fajok magvainak több mint 86%-a hosszú-távú perzisztens, ezek közé tartozik a legnagyobb magszámmal szereplő *Chenopodium polyspermum*. Eredményeink azt mutatják, hogy a tölgyesekre jellemző lágyszárúak alacsony sűrűségű tranziens és rövid-távú perzisztens magbankot képeznek (mintegy 120 db/m²).

Kulcsszavak: vegetáció dinamika, erdei lágyszárúak, csíráztatás, magperzisztencia, magsűrűség, talaj magbank

Nomenklatura: Simon (2000)

Bevezetés

A lágyszárú szint érzékeny indikátora az erdőkben végbemenő természetes változásoknak és az emberi zavarásnak. Struktúrájának és dinamikájának ismerete kiemelt fontosságú az erdők regenerációjának szempontjából is (Aude & Lawesson 1998, Csontos 1996). A lágyszárú szint dinamikai folyamatainak értékeléséhez a magkészlet ismerete alapvetően fontos (Hopfensperger 2007, Templeton & Levin 1979, Thompson et al. 1997). A magkészlet meghatározza a zavarások után a lágyszárú szint új összetételét. A magbank és összetétele rövidtávon jelentősebb lehet a megújulásban, mint a klonális szaporodás előtérbe kerülése, vagy a külső forrásokból származó propagulumok (Kalamees & Zobel 1998).

A mérsékelt övi erdők általában változó sűrűségű magbankkal rendelkeznek, kevesebb mint 1 mag/m²-es (Schiffman & Johnson 1992) és több mint 21000 mag/m²-es (Staaf et al. 1987) magsűrűségről is olvashatunk a talaj felső 10 cm-es rétegében. Az árnyéktűrő fajok többsége nem képez perzisztens magkészletet (Bossuyt & Hermy 2001, Halpern et al. 1999), az erdők magbankját elsősorban korai szukcessziós stádiumok fajai (például az erdőszegély növényei és vágásnövények) és gyomfajok magjai alkotják (Bossuyt & Hermy 2001, Bossuyt et al. 2002, Halpern et al. 1999). Ritkán más típusú élőhelyekre jellemző fajok magjai is előfordulnak benne (Halpern et al. 1999), mint pl. a *Juncus* fajok. Emiatt az erdőkben a föld feletti vegetáció és a talajmagbank közötti hasonlóság alacsony (Eriksson 1995, Staaf et al. 1987, Thompson & Grime 1979, Warr et al. 1994).

A síkfőkúti erdőben az 1980-as évek végére jelentős tölgypusztulás ment végbe (Kotroczó et al. 2007, 2008; Krakomperger et al. 2008). Ennek következtében a lágyszárú szintben alapvetően megváltozott a borítás és a fajösszetétel. Ezzel kapcsolatban 2006-ban megvizsgáltuk az erdő lágyszárú magbankját. A következő kérdéseket vizsgáltuk: (i) A magbank fajgazdagsága és sűrűsége alacsony, csak néhány rövid életű faj képez jelentős perzisztens magbankot (Pickett & McDonnell 1989, Thompson 1992). (ii) A föld feletti lágyszárú vegetáció és a magbank közötti hasonlóság kicsi (Pickett & McDonnell 1989, Schiffman & Johnson 1992, Sullivan & Ellison 2006). A magbank jól jellemzi egy terület múltját, egyfajta emlékezte az erdőnek. Összetétele jobban hasonlít egy korábbi állapotra. (iii) Az erdők magbankja alárendelt szerepet tölt be a regenerációban (Kalamees & Zobel 1998), ezért a lágyszárú növényzet regenerálódása hosszú távon a vegetatív szaporodástól és külső propagulum-forrásokból várható.

Anyag és módszer

Vizsgálatainkat a Bükk-hegység déli lábánál, Egertől 6 km-re fekvő Síkfőkút Projekt erdejében végeztük, amely a Szöllőskei-erdő Természetvédelmi Terület része. Az erdőben 1973-tól folyamatos a lágyszárú szint vizsgálata (Papp 1985). Ez mindvégig az erdőben kijelölt 33 db 4×4 m-es állandó kvadrátban történt. A felvételezésekkor feljegyzésre került az összes lágyszárú növényfaj becsült borítás-értékeivel együtt.

A magbank mintavételek 2006 márciusában történtek a 33 mintanegyzetből. Négyzetenként 6-6 db 4 cm átmérőjű, 10 cm mélységű talajmintát vettünk, így mindösszesen csaknem 25000 cm³ talajmintát vizsgáltunk meg, ami meghaladja a hazai cseres-tölgyesekre megállapított minimális talajtérfogatot (Csontos 2006). A magkészlet tanulmányozására a talajminták koncentráls utáni üvegházi csíráztatásos módszerét alkalmaztuk (ter Heerdt et al. 1996). A furatok felső (0--5 cm) és alsó (5--10 cm) felét a vertikális mageloszlás vizsgálatához külön választottuk és külön kezeltük. A talajminta-koncentráls 3,0 és 0,2 mm lyukbőségű szitákkal végeztük. A koncentráls mintákat autoklávval sterilizált, kb. 3--4 cm vastag talajra rétegeztük külön az alsó és a felső szintből származó mintákat. Az üvegházból származó magszennyezés mérésére kontroll ládákat állítottunk be. A ládákat folyamatosan öntöttük, a megjelenő csíranövényeket meghatároztuk (Csapody 1968). A vegetatív állapotban biztosan nem határozható fajokat külön edényekben határozhatóságig neveltük. A magkészlet és a föld feletti vegetáció hasonlóságának kiszámításához a Sørensen-indexet használtuk. A perzisztencia vizsgálatához a fajokat Thompson et al. (1997) és Csontos (2001) munkái alapján három kategóriába soroltuk. A 3-nál kevesebb maggal reprezentált fajokat nem kategorizáltuk.

Eredmények

A síkfőkúti erdő lágyszárú szintjében a borítással ellentétben a lágyszárúak összesített fajsza nem csökkent, sőt esetenként növekedés tapasztalható (1. táblázat), elsősorban ruderalis fajok jelentek meg 1973 és 2006 között. A gyakorisági sorrend 1988-tól kezdődően jelentősen megváltozott. A *Poa nemoralis* gyakorisága 1994-től lecsökkent, helyét a *Melica uniflora* vette át. Ezzel egy időben a nitrofil egyéves és rövidéletű gyomok (*Chelidonium majus*, *Fallopia dumetorum*, *Galium aparine*, *Geranium robertianum*) is megjelentek és azóta is gyakoriak.

1. táblázat. A vizsgált erdő 10 leggyakoribb lágyszárú fajának átlagos borításváltozása (%) 1973 és 2006 között, valamint az évek teljes lágyszárú fajszáma és azok összesített borítása.

| Fajnevek | 1973 | | 1982 | | 1988 | | 1994 | | 2000 | | 2006 | |
|-------------------------------|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|-----|-------|-----|
| | átlag | ±SE | átlag | ±SE | átlag | ±SE | átlag | ±SE | átlag | ±SE | átlag | ±SE |
| <i>Carex michelii</i> | 5,9 | 1,1 | 3,4 | 0,8 | 0,3 | 0,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Carex montana</i> | 2,8 | 0,9 | 1,4 | 0,5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dactylis polygama</i> | 1,7 | 0,3 | 1,0 | 0,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Fragaria vesca</i> | 0,4 | 0,1 | 0,2 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Festuca heterophylla</i> | 1,1 | 0,4 | 0,4 | 0,2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Galium schultesii</i> | 1,5 | 0,7 | 1,2 | 0,5 | 1,2 | 0,7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lathyrus niger</i> | 0,6 | 0,2 | 0,4 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Melica nutans</i> | 0,4 | 0,2 | 0,2 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Melica uniflora</i> | 1,4 | 0,7 | 0,8 | 0,3 | 0 | 0 | 0,5 | 0,3 | 0,3 | 0,2 | 0 | 0 |
| <i>Poa nemoralis</i> | 4,6 | 1,1 | 2,5 | 0,6 | 0,6 | 0,3 | 0,2 | 0,2 | 0,1 | 0,1 | 0 | 0 |
| <i>Alliaria petiolata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,2 | 0,1 | 0 | 0 | 0,1 | 0,1 | 0 | 0 |
| <i>Carex muricata</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,2 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,3 | 0,1 |
| <i>Galium aparine</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,2 | 0,1 | 0,5 | 0,3 | 0,2 | 0,1 | 1,9 | 0,8 |
| <i>Geranium robertianum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 1,1 | 0,8 | 0,5 | 0,2 | 0,1 | 0,1 | 1,4 | 0,9 |
| <i>Lathyrus vernus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,2 | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,3 | 0,1 | 0,2 | 0,1 |
| <i>Polygonum dumetorum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,5 | 0,1 | 0,8 | 0,3 | 0,3 | 0,2 | 0,2 | 0,1 |
| <i>Symphytum tuberosum</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,2 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Chelidonium majus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,8 | 0,5 | 0,1 | 0,1 | 1,3 | 0,7 |
| <i>Melittis grandiflora</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,1 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Polygonatum latifolium</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,3 | 0,2 | 0,4 | 0,4 | 0,7 | 0,5 |
| <i>Veronica chamaedrys</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,1 | 0,1 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dictamnus albus</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,1 | 0,1 | 0 | 0 |
| <i>Ajuga reptans</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,2 | 0,1 |
| <i>Stachys sylvatica</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,2 | 0,1 |
| <i>Stellaria media</i> | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,2 | 0,1 |
| Teljes fajsám (db) | 24 | | 21 | | 30 | | 25 | | 16 | | 35 | |
| Borítás (%) | 21,3 | | 12,2 | | 5,6 | | 4,0 | | 1,8 | | 7,9 | |

A magbankból összesen 33 faj 314 egyede csírázott; ezek közül 7 egyszikű és 26 kétszikű faj volt (2. táblázat). A magsűrűség 1270 mag/m². A leggyakoribb 10 faj 81 és 11 maggal volt képviselve. Ezek alkotják a magkészlet több mint 80%-át, melyek közül az *Ajuga reptans*, *Carex muricata*, *Poa nemoralis* és a *Veronica chamaedrys* jellemző faja a vizsgált erdőnek.

2. táblázat. A magkészlet fajainak mageloszlása (db) az alsó (5--10 cm) és felső (0--5 cm) talajszintben és magbank típus besorolásuk: 1: tranziens; 2: rövid-távú perzisztens; 3: hosszú-távú perzisztens.

| Magbank | 10--5 cm | 5--0 cm | összesen | Magbank típus |
|--------------------------------|----------|---------|----------|---------------|
| <i>Ajuga reptans</i> | 9 | 6 | 15 | 3 |
| <i>Ballota nigra</i> | 1 | - | 1 | - |
| <i>Byldeydia dumetorum</i> | 1 | 2 | 3 | 2 |
| <i>Carex michelii</i> | - | 3 | 3 | 1 |
| <i>Carex muricata</i> | 17 | 14 | 31 | 3 |
| <i>Chenopodium album</i> | 2 | 13 | 15 | 3 |
| <i>Chenopodium hybridum</i> | - | 1 | 1 | - |
| <i>Chenopodium polyspermum</i> | 48 | 33 | 81 | 3 |
| <i>Chaerophyllum temulum</i> | 1 | - | 1 | - |
| <i>Cirsium arvense</i> | - | 1 | 1 | - |
| <i>Cirsium vulgare</i> | 1 | 8 | 9 | 3 |
| <i>Coryza canadensis</i> | 7 | 12 | 19 | 2 |
| <i>Dactylis glomerata</i> | 1 | 2 | 3 | 3 |
| <i>Epilobium montanum</i> | - | 2 | 2 | - |
| <i>Epilobium tetragonum</i> | - | 1 | 1 | - |
| <i>Festuca heterophylla</i> | - | 1 | 1 | - |
| <i>Fragaria vesca</i> | 1 | 6 | 7 | 3 |
| <i>Hypericum perforatum</i> | 13 | 13 | 26 | 3 |
| <i>Lathyrus niger</i> | - | 1 | 1 | - |
| <i>Matricaria maritima</i> | - | 1 | 1 | - |
| <i>Melandrium album</i> | - | 1 | 1 | - |
| <i>Melica uniflora</i> | - | 1 | 1 | - |
| <i>Poa nemoralis</i> | 5 | 11 | 16 | 2 |
| <i>Polygonum lapathifolium</i> | 1 | 1 | 2 | - |
| <i>Solanum nigrum</i> | 2 | 1 | 3 | 3 |
| <i>Stellaria media</i> | 9 | 10 | 19 | 3 |
| <i>Taraxacum officinale</i> | - | 1 | 1 | - |
| <i>Turritis glabra</i> | 1 | 2 | 3 | 3 |
| <i>Typha angustifolia</i> | 6 | 13 | 19 | 3 |
| <i>Urtica dioica</i> | - | 2 | 2 | - |
| <i>Verbascum nigrum</i> | 9 | 1 | 10 | 3 |
| <i>Veronica chamaedrys</i> | 2 | 9 | 11 | 2 |
| <i>Vicia lathyroides</i> | 2 | 2 | 4 | 3 |

A cseres-tölgyesekre jellemző erdei fajok közül a *Poa nemoralis* (kb. 125 db/m²) és a *Carex muricata* (kb. 64 db/m²) magkészlete volt a legnagyobb. A faj- és egyedszám a mélységgel szignifikánsan ($p < 0,05$) csökken. A felső (0--5 cm) szintben 175, az alsóban (5--10 cm) 139 mag volt, tehát a teljes magszámnak 44%-a található az alsó szintben.

A magkészletben és a vegetációban együttesen 53 faj fordult elő 2006-ban. Csak a vegetációban 20, csak a magkészletben 18 faj, míg a közösen előforduló fajok száma 15. A Sørensen-index értéke 44%. Az előző évekre is kiszámoltuk a hasonlóságokat, ebből kiderült, hogy a mintavétel évétől eltekintve a magkészlet legjobban az 1973-as vegetációhoz hasonlít, a hasonlóság 38%. A magkészletben 16 olyan faj volt, amelyet az adott évben nem regisztráltunk a föld feletti vegetációban. Ezek közül a *Chenopodium album* és a *Typha angustifolia* fajok rendelkeztek jelentősebb magkészlettel. Megfigyelhető, hogy a vegetációban levő gyakori gyomok közül a *Chelidonium majus*-nak és a *Geranium robertianum*-nak nem mutattuk ki magkészletét.

Perzisztenciát tekintve 14 fajt nem kategorizáltunk, mivel 3-nál kevesebb maggal voltak reprezentálva. Tranziens magkészletűnek csupán a *Carex michelii*-t találtuk. A rövid-távú perzisztens kategóriát a kategorizált egyedek 17%-a alkotja (4 faj). A legtöbb faj (14) hosszú-távú perzisztens, ezek a magbank több mint 80%-át adják. A síkfőkúti erdőben megtalálható rövid- és hosszú-távú perzisztens magvak 32%-a erdei fajoktól származik, míg a fennmaradó rész gyom. A gyomok közül a *Chenopodium polyspermum*-nak a legjelentősebb a magkészlete (327 db/m²).

Értékelés

A közvetlen emberi hatásoktól mentes erdők tanulmányozása megváltoztatta azt a statikus képet, ami ritka eseményként kezeli a társulások összetételének megváltozását néhány évtizedes időperiódusban (Runkle 1982). A 100 év körüli, 3--4 évtizede közvetlen emberi beavatkozástól mentes síkfőkúti sarjerdőben gyors és jelentős átalakulási folyamatok történtek. Az 1980-as évek végére a tölgyek egyharmada elpusztult (Tóthmérész 2001). Helyüket a mezei juhar vette át. Ezzel megszűnt az állomány viszonylagos stabilitása (Jakucs et al. 1988, Kárász 2001, Tóthmérész & Jakucs 1989). A fás erdőszintek változásaira a lágyszárú szint igen érzékenyen és gyorsan válaszolt (Papp et al. 1989, Papp 2001). 1973-ban még 21% volt a lágyszárú szint borítása (Papp 1985). Az 1980-

as évek végére 6%-ra csökkent (1. táblázat). 2006-ban 8% körül volt az átlagos borítás. A lágyszárú szint a megnövekedett lombkorona borítás következtében jelentősen átalakult, ugyanis a dúsabb lombkorona nagymértékben csökkentette a bejutó fény mennyiségét, megváltoztatatta a hőmérsékleti és csapadékviszonyokat (Fisher & Binkley 2000) is. A lágyszárú szint tehát érzékenyen és csökkenéssel reagált a fás szárúak változására.

A mérsékelt övi erdők adatai alapján a síkfőkúti erdő 1270 mag/m²-es magsűrűsége alacsony. Hasonlóan alacsony, átlagosan 1362 mag/m² denzitás jellemezte a Visegrádi-hegységben vizsgált cseres-tölgyeseket is (Csontos 2006). Shiffman & Johnson (1992) csak kevesebb, mint 1 mag/m²-es sűrűséget talált virginiai tölgyesekben. Idősebb bükkösökben 1400 és 21500 (Staaft et al. 1987), míg belgiumi tölgyes-bükkösökben 12400 mag/m²-es (Bossuyt et al. 2002) magsűrűséget találtak. Egy Quebec-i mérsékelt övi lombhullató erdőben 475 és 16700 mag/m² (Leckie et al. 2000), míg egy dániaiban 2200 és 15600 mag/m² volt a magsűrűség. Tehát az áttekintett irodalomban néhány száztól néhány tízezerig terjednek a magsűrűség adatok (Csontos 2007, Ingersoll & Wilson 1990). Általános tendencia, hogy a magsűrűség a korról és természetességgel csökken (Shiffman & Johnson 1992, Thompson et al. 1997).

Eurázsia és Észak-Amerika mérsékelt övi területein végzett vizsgálatok azt mutatják, hogy az erdők magkészletét elsősorban nem az erdőre jellemző fajok alkotják (Pickett & McDonnell 1989, Thompson & Grime 1979). A síkfőkúti erdő talajában a magvak 80%-a 10 fajhoz tartozott. Közülük 4 erdei faj, 6 pedig jellemzően erdőszegélyek, tisztások és bolygatott területek növényfaja. A magkészletben a fénykedvelő *Chenopodium polyspermum* magja volt a leggyakoribb, annak ellenére, hogy a föld feletti vegetációban először csak 2006-ban felvételeztük, mindössze 0,3%-os borítással. A magkészlet nagy gyommag tartalma a szomszédos területekről való terjedéssel, korábbi művelés hatásával magyarázható, ugyanis számos gyomfaj magjának élettartama igen hosszú lehet (Canham & Marks 1985, Milberg 1995, Priestly 1986).

Irodalomból ismert, hogy fás vegetáció esetén kicsi a hasonlóság fajösszetétel tekintve a magkészlet és a növényzet között (Hopfensperger 2007, Pickett & McDonnell 1989, Schiffman & Johnson 1992, Sullivan & Ellison 2006, Thompson & Grime 1979). Hopfensperger (2007) áttekintő munkája alapján a legnagyobb hasonlósági érték is 60% alatt van. A síkfőkúti erdőben talált 44%-os hasonlóság megfelel az irodalomból ismert adatoknak. A vizsgált 33 év alatt a hasonlóságok 20 és 44% között

változtak. Ugyanebben a tartományban (24-40%) mozgott a Visegrádi-hegységben megvizsgált négy cseres-tölgyes erdő magbankjának hasonlósága is a föld feletti vegetációval összehasonlítva (Csontos 2006). A magbank mintavétel évétől eltekintve az 1973-as év lágyszárú összetételéhez hasonlított leginkább a magkészlet, a hasonlóság 38%.

Bossuyt és munkatársai (2002) vizsgálatai alapján a lombkoronaszint felnyílása esetén a magkészletből jelentősebb sűrűségben csírázó gyomok válhatnak dominánssá a lágyszárú szintben a csekély borítással és magkészlettel rendelkező erdei fajokkal szemben. A síkfőkúti erdő magkészlete a fapusztulással járó lombzat átstrukturálódása után azonban alig aktiválódott, mivel a cserjeszint még sűrűbbé vált. A cserjeszint megnövekedett borítása akadályozta a csírázásukhoz általában fényt igénylő magok csírázását. A kisszámú kicsírázott gyommag ugyanakkor csökkentette az erdő aljnövényzetének természetességét. Az erdei lágyszárúak jelentőségének növekedése hosszútávon sem várható a magkészletből, mivel annak jelentős részét ruderalis fajok alkotják. A jelenlegi magkészlet nem nyújt elégséges propagulum forrást a korábban jellemző erdei lágyszárú növényzet regenerálódásához. Hosszabb távon a cserjeszint öngyérülése segítheti a lágyszárú szint borításának növekedését. A jelenlegi sűrűségű cserjeszint alatt elsősorban egyes erdei fajok vegetatív szaporodásának intenzívebbé válásától várhatjuk a lágyszárú szint lassú regenerálódását.

Irodalomjegyzék

- Aude, E. & Lawesson, J. E. (1998): Vegetation in Danish beech forests: the importance of soil, microclimate and management factors, evaluated by variation partitioning. – *Plant Ecol.* **134**: 53--65.
- Bossuyt, B. & Hermy, H. (2001): Influence of land use history on seed banks in European temperate forest ecosystems: a review. – *Ecography* **24**: 225--238.
- Bossuyt, B., Heyn, M., Hermy, M. (2002): Seed bank and vegetation composition of forest stands of varying age in central Belgium: consequences for regeneration of ancient forest vegetation. – *Plant Ecol.* **162**: 33--48.
- Canham, C. D & Marks, P. L. (1985): The response of woody plants to disturbance, patterns of establishment and growth. – In: Pickett, S. T. A., White, P. S. (szerk.): *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, New York, pp. 197--216.

- Csapody, V. (1968): *Keimlingsbestimmungsbuch der Dicotyledonen*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Csontos, P. (1996): *Az aljnövényzet változásai cseres-tölgyes erdők regenerációs szukcessziójában*. Scientia Kiadó, Budapest.
- Csontos, P. (2001): *A természetes magbank kutatásának módszerei*. Scientia Kiadó, Budapest
- Csontos, P. (2006): *A magbank-ökológia alapjai, a hazai flóra magökológiai vizsgálata*. Akadémiai doktori értekezés, MTA Kézirattár, Budapest.
- Csontos, P. (2007): Seed banks: ecological definitions and sampling considerations. – *Community Ecol.* **8**: 75--85.
- Eriksson, O. (1995): Seedling recruitment in deciduous forest herbs: the effect of litter, soil chemistry and seed bank. – *Flora* **190**: 65--70.
- Halpern, C. B., Evans, S. A., Nielson S. (1999): Soil seed banks in young closed-canopy forests of the Olympic Peninsula, Washington: potential contributions to understory reinitiation. – *Can. J. Bot.* **77**: 922--935.
- Hopfensperger, K. (2007): A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. – *Oikos* **116**: 1438--1448.
- Fisher, R. F. & Binkley, D. (2000): *Ecology and Management of Forest Soils*. – Wiley, New York.
- Ingersoll C. A. & Wilson M. V. (1990): Buried propagules in an old-growth forest and their response to experimental disturbances. – *Can. J. Bot.* **68**: 1156--1162.
- Jakucs, P., Berki, I., Holes, L. & Tóthmérész, B. (1988): Lokale industrielle Emission und Waldschäden in Nordungarn I. Problemstellung, Ausgang-Hypothese und zusammenfassende Wertung. *Acta Botanica Hungarica* **34**: 11--24.
- Kalamees, R. & Zobel, M. (1998): Soil seed bank composition in different successional stages of a species rich wooded meadow in Laelatu, western Estonia. – *Acta Oecol.* **19**: 175--180.
- Kárász, I. (2001): A síkfőkúti erdő cserjeszintjének strukturális változásai. – In: Borhidi-Botta-Dukát (szerk.): *Ökológia az ezredfordulón I.* Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, pp. 213--223.
- Kotroczó, Zs., Krakomperger, Zs., Koncz, G., Papp, M., Bowden, R. D., Tóth, J. A. (2007): Egy cseres-tölgyes erdő fafaj-összetételének és strukturájának hosszú távú változása (Síkfőkút Project). – *Természetvédelmi Közlemények* **13**: 93--100.
- Kotroczó, Zs., Fekete, I., Tóth, J. A., Tóthmérész, B., Balázsy, S. (2008): Effect of leaf- and root-litter manipulation for carbon-dioxide efflux in forest soil. – *Cereal Res. Commun.* **36**: 663--666.

- Krakomperger, Zs., Tóth, J. A., Varga, Cs., Tóthmérész, B. (2008): The effect of litter input on soil enzyme activity in an oak forest. – *Cereal Res. Commun.* **36**: 322--326.
- Leckie, S., Vellend, M., Bell, G., Waterway, M. J., Lechowicz, M. J. (2000): The seed bank in an oldgrowth, temperate deciduous forest. -- *Can. J. Bot.* **78**: 181--192.
- Milberg, P. (1995): Soil seed bank after eighteen years of succession from grassland to forest. -- *Oikos* **72**: 3--13.
- Papp, M. (1985): Phytomass and production of herbs. In: Jakucs, P. (ed.): *Ecology of an oak forest in Hungary. Results of „Síkfőkút project”*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 180--208.
- Papp, M., Jakucs, P. and Tóthmérész, B. (1989): Herb layer deterioration in a forest (North Hungary). In: Bohác, J. and Ruzicka, V. (eds.), *Proceedings of the 5th International Conference Bioindicators Deterioration of Regionis I.*, Ceske Budejovice, CSSR, 1: 67--71.
- Papp, M. (2001): Változások a lágyszárú növényzetben a síkfőkúti cseres-tölgyes erdőben és környékén 25 év távlatában. – In: Borhidi A. & Botta-Dukát Z. (szerk): *Ökológia az ezredfordulón I.* Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, pp. 223--231.
- Pickett, S. T. A. & McDonnell, M. J. (1989): Seed bank dynamics in temperate deciduous forest. – In: Leck, M. A., Parker, V. T., Simpson, R. L. (eds) *Ecology of Soil Seed Banks*. Academic Press, Inc., London, pp. 123--145.
- Priestly, D. A. (1986): *Seed aging: implications for seed storage and persistence in the soil*. – Cornell University Press, Ithaca, New York.
- Runkle, J. R. (1982): Patterns of disturbance in some old-growth mesic forests of Eastern North America. – *Ecology* **63**: 1533--1546.
- Schiffman, P. & Johnson, W. C. (1992): Sparse buried seed bank in a Southern Appalachian oak forest: Implication for succession. – *Am. Midl. Nat.* **127**: 258--267.
- Simon, T. (2000): A magyarországi edényes flóra határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Staaf H., Jonsson, M. and Olsen, L. G. (1987): Buried germinative seeds in mature beech forests with different herbaceous vegetation and soil types. -- *Holar. Ecol.* **10**: 268--277.
- Sullivan, K. A. & Ellison, A. M. (2006): The seed bank of hemlock forests: implications for forest regeneration following hemlock decline. – *J. Torrey Bot. Soc.* **133**: 393--402.
- Templeton & Levin (1979): Evolutionary consequence of seed pools. – *Am. Nat.* **114**: 232--249.

- ter Heerdt, G. N. J., Verweij, G. L., Bekker, R. M., Bakker, J. P. (1996): An improved method for seed bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. – *Funct. Ecol.* **10**: 144--151.
- Thompson, K. & Grime, J. P. (1979): Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. – *J. Ecol.* **67**: 893--921.
- Thompson, K. (1992): The functional ecology of seed banks. – In: Fenner, M. (ed.) *Seed and ecology of regeneration in plant communities* pp. 231--257.
- Thompson, K., Bakker, J. P., Bekker, R. M. (1997): *The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity*. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Tóthmérész, B. (2001): A síkfőkúti erdő fapusztulási dinamikájának monitoringja. In: Borhidi A. és Botta-Dukát Z. (szerk.): *Ökológia az ezredfordulón I.* Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, pp. 211--212.
- Tóthmérész, B. and Jakucs, P. (1989): Damage estimation of an oak forest (*Quercetum petraeae-cerris*). In: Bohác, J. and Ruzicka, V. eds., *Proceedings of the 5th International Conference Bioindicators Deteriorationis Regionis I.*, Ceske Budejovice, CSSR, 1: 72--77.
- Warr, J. S., Kent, M., Thompson, K. (1994): Seed bank composition and variability in five woodlands in southwest England. – *J. Biogeog.* **21**: 151--168.

Soil seed bank in a North-Hungarian oak forest

Gábor Koncz^{1,2}, Mária Papp¹, Péter Török², Zsolt Kotroczó³,
Zsolt Krakomperger² and Gábor Matus¹

¹University of Debrecen, Department of Botany, H- 4032 Debrecen Egyetem tér 1.

²University of Debrecen, Department of Ecology, H- 4032 Debrecen Egyetem tér 1.

³Collage of Nyíregyháza, Biological Institute, H-4400 Nyíregyháza Sóstói út 31/B.

Corresponding author: Gábor Koncz, University of Debrecen, Department of Ecology,
H- 4032 Debrecen, Egyetem tér 1., fax: +36/52-431-148, tel.: +36/52-512-900, e-mail:
konczgabo@freemail.hu

Abstract: The tree decay started in the 80's restructured the forest of the Síkfőkút Project. The cover of the shrub layer increased, while the herb's cover decreased. The herb layer cover was 21% in 1973. This decreased to 6% by 1988, and it remained under 8%. We examined the herb seed bank of the forest with germination method. Our objective was to answer how dense was the seed bank of the forest, what was the similarity to the vegetation and what role plays in the regeneration of the forest herb layer. We found relatively low seed bank density with ca. 1270 seed/m². There were 314 individuals of 33 species germinated from the seed concentrated soil samples. The similarity (Sørensen-index) between the aboveground and belowground vegetation was 44%. The 80% of seeds was ruderal in the soil samples. 86% of them were long-term persistent. The most frequent was the *Chenopodium polyspermum*, probably reflecting the agricultural activity near the area. Our results suggest that the forest herb species form a low dense transient and short-term persistent seed bank (ca. 120 seeds/m²).

Keywords: vegetation dynamic, forest herbs, germination, seed-persistence, seed density

Egy cseres–tölgyes lágyszárú növényzetének válasza avarmanipulációra

Papp Mária¹, Koncz Gábor^{1,2}, Kotroczó Zsolt³, Krakomperger
Zsolt², Schellenberger Judit¹ és Tóth János Attila²

¹*Debreceni Egyetem Növénytan Tanszék
4032 Debrecen Egyetem tér 1.*

²*Debreceni Egyetem Ökológiai Tanszék
4032 Debrecen Egyetem tér 1.*

³*Nyíregyházi Főiskola, Biológiai Intézet
4400 Nyíregyháza Sóstói út 31/B.
4032 Debrecen Egyetem tér 1.; Fax: (52) 512–943;
E-mail: riapap@puma.unideb.hu*

Összefoglaló: Ökoszisztémákban, így az erdőkben is a növényi avar mennyisége és eloszlása befolyásolja a talaj mikrobiális folyamatait, így annak kémiai tulajdonságait, de a növényzet struktúráját is. Ennek vizsgálatára 2000-ben hosszú távra avarmanipulációs kísérleteket állítottunk be (Tóth *et al.* 2007) az északmagyarországi síkfőkúti cseres–tölgyes erdőben. A kísérleti rendszer 7x7 m-es tartós parcelláiban három éven keresztül vizsgáltuk a lágyszárú növényzet választását az egyes kezelésekre. Azokban a parcellákban, ahol az avar mennyiségét megnöveltük, kis mértékű fajsza- és borításnövekedést tapasztaltunk. Ezzel szemben az avartól megfosztott parcellákon jelentős változások voltak. Ott, ahol az avareltávolítás nem járt együtt a fás szárú növényzet eltávolításával, csak a fajsza emelkedett szignifikánsan. Ahol a fásszárúak eltávolítása és a parcellák „körbeszigetelése” miatt a lecsökkent transpiráció a talajt szinte folyamatosan nedvesen tartotta, mind a borítás, mind a fajsza ugrásszerűen megnőtt. A talaj magbankja aktivizálódott. A gyomfajok térhódítása figyelhető meg, miközben az erdő élő fajai visszaszorultak. Eredményeink igazolják az avar szerepét az erdő természetességének megőrzésében, és az elfekvő magkészlet gyors aktiválódását kezelések/bolygatások hatására.

Kulcsszavak: avarkezelések, lágyszárú borítás, fajsza, magkészlet

Nomenklatúra: Simon (2000)

Bevezetés

A növényi avar mennyiségének, minőségének, felhalmozódásának és lebomlásának fontos szerepe van a vegetáció struktúrájának kialakításában (Facelli & Pickett 1991a, Grime 1979, Suding & Goldberg 1999). Különösen fontos ez mérsékelt övi erdei társulásokban. Az avar többek között csökkenti a felszínre jutó fény mennyiségét, a fölötte lévő lombzattal együtt megváltoztatja annak spektrális összetételét (Jankowska–Błaszczuk & Grubb 2006, Knapp & Seastedt 1986), hatással van a vízháztartásra és a tápanyagciklusra (Fowler 1986, Knapp & Seastedt 1986), valamint befolyásolja a talaj hőmérsékletét (Beatty & Sholes 1988, Tóth *et al.* 2007, Watt 1970). Befolyásolja a növények csírázását, a csíranövények megmaradását és a megtelepedést (Grime 1979, Goldberg & Werner 1983, Hamrick & Lee 1987, Thompson *et al.* 1977, Xiong & Nilsson 1999).

Egy észak–magyarországi cseres–tölgyes erdőben 2000–ben hosszú távra tervezett avarmanipulációs vizsgálatok indultak annak tanulmányozására, hogy a növényi avar mennyisége és minősége hogyan befolyásolja a talaj szerves anyag felhalmozódását és dinamikáját. Ezen túl, hogyan hat az avar a talajhőmérsékletre, egyes enzimek aktivitására, a mikroorganizmusokra, a nitrogén ciklusra és a talajlégzésre (Holub *et al.* 2005, Kotroczó *et al.* 2008, Nadelhoffer *et al.* 2004, Tóth *et al.* 2007). Jelen dolgozatban a lágyszárú növényzet változását mutatjuk be a parcellák beállítását követő három évben. Arra a kérdésre keressük a választ, hogy milyen hatása van a különböző (avar) kezeléseknél a lágyszárú növényzetre, valamint, hogy a megváltozott fényviszonyok, talajnedvesség és a csökkentett gyökér kompetíció hogyan mozgósítják a talaj magkészletét.

Módszerek

A kísérletek beállítása 2000–ben történt az észak–magyarországi Síkfőkút Projekt (Jakucs 1985) klímazonális cseres–tölgyes (*Quercetum petraeae–cerris*) erdejében (Papp & Jakucs 1976) a DIRT (Detritus Input and Removal Treatment) Projekt (Kotroczó *et al.* 2008, Tóth *et al.* 2007) keretében. 7x7 méteres tartósan kijelölt parcellákban háromszoros ismétlésben 5 kezelés történik, 3 kontroll négyzet kíséretében. Két kezelés esetében (nincs gyökér–NGY– és nincs input–NI–) a parcellákat 1 méter mélyen körülárkoltuk és 0,6 mm vastag polietilén fóliával kizártuk a gyökerek benövését. Emellett eltávolítottuk a földfelszíni fásszárú vegetációt. A nincs input parcellákban

az avar eltávolítása évenként lombhullás után történik. A nincs avar (NA) parcellák kezelése csupán a föld feletti avar évenkénti eltávolítása. A dupla avar (DA) parcellák folyamatosan megkapják a nincs avar parcellákról összegyűjtött avarmennyiséget (kb. 150 kg/év/parcella). A dupla fa (DF) parcellákban az avar kb. 17 kg fásodott törmelék hozzáadásával évente növeljük.

A földfeletti lágyszárú vegetáció fajszám és borítás felmérését először a parcellák beállításakor, 2000 őszén végeztük el. A felméréseket 2001 és 2003 között tavaszi és nyár eleji időszakokban megismételtük. Az értékeléskor az évenkénti kétszeri felmérések összesített fajlistáival és az átlagborítással dolgoztunk. A természetesség megítéléséhez Borhidi (1995) munkáját használtuk. A statisztikai elemzésnél ANOVA varianciaanalízist és Tukey tesztet alkalmaztunk.

Eredmények

A kontroll parcellákban a három év alatt nem volt szignifikáns változás sem a fajszámban sem a borításban (1. táblázat). A domináns *Melica uniflora* mellett a három év során további 10 faj fordult elő. Ezek két, 2002-től néhány egyeddel megjelent egyéves faj kivételével (*Galium aparine* és *Stellaria media*), mind az erdő megszokott élő lágyszárúi (*Asarum europaeum*, *Dictamnus albus*, *Fallopia convolvulus*, *Galium mollugo*, *Lathyrus vernus*, *Poa nemoralis*, *Symphytum nodosum*, *Viola hirta*).

1. táblázat. A síkfőkúti erdő kísérleti parcelláinak átlagos lágyszárú borítása (%) és fajszáma (db) 2000 és 2003 között. Kezelések: DA= dupla avar, DF= dupla fa, NA= nincs avar, NGY= nincs gyökér, NI= nincs input. A különböző betűk szignifikáns különbséget jelölnek ($p < 0,05$, ANOVA, Tukey teszt).

| | | Kontroll | DA | DF | NA | NGY | NI |
|---------|------|----------|------|------|-------|-------|-------|
| Borítás | 2000 | 3,5a | 5,7a | 0,4a | 1,3a | 6,3a | 3,7a |
| | 2001 | 4,4a | 6,6a | 2,7a | 8,0a | 50,2b | 62,8b |
| | 2002 | 4,2a | 9,1a | 8,3a | 8,5a | 74,7b | 69,8b |
| | 2003 | 4,3a | 8,3a | 3,7a | 11,2a | 83,3b | 44,0b |
| Fajszám | 2000 | 2a | 6a | 2a | 6a | 9a | 3a |
| | 2001 | 4a | 10a | 5a | 14a | 45b | 57b |
| | 2002 | 7a | 16a | 10a | 21ab | 51b | 52b |
| | 2003 | 4a | 7a | 9a | 35b | 36c | 35b |

A dupla avar parcellákban egyéves faj szintén csak 2002-ben jelent meg, az *Alliaria petiolata*. A degradációra utaló fajok borítása kismértékben emelkedett (0,6%–ról 3%–ra), ahogyan az erdei fajok borítása is (5,3%–ról 8,5%–ra) (2. táblázat). A *Melica uniflora*, a *Carex muricata* és a *Galium schultesii* voltak a vezérfajok (3. táblázat). Sem a fajszám, sem a borítás változása nem volt szignifikáns (1. táblázat).

2. táblázat. A kísérleti parcellák lágyszárú növényzetének értékelése 2000 és 2003 között a fajok tömegessége (borítás – %) alapján. Term.= természetes állapotra utaló fajok borítása, Degrad.= degradációra utaló fajok borítása. Kezelések: DA= dupla avar, DF= dupla fa, NA= nincs avar, NGY= nincs gyökér, NI= nincs input.

| | | Kontoll | DA | DF | NA | NGY | NI |
|---------|------|---------|-----|-----|------|------|------|
| Egyéves | 2000 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,2 | 0,0 |
| | 2001 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 2,7 | 17,6 | 39,2 |
| | 2002 | 0,3 | 0,2 | 0,3 | 1,4 | 38,0 | 45,1 |
| | 2003 | 0,2 | 0,0 | 0,3 | 1,0 | 72,9 | 69,1 |
| Évelő | 2000 | 3,5 | 5,7 | 0,4 | 1,3 | 6,1 | 3,7 |
| | 2001 | 4,4 | 6,6 | 2,7 | 5,3 | 32,7 | 23,6 |
| | 2002 | 3,9 | 9,0 | 8,0 | 7,0 | 36,7 | 24,8 |
| | 2003 | 4,2 | 8,3 | 3,3 | 10,2 | 10,4 | 4,3 |
| Term. | 2000 | 3,5 | 5,3 | 0,4 | 1,3 | 5,9 | 3,7 |
| | 2001 | 4,4 | 5,9 | 2,7 | 4,8 | 28,7 | 19,7 |
| | 2002 | 3,9 | 8,5 | 7,9 | 4,8 | 30,8 | 22,2 |
| | 2003 | 4,2 | 5,3 | 3,1 | 7,6 | 4,7 | 2,8 |
| Degrad. | 2000 | 0,0 | 0,4 | 0,0 | 0,1 | 0,4 | 0,0 |
| | 2001 | 0,0 | 0,7 | 0,0 | 3,2 | 21,6 | 43,1 |
| | 2002 | 0,3 | 0,6 | 0,4 | 3,5 | 43,9 | 47,7 |
| | 2003 | 0,2 | 3,0 | 0,6 | 3,6 | 78,6 | 71,1 |

A dupla fa parcellákon a kezelés hatására a borítás folyamatosan emelkedett, majd a harmadik évben a második évi borításnak kevesebb, mint felére esett vissza (1. táblázat). A változások nem voltak szignifikánsak. Itt is mindvégig az évelő és a természetes állapotokat jelző fajok domináltak.

A nincs avar parcellákon a bolygatás (greblyezés) hatására és az eltávolított avartakaró miatt a természetességre utaló fajok (*Ajuga genevensis*, *Galium schultesii*, *Melica uniflora* stb.) mellett megjelentek a degradációt jelző egyévesek (pl. *Chenopodium album*, *Chenopodium urbicum*, *Conyza*

3. táblázat. A kezelt parcelláink legtömegesebb fajainak borításváltozása (%) 2000 és 2003 között. Kezelések: DA= dupla avar, DF= dupla fa, NA= nincs avar, NI= nincs input, NGY= nincs gyökér.

| | | Kontroll | DA | DF | NA | NGY | NI |
|----------------------------|------|----------|-----|-----|-----|------|------|
| Melica uniflora | 2000 | 3,3 | 3,7 | 0,3 | 1,2 | 4,3 | 3,0 |
| | 2001 | 3,0 | 3,8 | 2,3 | 3,0 | 18,3 | 6,7 |
| | 2002 | 3,3 | 7,0 | 7,0 | 1,7 | 13,3 | 7,7 |
| | 2003 | 4,0 | 5,0 | 2,3 | 3,0 | 1,7 | 0,7 |
| Alliaria petiolata | 2000 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 2001 | 0 | 0 | 0 | 1,2 | 2,2 | 17,3 |
| | 2002 | 0 | 0,2 | 0,2 | 0,7 | 6,3 | 20 |
| | 2003 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,1 |
| Fallopia convolvulus | 2000 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 2001 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,6 | 0 |
| | 2002 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1,0 | 0 |
| | 2003 | 0 | 0 | 0 | 0,2 | 36,7 | 0 |
| Galium aparine | 2000 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 2001 | 0 | 0 | 0 | 0,7 | 4,2 | 4,3 |
| | 2002 | 0,2 | 0 | 0 | 0,2 | 7,7 | 6,0 |
| | 2003 | 0,2 | 0 | 0,3 | 0,2 | 7,0 | 2,0 |
| Chenopodium polyspermum | 2000 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 2001 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,2 | 3,2 |
| | 2002 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2,3 | 2,3 |
| | 2003 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5,7 | 15,0 |
| Stellaria media | 2000 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 2001 | 0 | 0 | 0 | 0,3 | 1,1 | 2,3 |
| | 2002 | 0,2 | 0 | 0 | 0 | 2,8 | 0,7 |
| | 2003 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11,7 | 3,0 |
| Ajuga genevensis | 2000 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 2001 | 0 | 0 | 0 | 0,5 | 5,3 | 1,0 |
| | 2002 | 0 | 0,1 | 0 | 0,8 | 9,0 | 2,2 |
| | 2003 | 0 | 0 | 0 | 1,0 | 1,3 | 0,3 |
| Chenopodium album | 2000 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 2001 | 0 | 0 | 0 | 0,3 | 0,2 | 2,8 |
| | 2002 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0,3 | 5,0 |
| | 2003 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3,4 | 5,0 |

| | | | | | | | |
|----------|------|---|-----|-----|-----|-----|-----|
| Arctium | 2000 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| lappa | 2001 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3,0 | 2,3 |
| | 2002 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3,0 | 2,3 |
| | 2003 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3,3 | 0 |
| Carex | 2000 | 0 | 0,4 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| muricata | 2001 | 0 | 0,3 | 0 | 0,3 | 2,3 | 0,3 |
| | 2002 | 0 | 0,3 | 0 | 0,8 | 0,3 | 0,5 |
| | 2003 | 0 | 3,0 | 0,2 | 1,7 | 0,3 | 0 |

canadensis, *Stellaria media*) is. A fajszámban szignifikáns ($p < 0,01$) emelkedés figyelhető meg, 6–ról 35–re, és a borításban is, 1,3%–ról 11,2%–ra.

A nincs gyökér és a nincs input parcellákban a fajszám és borítás szignifikáns növekedése ($p < 0,01$) szemmel látható, már az első évben. A nincs gyökér parcellákon a borításnövekedés folyamatos, míg a fajszám a harmadik évben már visszaesik. A nincs input parcellákban mind a borítás, mind a fajszám visszaesik a harmadik évre (1. táblázat). A kísérlet kezdetekor a 3–6%–os lágyszárú borítás sokszorosára (8–20–szorosára) növekedett (1. táblázat). A megtisztított parcellákat az erdőben szokatlan tömegben nőttek be a lágyszárúak, olyan fajok is, amelyek a körülárkolt parcellákon kívül az erdőben nem fordulnak elő (*Chenopodium spp.*, *Carduus acanthoides*, *Euphorbia polychroma*, *Erechtites hieracifolia*, *Papaver rhoeas*, *Plantago spp.*, *Silene vulgaris*, *Solidago canadensis*, *Onopordum acanthium*, stb.). Az új fajok tömege egyéves volt. A borítás a nincs gyökér parcellákban 2001–re átlagosan százszorosára nőtt, a nincs input parcellában 2003–ra 70% körüli maximumot mutatott (2. táblázat). A tömeges fajok gyomok: pl. *Alliaria petiolata*, *Arctium lappa*, *Chenopodium album*, *Chenopodium polyspermum*, *Galium aparine*, *Stellaria media*. Az élőlő erdei fajok közül a *Melica uniflora* borítása maradt jelentős, de tömege messze elmaradt néhány újként megjelent faj borítása mögött (3. táblázat).

Értékelés

A növényi avarnak jelentős hatása van az erdők regenerálódására. Mechanikailag gátolhatja a fásszárúak csírázást vagy el is pusztíthatja a csíranövények egy részét. Nagyszámú ilyen irányú vizsgálatról lehet olvasni a szakirodalomban (Clark & Clark 1989, Denslow *et al.* 1991, Facelli & Pickett 1991a,b; Vázquez–Yanes, C. & Orozco–Segovia 1992, Vitousek 1984, Xiong & Nilsson 1999 stb.). Ugyanakkor az avar meg-

növekedése a talajfelszínen irodalmak szerint nem feltétlenül szorítja vissza a lágyszárúakat. Dupla avar parcelláinkon mi is kisebb növekedést tapasztaltunk mind fajszámban, mind borításban. A megnövekedett szerves anyag több vonatkozásban segítheti a lágyszárúak csírázását és fejlődését. Például jobb magcsapda, jobb mag- és csíranövény védelmező, megvédi a magvakat a predátoroktól (Shaw 1968, Sydes & Grime 1981ab), csökkenti egyes magvak esetében a hideg kedvezőtlen hatását (Heady 1956, Watt 1974), száraz időszakokban hosszabb ideig megtartja a vizet (Fowler 1986), tápanyagot szolgáltat (Facelli & Pickett 1991a) és megvédi a propagulumokat a mélyre mosódástól (Xiong és Nilsson 1997). Kísérletünkben a lombavar és a holt faanyag ráhordásával plusz propagulumokat juttathattunk a parcellákba, de az avar kedvező hatásai érvényesülhettek a meglévő propagulumok jobb megmaradásában és csírázásában is. Erdei és gyomfajok egyaránt megjelentek az avarráhordás után. Egyes gyommagok jobb pozícióba kerülhettek fény szempontjából az avarréteg bolygatásával, mások rosszabba (Monk & Gabrielson 1985). A csomósan növényező évelő fű- és sásfajok, pl. a *Poa nemoralis* és a *Carex muricata* is sikereesebbek voltak ott, ahol vastagabb volt az avartakaró és ezáltal gazdagabb a talaj tápanyagtartalma, ahogyan ezt Monk & Gabrielson (1985) is kimutatták. A tölgyerdők jellemző árnyék-félárnyék növénye, a *Melica uniflora* a kettőzött avarmennyeségű parcellákban is megmaradt, sőt borítása növekedett. A jó árnyéktűrés, a vegetatív szaporodás és az avartöbblettel bevitt propagulum együttesen járulhattak hozzá a növekedéséhez.

A nincs gyökér és nincs input négyzetek 1 m mélyen körbeárkoltak, nincsenek benne élő fásszárúak, a transpiráció ezért erősen lecsökkent, a talaj szinte folyamatosan nedves. A fény is megnövekedett és a szabadabb légmozgás (cserjeszint hiánya) miatt megnőtt az új propagulumok bekerülésének esélye is. Ezek következményeként a második évre a parcellákon már 70% körüli volt a lágyszárú borítás (1. táblázat). A fajsám a parcellák telepítésekor átlagosan 6 volt, ami később 50 felé emelkedett. A nincs gyökér parcellák indultak nagyobb fajszámmal és borítással, az utóbbi 2003-ra túllépte a 80%-ot. A parcellákban a degradációt jelző fajok borítása a teljes borítás 80%-a körül volt, és ezt alapvetően az egyéves fajok adták, az árnyéktűrő évelő erdei fajokat visszaszorítva. A változások igazolják Monk (1983) és Monk & Gabrielson (1985) megállapítását, hogy az egyéves növények többségének csírázásához fényre van szükség, emiatt a vastagabb avartakaró és a lombkorona árnyékolása az erdőkben a természetes fajösszetétel fenntartását segíti elő, ezáltal

a természetes társulásdinamikai folyamatoknak kedvez. Ugyanakkor az avar megnyitása, bolygatása elősegítheti a faji diverzitás növekedését is, és ezzel esetenként a vegetáció kedvező irányban való fejlődését is (Carson & Peterson 1990, Foster & Gross 1998). A nincs gyökér és nincs input parcellákban a magkészlet nagy része a kedvező talajnedvesség és a lecsökkent gyökér kompetíció hatására az első évben már aktiválódott. Hozzájárult ehhez a felszíni fás vegetáció eltávolításával, valamint a nincs input parcella esetében az avareltávolítással járó bolygatás is. A több fény is kedvezően hatott a magvak csírázására.

A nincs avar négyzeteken a felszíni bolygatás (avarletisztítások és ezáltal a legfelső talajréteg enyhe zavarása) és a talajra jutó több fény 2003-ra 8–9 szeresére növelte a borítást (11%-ra), a fajszám pedig 6-ról fokozatosan 35-re emelkedett (1. táblázat). A parcellákon a degradációs fajok száma 4-ről 29-re nőtt, azonban mindvégig az árnyékos klímához jobban alkalmazkodó erdei élő fajok maradtak tömegesek. Az avartakaró nélküli csupasz talajfelületen a gyomok jó csírázása azonban itt is egyértelmű volt. A tranziens magkészletű gyomok sem hoztak az árnyékos körülmények között kellő számú magot az utánpótláshoz, nem válhattak tömegessé.

Minden kezelés hatására nőtt a degradációt jelző fajok (Borhidi 1995) száma és borítása, de igen nagy mértékben csak a nincs input és nincs gyökér parcellákban (2. táblázat). Legnagyobb tömegben a perzisztens magkészletű gyomok csíráztak pl. *Chenopodium album*, *Chenopodium polyspermum*, *Stellaria media* (3. táblázat). Ebben az erdőben 2006-ban végzett magbank vizsgálataink is igazolták, hogy az erdő talajában igen nagyszámú a perzisztens gyommag. A *Chenopodium polyspermum* négyzetméterenkénti magszáma a legnagyobb volt a magkészletben, 327 db/m² (Koncz 2007), ami alapján feltételezzük, hogy, az erdő területén korábban mezőgazdasági tevékenység, pl. szőlőművelés is lehetett. A fentiek alapján azt mondhatjuk, hogy az erdőben a kezelt parcellák új összetételű vegetációját alapvetően a talaj magkészlete határozta meg. Eredményeink azt is igazolták, hogy az avartakaró érintetlensége és vastagságának növekedése pozitív hatással van többek között az erdő lágyszárú növényzetének természetességére is.

Irodalomjegyzék

- Beatty, S. W. & Sholes, O. D. V. (1988): Leaf litter effects on plant species composition of deciduous forest treefall pits. – *Can. J. Forest Res.* **18**: 553–559.
- Borhidi, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. – *Acta Botanica Hungarica* **39**: 97–181.
- Carson, W. P. & Peterson, C. J. (1990): The role of litter in an oldfield community: impact of litter quantity in different seasons on plant species richness and abundance. – *Oecologia* **85**: 8–13.
- Clark, D. B. & Clark, D. A. (1989): The role of physical damage in the seedling mortality regime of a neotropical rain forest. – *Oikos* **55**: 225–230.
- Denslaw, J. S., Newell, E., Ellison, A. M. (1991): The effect of understory palms and cyclanths on the growth and survival of Inga seedlings. – *Biotropica* **23**: 225–234.
- Facelli, J. M. & Pickett, S. T. A. (1991a): Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. – *Bot. Rev.* **57**: 1–32.
- Facelli, J. M. & Pickett, S. T. A. (1991b): Plant litter: light interception and effects on an oldfield plant community. – *Ecology* **72**: 1024–1031.
- Foster, B. L. & Gross, K. L. (1998): Species richness in a successful grassland: effects of nitrogen enrichment and plant litter. – *Ecology* **79**: 2593–2602.
- Fowler, N. L. (1986): Microsite requirements for germination and establishment of three grass species. – *Am. Mid. Nat.* **115**: 131–145.
- Goldberg, D. E. & Werner, P. A. (1983): The effects of size of opening in vegetation and litter cover on seedling establishment of goldenrods (*Solidago spp.*). – *Oecologia* **60**: 149–155.
- Grime, J. P. (1979): *Plant Strategies and Vegetation Processes*. Wiley, New York
- Hamrick, J. L. & Lee, M. J. (1987): Effects of soil surface topography and litter cover on germination, survival and growth of musk thistle. – *Am. J. Bot.* **74**: 451–457.
- Heady, H. F. (1956): Changes in the central California annual plant community induced by the manipulation of natural mulch. – *Ecology* **37**: 798–811.
- Holub, S. M., Lajtha, K., Spears, J. D. H., Tóth, J. A., Crow, S. E., Caldwell, B. A., Papp, M., Nagy, P. T. (2005): Organic matter manipulations have little effect on gross and net nitrogen transformations in two temperate forest mineral soils in the U.S.A and Central Europe. – *Forest Ecol. Manag.* **214**: 320–330.

- Jakucs P. (szerk.) (1985): *Results of „Síkfőkút Project”*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Jankowska-Blaszczuk, M. & Grubb, P. J. (2006): Perspectives in Plant Ecology. – *Evol. Syst.* **8**: 3–21.
- Knapp, A. K. & Seastedt, T. R. (1986): Detritus accumulation limits productivity of tallgrass prairie. – *Bioscience* **36**: 622–668.
- Koncz, G (2007): Klímazonális tölgyerdő lágyszárú növényzetének hosszútávú változása és magkészlete. *Diplomadolgozat*
- Kotroczó, Zs., L. Halász, J., Krakomperger, Zs., Fekete, I., D. Tóth, M., Vincze, Gy., Varga, Cs., Balázsy, S., Tóth, J. A. (2008): Erdőtalaj szerves–anyag mennyiségének változása avarmanipulációs kísérletek hatására (Síkfőkút Project). – *Talajvédelem Különszám* 431–440.
- Monk, C. D. & Gabrielson, F. C. Jr. (1985): Effect of shade, litter and root competition on old field vegetation in South Carolina. – *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **112**: 383–392.
- Monk, C. D. (1983): Relationship of life forms and diversity in old–field succession. – *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **110**: 449–453
- Nadelhoffer, K., Boone, R., Bowden, R. D., Canary, J., Kaye, J., Micks, P., Ricca, A., McDowell, W., Aitkenhead, J. (2004): The DIRT experiment. In: Foster, D. R., Aber, D. J. (eds) *Forests in Time*. Yale University Press, Michigan.
- Papp, M. & Jakucs, P. (1976): Phytozönológische Charakterisierung des Quercetum petraeae–cerris Waldes des Forschungsgebists "Síkfőkút Project" und serier Undebung. – *Acta Biol. Debrecina* **13**: 109–119.
- Shaw, M. W. (1968): Factors affecting the regeneration of sessile oak (*Quercus petraea*) in North Wales. 11. Acorn losses and germination under field condition. – *J. Ecol.* **56**: 647–666.
- Simon, T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Suding, K. N. & Goldberg, D. E. (1999): Variation in the effects of vegetation and litter on recruitment across productivity gradients. – *J. Ecol.* **87**: 436–449.
- Sydes, C. & Grime, J. P. (1981a): Effets of leaf litter on herbaceous vegetation in deciduous woodland. I. Field investigations. – *J. Ecol.* **69**: 237–248.
- Sydes, C. & Grime, J. P. (1981b): Effect of tree leaf litter on herbaceous vegetation in the deciduous woodlands. II. An experimental investigation. – *J. Ecol.* **69**: 249–262.
- Thompson, K., Grime, J. P., Mason, G. (1977): Seed germination in response to diurnal fluctuations of temperature. – *Nature* **267**: 147–149.

- Tóth, J. A., Lajtha, K., Kotroczó, Zs., Krakomperger, Zs., Caldwell, B., Bowden, R. D., Papp, M. (2007): The effect of climate change on soil organic matter decomposition. – *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* **3**: 75–85.
- Vázquez–Yanes, C. & Orozco–Segovia, A. (1992): Effects of litter from a tropical rain forest on tree seed germination and establishment under controlled conditions. – *Tree Physiol.* **11**: 391–400.
- Vitousek, P. M. (1984): Litterfall, nutrient cycling and nutrient limitation in tropical forests. – *Ecology* **65**: 285–298.
- Watt, A. S. (1970): Contribution to the ecology of bracken (*Pteridium aquilinum*) VII. Bracken and litter 3. The cycle of change. *New Phytol.* **69**: 431–449
- Watt, A. S. (1974): Senescence and rejuvenation in ungrazed chalk grassland in Breckland: the significance of litter and moles. – *J. Appl. Ecol.* **11**: 1157–1171.
- Xiong, S. & Nilsson, C. (1997): Dynamics of leaf litter accumulation and its effects on riparian vegetation: a review. – *Bot. Rev.* **63**: 240–264.
- Xiong, S. & Nilsson, C. (1999): The Effects of Plant Litter on Vegetation: A Meta–Analysis. – *J. Ecol.* **87**: 984–994.

Effect of litter manipulation on the herb layer of an oak forest

Mária Papp¹, Gábor Koncz^{1,2}, Zsolt Kotroczó³, Zsolt Krakomperger², Judit Schellenberger¹ and János Attila Tóth²

¹*University of Debrecen, Department of Botany
Egyetem tér 1. Debrecen, Hungary, 4032*

²*University of Debrecen, Department of Ecology
Egyetem tér 1, Debrecen, Hungary, 4032*

³*Collage of Nyíregyháza, Biological Institute
Sóstói út 31/B. Nyíregyháza, Hungary, 4400
E-mail: riapap@puma.unideb.hu*

Abstract: In temperate forest ecosystems the soil microbial processes, soil chemical quality and the structure of vegetation are both basically influenced by the quantity and distribution of the litter. To study these phenomena long term litter-manipulation research (five treatments, 3 repetitions) was started in 2000 in a North-Hungarian oak forest (Tóth *et al.* 2007). In this study we examined how the herb layer of 7x7 m permanent plots reacted to the different litter treatments between 2000 and 2003. The herb species number and cover were followed. In the quadrates with doubled litter the herbs increased slightly. On the plots where the litter was removed the increase was higher, but only the species number increased significantly. On the plots where the transpiration was reduced by the exclusion of roots and the removal of the woody vegetation, the increase of species number and cover was great and abrupt. The seed bank of the soil quickly activated. Weed species expansion was observed, while the perennial species of the forest were forced back. According to our results the role of litter was verified in the preserving of forest naturalness. The quick mobilization of the persistent weed seed bank after disturbance was also proved.

Keywords: litter treatments, herb cover and species number, seed bank

Talajlégzés vizsgálatok tartamhatású avarmanipulációs modellkísérletben

Kotroczó Zsolt¹, Krakomperger Zsolt², Veres Zsuzsa²,
Vasenszki Tamás¹, L. Halász Judit¹, Koncz Gábor^{2,3},
Papp Mária³ és Tóth János Attila²

¹Nyíregyházi Főiskola, Biológia Intézet, 4400 Nyíregyháza, Sóstói út
31./B. E-mail: kotroczo@kotroczo-zsolt.hu

²Debreceni Egyetem, Ökológia Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

³Debreceni Egyetem, Növénytan Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

Összefoglaló: A Síkfőkút Project meteorológiai adatai azt mutatják, hogy az elmúlt évtizedekben az erdő melegebbé és szárazabbá vált és ezzel párhuzamosan a talaj éves átlaghőmérséklete is növekedett. Az avarmanipulációs (DIRT) (Detritus Input and Removal Treatments) modellkísérleteinkben a hőmérsékleti adatokat és a talaj széndioxid-kibocsátó kapacitását vizsgáltuk. A felmelegedési időszakban a melegebb talajban a szerves anyagok bomlása felgyorsul és így a talajból több CO₂ áramlik ki, ami tovább fokozhatja az üvegházhatást. Méréseink alapján megállapítottuk, hogy a talaj hőmérsékletének növekedésével a talaj CO₂-C kiáramlás minden általunk alkalmazott kezelésnél növekvő tendenciát mutat. Azok a kezelések különböztek szignifikánsan ($p < 0,05$) a kontrolltól, ahol teljesen megvontuk a talaj feletti és talaj alatti avar, illetve szervesanyag bejutást. Eredményeink azt mutatják, hogy a síkfőkúti cseres-tölgyes erdőben 2 °C-os talaj-átlaghőmérséklet emelkedés hatására 21%-os talajlégzés növekedés következik be. Ha a felmelegedés következtében csökken az erdők avarprodukciója, akkor a nyári időszakban, az erdőtalaj havi átlaghőmérséklete a felső 10 cm-es rétegben megközelítőleg 0,5–1 °C-al emelkedik, a téli időszakban pedig kb. 1 °C-kal csökken.

Kulcsszavak: erdőtalajok szerves-anyaga, CO₂, felmelegedés, széndioxid-kibocsátás, cseres-tölgyes erdő

Bevezetés

A melegedő klíma hatására a talajban a mikroorganizmusok és az általuk kibocsátott talajenzimek aktivitása növekszik (Fekete *et al.* 2007, Halász

et al. 2008, Krakomperger *et al.* 2008), ezáltal a szerves anyag lebontás intenzitása fokozódik (Kotroczó *et al.* 2008a, Varga *et al.* 2008). Ez pozitív visszacsatolásban tovább növelheti a légkör CO₂ tartalmát és a felmelegedést (Tóth *et al.* 2007). Az így bekövetkező nagyobb fokú szárazsággal járó globális klímaváltozás káros hatással lehet az erdőkre. Az a felismerés, hogy az avar jelentős szerepet játszik a talaj tápanyag utánpótlásában, az avarprodukciónál és az avarbomlással kapcsolatos tanulmányok nagy számát eredményezte. A talaj éghajlat-módosító hatására korábban kevés figyelmet fordítottak (Ács *et al.* 2005). Az éghajlatkutatók az éghajlati jelenségeket szinte kizárólag a légkörhöz kötötték. Az éghajlat és a talaj párhuzamos elemzése ugyan szokványos (Justyák & Szász 2001), de a talajnak az éghajlatra gyakorolt hatásával inkább csak érintőlegesen foglalkoztak. A talajba kerülő avar input minősége és mennyisége a különböző ökoszisztémákban nagymértékben változik és ennek jelentős meghatározója az erdő fajösszetétele is. Az erdő anyagforgalmi folyamataiban szerepet játszanak a klimatikus faktorok, a talaj élőlényei, amelyek együttesen hatnak a szerves anyagok mennyiségének csökkenésére. Ågren *et al.* (2003) eredményei alapján a klímakutatások által a század végére jósolt 2–4 °C-os hőmérséklet-emelkedés során a talajban végbemenő dekompozíció gyorsulni, a szén

1. táblázat. A Síkfőkúti cseres-tölgyes erdőben beállított, DIRT (*Detritus Input and Removal Treatments*) projectben alkalmazott kezelések és magyarázatuk

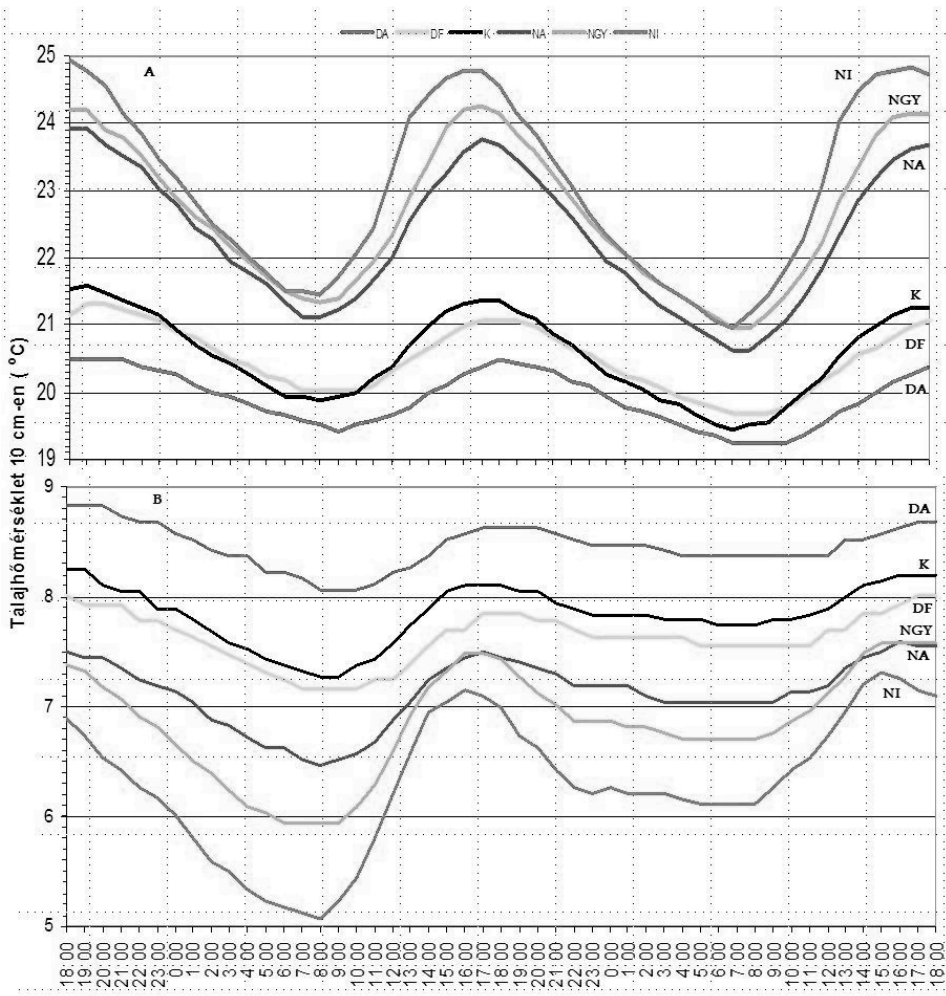
| Kezelések és rövidítésük | A kezelések magyarázata |
|--------------------------|---|
| Kontroll (K) | Normál Avar input |
| Nincs Avar (NA) | A talaj feletti teljes avar inputot folyamatosan eltávolítjuk a parcelláról. |
| Dupla Avar (DA) | A talaj feletti avar megduplázzuk annak az avarnak a felhasználásával, amelyet a „Nincs Avar” parcellákról távolítottunk el. |
| Dupla Fa (DF) | A talajfeletti faavar inputot szét tört fadarabok hozzáadásával megduplázzuk. |
| Nincs Gyökér (NGY) | A gyökerek növekedését kizárjuk a parcellából egy 1 m mély gyökérálló fólia segítségével. A növényeket herbicides kezeléssel eltávolítjuk. |
| Nincs Input (NI) | A föld feletti avar inputot kizárjuk, mint a „Nincs Avar” kezelésnél, ill. a földalatti gyökér-biomasszát is, mint a „Nincs Gyökér” kezelésnél. |

veszteségek pedig növekedni fognak. Ezért fontos azt vizsgálni, hogy az avar-input mesterséges megváltoztatása milyen módon befolyásolja a talaj hőmérsékletét, a talajban lévő szerves anyagok dinamikáját és ezen keresztül a talajlégzést, amely a talaj C-veszteségének legfontosabb meghatározója. A DIRT projekt célja annak feltárása, hogy a növényi avar minőségi és mennyiségi összetételének a megváltoztatása, tartam-hatásban, különböző klimatikus viszonyok között, hogyan hat a talaj szerves anyag akkumulációjára és dinamikájára.

Módszerek

Tartamhatású vizsgálatainkat a Bükk hegység déli részén, az Egertől 6 km távolságra ÉK-i irányban található Síkfőkút Projekt területén végezzük. Az erdőállomány (Quercetum petraeae-cerris) agyagbemosódásos barna erdőtalajon fejlődött, sarjeredetű, 100 év körüli cseres-tölgyes erdőtársulás (Jakucs 1973). A DIRT (Detritus Input and Removal Treatments) parcellákat 2000-ben állítottuk be. A hatféle kezelés esetében három-három párhuzamos parcellát alakítottunk ki, így összesen 18 db, 7×7 m-es modellparcella található a területen (1. táblázat). Az ILTER (International Long-Term Ecological Research) DIRT project keretében alkalmazott módszereket használtuk (Robertson *et al.* 1999). A talaj hőmérsékletének mérésére parcellánként 10 cm-es mélységben 1 db ONSET gyártmányú StowAway®TidbiT® típusú talajhőmérséklet-mérő adatgyűjtőket helyeztünk ki, melyek a talaj hőmérsékletét óránként rögzítik. A talajlégzés mérésére a nátronmész módszert (Grogan 1999, Raich *et al.* 1990) alkalmaztuk. A vizsgálatokat havonta végeztük parcellánként két méréssel. A talaj hőmérséklet és talajlégzés közötti összefüggés alapján számítható a Q_2 érték, melynek részletes leírása Boone *et al.* (1998) és Nadelhoffer *et al.* (2004) munkáiban olvasható. A Q_2 mutatja meg, hogy ha a század végére jósolt átlaghőmérséklet 2°C -kal emelkedne, akkor hány-szorosára növekedne a talajlégzés intenzitása. Az óránkénti talajhőmérséklet adatokból parcellánként kiszámoltuk a napi középhőmérsékleteket, és ezeket az értékeket egytényezős varianciaanalízissel hasonlítottuk össze. Ekkor a különböző kezelésű parcellák szén-dioxid kibocsátásának átlagait hasonlítottuk össze a különböző mintavételi időpontokban.

Eredmények

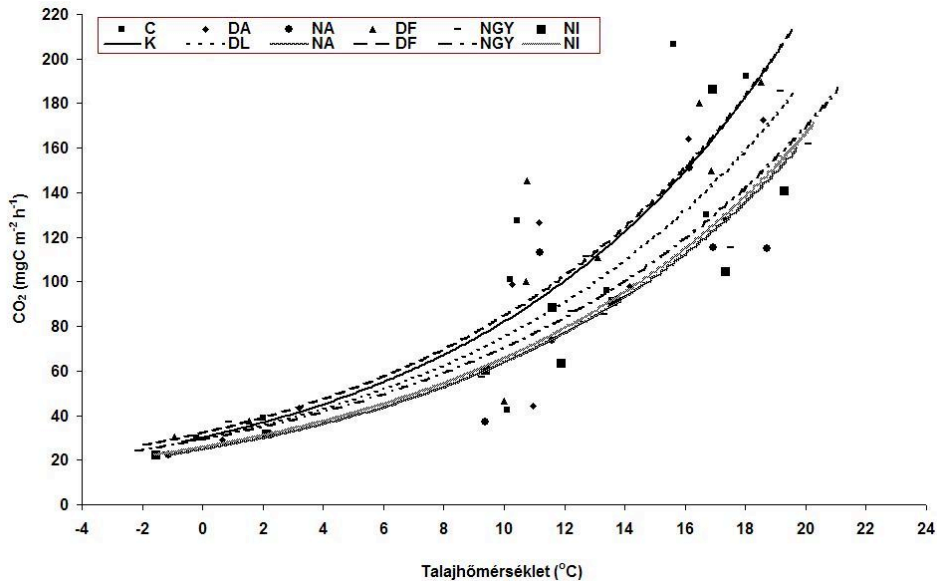


1. ábra. Az avartakaró meglétének és hiányának hatása a talajhőmérsékleti értékek ingadozására 48 órás intervallumban a tavaszi (A) felmelegedési és az őszi (B) lehülési periódusokban (jelölések magyarázata az 1. táblázatban).

2. táblázat. Síkfőkút cseres-tölgyes erdő (SIK) és a Harvard Forest (HFR) Q_2 %-os értékei különböző kezelések hatására (a kezelések magyarázata az 1. táblázatban).

| Kezelés | Q_2 | |
|--------------|------------|------------|
| | SIK (5 év) | HFR (5 év) |
| Kontroll | 1,22 | 1,27 |
| Dupla Avar | 1,21 | 1,26 |
| Nincs Avar | 1,21 | 1,28 |
| Dupla Fa | 1,21 | - |
| Nincs Gyökér | 1,19 | 1,19 |
| Nincs Input | 1,20 | 1,19 |

A nyári időszakban a legmagasabb talajhőmérsékleti értékeket a „Nincs Input” (NI) parcellák esetében kaptuk. A „Nincs Gyökér” (NGY) és a „Nincs Avar” (NA) parcellák talajának átlagos havi hőmérséklete ugyancsak nagyobb volt a Kontrol (K) parcellákhoz viszonyítva. A NGY parcelláknál a növényzet hiánya, a NA kezeléseknél az avartakaró hiánya eredményezte a magasabb talajhőmérsékletet. A tavaszi-nyári időszakban a „Dupla Avar” (DA) kezelés esetében mértük a legalacsonyabb talajhőmérsékletet, míg a téli időszakban a legmagasabb talajhőmérsékleti értékeket mértük a DA parcellákban. Az avartakaró megléte, vagy hiánya jelentősen befolyásolja a talaj hőmérsékletét (1. ábra). A tavaszi időszakban a kezelésektől függő felmelegedési sorrend a következő: DA<DF<K<NA<NGY<NI. Az őszi hónapokban, szeptemberben és októberben fokozatosan csökkennek a különbségek, majd a nappali felmelegedés további gyengülésével megfordul a sorrend, azaz a NA, a NGY és a NI kezelésű parcellák talaja jobban lehül, mint a K, a DF és a DA kezelésű parcellák talaja: DA>K, DF>NGY>NA>NI. Méréseink azt mutatják, hogy a talajlégzés szezonális változása jól követi a talajhőmérséklet változását és minden évben hasonló dinamikájú. A tavaszi hónapokban emelkedik, maximumát a nyári hónapokban éri el, majd ősszel csökken. A talaj CO₂ kibocsátásának és a talajhőmérsékletnek a kapcsolata azt mutatja, hogy a talaj hőmérsékletének növekedésével a CO₂-kiáramlás (efflux) minden kezelés esetében növekvő tendenciát mutat (2. ábra). A talajból történő CO₂ kiáramlás és a talajhőmérséklet közötti kapcsolat az összes parcella esetében szignifikáns ($p < 0,05$). A Síkfőkút Projekt erdejének Q_2 értékeit a 2. táblázat foglalja össze.



2. ábra: A talajok CO₂ kibocsátása a növekvő talajhőmérséklet függvényében a síkfőkúti DIRT projektben különböző kezelések (K, DA, NA, DF, NGY és NI) hatására. $y(K)=30,223e0,1x$; $y(DA)=29,505e0,0935x$; $y(NA)=24,789e0,0944x$; $y(DF)=32,164e0,0967x$; $y(NGY)=29,2e0,088x$; $y(NI)=25,927e0,093x$ (a kezelések magyarázata az 1. táblázatban).

Értékelés

Szalai & Mika (2007) szerint hazánkban a XX. században a melegedés mértéke 0,49-0,85 °C között alakult, átlaga 0,68 °C. Magyarországon az elmúlt évszázad során az éves csapadék átlagosan 83 mm-rel csökkent (Mátyás *et al.* 2007). Az erdei ökoszisztémákban a talaj hőháztartása szempontjából kiemelkedő szerepe van az avartakarónak. A talajt borító avar a tavaszi-nyári időszakban gátolja a talaj felmelegedését, a besugárzást, télen viszont megakadályozza a talaj kihűlését, a kisugárzást, ezáltal szabályozza a talaj hőmérsékletét és biológiai folyamatait. Ennek következtében a DA parcellákban a talaj hőmérséklete sohasem süllyedt fagypontra alá, viszont avartakaró hiányában, a NA és a NI parcelláknál a talaj kisugárzása igen nagy volt, ami a talaj erőteljes lehűlését, gyakori átfagyását eredményezte. A különböző vastagságú avartakaró talajhőmérsékletre gyakorolt hatása tehát jelentős. Ez azért lényeges, mert a talajhőmérséklet nagymértékben

befolyásolja a talaj-mikroorganizmusok aktivitását, így a szerves anyagok lebontását és a talajlégzést is (Kotroczó *et al.* 2008b, Lellei-Kovács *et al.* 2008). A várakozással ellentétben a többlet szerves anyagbevitelle a DA és a DF parcellákban, az alapítástól számított első négy évben nem növelte szignifikánsan a talaj szerves-anyag mennyiségét, C- és N-tartalmát. Ez azt mutatja, hogy a különféle erdő-ökoszisztémák avarfeldolgozó kapacitása az évi avarproduktiótól függetlenül, többé-kevésbé állandó. A többlet avarbevitellel a lebontó kapacitás tehát nem változik, az avar a talaj A'_{00} szintjében felhalmozódik. Ezzel kapcsolatban a talaj CO_2 kibocsátása is hasonló módon alakult a vizsgált periódusban. A növekvő avarmennyiség tehát csak tartamhatásban képes növelni a talaj szervesanyag-tartalmát és a talajlégzés intenzitását, amelyet Varga *et al.* (2008) eredményei is igazolnak. Azoknál a kezeléseknél, ahol a talajba jutó szerves anyag mennyiségét csökkentettük (NA, NGY és a NI parcellákban) már 4 év után csökkent a talaj szerves C- és N-tartalma és C:N aránya is, és ezzel együtt a CO_2 -kiáramlás mennyisége is. Ezek az eredmények egyezést mutatnak Crow *et al.* (2006) vizsgálataival is. A Síkfőkút Projekt erdejének és az amerikai Harvard Forest erdejének Q_2 értékeit összehasonlítva megállapítottuk, hogy Síkfőkúton $2\text{ }^\circ\text{C}$ -os talajhőmérséklet emelkedés hatására megközelítőleg 20%-os talajlégzés növekedés várható, míg a nedvesebb és hűvösebb klímájú Harvard Forest esetében ennél valamivel nagyobb, (23%-os) CO_2 kibocsátás következne be (2. táblázat). Az avarproduktió tartós csökkenése ezáltal a talajban lévő szerves anyagok mennyiségét is mérsékli, ami a termőhely leromlását eredményezi. A csökkenő szervesanyag-bevitel következtében a talajok mikroorganizmus-közösségei alkalmazkodnak a korlátozott forrásokhoz, anyagszere aktivitásuk kevésbé intenzívvé válik, és ez által csökken a talaj CO_2 kibocsátása is. Ilyen szempontból az avarproduktió csökkenését ökológiailag káros következménynek tartjuk. A talaj széntartalmát az emberi tevékenység is befolyásolja: fakitermelések és a talajbolygatás hatására a talaj szerves anyagainak lebomlása jelentősen felgyorsul. Az erdők nem csak a légkör CO_2 -tartalmát növelik a szervesanyag-lebontás révén, hanem a fotoszintézis során meg is kötik annak egy részét. Magyarországon az erdők által megkötött szénmennyiség alig kétszerese az egész országban mérhető éves CO_2 -kibocsátásnak, vagyis az intenzív erdőtelepítés dacára a javarészt fosszilis energiahordozókból származó szénkibocsátást alig 2–3%-ban tudták az erdőtelepítések ellensúlyozni (Somogyi 2007).

Köszönetnyilvánítás

Köszönetünket fejezzük ki Konczné Erdei Irma főmunkatársnak, továbbá Rácz Barbarának és Kovács Zsófia Eszternek a vizsgálatok és a felmérések során nyújtott segítségükért.

Irodalomjegyzék

- Ács, F., Breuer, H., Tarczay, K. & Drucza, M. (2005): A talaj és az éghajlat közötti kapcsolat modellezése. – *Agrokémia és Talajtan* **54**: 257–274.
- Ågren, G.I. & Hyvönen, R. (2003): Changes in carbon stores in Swedish forest soils due to increased biomass harvest and increased temperatures analysed with a semi-empirical model. – *Forest Ecol. Manage.* **174**: 25–37
- Boone, R.D., Nadelhoffer, K.J., Canary, J.D. & Kaye, J.P. (1998): Roots exert a strong influence on the temperature sensitivity of soil respiration. – *Nature* **396**: 570–572.
- Crow, S.E., Sulzman, E.W., Rugh, W.D., Bowden, R.D. & Lajtha, K. (2006): Isotopic analysis of respired CO₂ during decomposition of separated soil organic matter pools. – *Soil Biol. Biochem.* **38**: 3279–3291.
- Fekete, I., Varga, Cs., Kotroczó, Zs., Krakomperger, Zs. & Tóth, J.A. (2007): The effect of temperature and moisture on enzyme activity in Síkfőkút Site. – *Cer. Res. Comm.* **35**: 381–385.
- Grogan, P. (1999): CO₂ flux measurement using soda lime: correction for water formed during CO₂ adsorption. – *Ecology* **79**: 1467–1468.
- Halász, J.L., Chonka, I., Tóth, M.D., Boyko, S. & Balázsy S. (2008): Microorganisms and enzyme activities in soil on the landfill sites in Bereg. – *Arch. Agron. Soil Sci.* **54**: 465–479.
- Jakucs, P. (1973): „Síkfőkút Project”. Egy tölgyes ökoszisztéma környezet-biológiai kutatása a bioszféra-program keretén belül. – *MTA Biol. Oszt. Közl.* **16**: 11–25.
- Justyák, J. & Szász G. (2001): *Az éghajlat, a növényzet, és a talaj övezetes elrendeződése a Földön.* – Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen.
- Kotroczó, Zs., Krakomperger, Zs., Koncz, G., Papp, M., Bowden, R.D. & Tóth, J.A. (2007): A Síkfőkúti cseres-tölgyes fafaj összetételének és struktúrájának hosszú-távú változása. – *Természetvédelmi Közlem.* **13**: 93–100.
- Kotroczó, Zs., L. Halász, J., Krakomperger, Zs., Fekete, I., D. Tóth, M., Vincze, Gy., Varga, Cs., Balázsy, S. & Tóth, J. A. (2008a): Erdőtálat

- szerves-anyag mennyiségének változása avarmanipulációs kísérletek hatására. – *Talajvédelem Suppl.*: 431–440.
- Kotroczó, Zs., Fekete, I., Tóth, J.A., Tóthmérész, B. & Balázsy S. (2008b): Effect of leaf- and root-litter manipulation for carbon-dioxide efflux in forest soil. – *Cer. Res. Comm. Suppl.* 36: 663–666.
- Krakomperger, Zs., Tóth, J.A., Varga, Cs. & Tóthmérész B. (2008): The effect of litter input on soil enzyme activity in an oak forest. – *Cer. Res. Comm. Suppl.* 36: 323–326.
- Lellei-Kovács, E., Kovács-Láng, E., Kalapos, T., Botta-Dukát, Z., Barabás, S. & Beier, C. (2008): Experimental warming does not enhance soil respiration in a semiarid temperate forest-steppe ecosystem. – *Comm. Ecol.* 9: 29–37.
- Mátyás, Cs., Nagy, L. & Ujváriné J. É. (2007): Klímikus stressz és a fajok genetikai válaszreakciója az elterjedés szárazsági határán: elemzés és előrejelzés. – In: Mátyás, Cs. & Vig, P. (szerk.): *Erdő és klíma V.* NYME Sopron, pp. 241–255.
- Nadelhoffer, K., Boone, R., Bowden, R.D., Canary, J., Kaye, J., Micks, P., Ricca, A., McDowell, W. & Aitkenhead, J. (2004): The DIRT experiment. – In: Foster, D.R. & Aber, D.J. (eds.) *Forests in Time*. Yale Univ. Press, Michigan, pp. 301–315.
- Raich, J.W., Bowden, R.D. & Steudler, P.A. (1990): Comparison of two static chamber techniques for determining carbon dioxide efflux from forest soils. – *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 1754–1757.
- Robertson, G.P., Bledsoe, C.S., Coleman, D.C. & Sollins, P. (eds.) (1999): *Standard soil methods for long-term ecological research*. – Oxford Univ. Press, New York, 461 p.
- Somogyi, Z. (2007): A klíma, a klímaváltozás és a fanövekedés néhány összefüggéséről. - In: Mátyás, Cs. & Vig, P. (szerk.): *Erdő és klíma V.* NYME Sopron, pp 281–294
- Szalai, S. & Mika, J. (2007): A klímaváltozás és időjárási anomáliák előrejelzése az erdőtakaró szempontjából fontos tényezőkre. – In: Mátyás Cs., Vig P. (szerk.): *Erdő és Klíma V.* NyME, Sopron. pp. 133–144.
- Tóth, J.A., Lajtha, K., Kotroczó, Zs., Krakomperger, Zs., Caldwell, B., Bowden, R. D. & Papp, M. (2007): The effect of climate change on soil organic matter decomposition. – *Acta Silvatica Lignaria Hung.* 3: 75–85.
- Varga, Cs., Fekete, I., Kotroczó, Zs., Krakomperger, Zs. & Vincze, Gy. (2008): The Effect of litter on soil organic matter turnover in Síkfőkút site. – *Cer. Res. Comm. Suppl.* 36: 547–550.

Soil respiration measurements in long-term litter manipulation field experiments

Zsolt Kotroczó¹, Zsolt Krakomperger², Zsuzsa Veres², Tamás Vasenszki¹, Judit L. Halász¹, Gábor Koncz^{2,3}, Mária Papp³ and János Attila Tóth²

¹*Collage of Nyíregyháza, Institute of Biology, 4400, Nyíregyháza, Sóstói út 31./B.*

²*University of Debrecen, Ecological Department, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.*

³*University of Debrecen, Department of Botany, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.*

Abstract: The long-term meteorological data of the Síkfőkút Project suggest that the forest become warmer and dryer during the last centuries. According to our investigations the annual average temperature of the soil also increased. Results of the litter manipulated model experiment (DIRT – Detritus Input and Removal Treatments) showed that in case of a decreased litter production (as a result of the warming at summer) the average temperature of the forest soil in the upper 10 cm layer will grow with 0.5-1 °C. In the winter period it will decrease approximately with 1 °C. During such warming up period the organic matter decomposition can be enhanced in the warmer soil resulting an increased CO₂ release. Indirectly this can further speed up the greenhouse-gas effects. The CO₂-C efflux of the soils in our DIRT experiment was showing an increasing tendency at each treatment. Significant changes was recorded at the "no roots" and "no input" plots, where the aboveground litter and the belowground litter and root-biomass was excluded. According to our measurements in the dry Síkfőkút forest in case of a 2 °C soil temperature increase the soil respiration by 21%.

Keywords: forest soil organic matter, soil respiration, Global warming, carbon-dioxide efflux, *Quercetum petraeae-cerris*

Taxonómiai, populációgenetikai és fenológiai vizsgálatok egy síkfőkúti erdő nemes tölgyeinek körében

Kanalas Péter¹, Borovics Attila², Cseke Klára², Szöllösi Erzsébet¹, Oláh Viktor¹, Fenyvesi András³ és Mészáros Ilona¹

¹Debreceni Egyetem, Természettudományi és Technológiai Kar,
Növénytani Tanszék

4032 Debrecen, Egyetem tér 1. E-mail: wildforest23@gmail.com

²Erdészeti Tudományos Intézet, Sárvári Kísérleti Állomás
9601 Sárvár, Várkerület 30.

³MTA Atommagkutató Intézete, Ciklotron Osztály
4026 Debrecen, Bem tér 18/c

Összefoglaló: Magyarország természetes erdőtakarójának meghatározó elemei a tölgyek. Ebből adódóan a természetközeli erdőgazdálkodás megköveteli a hazai tölgy (*Quercus*) fajok ökológiai jellemzőinek minél alaposabb megismerését. Ehhez először is el kell különíteni a különböző taxonokat, ami a reprodukív izoláció hiánya miatt koránt sem egyszerű. Jelenlegi kutatásunkat a Síkfőkút-projekt cseres-tölgyes erdőállományában végeztük, ahol a hosszú-távú megfigyelésekhez kijelölt 1 hektáros mintaterület tölgyfáinak taxonómiai besorolását végeztük el levélmorfológiai jellemzőket felhasználó numerikus módszerrel. Eredményeink azt mutatják, hogy nem elegendő a csertölgy (*Q. cerris*) és kocsánytalan tölgy (*Q. petraea*) szerinti megkülönböztetés a területen, ahogy az korábban történt, mivel a molyhos tölgy (*Q. pubescens*) introgressziója is erősnek bizonyult. Továbbá a kocsánytalan tölgy komplexen belül is nagy formagazdagság mutatkozik. A morfológiai vizsgálatokkal párhuzamosan fenológiai megfigyeléseket és populációgenetikai analíziseket is végeztünk. Az elemzésbe vont 10 enzimlokusz közül mind polimorfnak bizonyult, de öt lokusznál erős heterozigóta hiányt találtunk. Egyes lokuszoknál az allélek eloszlásában figyelemre méltó eltérések mutatkoznak a fakadási csoportoknak és a taxonómiai jellegnek megfelelően.

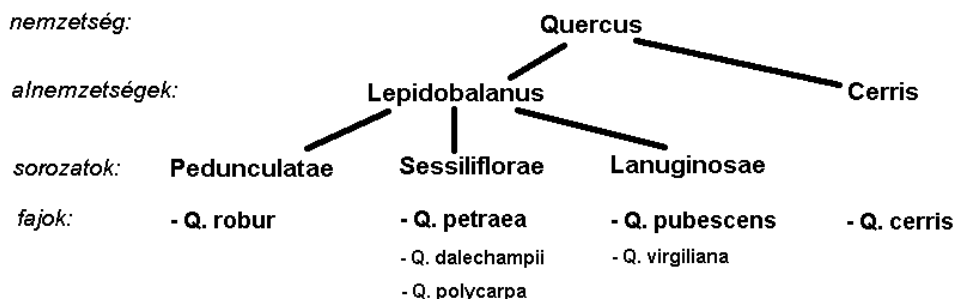
Kulcsszavak: kocsánytalan tölgy, Síkfőkút-projekt, izoenzim, populációgenetika, tölgytaxonómia

Bevezetés

A Magyarországon előforduló tölgyek rendszerezését illetően a mai napig nincs egyetértés a kutatók között, éppen úgy ahogy a világ más részein sem. Ha megnézzük az egyes, fajként számon tartott taxonok egymással való keresztezhetőségét, azt kell látnunk, hogy azoknál melyek azonos alnemzetségbe tartoznak, általában nem alakult ki a reprodukív izoláció.

Korábban ezt már számos kísérlettel és megfigyeléssel bizonyították (Borovics 1998, Steinhoff 1998). Az is elfogadott tény, hogy ezek a hibridizációs folyamatok a természetben is lejátszódnak, hol jelentősebb, hol kisebb mértékben. A nagy valószínűséggel előttünk álló klímaváltozás szükségessé teszi a hazai társuláskötő fafajok ökológiai igényeinek alaposabb megismerését. Amennyiben a jövőben természetközeli erdőgazdálkodást kívánunk megvalósítani, a tölgyek jelentősége aligha elhanyagolható. Ahhoz, hogy tölgyek ökológiai jellemzőit vizsgálhassuk először is az egyedek taxonómiai identitását kell meghatározni, ami a fentebb említettek miatt meglehetősen nehéz feladat.

Jelenlegi munkánk a Síkfőkút-projekt keretein belül zajlott, fő célja az volt, hogy a hosszú-távú ökológiai kutatások számára kijelölt területen elvégezzük a tölgyfák taxonómiai besorolását, megteremtve ezzel a további célirányos vizsgálatok lehetőségét. A nálunk előforduló, gazdaságilag jelentős tölgyek rendszere a következőképpen néz ki Otto Schwarz (1936) munkája alapján (1. ábra): A leginkább csak tűzifaként használatos cser-tölgy (*Q. cerris*), mely a domb és alacsonyabb hegyvidékek állományalkotó faja külön alnemzetségbe (*Cerris*) tartozik, a szaporodásbiológiája is nagymértékben eltér a *Lepidobalanus* (*sin. subg. Quercus*) alnemzetségbe sorolt többi un. fehér tölgyeinktől. Az introgressziós hatásával úgy tűnik nem kell számolnunk, mivel még senkinek sem sikerült más magyarországi fajjal keresztezni. Az utóbbi rendszertani egységbe tartozó taxonoknál



1. ábra. A fontosabb hazai tölgyfajok rendszere Otto Schwarz (1936) alapján.

a géncsere kisebb-nagyobb mértékben lezajlik, de mivel nem beszélhetünk folytonos átmenetről, van értelme az elkülönítésnek. A keresztezési kísérletek minden esetben nagyobb mértékű fajon belüli megtermékenyülést mutatnak (Borovics 1998). Nyugat-Európában már a kocsányos (*Q. robur*), a kocsánytalan (*Q. petraea*) és a molyhos (*Q. pubescens*) tölgy elkülönítése is nagy problémát jelent. Hazánkban az előző kettő termőhelye eléggé elkülönül, így viszonylag könnyebb dolgunk van, bár ez nem azt jelenti, hogy figyelmen kívül hagyhatjuk a kettő közötti átmeneti alakokat. A nehézségek ott kezdődnek, hogy a kocsánytalan tölgy és a molyhos tölgy továbbosztható ökológiai eltéréseket mutató kistípusokra. Amíg Nyugat-Európában ezeknek a fajoknak csak törzsalakjai fordulnak elő, addig ezektől eltérő típusok érik el északi elterjedtségük határát a Kárpát-medencében. Ily módon az úgynevezett kocsánytalan tölgy komplexen (*Sessiliflorae* sorozat) belül a törzsalak mellett számolnunk kell még a dárdáskaréjú kocsánytalan tölgy (*Q. dalechampii*) és az erdélyi kocsánytalan tölgy képviselőivel (*Q. polycarpa*), a molyhos tölgy komplex (*Lanuginosae* sorozat) esetében pedig az olasz molyhos tölgy (*Q. virgiliana*) jelenlétével.

Ezeknek a kérdéses rangú taxonoknak az azonosítása genetikai módszerekkel egyelőre megoldhatatlan (de a mindenki által fajként elismert kocsányos, kocsánytalan és molyhos tölgy esetében sincs másképp), ugyanis még nem sikerült fajspecifikus markereket találni. Sőt az azonos jégkorszaki refúgiumokból származó különböző fajként ismert tölgyek kloroplasztisz DNS-e bizonyos szempontból nagyobb hasonlóságot mutat a fajok között, mint a máshonnan visszatelepült, de azonos fajú fáké (Kremer *et al.* 2002, Petit *et al.* 1996). Ezen cél érdekében az enzimek vallatása sem tekinthető sikeresebbnek. Nagyon úgy tűnik viszont, hogy a levélmorfológiai jellemzők nagy része köztes öröklődést mutat, ezáltal jelenlegi tudásunk szerint a legjobb alapot biztosíthatja a taxonómiai elkülönítéshez, ezért kutatásaink során mi is ezt a módszert használtuk a síkfőkúti erdő elemzése során.

A projekt megalakulása óta csak cser- és kocsánytalan tölgyeket különítettek el a területen, így már nagyon időszerű volt a fák pontosabb besorolása. A csertölgy esetében fennálló reprodukció miatt, az erdőállományban csupán a *Lepidobalanus* alnemzetségbe tartozó, egységesen kocsánytalan-ként kezelt tölgyekkel foglalkoztunk. Mivel e fák között a tavaszi lombfakadás idejében igen jelentős eltérések mutatkoztak, a taxonómiai vizsgálatokkal párhuzamosan fenológiai megfigyeléseket is végeztünk. A fafajok közismert jellemzője, hogy fenológiájukban megőrződnek a származási különbözőségek. Továbbá izoenzim vizsgálatokat végeztünk, amelyek eredményeit a morfológiai és fenológiai adataink tükrében elemeztük.

Módszerek

Munkánkat a Síkfőkút-projekt keretein belül végeztük. A kutatási területet még 1972-ben jelölték ki a Bükkalján 270–340 m tengerszint feletti magasságban, ahol egy 90–95 éves tölgyállománnyal rendelkező sarjeredetű természet szerű cseres-tölgyes található (Jakucs, 1985). Ezen belül az erdődinamikai felmérések számára kijelölt 1 ha-os kvadrátban dolgoztunk. A 70-es és 80-as évek fordulóján nagyarányú tölgypusztulás zajlott le az erdőben, ami a kocsánytalan állományt sokkal nagyobb mértékben sújtotta (60%), mint a csertölgyét (20%) (Mészáros *et al.* 2007). Ez a folyamat azóta is tart, jelenleg mintegy 210 db kocsánytalan és 105 db csertölgy található az alaphektáron.

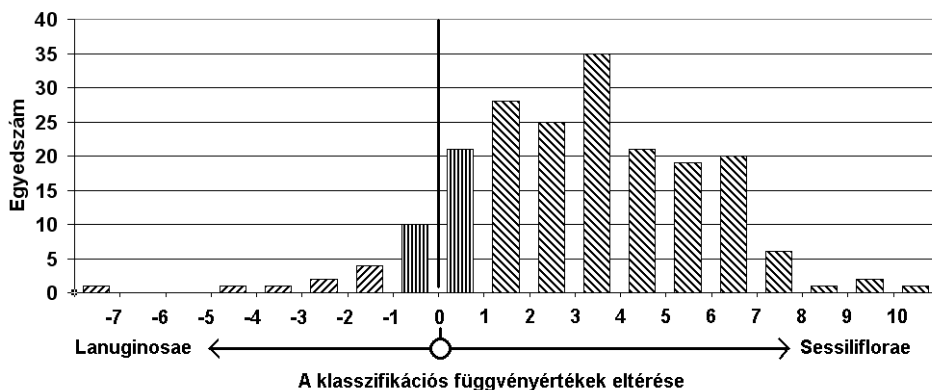
A morfológiai vizsgálatokhoz 2006. július elején 198 fáról gyűjtöttünk be 5–5 db jól kifejlett, ép árnyéklevelet. Az így szerzett mintát a Borovics (2000) által Magyarországi viszonyokra kidolgozott numerikus taxonómiai módszer segítségével dolgoztuk fel. 14 levélmorfológiai paraméter lemérését végeztük el, amelyből 16 levélbélyeget származtattunk, és a továbbiakban ezeket használtuk. Az eljárás lényege, hogy minden taxonnak van egy kidolgozott klaszifikációs függvénye, amelybe a levélbélyegek értékeit behelyettesítjük. Az adott egyed ahhoz a taxonhoz tartozik, amelyiknek a klaszifikációs függvénye a legnagyobb értéket adja. Ha az értékek különbsége kicsi, akkor hibridnek tekinthető. Annak megállapítása, hogy meddig beszélünk hibrid alakról, abszolút értelemben nem lehetséges. A besorolást két lépcsőben végeztük, először egy olyan függvénysort használtunk, amely a sorozatok szerint különíti el az egyedeket, majd egy olyat, amely faji szinten.

Az izoenzim vizsgálatokat az Erdészeti Tudományos Intézet Sárvári Kísérleti Állomásán végeztük. Az ehhez szükséges rügmintát 2007. március 1-én és 2-án gyűjtöttük be. 151 fáról vágunk gallyakat, melyeket azonnal hűtőtáskába helyeztünk, majd a vizsgálatig -20 °C-on tároltuk. Az elemzéshez gélelektroforézises eljárást használtunk, mely csak azon izoformák elkülönítésére képes, melyek töltése eltérő, tehát feltételezhetően olyan változatok is, amelyek elválasztása nem lehetséges. A módszer teljes leírása megtalálható Müller-Starck & Ziehe (1991) munkájában. A fehérjék kivonása a fák rügyeiben lévő levélkezdeményekből történt. Az alábbi 10 enzimlokusz viselkedését vizsgáltuk: aszpartát-amino-transzferáz (AAT-B), alkohol-dehidrogenáz (ADH-A), leucin-aminopeptidáz (AP-A és AP-B), észteráz (EST-A), izocitrát-dehidrogenáz (IDH-B), menadion-reduktáz (MNR-A), foszfo-glüko-izomeráz (PGI-B), foszfo-glüko-mutáz (PGM-A), sikimát-dehidrogenáz (SKDH-A).

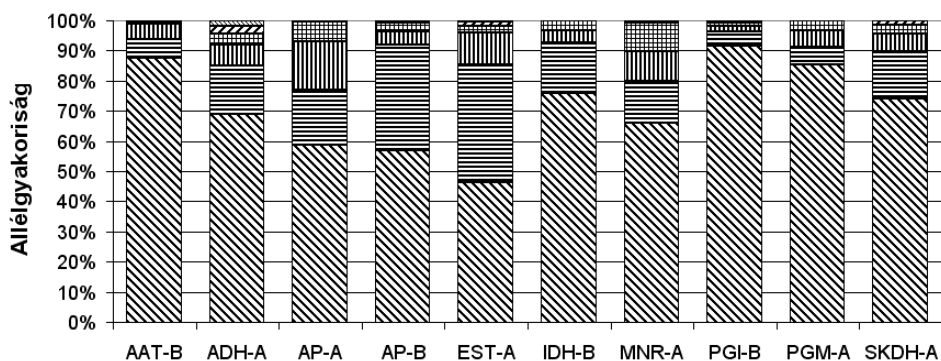
A fenológiai vizsgálataink csak a fák fakadási idejének megfigyelésére terjedtek ki. Három évben (2003, 2006, 2007) készült felmérés a kijelölt egy hektáros területen. Az eredmények alapján a fákat korai, közepes és kései fakadási idejű csoportokba soroltuk be.

Eredmények

A vizsgált állományban a taxonómiai besorolásnál a sorozatokat vizsgáló klasszifikációs függvények szerint a következő eloszlás adódott: *Sessiliflorae* sorozat 79,8%, *Lanuginosae* sorozat 4,5%, *Sessiliflorae*–*Lanuginosae* hibrid 15,7%. *Pedunculatae* hatást nem tapasztaltunk, ugyanis a hozzá tartozó függvényértékek minden esetben jelentősen elmaradtak a másik kettőtől. Ha a függvényértékeket egymásból *Sessiliflorae* – *Lanuginosae* irányban vonjuk ki, -8-tól +11-ig terjedő értékeket kapunk és a fenti eredmények esetében ± 1 tartományban állapítottuk meg a hibrideket. Az állomány jellegéről sokkal jobb áttekintést nyújt a 2. ábra. A faji szinten elkülönítő függvénysort használva a következő eloszlás adódik: *Q. petraea* s.str. 70,2%, *Q. dalechampii* 0%, *Q. polycarpa* 1%, *Q. pubescens* s.str. 4%, *Q. virgiliana* 2,5%, *petraea*–*dalechampii* hibrid 5,1%, *petraea*–*polycarpa* hibrid 2,5%, *petraea*–*pubescens* hibrid 5,6%, *petraea*–*virgiliana* hibrid 7,1%, *virgiliana*–*pubescens* hibrid 2%.



2. ábra. Az egyedek eloszlása a taxonómiai vizsgálatoknál használt, sorozatok elkülönítésére alkalmas klasszifikációs függvényértékek különbségei alapján. Pozitív irányba a *Sessiliflorae* jelleg erősödik. A 0 közeli tartomány jelenti a hibrideket.



3. ábra. Az allélek eloszlása a megvizsgált 10 enzimlokusz esetében.

Az izoenzim vizsgálatok azt mutatják (3.ábra), hogy a 10 enzimlokusz mindegyike polimorf, még az 5%-os kritériummal tekintve is. A főallél átlagosan 71%-os dominanciájú, bár ennek megoszlása a lokuszok között igen heterogén, 46-tól 92%-ig terjed. Az effektív allélszám átlaga 1,86. A heterozigótaságról a fixációs index nyújt információt, melynek értékei azt tükrözik, hogy a megvizsgált lokuszok felénél erős a heterozigóta hiány (ADH-A, AP-A, AP-B, MNR-A, PGM-A).

A fakadási felmérések során a következőket tapasztaltuk: 2003-ban: korai=18,3%, közepes 39,4%, kései 42,3%; 2006-ban: korai 21,5%, közepes 51,4% kései 27,1%; 2007-ben: korai 13,7%, közepes 59,4%, kései 26,9%.

A különböző vizsgálatok eredményeinek összevetése során a taxonómiai oldalról csak a sorozatok szerinti jelleg erősséget használtuk, mivel a fajoknál a *Q. petraea s.str*-t kivéve kis egyedszámok adódtak. A fenológiai adatok közül pedig a 2007-es éveket vettük figyelembe. A taxonómiai besorolást az izoenzim vizsgálatok fényében nézve, bizonyos enzimlokuszokon (MNR-A, SKDH-A, EST-A) szabályszerűségek mutatkoznak (1-3. függelék az Online függelékben). A fakadási csoportok taxonómiai jellegét elemezve az látszik, hogy a kései csoportnak erősebb Lanuginosae jellege van, bár a korai csoportban is akad Lanuginosae-beli egyed. A fakadási csoportok közötti Nei-féle genetikai távolság a következő: korai–közepes: 0,0194; közepes–kései: 0,0153; korai–kései: 0,0243. Ezek szerint a csoportok között az eltérés kisebb mértékű, mint a síkfőkúti populáció eltérése más magyarországi állományoktól.

Értékelés

Az eredményeink alapján megállapítható, hogy az erdő korábban egységesen kocsánytalan tölgyként kezelt fái között még a molyhos tölgy komplex-

be tartozó egyedek is előfordulnak. Összességében elmondható, hogy a kocsányos tölgy introgressziójával a Síkfőkút-projekt területén valószínűleg nem kell számolni, viszont a két komplex fajcsoport minden eleme kisebb-nagyobb mértékben hatással van az állomány összetételére, még ha a fák többsége szűkebb értelemben is kocsánytalan tölgynek mutatkozik. A populációgenetikai vizsgálatok alapján kimutatott erőteljes heterozigóta hiány szelekciós hatásra utal, amely a fapusztulás során vagy a sarjadást követően is jelentkezhetett az állományban, de akár a telepítésnél használt makkforrásból is adódhat. A fakadási csoportok genetikai távolsága csekély, a korai fakadású fák némileg nagyobb elkülönülése leginkább 3 lokusz a MNR-A, a PGM-A és az EST-A viselkedésére vezethető vissza. Taxonspecifikus alléleket nem találtunk, azonban az előző fejezetben említett lokuszok szabályszerűségei mindenképpen további figyelmet érdemelnek.

Eredményeink világosan mutatják, hogy a további kutatások megtervezésénél fontos ismerni a vizsgálatba vont fák taxonómiai identitását, ugyanis az állomány nem homogén. Csak ennek tükrében érdemes a jövőben az eredményesen ültethető ökotípusok megtalálásához szükséges ökológiai jellemzők értékelését elvégezni.

Irodalomjegyzék

- Borovics, A. (1998): Keresztezési kísérletek őshonos tölgyfajaink között. – *Erd. Kut.* **88**: 223–235.
- Borovics, A. (2000): Keresztezési kísérletek és taxonómiai vizsgálatok a tölgyek alak körében. – PhD értekezés, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron.
- Jakucs, P. (1985): *Ecology of an oak forest in Hungary*. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Kremer, A., Petit, R. J., Csaikl, M., Bordács, S., Burg, K. & Mátyás, G. (2002): Identification of refugia and postglacial colonisation routes of European white oaks based on chloroplast DNA and fossil pollen evidence. – *Forest Ecol. Manage.* **156**: 49–74.
- Mészáros, I., Veres, Sz., Kanalas, P., Oláh, V., Szöllösi, E., Sárvári, É., Lévai, L. & Lakatos, Gy. (2007): Leaf Growth and Photosynthetic Performance of Two Co-existing Oak Species in Contrasting Growing Seasons. – *Acta Silvatica & Lingaria Hungarica* **3**: 7–20.
- Müller-Starck, G. & Ziehe, M. (1991): Genetic Variation in population of *Fagus sylvatica* L., *Quercus robur* L., and *Quercus petraea* Liebl. in

- Germany. – In: Müller-Starck, G. & Ziehe, M. (eds) *Genetic variation in European populations of forest trees*. – Sauerländer, Frankfurt, 125–140.
- Petit, R. J., Demesure, B. & Pineau, E. (1996): Chloroplast DNA (cpDNA) variation at a local and continental scale in European oak species: the importance of historical factors. – In: Kremer, A. & Muhs, H. J. (eds): *Inter- and Intraspecific Variation in European Oaks: Evolutionary Implications and Practical Consequences*. – Office for Official Publications of the European Communities, Brussels, 145–164.
- Schwarz, O. (1936): *Monographie der Eichen Europas und des Mittelmeergebietes*. – Feddes Repertorium, Dahlem-Berlin.

Függelék:

A cikkhez tartozó **Online Függelékek** a folyóirat honlapján találhatóak (<http://www.mbtktv.mtesz.hu/ofuggelek.html>).

1. függelék: A MNR-A (menadion-reduktáz) enzimlokuszon található allélek gyakoriságának Ses-Lan (Sessiliflorae-Lanuginosae) jelleg erősség szerinti eloszlása.
2. függelék: Az EST-A (észteráz) enzimlokuszon található allélek gyakoriságának Ses-Lan (Sessiliflorae-Lanuginosae) jelleg erősség szerinti eloszlása.
3. függelék: A SKDH-A (sikumát-dehidrogenáz) enzimlokuszon található allélek gyakoriságának Ses-Lan (Sessiliflorae-Lanuginosae) jelleg erősség szerinti eloszlása.

Taxonomical, phenological and population genetic research in a Hungarian Sessile oak-Turkey oak forest stand

Péter Kanalas¹, Attila Borovics², Klára Cseke², Erzsébet Szöllősi¹, Viktor Oláh¹, András Fenyvesi³ and Ilona Mészáros¹

¹*Department of Botany, Faculty of Sciences and Technology Debrecen University
Egyetem tér 1. Debrecen, Hungary, 4032, E-mail: wildforest23@gmail.com*

²*Forest Research Institute*

Várkerület 30. Sárvár, Hungary, 9601

³*Institute of Nuclear Research of the Hungarian Academy of Sciences
Bem tér 18/c. Debrecen, Hungary, 4026*

Abstract: Oak species (*Quercus*) are deciduous elements of natural forests in Hungary. Because of their important silvicultural role there is a need for detailed information on their ecology. Due to this purpose first of all their taxons have to be classified which is difficult because most of *Quercus* species occurring in Hungary does not accomplish the criteria of a biological species. Our present work was performed within the 1 ha sampling area of Síkfőkút LTER research site. All oak trees occurring in the area were taxonomically classified by means of multi-factoral leaf morphological method. Our results revealed that specification of trees only into Turkey oak (*Q. cerris*) and Sessile oak (*Q. petraea*) taxa than formerly happend is not sufficient because introgression of Downy oak (*Q. pubescens*) proved to be also strong. Moreover considerable diversity of forms was found within the Sessile oak complex. Parallel to measuring leaf morphological parameters phenologic observations and isoenzyme analyses were also performed. All elements of loci proved to be polymorph but 5 had strong heterozygote shortage. Variations within certain loci were in close connection with different groups separated on the basis of the bud-break times and taxonomic character of trees.

Keywords: budburst, climate change, climate tolerance, ecotype, oak forest, sessile oak, population genetic

A felsőtárkányi Vár-hegy erdőrezervátum faállományának korosztály viszonyai erdőtörténeti összefüggésben

Mázsa Katalin¹, Horváth Ferenc¹, Balázs Borbála²,
Bölöni János¹ és Aszalós Réka³

¹MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete
2163 Vácrátót Alkotmány u. 2-4. E-mail: mazsa@botanika.hu

²ELTE Meteorológiai Tanszék

³ELTE Növényrendszertan és Ökológia Tanszék

Összefoglaló: Tanulmányunkban a Vár-hegy erdőrezervátum magterületének faállomány-felvételezés eredményét vetettük össze az erdő történetével. A következő kérdéseket vizsgáltuk: 1. Milyen hatások érték a mai erdőrezervátum erdőállományát a tervszerű erdőgazdálkodás kezdetétől napjainkig? 2. Ezekre a hatásokra hogyan változtak a faállomány korosztály-viszonyai és fafaj-összetétele? A mai erdőképre ható események négy korszakra szakaszolhatók: 1) az üzemtervezést megelőző 2) az első üzemterv által meghatározott 3) a II. világháború majd az állami erdő üzemtervezése által meghatározott és a 4) a védetté és erdőrezervátummá nyilvánítást követő időszakra. Ezzel összhangban négy korosztályt lehetett elkülöníteni. A 100 évnél idősebb tölgyes állománnyal szemben, a középkorú és fiatal korcsoportokban mindhárom tölgy faj (*Quercus petraea*; *Q. cerris*; *Q. pubescens*), de elsősorban a kocsánytalan tölgy aránya sokkal kisebb, ezzel szemben a magas kőris (*Fraxinus excelsior*), a mezei juhar (*Acer campestre*) és a gyertyán (*Carpinus betulus*) aránya jelentősen magasabb. Az erdő szerkezete több korosztályossá, elegyesebbé és változatosabb szerkezetűvé alakult, amelynek következtében természetvédelmi jelentősége kiemelkedő.

Kulcsszavak: felhagyás, védett erdő, erdőfejlődés, fafaj-összetétel, *Quercus*, *Acer campestre*, *Fraxinus excelsior*

Bevezetés

Az 1991-től kialakított hazai erdőrezervátum hálózat a természetszerű erdők referencia területeinek megőrzését, és a természetes erdődinamika kutatását teszi lehetővé (Horváth & Borhidi 2002). Feltételezzük, hogy az

erdőrezervátumok területén az erdőgazdálkodás megszűnését követően a természetes fejlődés és erdődinamika biztosítani fogja a jelenleg gazdag biodiverzitási értékkel bíró erdő-ökoszisztémák stabil állapotának fennmaradását és a gazdasági erdőkből hiányzó állapotok és folyamatok megerősödését.

Mintaterületünk, a Vár-hegy erdőrezervátum a hegy-dombvidéki tölgyesek uralta erdők képviselője, a Pannon Ökorégióra jellemző európai jelentőségű tölgyes élőhelyekkel (Anon. 2003). A természetvédelem számára kulcskérdés, hogy a védelmi intézkedések hatására, az erdőgazdálkodást követő felhagyás és beavatkozástól mentes fejlődés eredményeként hogyan alakulnak a jövőben a jelenleg természeti értékekben gazdag erdőállományaink. Ennek a kérdésnek a megválaszolására a jelenlegi erdőszerkezet elemzése mellett elengedhetetlen azoknak a múltbeli erdőgazdálkodási hatásoknak az ismerete, amelyek a mai erdőkép kialakulását eredményezték (Lindbladh *et al.* 2007). Az aktuális faállomány-szerkezet és az erdőtörténet együttes vizsgálata hozzájárul a fafajcserék folyamatának és eredetének megértéséhez (Cowell & Hayes 2007; Orwig & Abrams 1994). Az erdőtörténet által feltárt korábbi erdőhasználati módok elősegítik a mai kezelési gyakorlat kialakítását (Reinholz *et al.* 2008) és a megőrzendő fajgazdagság fenntartását (Gossner *et al.* 2008).

Tanulmányunkban a Vár-hegy erdőrezervátum magterületének 2004-2005. évi faállomány-felvételezésének eredményeit helyeztük erdőtörténeti összefüggésbe és a következő kérdéseket vizsgáltuk: 1. Milyen hatások érték a mai erdőrezervátum erdőállományát az 1880-as évektől napjainkig? 2. Ezekre a hatásokra hogyan változott az erdő szerkezete, elsősorban a faállomány korosztály-viszonyai és fafaj-összetétele?

Módszerek

A Várhegy erdőrezervátum a dél-nyugati Bükkben, Egertől kb. 10 km-re helyezkedik el. A Felsőtárkány község fölé magasodó Vár-hegy tető (legmagasabb pontja 669 m) illetve a hegy kb. felső egyharmada az erdőrezervátum területe. A területen változatos talajtípusokat találunk, legjellemzőbbek a rendzinák és a barna erdőtalajok különböző változatai (Bidló *et al.* 2004). A meredek, dél-délkeleti kiettségű, sekély talajú gerinceken molyhos tölgyesek, a délies kiettségű hegyoldalakon cseres-tölgyesek, a tetőn és letöréseken hársas, magas kőrises, hegyi juharos változatos állományok, az üdebb termőhelyeken gyertyános-tölgyesek és a magasabb fek-

vésű, északkeleti kitettségű hajlásokban bükkösök fordulnak elő.

Erdőtörténet

Az erdőgazdálkodás és az erdőhasználat módját az elmúlt 130 év erdőtörténeti dokumentumai alapján rekonstruáltuk. Összegyűjtöttük az erdészeti üzemterveket 1887–2005-ig, a kataszteri és birtok térképeket 1789–2005-ig, valamint egyéb dokumentumokat az Egri Érsekség gazdasági levéltárából. Jelen munkához az üzemterveknek és térképeknek a Vár-hegy felső harmadára (a jelenlegi erdőrezervátum területére) vonatkozó adatait használtuk.

Felhasznált faállomány-szerkezeti jellemzők

Az erdőrezervátumok hosszú távú vizsgálata során 2004/2005-ben elkészült az erdőrezervátum 94 ha-os magterületének felmérése (Mázsa et al. 2006). A magterületen létesített ERDŐ+h+á+l+ó 50 x 50 m-es hálózatának 389 mintavételi pontjában a faállomány-szerkezet felmérésére körös (R=8,92 m) és szögszámláló próbás kombinált mintavételt alkalmaztunk. Az elemzés során a felmérésre került változók közül (Horváth et al. 2007) a mintába eső faegyedek fafaját, mellmagassági átmérőjét, szociális helyzetét, valamint a mintaterület fáinak átlagos magasságát használtuk fel.

Korcsportok megállapítása és értékelése

A történeti kutatás kiderítette, hogy a területen alapvetően négy markánsan eltérő korcsport fordulhat elő. A felmért fákat – faji sajátosságaik figyelembevételével – átmérőjük és szociális helyzetük szerint egyenként korcsportokba soroltuk. Az átmeneti termettel rendelkező egyedeket termőhelyi körülményeik (Bidló et al. 2004) szakértői mérlegelése alapján osztályoztuk. Fafajonkénti és korcsportonkénti bontásban kiszámítottuk a hektáronkénti tőszám értékeit, amelyeket a mintavételi pontoknak az egész területre való átlagolásával állítottuk elő (1. táblázat).

Tanulmányunk az elmúlt 120-130 év időszakát tárgyalja, mert erről az időszakról állnak rendelkezésre részletes erdészeti dokumentumok. Ugyanakkor a mai 130 éves főként tölgyes állományt és a mai erdőkép kialakulását elsősorban ennek az időszaknak az eseményei határozták meg.

Eredmények

Erdőtörténet és a faállomány jellemző korcsportjai

A mai Vár-hegy erdőrezervátum területe az Egri Érseki Uradalom felsőtárkányi erdőbirtokához tartozott egy 1261-es birtoklevél szerint, ettől

az időtől a II. világháború végéig. Az erdőterületet ekkor államosították, azóta állami tulajdonban van. Az erdőállományt érő, a mai erdőképre hatással bíró események négy korszakra szakaszolhatók: 1) az üzemtervezést megelőző 2) az első üzemterv által meghatározott 3) a II. világháború majd az állami erdő üzemtervezése által meghatározott 4) a védetté és erdőrezervátummá nyilvánítást követő időszakra.

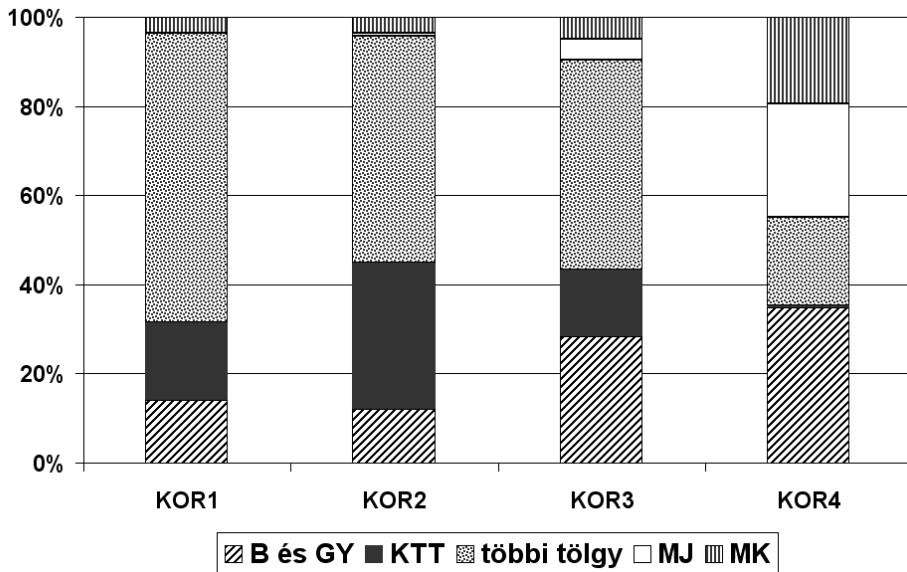
1. táblázat A főbb fafajok hektáronkénti átlagos tőszáma (N) a Felsőtárkányi Vár-hegy erdőrezervátum magterületén, korcsoportonkénti bontásban a 2004/2005-ös felmérés adatai alapján.

| Fafajok | KOR1 | KOR2 | KOR3 | KOR4 | N (tő/ha) |
|--------------------|------|------|------|------|-----------|
| Kocsánytalan tölgy | 1,0 | 61,8 | 15,4 | 1,3 | 80 |
| Molyhos tölgy | 3,1 | 61,4 | 37,5 | 44,8 | 147 |
| Csertölgy | 0,6 | 34,7 | 11,5 | 5,8 | 53 |
| Gyertyán | 0,5 | 17,3 | 27,6 | 76,8 | 122 |
| Bükk | 0,3 | 5,6 | 1,8 | 11,9 | 20 |
| Mezei juhar | — | 1,1 | 4,7 | 65,0 | 71 |
| Magas kőris | 0,2 | 6,8 | 5,2 | 49,4 | 62 |
| Egyéb fafajok | 0,3 | 12,5 | 13,4 | 29,6 | 56 |
| Összesen | 6 | 201 | 117 | 285 | 609 |

Az erdőtörténeti dokumentumok és a faállomány-szerkezet felmérése alapján a mai erdőalkotó fafajok – kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*), csertölgy (*Q. cerris*); molyhos tölgy (*Q. pubescens*); gyertyán (*Carpinus betulus*); bükk (*Fagus sylvatica*); magas kőris (*Fraxinus excelsior*); mezei juhar (*Acer campestre*) – négy korosztályát különítettük el, összefüggésben azzal, hogy az erdőállományt érő, a mai erdőképre hatással bíró események négy korszakra szakaszolhatók. A fafajokhoz és korcsoportokhoz tartozó átlagos hektáronkénti tőszámot az 1. táblázat tartalmazza, a tőszám szerinti elegyarányokat az 1. ábra mutatja. A korosztályok kialakulását meghatározó lényeges erdőtörténeti eseményeket az alábbiakban foglaljuk össze.

160 évesnél idősebb magászó fák korcsoportja (KOR1) – az üzemterv szerinti gazdálkodás előttről maradt hagyásfák

Az első üzemterv szerint az 1880-as éveket megelőző időszak erdőgazdálkodására jellemző volt, hogy a fakitermelést rendszertelenül végezték, el-



1. ábra Korcsoportonként a főbb fafajok részaránya az átlagos hektáronkénti tőszám alapján, egyéb fafajok nélkül: bükk (B), gyertyán (Gy), kocsánytalan tölgy (KTT), molyhos tölgy és cser (többi tölgy), mezei juhar (MJ), magas kőris (MK). KOR1 \geq 160 év; KOR2=100-130 év; KOR3: 50-70 év; KOR4=20-40 év a 2004/2005-ös felmérés adatai alapján.

sősorban azokról a helyekről termeltek, ahonnan a fát legkönnyebb volt kiszállítani. Az uradalmi önellátás keretein belül jelentősebb fafelhasználást a szénégetés, mészégetés, a tűzifa igény, a kerékgyártó és bognárfa, valamint a kiterjedt mezőgazdasági birtokok épület- és szerszámfával való ellátása jelentett (Gesztés 1887). Az elegyes állományokból a tölgyeket, mint jobban felhasználható faanyagot kiszállalták, a bükk visszamaradásával. Gesztés (1887) több helyen utal rá, hogy a fennmaradt idős makktermő fák miatt az erdő középerdő jellegét mutatott. Feltételezésünk szerint a magfák (hagyásfák) akkor legalább 50-80 évesek lehettek. A makktermő fák könnyebben kiszállítható részét később kivágták (soron kívüli felhasználást engedélyezve 1922-ben), a többi, – elsősorban a gerinc közelében – mindmáig fennmaradt (1. kép, on-line függelék). E korcsoport nagy részét tölgyek és cser alkotja. Nagy részük pusztulóban van, korhadt, odvas, törzstörött vagy már fekvő holtfa. Az erdő szerkezetében különleges élőhelyeket és a lebontó szervezeteknek bőséges forrásokat teremtenek, ezért természetvédelmi jelentőségük kiemelkedő.

Az állományalkotó 100-130 éves tölgyek korcsoportja (KOR2) – az üzemtervezésre történő áttérés időszakából származó fák

A Vár-hegy területére az első üzemterv 1887-ben készült (Gesztés 1887). Az üzemterv a jelenlegi erdőrezervátum területét a IV., Vár-hegyi tagként, az „A” alsóbb elhelyezkedésű üzemosztályba sorolta és 80 éves vágásfordulóra tervezte. A Vár-hegy tömbre az üzemterv 10-20 éves, fiatalos állományt említ, ebből következtethetünk arra, hogy a terület faállományát az üzemtervezést nem sokkal megelőzően levágták. Borovszky (1896-1914) a felsőtárkányi tölgyesek felújításáról azt írja, hogy a makk befogadására a területet disznókkal túratták meg. A magról kelt sűrű fiatalos fölül a sarjeredetű tölgyeket 10-15 éves korában levágták és cserző anyagként értékesítették. Borovszky (1896-1914) értékelése szerint a tárkányi tölgyesek a felújítások sikere, az erdő gondos kezelése és jövedelmezősége folytán országosan is kiemelkedők voltak. Ez az 1875-80 körül felújított, azonban jelentős részben mégis sarj eredetű tölgyes, kisebb arányban bükkös állomány alkotja ma az erdőrezervátum magterületének uralkodó 120-130 éves faállományát. Ebben a korosztályban a kocsánytalan tölgy, a cser és a molyhos tölgy dominál. Az üzemterv hangsúlyozza, hogy a felújítások során biztosítani kell a tölgy dominanciáját, ezért a gyertyánt és a bükköt a nevelővágások során visszaszorították. Ennek nyomát a gyertyán és a bükk idős korosztályainak hiányában látjuk (1. ábra). Elsősorban a sarj eredetű kocsánytalan tölgyek ma már folyamatosan pusztulnak, az erdőrezervátum jelentős holtfa anyagát és ezzel további élőhelyeket alkotva, míg az idős erdő többek között a ritka ragadozó madaraknak jelent élőhelyet (2. kép, on-line függelék).

Középkorú, 50-70 éves korcsoport (KOR3) – a 20. század közepi kisebb kiterjedésű vágások után, spontán úton vagy pótlások révén létrejött korosztály

A következő üzemterv az állami tulajdonba került erdő első üzemterve, az 1953-1963-as időszakra készült. A II. világháború időszakában a szabályozatlan fakereskedés és az illegális fakitermelés jellemző lehetett, erre utal, hogy az üzemterv több helyen sürgős pótlásokat írt elő. Az erdő akkori természetes felújuló képességét jelzi a mai erdőállomány középkorú, 55-70 éves része, amely egyrészt az 1950-es években folytatott pótlásokból és telepítésekéből, másrészt azonban a háborús évek illegális fakitermelését követő természetes felújulásból származik. Ilyen középkorú állományok a rezervátum területén ritkák, nagyobb arányban a Csákpilis-lápa alsóbb részein, a könnyen megközelíthető területeken fordulnak elő (3. kép, on-line függelék). Erre a korosztályra egyenletesebb elegyarány jellemző, a

tölgyekhez hasonló arányban fordul elő a gyertyán és az egyéb fafajok, valamint megjelenik a mezei juhar. Az erdőrezervátum területén az utolsó üzemterv szerinti beavatkozásra az 1960-as évek végén került sor: a 200 A és B részletben növedékfokozó gyérítést végeztek. Ekkor épült meg e két erdőrészletet elválasztó erdészeti feltáró út is. A beavatkozás nyomát a mai erdőképben az erősebben korhadtt vágott tuskók, és a kiligetesedett uralkodó tölgyes mutatja.

Természetes regenerációval keletkezett fiatalosok 20-40 éves korcsoportja (KOR4)

Az 1960-70-es években az üzemtervek már felmerülő problémaként jelzik, hogy aránytalanul magas a vágásérett állományok fatömege és területe. A magas vadlétszám annyira megnehezítette a felújítást, hogy az erdőkezelő sok esetben inkább a végvágások halasztása mellett döntött, ezzel szemben a gyérítések fatömege megnőtt a tervezetthez képest. Következménye az erdőrezervátum sarjeredetű tölgyes állományának további fennmaradása és öregedése (Felsőtárkány állami erdő üzemterve 1976-1985). Az 1980-as évek legjelentősebb változása a Bükk Nemzeti Park Igazgatóság megalakulása 1986-ban. 1993-ban jelölték ki a Vár-hegy erdőrezervátum magterületét és védőzónáját, azóta a magterületen biztosított a beavatkozás mentes erdőfejlődés. Az utolsó jelentős beavatkozás – a tölgypusztulást követő egészségügyi gyérítés – az 1980-as évek végén történt.

A vadlétszám később sem csökkent, továbbra is elmaradtak vagy halasztódtak a véghasználatok (Felsőtárkány állami erdő üzemterve 1986-2000). Ennek következménye, hogy tovább növekedett az idős állományok aránya és hiányoznak a fiatalos erdők. A magas vadlétszám okozta problémák mellett a felsőtárkányi erdőterületen is fellépett az egész Európát érintő, a tölgy hervadásos pusztulását okozó betegség (Szepesi 1997). Az elegyfák, a juhar, kőris, hárs aránya kétszeresére nőtt a megelőző 20 évhez képest (Felsőtárkány állami erdő üzemterve 1995-2005). A ligetesedő tölgyerdőkben a lékeket elsősorban a mezei juhar, a magas kőris és egyéb elegyfák töltik be. Ezek a 20-40 éves fák alkotják a legfiatalabb korosztályt (4. kép, on-line függelék).

Értékelés

A cseres-kocsánytalan tölgyesek természetvédelmi és gazdálkodási szempontból is az egyik legfontosabb, gazdasági jelentősége következtében pe-

dig a legintenzívebben kezelt erdők közé tartoznak. Ha a mai állomány fafaj-összetételének jövőbeli változását akarjuk megbecsülni, ehhez önmagában nem elegendő az aktuális idős állomány fafaj-összetételének ismerete (Drury & Runkle 2006), szükséges az erdőtörténet ismerete is. Amerikai tölgyesek példáján – többek között – (Cowell & Hayes 2007) szukcesszionális váltást mutattak ki a faállományban, amennyiben a fényigényes uralkodó tölgy faj uralomra kerülése a nagy mértékű zavarásokhoz (vágások) köthető, míg az alsó lombkoronaszintet adó árnyéktűrő fajok fejlődése a minimális zavarással járó időszakhoz kapcsolható.

A fafaj-összetétel változását tekintve hasonló fafaj váltás irányába mutatnak eredményeink. A mai 100 évnél idősebb tölgyes erdőállománnyal szemben, a középkorú és fiatal korcsoportokban mindhárom tölgy faj, de elsősorban a kocsánytalan tölgy aránya jelentősen lecsökkent, rövid- és középtávon a magas kőris, a mezei juhar és a gyertyán aránya jelentősen megnövekszik. A síkfőkúti cseres-tölgyes állományban is hasonló változások történtek az 1970-es évek óta (Kotroczó *et al.* 2007).

Bár a Vár-hegy erdőrezervátum tölgyese is a hazai erdőkre jellemző emberi hatásokra alakult ki, a kevésbé intenzív gazdálkodás, majd a terület felhagyása olyan erdőállományt eredményezett, amelynek élőhelyi és ebből adódóan faji diverzitása is rendkívül értékes. Kevés 100 évesnél idősebb hazai tölgyes maradt fenn, ahol a természetes pusztulás, a sok korhadó faanyag, és a változatos szerkezet a ragadozó madarak, odúlakó denevérek, gombák számára mikro-élőhelyeket hoz létre, ezek egyike éppen a Vár-hegy.

Köszönetnyilvánítás

Az erdőrezervátumok felmérését a KvVM Erdőrezervátum Programja, a további elemzéseket a Klímafa Kft. támogatta. Az erdőtörténeti dokumentumok elérését a Heves Megyei Levéltár (Eger), az erdészeti üzemtervek megismerését az MGSZH Heves Megyei Erdészeti Igazgatósága (Eger, Vác) tette lehetővé. A szerzők köszönetet mondanak a lektoroknak a cikk véleményezéséért.

Irodalomjegyzék

Anon. (2003): Interpretation Manual of European Union Habitats. EUR25. – European Commission DG Environment, Nature and biodiversity, 127 pp.

- Bidló, A., Gucsik, A., Heil, B., Illés, G., Juhász, P., Kovács, G. & Varga, Zs. (2004): Termőhelyfeltárás a Vár-hegy erdőrezervátum területén. – *Kézirat, kutatási jelentés. ER Archívum 2004/D-006/1-2, KvVM – MTA ÖBKI.*
- Borovszky, S. (szerk.) (1896-1914): Magyarország vármegyei és városai. – CD-Rom kiadás (2004) Arcanum; ISBN 963 9374 91 1.
- Cowell, C. M. & Hayes, J. J. (2007): Structure, history and dynamics of a mature oak-beech forest in western Indiana. – *J. Torrey Bot. Soc.* **134**: 215-222.
- Drury, S. A. & Runkle, J. R. (2006): Forest vegetation change in southeast Ohio: Do older forests serve as useful models for predicting the successional trajectory of future forests? – *Forest Ecol. Manage.* **223**: 200-210.
- Felsőtárkány állami erdő üzemterve. (1953-1963); (1963-1973); (1976-1985); (1986-2000); (1996-2005) – *MGSZH Heves Megyei Erdészeti Igazgatósága (Eger, Vác).*
- Gesztes, K. (1887): Az egri érseki uradalom felsőtárkányi erdőbirtokának (A és B üzemosztály) általános leírása (1887/88). – *Heves Megyei Levéltár*: IV-415/34.
- Gossner, M., Engel, K. & Jessel, B. (2008): Plant and arthropod communities in young oak stands: are they determined by site history? – *Biodivers. Conserv.* **17**: 3165-3180
- Horváth, F. & Borhidi, A. (szerk.) (2002): A hazai erdőrezervátum-kutatás célja, stratégiája és módszerei – TermészetBúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, p. 287.
- Horváth, F., Gergely, Z., Mázsa, K., Jelítai, E., Bidló, A., Kovács, G., Bölöni, J., Mányoki, G. & Ódor, P. (2007): A faállomány-szerkezet mintavételi pont körül való felmérésének az Erdőrezervátum Programban ajánlott módszere (MVP FAÁSZ). – *Kézirat. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete*, pp. 19.
- Kotroczó, Zs., Krakomperger, Zs., Koncz, G., Papp, M., Bowden, R. D. & Tóth, J. A. (2007): A síkfőkúti cseres-tölgyes fafaj-összetételének és struktúrájának hosszú távú változása. – *Természetvédelmi Közlem.* **13**: 93-100.
- Lindbladh, M., Brunet, J., Hannon, G., Niklasson, M., Eliasson, P., Eriksson, G. & Ekstrand, A. (2007): Forest history as a basis for ecosystem restoration – A multidisciplinary case study in a South Swedish Temperate Landscape. – *Restor. Ecol.* **15**: 284-295.
- Mázsa, K., Horváth, F., Aszalós, R., Czajlik, P., Gergely, Z., Bidló A., Ko-

- vács, G. & Király, G. (2006): Forest+N+E+T Monitoring network of forest stand dynamics and ecology – 1st European Congress of Conservation Biology „Diversity for Europe” 22-26 August 2006, Eger, Hungary. *Book of Abstracts*, p. 137.
- Orwig, D. A. & Abrams, M. D. (1994): Land-use history (1720-1992), composition, and dynamics of oak pine forests within the Piedmont coastal-plain of Northern Virginia. – *Canad. J. Forest Res.* **24**: 1216-1225.
- Reinholz, A., Yasui, A. & Plieninger, T. (2008): The relevance of historical features for forest management in the Black Forest (Germany) – *Allg. Forst. Jagdztg.* **179**: 179-186.
- Szepesi, A. (1997): Forest Health Status in Hungary. – *Environ. Poll.* **98**: 393-398.

Függelék: □ A cikkhez tartozó Online Függelékek a folyóirat honlapján találhatóak (<http://www.mbtktv.mtesz.hu/ofuggelek.html>).

Stand survey and forest history study of mature oak forest in the Vár-hegy Forest Reserve (Felsőtárkány)

Katalin Mázsai¹, Ferenc Horváth¹, Borbála Balázs²,
János Bölöni¹ and Réka Aszalós³

Hungarian Academy of Sciences, Alkotmány u. 2-4. 2163 Vácrátót, Hungary

¹ *Institute of Ecology and Botany of HAS*

2163 Vácrátót Alkotmány u. 2-4.

² *Dept. of Meteorology ELTE University*

Budapest Pázmány P. sétány 7.

³ *Dept. Of Plant Taxonomy and Ecology ELTE University.*

Budapest Pázmány P. sétány 7.

Abstract: This study, relates the results of the stand survey of the Vár-hegy forest reserve (Bükk Mts.) and the forest history documents from the beginning of forest management in this area. Our questions were: 1. What were the main impacts on forest stands in the past 130 years? 2. What were the stand age-classes and compositional changes during this time period? Four periods of forest history were divided: 1) Uncontrolled tree cuttings and traditional forest use before the first management plan. 2) Forestry based on the first management plan from 1887 3) Irregular cuttings around the 2. World War and forestry on the State Forestry management plans 4) Protection measures and spontaneous development after 1980. Four age classes were divided with various stand composition. In contrast to the canopy forming mature oak forest, the middle and young age classes shows a remarkable decrease in the ratio of all oak species (*Quercus petraea*, *Q. cerris*, *Q. pubescens*), but first of all in that of *Quercus petraea* while the proportion of *Fraxinus excelsior*, *Acer campestre*, *Carpinus betulus* and other associate tree species increased. The forest reserve stands are presently in a transition state from the single age-class managed forest towards a more mixed forest with several age-classes.

Keywords: abandonment; protected forest; forest development; species composition; Pannonian-Balkan turkey oak –sessile oak forests; *Acer campestre*; *Fraxinus excelsior*

A síkfőkúti erdő cserjeszintjének struktúra változásai 2002 és 2007 között – egyedszám és méret

Misik Tamás és Kárász Imre

*Eszterházy Károly Főiskola Környezettudományi Tanszék
3300 Eger, Leányka utca 6. E-mail: misikt@ektf.hu*

Összefoglaló: A síkfőkúti cseres-tölgyes erdő (*Quercetum petraeae-cerris*) fiziognómiai struktúráját, illetve annak változásait már 35 éve vizsgálják a kutatók. Ötévenként meghatározták a 24 hektáros kutatási területen az erdő cserjeszintjére vonatkozó legfontosabb paramétereket. Az 1979–80-ban kezdődött erőteljes tölgypusztulást követően a meso- és thermofil cserjék jelentősen megerősödtek. A tölgyek helyén kialakult lékeket legsikeresebben a mezei juhar (*Acer campestre*) és a húsos som (*Cornus mas*) foglalta el, egyedszámban és különösen méretükben megerősödve. Az alacsony cserjeszintben egyedszám és méret tekintetében egyértelmű tendenciájú változásokat nem tapasztaltunk. A két legutóbbi felmérés alkalmával, 2002- és 2007-ben 16 illetve 17 cserjefajt azonosítottunk, amelyek összes egyedszáma hektáronként 23874 és 44018 db volt. Az összes cserje több mint felét mindkét felméréskor a bibircses kecskerágó (*Euonymus verrucosus*) adta. A magas cserjék között az *E. verrucosus* mellett domináns még az *A. campestre*. A tölgypusztulást követően tapasztalt magas cserjék méretnövekedése tovább folytatódott, nőtt az átlagos magasságuk és törzsátmérőjük, miközben a magas cserjék aránya csökkent (sok egyed elszáradt a megnőtt magas cserjék okozta erőteljesebb lombzáródás miatt), miközben a cserje egyedszám megkétszereződött 5 év alatt.

A jelen munka, és egyben a fent összegzett eredmények mind azt mutatják, hogy a cseres-tölgyes erdőben az erőteljes tölgypusztulást követően egy stabilizációs folyamat indult el, mely jelenleg is tart, és amely jól ki is mutatható. Az erdő lényegében pótolta az eltűnt tölgyfákat más cserjefajok, elsősorban a mezei- és tatárjuhar fa méretűvé megnőtt egyedeivel, ezzel stabilizálva az erdei ökoszisztémát.

Kulcsszavak: cseres-tölgyes erdő, hosszú-távú kutatás, tölgypusztulás, cserjeszint, lékek, juharok

Bevezetés és célkitűzés

A biológiailag releváns léptékekhez való alkalmazkodás igénye hívta életre a hosszú távú ökológiai kutatásokat (Kovács–Láng & Fekete 1995). A síkfőkúti cseres-tölgyes erdő fiziognómiai struktúráját, illetve annak változásait az IBP (International Biological Program) és a MAB (Man and Biosphere Program) kutatási programok keretén belül 1972 óta követjük nyomon (Jakucs *et al.* 1975). A mérsékelt övi erdő-projektek nagy része Európában zajlik (zajlott), de találkozhatunk Észak-Amerikában és Ázsiában is hasonló kutatásokkal. Magyarországon a Síkfőkút Projekt a hosszú távú ökológiai kutatások (nemzetközileg elfogadott rövidítéssel ILTER) egyik hazai bázisa.

Az 1979–1980-as évektől kezdődően egy teljesen új típusú megbetegedés és gyors ütemű faelhalás jelentkezett a magyar erdőkben, amely a hegy- és dombvidékek klímazonális, őshonos kocsánytalan tölgy állományait érintette, így erőteljesen jelentkezett a Síkfőkút Projekt területén is. Az egész ország területén, 85 erdőrészletben több mint 20 ezer kocsánytalan tölgy egyed megvizsgálva az 1985-ös évben már 20,5%-ban voltak kipusztult fák (Jakucs 1990). A jelenség tényleges okát megismerni kívánó kutatások világszerte folynak. A közlemények tanulsága szerint a vélemények nagyrészt megegyeznek abban, hogy a folyamat okát a légszennyező kémiai anyagoknak az 1950-es évektől tartó exponenciálisan gyorsuló koncentráció-növekedésével lehet korrelációba hozni (Jakucs 1990, Klein & Perkins 1987, Nilsson 1986, Schütt 1984, Ulrich & Pankrath 1983). Az erdő faállományában a tölgypusztulást követően bekövetkező változásokról több munkában is olvashatunk (pl. Mészáros *et al.* 1993, Tóthmérész 2001).

A korábbi évek (1972–1997) cserjeszintre vonatkozó adatait helyhiány miatt itt nem tudjuk ismertetni, összefoglaló szintézisükre Kárász 2006-os munkájában került sor (Kárász 2006).

A 24 hektáros kutatási terület elsődlegesen a fitostruktúra vizsgálatokra kijelölt negyedhektáros „A” négyzetében 4–5 éves terminusokban a cserjeszint teljes felmérését elvégezzük. 2002-ben és 2007-ben 7. és 8. alkalommal került sor a cserjeszint viszonyainak a feltérképezésére. A 2002. évi eredményeket Misik *et al.* (2007) közölte. Jelen dolgozatban e két utóbbi felmérés faj-, illetve egyedszám és méret adatait hasonlítjuk össze. A további adatok összevetése folyamatban van, ismertetésükre egy következő munkában kerül majd sor.

A vizsgálati terület jellemzése

A mintaterület Egertől 6 km távolságban a Szöllöske nevű területen fekszik (földrajzi koordinátái: szélesség +47° 55' 36.54"; hosszúság +20° 26'

35.82"). Az erdőt a zonális klímaviszonyok érvényesülése, reliefhiány, a mély talaj és a 300 m tengerszint feletti magasság jellemzi. Ilyen adottságok mellett klímazonális, homogén cseres-tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*) jött létre. A vizsgált folt jelenleg 100 év körüli sarjeredetű állomány, amelyben az elmúlt fél évszázadban semmiféle erdőművelés nem folyt. Cönológiai összetétele a vizsgálatok kezdetekor (és ma is) megfelel az észak-magyarországi cseres-tölgyesek átlagának (Jakucs 1967, Papp & Jakucs 1976, Papp 2001). Lombalkotó fajok a konstansan előforduló kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) és csertölgy (*Q. cerris*). Az 1997/98-as struktúra felméréskor a területen hektáronként 183 darab egészséges fa élt (Tóthmérész 2001). A cserjeszintet a legutóbbi felmérés alapján 17, főleg fény- és melegkedvelő faj alkotja. A vizsgálati terület részletesebb leírását megtaláljuk Jakucs (1978) munkájában.

Módszerek

A felmérést a kutatási terület struktúravizsgálatokra kijelölt negyedhektáros „A” négyzetében végeztük az 1972-ben kialakított módszerrel (Jakucs *et al.* 1975). A 48×48 m-es alapterületű magterületet 144 darab 4×4 m-es (16 m²-es) kiségyzetre osztottuk fel a munka megkönnyítése és a hatékonyabb adatfeldolgozás érdekében. A legpontosabb eredmények elérése érdekében a cserjeszintet alacsony és magas cserjeszintre bontva vizsgáltuk. Az alacsony cserjeszintbe az 1 m-nél alacsonyabb, 1,2 cm-es törzsátmérőt és 0,5 m²-es lombvetületet meg nem haladó méretű egyedeket (talaj feletti hajtásokat) soroltuk, bármely paraméter esetén nagyobb méretekkel rendelkezőket pedig a magas cserjeszintbe (Kárász *et al.* 1987). Fának a legtöbb kutató véleménye alapján azokat az egyedeket tekinthetjük, amelyek mellmagassági törzsátmérője eléri vagy meghaladja a 10 cm-t, magassága pedig meghaladja az 5 métert (Kárász 2001, Kotroczó *et al.* 2005). Az erdő cserjéi (különösen a magas cserjék) leggyakrabban a fákhoz hasonlóan törzsre, lombkoronára és gyökérzetre tagolhatók. A közvetlen talaj feletti elágazás a fajok többségénél nem jellemző. A síkfőkúti cseres-tölgyes erdő magas cserjéinek becslésünk szerint csupán 10%-a bokorszerű (Kárász *et al.* 1987). Ezért jellemzésükhöz a fáknál használatos egyes paramétereket használjuk. Véleményünk szerint a magasság, a talaj szintje felett 5 cm-nél mért törzsátmérő (alacsony cserjék esetében hajtásátmérő) és a lombvetület adataival a legtöbb cserje megbízhatóan leírható.

A gyökérvizsgálatok (Kárász 1984a, 1984b) igazolták, hogy az általunk vizsgált erdőben a cserjék egy része polikormont képez [különösen a kecs-

kerágó (*Euonymus sp.*) fajok, a fagyal (*Ligustrum vulgare*) és a veresgyűrű som (*Cornus sanguinea*)] így a talaj feletti hajtások száma nem minden fajnál azonos az egyedszámmal. Ezért a felméréskor most is a talaj feletti hajtásokat mértük és számoltuk, de jelen munkában következetesen és egységesen az egyedszám kifejezést használjuk.

Minden kiségyzetben megállapítottuk a cserje fajszámot, majd megszámláltuk az adott fajhoz tartozó egyedszámot, megmértük minden magas cserje egyed magasságát 3 m-es osztott farúd segítségével, és végül a törzs-átmérőjét (talajszint felett 5 cm-nél) tolómérővel. Ezt követően átlagméreteket számoltunk. Az alacsony cserjeszintben az előző felmérések alkalmával általában minden egyedre, míg 2007-ben egyedszámtól függően 4–99 db alapján számítottuk az átlagméreteket.

Eredmények

Egyedszám

A síkfőkúti erdőben 16 illetve 17 cserjefaj élt a két felmérés évében. 2002-ben a magas cserjeszintben minden faj képviselte magát legalább egy egyeddel, de az alacsony cserjeszintből hiányzott a varjútövis (*Rhamnus catharticus*) és a kislevelű hárs (*Tilia cordata*), melyek a magas-cserjeszintben is csak egy-egy egyeddel voltak jelen. 2007-ben mind a 17 faj előfordult az alacsony cserjeszintben, de a magas cserjeszintből hiányzott a molyhos tölgy (*Quercus pubescens*) (csak magoncként volt jelen), a *Rh. catharticus* és a gyepürózsa (*Rosa canina*) (*Rosa*-ból csak kiszáradt hajtásokat találtunk). A cserjeszintet hektáronként 23874 és 44018 egyed alkotta, ennek 83,5%- és 93,6%-a az alacsony cserjeszintben élt, és csupán 16,5%- és 6,4%-a nőtt 1 méter fölé és alkotta így a magas cserjeszintet a két felmérés alapján.

Mindkét vizsgálatkor a cserjék több mint felét a bibircses kecskerágó (*E. verrucosus*) adta, ezen belül a magas cserjék több mint felét együttesen az *E. verrucosus* és a mezei juhar (*A. campestre*) tette ki. Harmadik leggyakoribb magas cserje a húsos som (*C. mas*) volt. A többi faj előfordulási gyakorisága egy nagyságrenddel alacsonyabbnak bizonyult. Az alacsony cserjeszintben az *E. verrucosus* dominált 55% feletti arányokkal, őt követte 2002-ben *Ligustrum vulgare* (14,92%) és a tatárjuhar (*Acer tataricum*) (6,46%). 5 év elteltével pedig a csíkos kecskerágó (*E. europaeus*) (10,60%) és a *L. vulgare* (10,04%) volt többségben.

A *Quercus* magoncok (*Q. petraea*, *Q. cerris* és a 2007-ben megjelent *Q. pubescens*) aránya igen kicsi volt mindkét alkalommal. A *Quercus* ma-

1. táblázat. A cserjék hajtásszáma alszintenként és összesítve 2002-ben és 2007-ben Síkfőkúton. a= alacsony cserjeszint, m= magas cserjeszint; *2002-ben a Quercus-ok fa méretű egyedeit is a magas cserjék között tüntették fel.

| Latin név | Magyar név | db/ha | | | | % | | | | | | | |
|-----------------|----------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|---------------|---------------|-----------|-----------|-----------|-----------|---------------|---------------|
| | | 2002 a | 2007 a | 2002 m | 2007 m | 2002 össz. | 2007 össz. | 2002 a | 2007 a | 2002 m | 2007 m | 2002 össz. | 2007 össz. |
| Acer campestre | Mezei juhar | 746 | 2361 | 729 | 595 | 1475 | 2956 | 3,74 | 5,73 | 18,52 | 21,17 | 6,18 | 6,71 |
| A. tataricum | Tatárjuhar | 1289 | 1215 | 195 | 130 | 1484 | 1345 | 6,46 | 2,95 | 4,96 | 4,62 | 6,22 | 3,06 |
| Cerasus avium | Vadcseresznye | 4 | 746 | 9 | 13 | 13 | 759 | 0,02 | 1,81 | 0,23 | 0,46 | 0,05 | 1,72 |
| Cornus mas | Húsos som | 529 | 508 | 512 | 529 | 1041 | 1037 | 2,65 | 1,23 | 13,01 | 18,82 | 4,36 | 2,36 |
| C. sanguinea | Veresgyűrű som | 655 | 1684 | 174 | 208 | 829 | 1892 | 3,29 | 4,09 | 4,42 | 7,40 | 3,47 | 4,3 |
| Cr. monogyna | Egybibés galagonya | 586 | 673 | 286 | 234 | 872 | 907 | 2,94 | 1,63 | 7,27 | 8,32 | 3,65 | 2,06 |
| E. europaeus | Csíkos kecskerágó | 104 | 4366 | 78 | 48 | 182 | 4414 | 0,52 | 10,60 | 1,98 | 1,71 | 0,76 | 10,03 |
| E. verrucosus | Bibircses kecskerágó | 11505 | 22967 | 1263 | 920 | 12768 | 23887 | 57,7 | 55,74 | 32,10 | 32,73 | 53,48 | 54,27 |
| Juglans regia | Közönséges dió | 4 | 65 | 4 | 9 | 8 | 74 | 0,02 | 0,16 | 0,10 | 0,32 | 0,04 | 0,17 |
| L. vulgare | Közönséges fagyal | 2973 | 4136 | 291 | 91 | 3264 | 4227 | 14,92 | 10,04 | 7,40 | 3,24 | 13,67 | 9,6 |
| Lon. xylosteum | Ükörkelonc | 13 | 95 | 30 | 26 | 43 | 121 | 0,07 | 0,23 | 0,76 | 0,93 | 0,18 | 0,27 |
| Quercus cerris* | Csertölgy | 130 | 182 | 48 | 4 | 178 | 186 | 0,65 | 0,44 | 1,22 | 0,14 | 0,74 | 0,42 |
| Q. petraea* | Kocsánytalan tölgy | 1397 | 1606 | 286 | - | 1683 | 1606 | 7,00 | 3,90 | 7,27 | - | 7,05 | 3,65 |
| Q. pubescens | Molyhos tölgy | - | 473 | - | - | - | 473 | - | 1,15 | - | - | - | 1,07 |
| R. catharticus | Varjútövis | - | 61 | 4 | - | 4 | 61 | - | 0,14 | 0,10 | - | 0,02 | 0,14 |

| | | | | | | | | | | | | | |
|------------------|-------------------|-------|-------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Rosa canina | Gyepűró- zsa | 4 | 52 | 22 | - | 26 | 52 | 0,02 | 0,12 | 0,56 | - | 0,11 | 0,12 |
| Tilia cordata | Kislevelű hárs | - | 17 | 4 | 4 | 4 | 21 | - | 0,04 | 0,10 | 0,14 | 0,02 | 0,05 |
| össz.: 17 | | 19939 | 41207 | 3935 | 2811 | 23874 | 44018 | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 | 100,0 |

goncok között csak néhány 25 cm feletti található az „A” négyzetben, az ennél alacsonyabb magoncok száma évről-évre csökken (Krakomperger *et al.* 2008). A részletes adatokat az 1. táblázat tartalmazza.

A cserjék habitusa, méretei

Az 1979–85 között lezajlott erőteljes tölgypusztulást követően lécek jöttek létre (az „A” négyzetben és azon kívül is létrejött több különböző méretű lék) és ezek benövésének folyamata tapasztalható az elmúlt években egyes magas cserjefajok részvételével. A lécek keletkezése és megszűnése a természetes erdődinamika része ugyan, de itt főleg a fák csoportos pusztulásának az eredménye (Kotroczó *et al.* 2005). A kialakult léceket egyes magas cserjefajok foglalták el, és kihasználva a jobb fényviszonyokat jelentősen megerősödtek. Ebben a folyamatban különösen sikeresnek bizonyult az *A. campestre*, *A. tataricum* és a *C. mas*. Az utóbbi faj megőrizte cserje alkatát, miközben a fa életformára is képes juharok egyre inkább a lombalkotó fajokra jellemző paramétereket értek el. Átvették az erdő működésében az eltűnt tölgyek szerepét. Kiterjedt lombzatukkal az erdő ismét tökéletesen záródott, így a cserjeszintben az árnyékolást kevésbé toleráló fajok egyedszáma csökkenni kezdett. Természetesen a tíz métert ma már meghaladó egyedek nem cserjék, de mivel az előző felmérésekkor is szerepeltek a felvételi adatsorokban, most is számolunk velük. Két fafaj (*T. cordata* és *Cerasus avium*), amelyek a vizsgálatok kezdetekor csak kisméretű egyed(ek)kel voltak jelen, mára 5 méter fölé magasodva kinőttek a cserjeszintből, és ezért (valamint kis egyedszámuk miatt) a méretek összevetésekor őket nem vettük figyelembe. Az átlagos méreteket részletesen a 2. táblázat tartalmazza.

A legtermetesebb egyed egy-egy *A. campestre* volt mindkét felmérés-kor. A magas cserjék közül legnagyobb átlagmagasságot mind a két vizsgálat alkalmával az *A. campestre* egyedei érték el. Őket követték 2002-ben a *C. mas* és az *A. tataricum* egyedei. 2007-ben fordított volt a sorrend. Legnagyobb átlagos törzsátmérőt ugyancsak az *A. campestre* egyedeinél regisztráltunk, őket azonban a *C. mas*, majd az *A. tataricum* egyedei követték. A 2007-ben végzett struktúra felmérés során a sorrend nem változott. A 2007-es vizsgálat alkalmával megállapítottuk, hogy az *A. campestre* 29

2. táblázat: Átlagos cserje méretek az alacsony (a) és a magas cserjeszintben (m) 2002-ben és 2007-ben Síkfőkúton. *2002-ben az alacsony cserjeszintben nem történt magasság és hajtásátmérő meghatározás. **2002-ben a *Cerasus avium* fa méretű egyedeit nem sorolták be a magas cserjeszintben.

| Latin név | Magyar név | magasság (m) | | | | hajtás/törzsátmérő (cm) | | | | változás mértéke | |
|--------------------|-------------------------|--------------|------|------|------|-------------------------|------|------|-------|-------------------|-----------------------|
| | | 2002 | 2007 | 2002 | 2007 | 2002 | 2007 | 2002 | 2007 | magas- ság (m) | törzsát- mérő (cm) |
| cserjeszint | | a* | a | m | m | a* | a | m | m | m | m |
| Acer campestre | Mezei juhar | - | 0,16 | 5,88 | 8,23 | - | 0,29 | 8,61 | 11,03 | +2,35 | +2,42 |
| A. tataricum | Tatárjuhar | - | 0,27 | 4,22 | 4,92 | - | 0,33 | 5,36 | 6,45 | +0,70 | +1,09 |
| Cerasus avium** | Vad- cseresznye | - | 0,22 | 5,10 | 8,62 | - | 0,32 | 4,45 | 17,28 | +3,52 | +12,83 |
| Cornus mas | Húsos som | - | 0,40 | 4,66 | 4,85 | - | 0,54 | 6,43 | 7,82 | +0,19 | +1,39 |
| C. sanguinea | Veresgyűrű som | - | 0,38 | 2,48 | 2,58 | - | 0,37 | 2,09 | 2,18 | +0,10 | +0,09 |
| Cr. monogyna | Egybibés galagonya | - | 0,37 | 2,54 | 2,66 | - | 0,54 | 3,04 | 3,10 | +0,12 | +0,06 |
| E. europaeus | Csikos kecskerágó | - | 0,16 | 2,28 | 2,11 | - | 0,34 | 2,01 | 2,40 | -0,17 | +0,39 |
| E. verrucosus | Bibircses kecskerágó | - | 0,29 | 1,71 | 1,75 | - | 0,4 | 1,68 | 1,64 | +0,04 | -0,04 |
| Juglans regia | Közön- séges dió | - | 0,33 | 3,10 | 1,56 | - | 0,4 | 2,93 | 1,65 | -1,54 | -1,28 |
| L. vulgare | Közönse- ges fagyal | - | 0,36 | 1,59 | 1,53 | - | 0,49 | 1,40 | 0,94 | -0,06 | -0,46 |
| Lon. xylosteum | Ükörke- lonc | - | 0,57 | 1,51 | 1,35 | - | 0,65 | 1,20 | 1,07 | -0,16 | -0,13 |
| Quercus cerris | Csertölgy | - | 0,15 | 1,97 | 2,15 | - | 0,26 | 6,02 | 4,54 | +0,18 | -1,48 |
| Q. petraea | Kocsány- talan tölgy | - | 0,18 | - | - | - | 0,30 | - | - | - | - |
| Q. pubescens | Molyhos tölgy | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Rh. catharticus | Varjútövis | - | 0,51 | 2,10 | - | - | 0,50 | 1,32 | - | - | - |
| Rosa canina | Gyepű- rózsa | - | 0,37 | 2,17 | - | - | 0,32 | 1,41 | - | - | - |
| Tilia cordata | Kislevelű hárs | - | 0,58 | 6,54 | 7,50 | - | 0,85 | 5,16 | 8,12 | +0,96 | +2,96 |
| átlag | | - | 0,32 | 3,03 | 3,83 | - | 0,42 | 3,23 | 5,25 | +0,80 | +2,02 |

példánya, a *C. mas* 9 egyede és az *A. tataricum* 3 egyede már 10 méter fölé magasodott az „A” négyzetben, így lényegében a kipusztult tölgyfák helyén másodlagos lombkoronaszintet hoztak létre.

Értékelés

Az alacsony cserjeszintben 2002-ben nem történt mérés, de az elmúlt évtizedek struktúra felmérései azt mutatják, hogy magasság- és átmérőbeli változások gyakorlatilag itt nem tapasztalhatók, az egyedszámuk pedig fluktuációt mutat (Kárász 2006). A meghatározó alacsony cserjék pedig mindvégig a polikormon képzésre hajlamos fajok maradtak. A domináns magas cserjefajok esetében jelentős magasság és törzsátmérő növekedés tapasztalható az elmúlt 5 évben, tulajdonképpen átvették a kidőlt *Quercus*-ok helyét és szerepét a koronaszintben. A kocsánytalan tölgy erőteljes pusztulása Magyarország egész területén jelentkezett az 1970-es évektől kezdődően (Jakucs 1983, Jakucs *et al.* 1988). Az Északi Magyar Középhegységben (Zempléni-, Bükk-, Mátra-Börzsöny hgs.) 26,4%, a Dunántúlon (Bakony-, Mecsek-, Somogy-, Zselic hegység) 9,9%, az Alpokkal érintkező keskeny sávban 5,6% volt a kipusztult fák aránya (Igmándi *et al.* 1986). A folyamat nem egyedülálló, ugyancsak a tölgyek pusztulását, és többek között az *Acer* fajok erősödését tapasztalták például Szlovéniában zajló kutatások (Kutnar 2003, Smole 1995). A magas cserjeszintben a legnagyobb méretű és az erdő működése szempontjából a meghatározó cserjefajok az előző felmérésekhez hasonlóan az *A. campestre*, az *A. tataricum* és a *C. mas* voltak. Az *A. campestre* számos egyede 5 méter fölé magasodva kinőtt a cserjeszintből, és lényegében másodlagos lombkoronaszintet hozott létre a tölgyerdőben. Az 1973-as kiindulási állapothoz képest az elmúlt 3 évtizedben egyetlen új tölgyfát sem találtak, ami az erdő tölgy-regenerációs képességének teljes hiányát mutatja (Krakomperger *et al.* 2008). Mind a fa- (Krakomperger *et al.* 2008) mind pedig a cserjevizsgálatok alátámasztották a juharok egyedszámának és méretének növekvő tendenciáját. Az erdő egyre inkább „juharossá” kezd átalakulni, a juhar fajok veszik át a tölgyek szerepét, ezzel stabilizálva az erdőt.

Irodalomjegyzék

Igmándi, Z., Béky, A., Pagony, H., Szontagh, P. & Varga, F. (1986): The state of decay of sessile oak in Hungary in 1985. – *Az Erdő* **35**: 255–259.

- Jakucs, P. (1967): *Quercetum petraeae-cerris*. – In: Guide der Exkursionen d. Int. Geobot. Symp., Ungarn, Tab. **15-17**: 40–42.
- Jakucs, P. (1978): Environmental-biological research of an oak forest ecosystem in Hungary, „Síkfőkút Project”. – *Acta Biol. Debrecina* **15**: 23–31.
- Jakucs, P. (ed.) (1983): Examination of the Health State of Hungarian Oak Stands with Ecologically Oriented Methods. 232 pp.
- Jakucs, P. (1990): A magyarországi erdőpusztulás ökológiai megközelítése, – *Fizikai Szemle* **1990/8**. 225 pp.
- Jakucs, P., Horváth, E. & Kárász, I. (1975): Contributions to the aboveground stand structure of an oak forest ecosystem (*Quercetum petraeae-cerris*) within the Síkfőkút research area. – *Acta Biol. Debrecina* **12**: 149–153.
- Jakucs, P., Berki, I. & Holes, L. (1988): Industrielle Luft Emission und Waldschäden in N-Ungarn 1-4. – *Acta Bot. Hung.* **34**: 11-24.
- Kárász, I. (1984a): Adatok a *Cornus sanguinea* L. gyökérrendszerének fiziognómiai struktúrájához. – *Acta Acad. Paed. Agriensis NS.* **17**: 739–753.
- Kárász, I. (1984b): Egy mérsékelt övi tölgyes cserjefajainak gyökérzete. Kandidátusi értekezés, Eger, 110 pp.
- Kárász, I. (2001): A síkfőkúti erdő cserjeszintjének strukturális változásai. – In: Borhidi A. és Botta-Dukát Z. (szerk.): *Ökológia az ezredfordulón I.* Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, pp. 213–221.
- Kárász, I. (2006): A cserjeszint fiziognómiai struktúrájának változása a síkfőkúti tölgyesben 1972 és 1997 között. – *Acta Acad. Paed. Agriensis NS.* **23. Sectio Pericemonologica** **1**: 71–78.
- Kárász, I., Szabó, E. & Korcsog, R. (1987): A síkfőkúti tölgyes cserjeszintjének strukturális változásai 1972 és 1983 között. – *Acta Acad. Paed. Agriensis NS.* **18**: 51–80.
- Klein, R. M. & Perkins, T. D. (1987): Cascades of causes and effects of forest decline. – *Ambio* **16**: 86–93.
- Kotroczó, Zs., Krakomperger, Zs., Koncz, G., Papp, M., Bowden, R. & Tóth, J. A. (2005): Egy cseres tölgyes erdő stuktúrájának változása 31 év alatt. III. MTBK, Eger, 142 pp.
- Kovács – Láng, E. & Fekete, G. (1995): Miért kellene hosszútávú ökológiai kutatások? – *Magyar Tudomány* **40**: 377–392.
- Krakomperger, Zs., Kotroczó, Zs., Koncz, G., Papp, M., Veres, Zs., Tóthmérész, B. & Tóth, J. A. (2008): Egy cseres-tölgyes erdő fa-megújulási dinamikájának vizsgálata „Molekuláktól a globális folyamatokig” V. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Program és absztraktkötet, Nyíregyháza, 78 pp.

- Kutnar, L. (2003): Vegetation structure of *Quercus* dominated forests in Slovenia, Europe. XII. World Forestry Congress, 2003, Québec city, Canada.
- Mészáros, I., Módy, I. & Marschall, M. (1993): Effects of air pollution on the condition of sessile oak forests in Hungary. – *Studies in Environmental Science* **55**: 23–33.
- Misik, T., Jósваи, P., Varga, K. & Kárász, I. (2007): A síkfőkúti cseres-tölgyes erdő cserjeszintjének fiziognómiai struktúra viszonyai 2002-ben. – *Acta Acad. Paed. Agriensis NS.* **34. Sectio Pericemonologica** **2**: 71–80.
- Nilsson, S. (1986): Extent of Damage to Forests in Europe Attributed to Air Pollution. Report to FAO/ECE Timber Committee, Swedish Univ. of Agricul. Sci., Uppsala, Sweden.
- Papp, M. (2001): Változások a lágyszárú növényzetben a síkfőkúti cseres-tölgyes erdőben és környékén 25 év távlatában. – In: Borhidi A. és Botta-Dukát Z. (szerk.): *Ökológia az ezredfordulón I.* Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, pp. 223–230.
- Papp, M. & Jakucs, P. (1976): Phytozoologische Charakterisierung des *Quercetum petraeae-cerris*-Waldes des Forschungsgebietes „Síkfőkút Project“ und seiner Umgebung. – *Acta Biol. Debrecina* **13**: 109–119.
- Schütt, P. (ed.) (1984): *Der Wald Stirbt an Stress.* Bertelsmann, München, 262 pp.
- Smole, J. (1995): Vegetations- und Standortverhältnisse der Ständigen Versuchsflächen in den Eichenwäldern Sloweniens. – In: Smolej, I. and H. Hager (eds.). *Oak decline in Slovenia: Endbericht über die Arbeiten 1995.* Gozdarski institut Slovenije, Ljubljana, Institut für Waldökologie, Wien, pp. 47–59.
- Tóthmérész, B. (2001): A síkfőkúti erdő fapusztulási dinamikájának monitoringja. – In: Borhidi, A. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Ökológia az ezredfordulón I.* Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, pp. 211–212.
- Ulrich, B. & Pankrath, J. (eds.) (1983): Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems. Reidel Publ. Comp., Hingham, 389 pp.

The structure changes of shrub layer in the Síkfőkút forest between 2002 and 2007. Number of individuals and sizes.

Tamás Misik and Imre Kárász

Department of Environment Science, Eszterházy Károly College, Leányka u. 6. Eger, Hungary, 3300

Abstract: The structure of an *Quercetum petraeae-cerris* oak forest ecosystem within the Síkfőkút research area (–Síkfőkút Project–) was examined already 35 years ago. The changes after the decline of sessile oak can be identified. The dominance of meso- and thermofil shrub species increased. The most important structural parameters of shrub layer in an „A” quadrat (48×48 m) of the oak-forest were measured with a 3 m long yardstick and the diameter of shrub trunks were measured at 5 cm height above the soil with a slide gauge. Sixteen and seventeen species were registered in the sample area in both measuring in 2002 and in 2007. The number of shrub individuals were 23874 pieces and 44018 pieces per hectar, more than 83.5% and 93.6% lived in the low shrub layer and ocured only 16.5% and 6.4% in the high shrub layer. *Euonymus verrucosus* dominated in the low shrub layer by more then 50.0% in both measuring. The two most frequently occuring high shrubs were *Acer campestre* and *Euonymus verrucosus*. The shrubs grew bigger and bigger (the procession is taking at the moment) but the rate of the high shrubs were decreasing as the latest measurement proved.

Keywords: oak forest, long-term study, decline of oak trees, shrub layer, leak, maples

Az erdélyi avarszöcske (*Pholidoptera transsylvanica*, Fischer Waldheim, 1853) élőhelyhálózatának változásai az Aggteleki karszton

Benedek Zsófia¹, Nagy Antal², Rácz István András³,
Jordán Ferenc⁴ és Varga Zoltán³

¹ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
Pázmány Péter sétány 1/C, 1117, Budapest

E-mail: zsofia.benedek@gmail.com

²DE MÉK Növényvédelmi Tanszék

Böszörményi út 138., 4032, Debrecen

³DE Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék

Egyetem tér 1., 4032, Debrecen

⁴MTM-MTA Állatökológiai kutatócsoport

Ludovika tér 2., 1083, Budapest

Összefoglaló: Vizsgálataink tárgya az erdélyi avarszöcske aggteleki-karszti állománya, amely 39, egymással több-kevesebb folyosóval összekötött élőhelyfolton él. A tartós fennmaradás érdekében a szubpopulációk közti génáramlás, vagyis az élőhelyhálózat összekötöttségének fenntartása elengedhetetlen. Az elmúlt években a korábbi felmérésekhez képest részletesebben újra felmértük az egyes foltokat és folyosókat, és eredményeinket egybevetettük a korábbi tapasztalatokkal. Az összehasonlítást hálózatelemzésre alkalmas indexek felhasználásával végeztük, melyek különböző szempontok szerint jellemzik az egyes térszerkezeti elemek relatív jelentőségét. Általánosságban elmondható, hogy az élőhelyhálózat bővülésével az egyes elemek egymáshoz viszonyított fontossága csökkent. Az összefüggőség fenntartásában a „Nagy-Nyilas” kaszáló bizonyult a legfontosabbnak. Munkánkkal szeretnénk felhívni a figyelmet arra is, hogy az előző felmérés óta eltelt mintegy tíz évben számos olyan változás (például erdősülés) zajlott le, mely komoly veszélyt jelent a hálózat összekötöttségére, így a szöcskék hosszú távú túlélésére. A folyamat megállításának módszerei az új folyosók létesítése, illetve a meglévő folyosók feljavítása, ezért e hatások becslését is megkíséreltük.

Kulcsszavak: élőhelyhálózat, *Pholidoptera transsylvanica*, összefüggőség, ökológiai folyosó, fragmentáció

Bevezetés

A világszerte jellemző fajpusztulás hátterében elsősorban a tájhasználat változása és az ezzel összefüggésbe hozható élőhelyvesztés és fragmentáció áll. A megfelelő természetvédelmi kezelési tervek kidolgozásához elengedhetetlenül szükséges tájökológiai vizsgálatok elvégzése, azok eredményeinek figyelembe vétele. A térben explicit modellek igen alkalmasak arra, hogy a heterogén élőhelyeken előre jelezzék a populációk várható eloszlását, ugyanakkor meglehetősen sok adatra van szükség a prediktáláshoz, ami a gyakorlati alkalmazást nagymértékben hátráltatja (Urban & Keitt 2001). A tájökológiai problémák megoldására jó alternatíva lehet a hálózatelmélet alkalmazása, amelyre egyre nagyobb számban találunk példákat (Vogt *et al.* 2007). E kutatásokban kétféle térszerkezeti elemmel foglalkoznak: az élőhelyfoltokat pontokkal, az ökológiai folyosókat a pontok között húzódó élekkel modellezzik.

Munkánk során az erdélyi avarszöcske Aggteleki-karszton élő állományával foglalkoztunk, amely számos kisebb-nagyobb, ökológiai folyosókkal összekötött élőhelyfolton él. A populáció hosszú távú túlélésének előfeltétele a génáramlás fennmaradása, vagyis az élőhelyhálózat összekötöttsége (Beier & Noss 1998). A megfelelő feltételek kialakítása mellett ugyanakkor fontos feladat a folyamatos monitorozás és a változások nyomon követése is. A területet egy korábbi tanulmány keretei között felmérték, és jellemezték az egyes térszerkezeti elemek egymáshoz viszonyított jelentőségét (Jordan *et al.* 2003). Céljaink között szerepelt az előfordulás újratérképezése, a foltok és folyosók fontosságának jellemzése, és a korábbi felmérés óta kialakult változások felderítése, értelmezése.

Ha ismerjük a vizsgált faj ökológiai igényeit, akkor lehetőség van arra is, hogy újabb, megfelelő élőhelyfoltokat alakítsunk ki a számára. Lehetséges továbbá az is, hogy a kihalás valószínűségét a már meglévő élőhelyhálózat összefüggőségének javításával is csökkenteni lehet. Ezt például új folyosók kialakításával, illetve meglévő folyosók átjárhatóságának javításával érhetjük el (Beier & Noss 1998). Hogy e hatásokat a vizsgált populáció esetében számszerűsíteni tudjuk, becsléseket tettünk a terepi szempontból is szóba jöhető újonnan létesíthető, illetve viszonylag könnyen feljavítható folyosók okozta változásokra is.

A faj és a vizsgált terület

A kelet-kárpáti (dácikus) endemikus *Pholidoptera transsylvanica* Orthoptera faunánk nemzetközi védelmi listákon is szereplő lokális előfor-

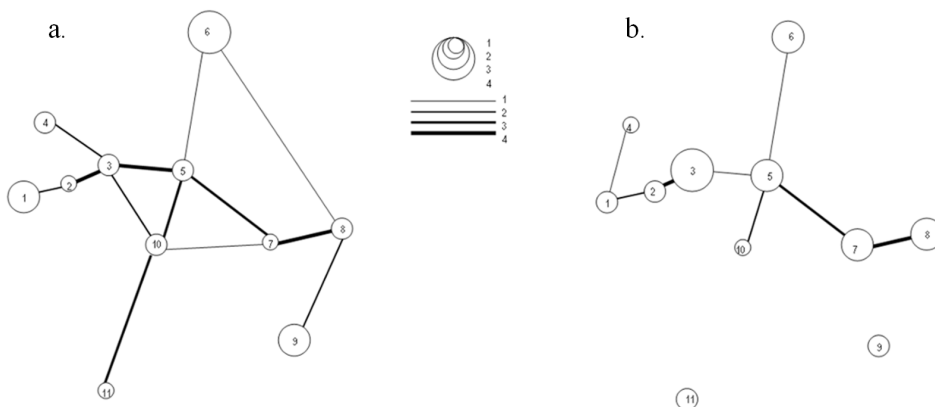
dulású faja (Varga 1997, Habitat Directive Annex II-IV). Hazai elterjedése a Zempléni-hegység északi részére, a Kaszonyi-hegyre (Beregi-síkság) és az Aggteleki-karszt egyes területeire korlátozódik (Rácz *et al.* 2003). Fel-tűnő, hogy előfordulását a Szlovákiai-karsztról nem említik (Chládek in Rozložnik & Karasová 1995). A karsztvidéki állomány a Jósvafőtől észak-északkeletre elterülő fennsíkok kaszálórét- és félszáraz gyepfoltjait népe-síti be, melyek a helyi MAB (Man and Biosphere) rezervátum területén található. Megfigyeléseink alapján az előfordulás legalább két helyen az országhatáron túlra nyúlik (Haragistya és a Ménes-völgy felső szakasza), de ezekkel a területekkel jelenleg nem foglalkoztunk. A talajt eredetileg – a sziklás déli lejtőktől és töbrperemektől eltekintve – szinte zárt erdőtakaró borította. Rétjei és gyepi jórészt irtáseredetűek, stabilitásukat és fajgaz-dagságukat a kaszálás biztosította. Ennek felhagyásával a rétek részbeni becserjésedése és fragmentációja indult meg, ami számos faj állományát kedvezőtlenül érintette. A meglévő kaszálórétek egy része az utóbbi évti-zedben már természetvédelmi kezelés alatt áll.

A nagytermetű, brachypter, jórészt ragadozó életmódú szöcskék a magaskórós szegélyeket és az ezekhez kapcsolódó, kétszikűekben gazdag magas fűvű zárt gyepet részesítik előnyben. A hímek jellegzetes cir-pelésüket (Orci 2001) a magasabb lágyszárúakra kiülve hallatják. Ennek alapján a faj egyedsűrűsége jól becsülhető. Az egyedek (elsősorban a nő-s-tények) táplálékot és párt keresve a gyepfoltok között nagy távolságot is megtehetnek.

Módszerek

Az élőhelyhálózat

Az élőhelyhálózat építésekor elsőként a lakott élőhelyfoltokat, valamint az azokat összekötő folyosókat azonosítottuk. A korábbiakhoz hasonlóan a lo-kális populációk méretét az éneklő hímek száma és a folt mérete alapján, a folyosók minőségét az átjárhatóságuk (a növényzet fiziognómiája: a nyílt és félárnyékos területek aránya) és a foltok közötti távolság együttes figye-lembe vételével becsültük, egyaránt 1-től 4-ig terjedő skálán. A becslést többen egymástól függetlenül végeztük. A hálózatot szemléltető ábrákon az élőhelyfoltokat a lokális populáció nagyságával arányos méretű körök mutatják. A folyosókat jelző élek vastagsága az átjárhatósággal arányos. Az eredeti hálózat – amely jórészt az 1990-es évek második felében gyűjtött adatok és terepi tapasztalatok alapján készült – 11 foltból állt, melyeket 13



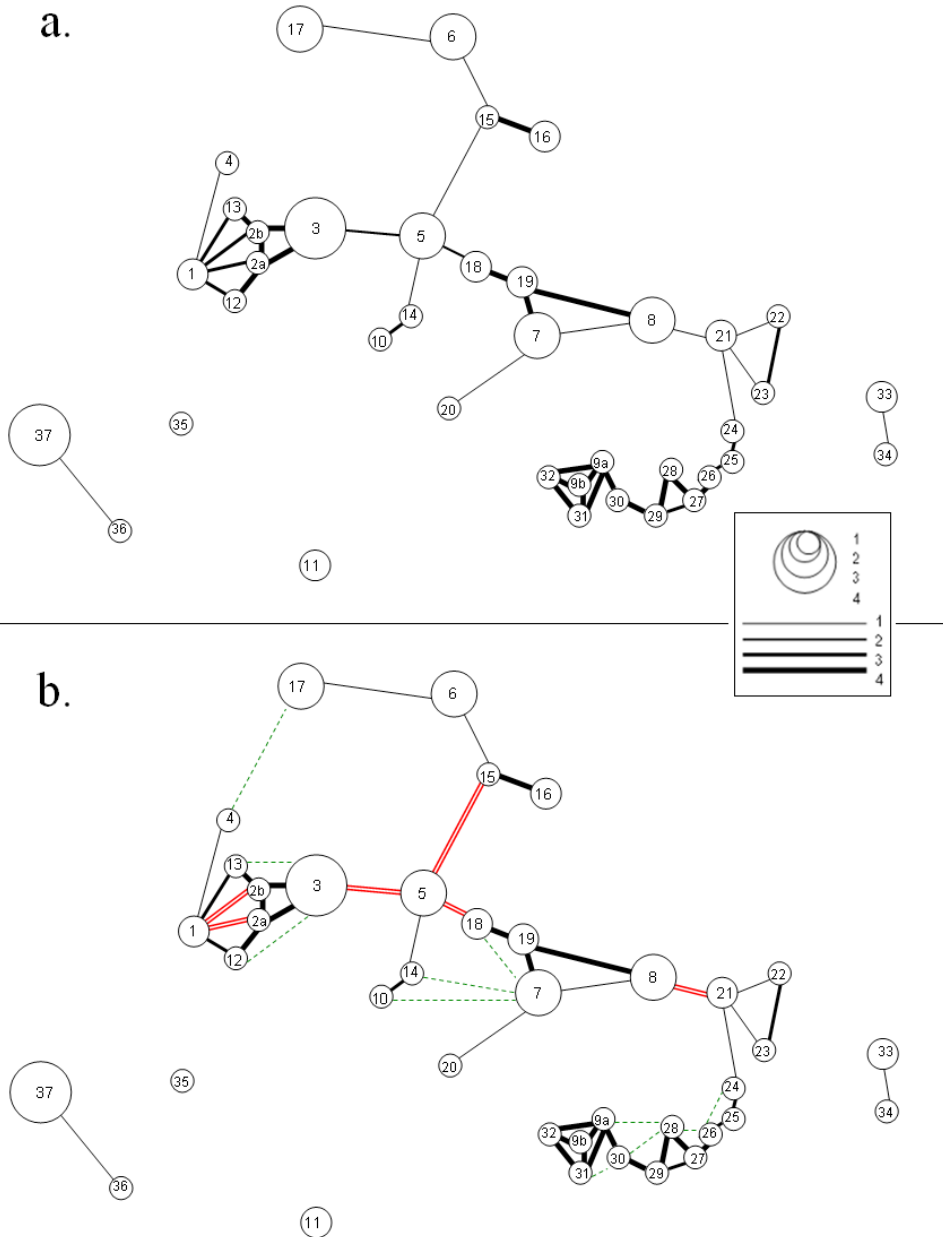
1. ábra. *a.* Az erdélyi avarszöcske (*Pholidoptera transsylvanica*) aggteleki-karszti populációjának élőhelyhálózatát mutató gráf az első felmérés idején (az 1990-es évek második felében). A körök az élőhelyfoltokat jelképezik, az élek a foltok közti ökológiai folyosókat. A körök átmérője az adott foltban élő egyedek számával, az élek vastagsága az adott folyosó „minőségével” arányos: nagyobb körben több szöcske él, vastagabb élen könnyebb az átjutás. *b.* Az élőhelyhálózat korábban is felmért részének jelenlegi állapota, melyre nagymértékű fragmentáció jellemző

folyosó kötött össze (1/a. ábra). Legfontosabb folt az N3 (Szilicei-kaszálók) volt (az N az angol „node” szóra utal, míg a folyosókat L betű jelöli a „link” szó alapján) (Jordán *et al.* 2003). Az új, 2005–2007 közti időszakban végzett felmérések alapján a hálózat az elmúlt mintegy 10 évben nagymértékben fragmentálódott, elsősorban a terület erdősülése következtében. A lokális populációméretek összességében kevésbé változtak (1/b. ábra). A nagyobb területen végzett, részletesebb térképezés révén 39 pontból és 43 élből álló hálózatot kaptunk (2/a. ábra). Az elemzésben a legnagyobb, 32 pontból álló egységgel foglalkoztunk.

Vizsgáltuk új folyosók létesítésének, illetve a meglévő folyosók minőségjavításának hatását is (vagyis hogy ezek a változások hogyan hatnának a foltok fontossági sorrendjére). A 2/b. ábrán kettős vonallal jelöltük azokat a folyosókat, melyek javítása számításaink szerint a legnagyobb hatású; szaggatott vonallal azokat, amelyek létesítése terepi megfontolások alapján reális lehet. Az új folyosók a modellben a legkisebb átjárhatósági súllyal szerepeltek.

A jellemzésre használt indexek

Az egyes térszerkezeti elemek jellemzéséhez lokális (egy-egy pontot leíró) és globális (az egész hálózat szerkezetét leíró) indexeket egyaránt figyelem-



2. ábra. a. *APholidopteratranssylvanica* aggteleki-karszti élőhelyhálózatának állapota a legújabb felmérések alapján. b. Az állomány hosszú távú túlélésének biztosításához elengedhetetlen a hálózat összeköttetésének fenntartása, javítása. A szaggatott vonal jelzett folyosók létesítése terepi viszonyok alapján reális lehet. A kettős vonallal jelzett folyosók javítása várhatóan a legnagyobb hatású. További magyarázat a szövegben.

1. táblázat. Az I_i' -index alapján az egyes térbeli elemek fontossági sorrendje, illetve az L8-21 folyosó minőségjavítása következtében beállt becstelt változások (az érintett foltok kiemelve).

| Az új, kibővített hálózat tér szerkezeti elemei | | | Az L8-21 folyosó javításának hatása | | |
|--|--------|--------------|--|--------------|---------|
| Folyosó jele | I | Folt jele | I | Folt jele | I |
| L5-18 | 0,0815 | N5 | 0,1080 | N5 | 0,11218 |
| L8-21 | 0,0745 | N21 | 0,0845 | N21 | 0,08785 |
| L1-2a | 0,0684 | N19 | 0,0801 | N19 | 0,08312 |
| L1-2b | 0,0684 | N1 | 0,0780 | N1 | 0,07968 |
| L3-5 | 0,0674 | N8 | 0,0687 | N8 | 0,07090 |
| L18-19 | 0,0666 | N2a | 0,0630 | N2a | 0,06435 |
| L5-15 | 0,0641 | N2b | 0,0630 | N2b | 0,06435 |
| L2a-2b | 0,0620 | N9a | 0,0618 | N9a | 0,06356 |
| L21-24 | 0,0577 | N3 | 0,0568 | N18 | 0,05850 |
| L2a-3 | 0,0545 | N18 | 0,0562 | N3 | 0,05832 |
| L2b-3 | 0,0545 | N15 | 0,0534 | N15 | 0,05473 |
| L1-12 | 0,0528 | N27 | 0,0518 | N27 | 0,05339 |
| L1-13 | 0,0528 | N7 | 0,0506 | N7 | 0,05178 |
| L9a-32 | 0,0506 | N29 | 0,0490 | N29 | 0,05047 |
| L9a-9b | 0,0506 | N32 | 0,0437 | N32 | 0,04488 |
| L9a-31 | 0,0506 | N9b | 0,0437 | N9b | 0,04488 |
| L8-19 | 0,0487 | N31 | 0,0437 | N31 | 0,04488 |
| L5-14 | 0,0485 | N24 | 0,0380 | N24 | 0,03929 |
| L7-19 | 0,0481 | N25 | 0,0367 | N25 | 0,03794 |
| L7-8 | 0,0480 | N26 | 0,0354 | N26 | 0,03659 |
| L21-22 | 0,0468 | N6 | 0,0318 | N30 | 0,03270 |
| L21-23 | 0,0468 | N30 | 0,0318 | N6 | 0,03255 |
| L9a-30 | 0,0466 | N14 | 0,0314 | N14 | 0,03210 |
| L2a-12 | 0,0461 | N12 | 0,0310 | N22 | 0,03194 |
| L2b-13 | 0,0461 | N13 | 0,0310 | N23 | 0,03194 |
| L27-29 | 0,0450 | N22 | 0,0308 | N12 | 0,03167 |
| L1-4 | 0,0440 | N23 | 0,0308 | N13 | 0,03167 |

| | | | | | |
|--------|--------|-----|--------|-----|---------|
| L26-27 | 0,0433 | N28 | 0,0305 | N28 | 0,03136 |
| L9b-30 | 0,0431 | N16 | 0,0156 | N16 | 0,01593 |
| L31-32 | 0,0431 | N20 | 0,0151 | N20 | 0,01543 |
| L9b-31 | 0,0431 | N10 | 0,0150 | N10 | 0,01533 |
| L6-15 | 0,0403 | N17 | 0,0143 | N17 | 0,01464 |
| L29-3ö | 0,0400 | N4 | 0,0143 | N4 | 0,01454 |
| L27-28 | 0,0377 | | | | |
| L28-29 | 0,0374 | | | | |
| L24-25 | 0,0370 | | | | |
| L25-26 | 0,0357 | | | | |
| L15-16 | 0,0314 | | | | |
| L7-20 | 0,0311 | | | | |
| L22-23 | 0,0303 | | | | |
| L10-14 | 0,0229 | | | | |
| L6-17 | 0,0221 | | | | |

be vettünk. A leginkább lokálisnak tekinthető indexünk a fokszám (D_i) volt, amely az i -edik gráfpont szomszédainak számát jelöli. Az ötös pont fokszáma például négynek adódott: $D_{N5} = 4$. Az élek fokszámát az él két végpontjához tartozó pont fokszáma átlagaként kapjuk meg. Nagyobb fokszám fontosabb pontot jelöl, az adott pont elvesztésekor jobban sérül a hálózat összefüggősége. Például:

$$D_{L5-14} = \frac{D_{N5} + D_{N14}}{2} = \frac{4 + 2}{2} = 3$$

Az i -edik gráfpont teljes hálózatra vetített topográfiai távolsága (d_i^{igr}) az adott pontból egyenként a többi ponthoz vezető legrövidebb utak hosszának súlyozott átlaga, az egyes folyosók átjárhatóságai a súlyozó faktorok. Az átjárhatóság meghatározásához 5-ből le kell vonni a folyosó becsült minőségét. Az így kapott változó 1 és 4 közötti értéket vehet fel, alacsonyabb érték jobb átjárhatóságot jelent. Tekintsünk egy példát a topográfiai távolságára: vegyük az N1, N2a, N2b, N3, N4, N12, N13 pontokból álló alhálózatot! A hármas pont topológiai távolsága a többi ponttól, vagyis a legrövidebb utak hossza rendre 2, 1, 1, 3, 2, 2 (magát a hármas pontot nem számoljuk). A topográfiai távolságok rendre 4 (1+3), 1, 1, 8, 2, 2, ezek átlaga pedig 3. Folyosók esetében ebben az esetben is a végpontokra számított topográfiai távolságok átlagát tekintjük. Minél kisebb a topográfiai távolság, vagyis minél inkább centrális helyzetű az adott elem, annál fontosabb az az összefüggőség fenntartásában.

Az $LPS_{conn(i)}^{\max}$ az i -edik gráfpont elvesztése után az egymással még összeköttetésben álló lokális populációk maximális méretére utal, vagyis megmutatja, hogy a pont törlésekor visszamaradt fragmentálódott hálózat legnagyobb komponensében mekkora a lokális populációméreték összege. Például az 5. pont elvesztésekor négy komponensre szakad a hálózat, a legtöbb, egymással továbbra is kapcsolatban álló egyed az N18 pontot is tartalmazó komponensben marad ($LPS_{com(N5)}^{\max} = 26$). A korábbiaknak megfelelően számolható a folyosók $LPS_{com(i)}^{\max}$ értéke is, az alacsonyabb értékkel jellemezhető elemek a fontosabbak, mert ezek törlésekor sérül legjobban a hálózat.

A fenti három index kombinálásával számolható ki az I'_i kombinált index, mely közvetlenül jellemzi a térszerkezeti elemek egymáshoz viszonyított jelentőségét:

$$I'_i = \frac{D_i}{d_i^{\text{avtgr}} + LPS_{com(i)}^{\max}}$$

Ez az index némiképp eltér az előzőekben alkalmazott I_i indextől, mert az akkor számlálóban szereplő klaszterezettségi koefficiens használatát a tájökológiai kutatásokban – térbeli kényszerek következtében – ma már nem tartjuk indokoltnak (Vasas *et al.* 2007). Erre utal az I'_i jelölés. Az összehasonlíthatóság miatt a korábbi értékeket I'_i alapján újrászámoltuk.

Eredmények

Az 1. táblázat az I'_i index alapján felállított rangsort, vagyis az egymáshoz viszonyított jelentőséget mutatja be mind a foltok, mind a folyosók esetében. Az összefüggőség fenntartásában a legfontosabbnak a korábbi N3 folttal (Szilicei-kaszálók) szemben az N5 (Nagy-Nyilas) bizonyult. A kibővített hálózatban az N3 visszaszorult a 9. helyre. Modellünk alapján a folyosók közül az L5–18 a legfontosabb.

Az L24–26 és L28–30 élek behelyezésekor semmilyen változás nem várható (ezekben az esetekben két értékes élt ívelünk át egy kevésbé értékessel). A többi esetben a sorrend a számítások szerint csak a legkevésbé fontos pontok esetében módosul valamelyest.

A folyosók minőségjavításának hatása várhatóan sokkal nagyobb, az így elérhető változás fontosabb foltokat is érint. A legnagyobb hatásúnak az L8–21 folyosó javítása tűnik: a foltok kombinált fontosságát, és az ez alapján kialakult rangsort az 1. táblázat mutatja be. Ahogy látható, összesen kilenc folt sorrendje változott.

2. táblázat. A korábbi felmérések alapján készített hálózatban is meglévő foltok helyzete. A foltok relatív fontosságának változását (kiemelve) a lokális populációméretetek változása, illetve a topológia megváltozása okozza.

| Eredeti hálózat (N1-N11) | | | | | | | |
|---|----------|--|----------|--|----------|------------------------------------|----------|
| Eredeti topológia és lokális populációk | | Új lokális populációk, eredeti topológia | | Eredeti lokális populációk, új topológia | | Új lokális populációk és topológia | |
| Folt jele | <i>I</i> | Folt jele | <i>I</i> | Folt jele | <i>I</i> | Folt jele | <i>I</i> |
| N3 | 0,2151 | N3 | 0,2151 | N5 | 0,3299 | N5 | 0,3048 |
| N5 | 0,1646 | N5 | 0,1521 | N3 | 0,1280 | N3 | 0,1135 |
| N10 | 0,1619 | N10 | 0,1444 | N2 | 0,1111 | N7 | 0,0936 |
| N8 | 0,1322 | N8 | 0,1167 | N1 | 0,0958 | N2 | 0,0909 |
| N7 | 0,1145 | N7 | 0,1103 | N7 | 0,0936 | N1 | 0,0773 |
| N2 | 0,0858 | N2 | 0,0760 | N6 | 0,0442 | N8 | 0,0396 |
| N6 | 0,0794 | N6 | 0,0685 | N8 | 0,0430 | N6 | 0,0376 |
| N1 | 0,0370 | N11 | 0,0328 | N10 | 0,0421 | N10 | 0,0360 |
| N4 | 0,0366 | N1 | 0,0323 | N4 | 0,0365 | N4 | 0,0319 |
| N9 | 0,0365 | N4 | 0,0319 | N9 | - | N9 | - |
| N11 | 0,0351 | N9 | 0,0318 | N11 | - | N11 | - |

Az eredeti hálózatban is szereplő foltok (N1-N11) fontossági sorrendjét és a változásokat a 2. táblázat mutatja be. Az eltérést az új topológia, valamint a lokális populációméret változása egyaránt okozhatja. Azokat a foltokat emeltük ki, amelyek sorrendje változott az eredeti feltételekhez képest. Látható, hogy a topológia változása sokkal nagyobb hatást gyakorol a foltok fontossági sorrendjére, mint a lokális populációk méretváltozása.

Értékelés

Munkánk során részletesen felmértük az erdélyi avarszöcske aggteleki-karszti állományának élőhelyhálózatát. Objektíven jellemeztük az egyes élőhelyfoltokat és az őket összekötő ökológiai folyosókat, és összehasonlítottuk a változást a korábbi felmérés eredményeivel (Jordán *et al.* 2003). Általánosságban elmondható, hogy az elmúlt években az élőhelyhálózat nagymértékben fragmentálódott. A tendencia ilyen mértékű folytatódása a génáramlás ellehetetlenülése miatt komolyan veszélyezteti az állomány

tartós fennmaradását. A lokális populációméretekben egyelőre nem tapasztaltunk jelentős változást, de tekintettel arra, hogy vizsgálataink becslésen alapulnak, valamint populációméret-kategóriákkal dolgoztunk, ezért pontosabb azt mondani, hogy a hozzávetőleges egyedszámok arányaiban nem változtak. Jelenleg a Nagy-Nyilas nevű folt (N5), illetve a hozzá kapcsolódó L5–18 folyosó bizonyult a legfontosabbnak. A Nagy-Nyilas kaszáló központi szerepet tölt be a folt hálózata nagyobb blokkjainak összekapcsolásában, így elvesztése, illetve elszigetelődése a hálózat négy részre szakadását eredményezné. Az előző vizsgálat tapasztalataival összhangban a foltok eltávolítása nagyobb hatású, mint a folyosóké, ugyanakkor a legkevésbé fontos foltok törlése kisebb kárt okoz, mint a legkevésbé fontos folyosókéi. Új folyosók létesítésének várhatóan nem lenne lényeges hatása, fontosabb (és alighanem gyakorlatban is jobban megoldható) volna a meglévő folyosók további romlásának megakadályozása, minőségük javítása. Az eredeti térszerkezeti elemek relatív jelentősége átalakult, ennek háttérében részben a lokális populációméretben, de főként a hálózat szerkezetében beállt változások vannak.

Munkánknak több tanulsága is van. Egyrészt jelzés, hogy a területen megfigyelhető folyamatok már viszonylag rövidtávon is komoly változásokat idéztek elő. Ez azt jelenti, hogy a megfelelő fajvédelmi tervek kidolgozása és megvalósítása egyre sürgetőbb feladat. Másodszor szeretnénk hangsúlyozni, hogy a prioritások felállításakor objektív szempontok figyelembe vétele elengedhetetlen, és ebben a hálózatelemzés eszköztára igen hathatós segítséget jelenthet. Végül pedig felhívnánk a figyelmet a rendszer szintű gondolkodás fontosságára, jelen esetben arra, hogy a területet aktívan használó (migrációra hajlamos) fajok esetében felállított élőhelyhálózat elemeit egymással összefüggésben lehet csak értékelni.

Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönetet mondanak az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóságának a vizsgálatok engedélyezéséért és anyagi támogatásáért. Kisfali Mátét, Sólymos Pétert és Oláh Tamást a terepi vizsgálatokban nyújtott segítségükért illeti köszönet.

Irodalomjegyzék

- Beier, P. & Noss, R. F. (1998): Do habitat corridors provide connectivity? – *Conserv. Biol.* **12**: 1241–1252.
- Chládek, F. (1995): Orthoptera, Blattoptera, Mantoptera, Dermoptera. In: Rozložník, M. & Karasová (szerk.): *The Slovak Karst – a Biospheric Reservation (in Slovak.)*, pp. 157–163.
- Jordán, F., Báldi, A., Orci, K. M., Rácz, I. & Varga, Z. (2003): Characterizing the importance of habitat patches and corridors in maintaining the landscape connectivity of a Pholidoptera transsylvanica (Orthoptera) metapopulation. – *Landscape Ecol.* **18**: 83–92.
- Jordán, F., Magura, T., Tóthmérész, B., Vasas, V. & Ködöböcz, V. (2007): Carabids (Coleoptera: Carabidae) in a forest patchwork: a connectivity analysis of the Bereg Plain landscape graph. – *Landscape Ecol.* **22**: 1527–1539.
- Nagy, B. (2003): A revised check-list of Orthoptera species of Hungary supplemented by Hungarian names of grasshopper species. – *Folia ent. hung.* **64**: 85–94.
- Orci, K. M. (2001): A description of the song of *Pholidoptera transsylvanica* (Fischer-Waldheim, 1853) (Orthoptera: Tettigoniidae). – *Acta Zool. Hung.* **47**: 301–310.
- Rácz, I., Nagy, A. & Orci, K. M. (2003): Orthoptera assemblages in different habitats of the Aggtelek Karst (NE Hungary). – In: Tóth, E. & Horváth R. (szerk.): *Research in Aggtelek National Park and Biosphere Reserve. ANP Directorate, Aggtelek*, pp. 55–76.
- Urban, D. & Keitt, T. (2001): Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. – *Ecology* **82**: 1205–1218.
- Varga, Z. (1997): Biogeographical outline of the invertebrate fauna of the Aggtelek Karst and surrounding areas. – In: Tóth, E. & Horváth R. (szerk.): *Research in Aggtelek National Park and Biosphere Reserve. ANP Directorate, Aggtelek*, pp. 87–94.
- Vogt, P., Riitters, K. H., Iwanowski, M., Estreguil, C., Kozak, J. & Soille P. (2007): Mapping landscape corridors. – *Ecol. Ind.* **7**: 481–488.

Changes in the habitat network of an endangered *Pholidoptera transsylvanica*, (Fischer Waldheim, 1853) metapopulation in the Aggtelek Karst (NE Hungary)

Zsófia Benedek¹, Antal Nagy², István András Rácz³,
Ferenc Jordán⁴ and Zoltán Varga³

¹*Department of Plant Taxonomy and Ecology, Eötvös Loránd University
H-1117, Pázmány Péter sétány 1/C, Budapest, Hungary
E-mail: zsofia.benedek@gmail.com*

²*Department of Plant Protection, University of Debrecen
H-4032, Böszörményi út 138, Debrecen, Hungary*

³*Department of Evolutionary Zoology and Human Biology,
University of Debrecen
H-4032, Egyetem tér 1, Debrecen, Hungary*

⁴*Animal Ecology Research Group of the Hungarian Academy of Sciences
and Hungarian Natural History Museum
H-1083, Ludovika tér 2, Budapest, Hungary*

Abstract: The population of the endangered *Pholidoptera transsylvanica* bush-cricket in the Aggtelek Karst, Hungary lives in 39 habitat patches connected with several green corridors. For the long-term survival, insurance of gene-flow among subpopulations (hence the connectivity of the habitat network) would be essential. In the past few years we re-examined all the patches and corridors and our results were compared to the ones from a previous study. During the comparison we used indices applied for network analysis to characterize the relative importance of landscape elements, which tended to be decreasing due to the expansion of the habitat network. Node N5 (Nagy-Nyilas hayfield) was the most important in maintaining connectivity. We would like to draw attention to the fact that during the years between the researches several changes (such as forestation) have occurred which pose serious threats for the connectivity of the habitat network and, as a result, the long-term survival of the studied bush-cricket metapopulation. A potential solution for preventing the fragmentation of subpopulations is establishing new corridors or improving the existing ones, therefore we dealt with estimation of their possible effects.

Keywords: habitat network, *Pholidoptera transsylvanica*, connectivity, green corridor, fragmentation

Ászkarák együttesek (*Crustacea, Isopoda, Oniscidea*) felhasználhatósága élőhelyek minősítésében

Hornung Erzsébet¹, Vilisics Ferenc¹ és Sólymos Péter^{1,2}

¹*Szent István Egyetem, Állatorvos-tudományi Kar, Biológiai Intézet
1077 Budapest, Rottenbiller u. 50. E-mail: Hornung.Erzsebet@aotk.szie.hu*

²*Department of Mathematical and Statistical Sciences,
University of Alberta*

Összefoglaló: Magyarország dunántúli régiójából és Budapest agglomerációs területéről származó 48 szárazföldi ászkarák faj 785 előfordulási adatának elemzéséből, a lelőhelyekre vonatkozó ökológiai háttérváltozókkal kiegészítve, lehetővé vált a terület biogeográfiai, konzerváció biológiai, ökológiai megközelítésű elemzése. Eredményeink értelmezéséhez felhasználtuk korábbi, a taxon fajaira kidolgozott természetességi besorolásunkat. Az UTM-négyzetenkénti fajgazdaság értéke 1 és 28 faj között változott. Natív fajok esetében „forró pontok” a Mecsek hegység (22 faj/UTM), a Dráva mente (16 faj/UTM). Budapest (28 faj) és a nagyobb városok (Pécs: 24; Kaposvár: 21) főleg behurcolt, szinantróp vagy generalista fajokból összetevődő együttesekkel jellemezhetők, UTM egységek számára való tekintet nélkül. A régió faunájában egyaránt jelen vannak a tág tűrésű, elterjedt és az igényesebb, sztenotóp fajok. Kimutattuk, hogy a területet alpin és illír biogeográfiai hatások érik, hogy az egyes fajok lokális megjelenését az élőhely természetességi állapota és a nedvességi viszonyok, míg a fajegyüttesek összetételét az élőhely természetessége - zavartságára mellett a tengerszint feletti magasság határozzák meg.

Kulcsszavak: fajgazdagság, élőhely osztályozás, meta analízis, Isopoda együttesek, zavarás, természetesség

Bevezetés

Minden nagyobb skálájú konzerváció biológiai célú kutatás elengedhetetlen kiindulási alapja egy átfogó, faji szintű adatbázis összeállítása (Sutton & Harding 1989; Taiti & Ferrara 1989; Schmalfuss 1998; Sólymos & Fehér 2005). Magyarországon az utóbbi évtizedben fellendült a lebontó makrogerinctelen guildhez sorolható szárazföldi ászkarák vizsgálatára és számos új fajjal, valamint a fauna tagjainak új elterjedési adataival bővül-

tek ismereteink (Farkas 2003, 2004a, Korsós *et al.* 2002; Vadkerti & Farkas 2002; Kontschán 2004, Vilisics 2007).

Ezt kihasználva célunk volt a teljes fajlista összeállítása, a 30 évesnél nem régebbi irodalmi és publikálatlan adatok összegyűjtése, és a jelen fel-
dolgozás alapjául szolgáló adatbázisba rendezése.

Mivel a legtöbb adat a Dunántúlról áll rendelkezésünkre, elemzéseinket régió szinten folytattuk és a Dunántúltra valamint Budapest agglomerációs területére vonatkozó adatokat dolgoztuk fel. A lelőhelyek elérhető háttér-
adatait is összegyűjtve azt vizsgáltuk, hogy milyen hatása van az élőhelyek zavartsági fokának és egyéb abiotikus, biotikus jellemzőinek (nedvesség, vegetáció típus, domborzati viszonyok) az Isopoda együttesek sokféle-
ségére és összetételére. Eredményeinket összevetettük a korábbi, kisebb adathalmazon végzett vizsgálatainkkal (Hornung *et al.* 2007; Vilisics *et al.* 2007).

Módszerek

Adatbázis

Munkánk alapját az elmúlt 30 év Magyarország dunántúli régiójából származó publikált adatok (525 db gyűjtőhely; Farkas 2003, 2004a,b,c, 2005, 2006, Farkas & Vilisics 2006, Ilosvay 1982, 1983, Kontschán 2001a,b,c,d, 2002, 2004, Kontschán & Berczik 2004, Korsós *et al.* 2002, Vilisics 2007, Vilisics & Farkas 2004), valamint 260 nem publikált előfordulási adat összegyűjtése jelentette. Számítógépes adatbázisunkban a Budapest agglomerációs területéről származó adatok is szerepelnek. Az előfordulási adatokat 243 darab 10x10 km-es UTM cellához tudtuk hozzárendelni. Saját gyűjtéseinket 30 perces gyűjtési ráfordítással végeztük, és az élőhelyi háttéradatakat saját fejlesztésű terepi adatlapon rögzítettük (Sólymos *et al.* 2008). A fajok nevezéktanában Schmalzfuss (2003) alapmunkáját követtük.

A publikációkban szereplő fajok előfordulásai mellé az adott lelőhelyre jellemző adatokat, mint háttérváltozókat is rekonstruáltuk amennyiben azok a közlésből egyértelműen kiderültek. Ehhez a standardizáláshoz az UTM és Á-NÉR kódokat (vegetációs típusok, nedvességi jellemzők, zavartság és a tengerszint feletti magasság; Fekete *et al.* 1997) használtuk. Az élőhelyek természetességét az emberi zavarás mértékével jellemeztük: degradált élőhelyek közé a városi, falusi és mezőgazdasági területeket soroltuk (a lelőhely és az Á-NÉR természetességi kódok alapján). Tengerszint feletti magasság szerint síkvidéki és hegy-, dombvidéki (300–800 m tszf.)

kategóriákat különítettünk el (ez esetben a földrajzi szempontokat követtük az Á-NÉR helyett). Az élőhely nedvesség viszonyaira a jellemző vegetációtípus növényzetének igényeiből következettünk (Á-NÉR szerint). A kifejezetten száraz élőhelyek száma minimális volt, így két fő kategóriánk az üde és a vizes/nedves típusok.

Adatelemzés

Az irodalomban leírt adatok esetében csak azt a rekordot vettük statisztikai elemzésbe ahol az élőhelyi adottságok egyértelműen meghatározhatók voltak. A fajok természetességi besorolásához korábbi munkánk kategóriáit használtuk fel (Hornung *et al.* 2007; Hornung *et al.* 2008).

A fajgazdagságot 761 lokalitás/gyűjtőhely esetén elemeztük általánosított lineáris modell (GLM) segítségével. A GLM-et Poisson eloszlás és log-link függvény alkalmazásával végeztük. A fajgazdagság eloszlása túlszóródást mutatott, ezért a modell illesztését „quasi-likelihood“ módszerrel végeztük és becsültük a túlszóródás mértékét. Ez a becsült koefficiensek standard hibájának (és az ezen alapuló p értékek) korrekciójához szükséges. Az összes független változót (főhatások és első rendű kölcsönhatásaik) tartalmazó modelltől kiindulva a modellt a nem szignifikáns tagok visszafelé történő eltávolításával szűkítettük.

A fajösszetételre ható tényezők vizsgálatát többváltozós regressziós fa (TöReFa, De’Ath, 2002) módszerrel végeztük. A TöReFa módszer a lokalitás/faj előfordulási mátrix iteratív eltérés-négyzet összeg particionálásán alapszik. A particionálás a független változók (esetünkbe faktor szintek) mentén történik, úgy, hogy az újonnan létrehozott két csoport közötti különbség a legnagyobb, míg a csoportokon belüli különbség a legkisebb legyen. A TöReFa osztályozás eredményeit főkomponens elemzés (PCA) segítségével is megjelenítettük. A PCA „biplot“-on a minták tere és a fajok tere egymásra vetítve látható, így azonosítható, hogy bizonyos fajok milyen élőhely kategóriákhoz kötődnek (bináris adatokra a PCA módszer nem igazán alkalmas, de esetünkben a minták és fajok egymásra vetített viszonyát érzékletesen szemlélteti, amire például a nem metrikus skálázás nem alkalmas).

Az adatok előkészítését az R statisztikai szoftver (R Development Core Team 2008) mefa csomagjával (Sólymos 2008), míg a TöReFa és PCA elemzést az mvpart (De’Ath 2002) kiegészítéssel végeztük.

Eredmények

Mintázatok UTM skálán

A Dunántúlhoz és Budapest agglomerációs területéhez tartozó földrajzi régióból összesen 48 valid faj előfordulása igazolódott (1. táblázat). Ez a szám a magyar teresztris ászkarák fauna (57 faj) 82%-át jelenti. Az UTM cellánkénti fajgazdaság értéke 1 és 28 faj között változott. Natív fajok esetében „forró pontoknak” számítanak a Mecsek hegység (22 faj/UTM), a Dráva mente (16 faj/UTM), míg Budapest agglomerátum (28 faj/lokális) és a nagyobb városok (Pécs – összesen 24 faj; Kaposvár – összesen 21 faj) a főleg behurcolt, szinantróp vagy generalista fajokból összetevődő együttesekkel jellemezhetők.

A 10 km-es UTM cellák szerinti faj és fajgazdagság eloszlás aszimmetrikus: A fajok 50%-a (24 faj) ritkának bizonyult, kevesebb, mint 15 UTM négyzetben fordult elő. Lelőhelyeik száma is alacsony (1–50 eset a 758 rekodból).

Az előfordulásuk alapján leggyakoribb és földrajzilag a legszélesebben elterjedt fajok kategóriájába öt faj sorolható: *Armadillidium vulgare* (169 UTM), *Hyloniscus riparius* (168 UTM), *Porcellium collicola* (164 UTM), *Trachelipus rathkii* (127 UTM) and *Protracheoniscus politus* (97 UTM). Közülük is kitűnik az *A. vulgare* (358 adat) és a *P. collicola* (312 adat), amelyek gyakorlatilag természetközeli és degradált élőhelyeken egyaránt megjelennek (1. táblázat).

Mintázatok lelőhelyi skálán

A lelőhelyek fajgazdagságán alapuló GLM a model szűkítése után sem illeszkedett megfelelően (null deviancia: 934,9; df = 760; maradék deviancia: 904,8; df = 756). Ez feltehetően a független változók durva felbontása, vagy az alacsony fajszámot feltételezhetően okozó detektálási hiba miatt lehet. A diszperziós paraméter 1,24 volt, ami arra utal, hogy a model random komponensének variancája nő az átlaggal, tehát a „quasi-Poisson” megközelítés indokolt.

A fajgazdagságra legnagyobb hatással az élőhelyek nedvessége volt, a nedves lelőhelyeken több faj fordult elő, mint az üde lelőhelyeken. A nyílt növényzet az erdőkhöz képest negatív hatással volt a fajgazdagságra. A természetesség fő hatásként nem, csak a növényzettel kölcsönhatásban volt szignifikáns. A természetközeli gyepterületeken a fajgazdagság magasabb, mint a degradált nyílt élőhelyeken (2. táblázat). A rekordok 77,5%-a tette ki azon élőhelyeket, ahol a fajszám 1–5 között volt, ezen belül 117 esetben

1. táblázat. A fajok előfordulási gyakorisága élőhely kategóriák szerint, a sokváltozós regressziós fa analízis eredménye alapján. A fajlista fajcsoportok szerint, és a rekordok csökkenő sorrendjében. A százalékos értékek a fajcsoportokra vonatkoznak.

A "Természetességi besorolás" kategóriái (Hornung *et al.* 2007 és 2008 alapján) G – generalista; NF – természetes, gyakori ; NR – természetes, ritka; DF – zavart, gyakori; DR – zavart, ritka

| Faj azonosító | Fajnév | | Természetességi besorolás | Degradált | Természetes hegy síkság | |
|---------------|-----------------------------------|----------------|---------------------------|-----------|-------------------------|------|
| Avul | Armadillidium (Latreille, 1804) | vulgare | G | 113 | 104 | 141 |
| Pcol | Porcellium (Verhoeff, 1907) | collicola | G | 73 | 105 | 134 |
| Hrip | Hyloniscus (C. Koch, 1838) | riparius | G | 66 | 80 | 148 |
| Trath | Trachelipus (Brandt, 1833) | rathkii | G | 48 | 56 | 102 |
| Tnod | Trachelipus (C. Koch, 1838) | nodulosus | G | 37 | 45 | 49 |
| Phof | Platyarthrus (Brandt, 1833) | hoffmannseggii | G | 55 | 18 | 44 |
| Tpus | Trichoniscus pusillus csoport | | G | 10 | 39 | 49 |
| Hdan | Haplophthalmus (Budde-Lund, 1880) | danicus | G | 34 | 20 | 27 |
| Hmen | Haplophthalmus (Zaddach, 1844) | mengii | G | 17 | 19 | 18 |
| Részarány (%) | | | G | 27,4 | 29,4 | 43,1 |
| Ppol | Protracheoniscus (C. Koch, 1841) | politus | NF | 27 | 144 | 36 |
| Tratz | Trachelipus (Brandt, 1833) | ratzeburgii | NF | 10 | 76 | 45 |
| Lhyp | Ligidium (Cuvier, 1792) | hypnorum | NF | 15 | 36 | 21 |
| Lmin | Lepidoniscus (C. Koch. 1838) | minutus | NF | 2 | 48 | 5 |

| | | | | | | |
|---------------|--------------------|---------------|----|------|------|------|
| Lger | Ligidium | germanicum | NF | 1 | 34 | 18 |
| | (Verhoeff, 1901) | | | | | |
| Opla | Orthometopon | planum | NF | 11 | 16 | 0 |
| | (Budde-Lund, 1885) | | | | | |
| Részarány (%) | | | NF | 12,1 | 65 | 22,9 |
| Azen | Armadillidium | zenckeri | NR | 2 | 7 | 49 |
| | (Brandt, 1833) | | | | | |
| Hviv | Hyloniscus | vividus | NR | 1 | 18 | 11 |
| | (C. Koch, 1841) | | | | | |
| Aopa | Armadillium | opacum | NR | 0 | 18 | 7 |
| | (C. Koch, 1841) | | | | | |
| Tste | Trichoniscus | steinboecki | NR | 0 | 20 | 1 |
| | (Verhoeff, 1931) | | | | | |
| Hmon | Haplophthalmus | montivagus | NR | 4 | 3 | 0 |
| | (Verhoeff, 1941) | | | | | |
| Ckar | Calconiscellus | karawankianus | NR | 0 | 4 | 2 |
| | (Verhoeff, 1908) | | | | | |
| Pfra | Protracheoniscus | franzi | NR | 0 | 4 | 2 |
| | (Strouhal, 1948) | | | | | |
| Prec | Porcellium | recurvatum | NR | 0 | 3 | 3 |
| | (Verhoeff, 1901) | | | | | |
| Tbos | Trichoniscus | bosniensis | NR | 0 | 3 | 0 |
| | (Verhoeff, 1901) | | | | | |
| Tniv | Trichoniscus | nivatus | NR | 0 | 0 | 2 |
| | (Verhoeff, 1917) | | | | | |
| Apic | Armadillidium | pictum | NR | 1 | 0 | 0 |
| | (Brandt, 1833) | | | | | |
| Taus | Tachysoniscus | austriacus | NR | 0 | 1 | 0 |
| | (Verhoeff, 1908) | | | | | |
| Tcra | Trichoniscus | crassipes | NR | 0 | 1 | 0 |
| | (Verhoeff, 1939) | | | | | |
| Részarány (%) | | | NR | 4,8 | 49,1 | 46,1 |
| Ccon | Cylisticus | convexus | DF | 58 | 31 | 32 |
| | (De Geer, 1778) | | | | | |
| Psca | Porcellio | scaber | DF | 89 | 8 | 7 |
| | (Laterille, 1804) | | | | | |
| Ppru | Porcellionides | pruinus | DF | 43 | 7 | 2 |
| | (Brandt, 1833) | | | | | |

| Részarány (%) | | DF | 68,6 | 16,6 | 14,8 |
|---------------|---|----|------|------|------|
| Aros | Androniscus roseus (C. Koch, 1838) | DR | 19 | 12 | 1 |
| Anas | Armadillidium nasatum (Budde-Lund, 1885) | DR | 11 | 1 | 0 |
| Aver | Armadillidium versicolor (Stein, 1859) | DR | 10 | 2 | 8 |
| Bcat | Buddelundiella cataractae (Verhoeff, 1930) | DR | 7 | 0 | 0 |
| Pspi | Porcellio spinicornis (Say, 1818) | DR | 5 | 2 | 0 |
| Oase | Oniscus asellus (Linnaeus, 1758) | DR | 4 | 1 | 0 |
| Pmaj | Protracheoniscus major (Dollfus, 1903) | DR | 4 | 0 | 0 |
| Psch | Platyarthus schoblii (Budde-Lund, 1885) | DR | 4 | 0 | 0 |
| Pvul | Proporcellio vulcanius (Verhoeff, 1917) | DR | 1 | 2 | 1 |
| Cste | Cordioniscus stebbingi (Patience, 1907) | DR | 3 | 0 | 0 |
| Rcos | Reductoniscus costulatus (Kesselyák, 1930) | DR | 2 | 0 | 1 |
| Ttom | Trichorhina tomentosa (Budde-Lund, 1893) | DR | 3 | 0 | 0 |
| Alen | Agabiformius lentus (Budde-Lund, 1885) | DR | 2 | 0 | 0 |
| Pdil | Porcellio dilatatus (Brandt, 1833) | DR | 2 | 0 | 0 |
| Plae | Porcellio laevis (Latreille 1804) | DR | 1 | 0 | 1 |
| Ccel | Chaetophiloscia cellaria (Dollfus, 1884) | DR | 1 | 0 | 0 |
| Pcoe | Paraschizidium coeculum (Silvestri, 1897) | DR | 1 | 0 | 0 |
| Részarány (%) | | DR | 71,4 | 17,9 | 10,7 |

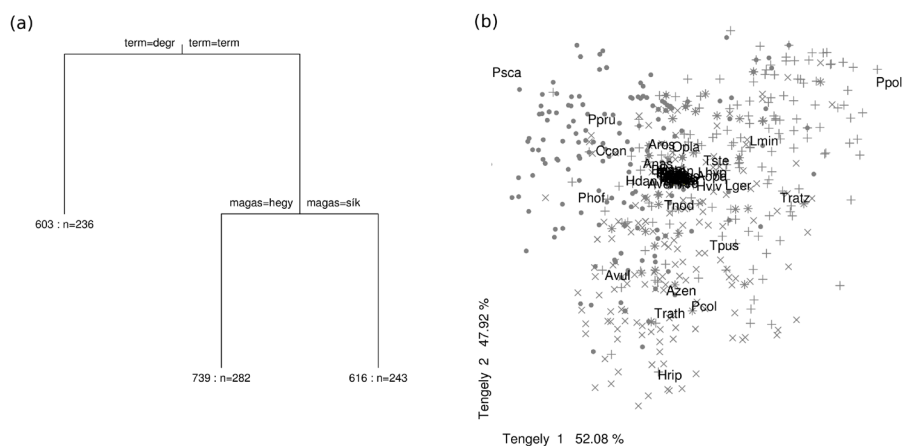
2. táblázat. A gyűjtő helyek fajgazdagságának elemzése Poisson általánosított lineáris modellel. A faktorok zárójelben szereplő szintjéhez tartozó paraméter értéke a tengelymetszethez (ez tartalmazza a referencia szinteket) viszonyított hatást fejezi ki.

| | Együttható | Std. hiba | P érték |
|----------------------------------|------------|-----------|---------|
| Tengelymetszet | 1,142 | 0,075 | <0,001 |
| Természetesség (természetközeli) | -0,003 | 0,063 | 0,962 |
| Nedvesség (nedves) | 0,198 | 0,056 | <0,001 |
| Növényzet (gyep) | -0,155 | 0,079 | 0,050 |
| Term (term) × Növ (gyep) | 0,253 | 0,103 | <0,050 |

(14,9%) mindössze egyetlen faj került elő. Az átlagos fajszám egy élőhely típusban sem haladta meg a négyet: vizes élőhely – 3,76; üde – 3,29; síksági – 3,77; hegyvidéki – 3,57; természetes – 3,8; degradált élőhely típus – 3,36.

Fajösszetétel lelőhelyi skálán

A talált fajegyüttesek kompozíciója az élőhely minőségének függvényében karakterisztikus különbözőségeket mutatott. A sokváltozós regressziós fa analízis eredményei alapján a fajösszetételre (a fajszámmal ellentétben) az élőhelyek természetessége volt legnagyobb hatással (1. ábra). A természetközeli élőhelyeken belül a fajkészlet alapján jól elkülönültek egymástól a sík- és hegyvidéki lelőhelyek. A degradált élőhelyek fajkészlete ezzel szemben sokkal homogénebbnek mutatkozott (1a. ábra). A fajkészlet különbözőségéért természetközeli élőhelyeken főleg a ritka színezőfajok (*Tachysoniscus austriacus*, *Trichoniscus crassipes*, *T. steinboeckii*, *T. bosniensis*, *T. nivatus*, *Hyloniscus vividus*, *Calconiscellus karawankianus*, *Protracheoniscus franzi*, *Porcellium recurvatum*), degradált élőhelyeken a lokálisan megjelenő behurcolt, és megtelepedett fajok tehetők felelőssé (*Chaetophiloscia cellaria*, *Agabiformius lentus*, *Proporcellio vulcanius*, *Porcellio dilatatus*, *P. laevis*). A fajok túlnyomó többsége a PCA biplot alapján nem mutat határozott preferenciát (1b. ábra). Néhányuk azonban egyértelműen besorolható élőhelyi megjelenése alapján: míg a *P. scaber* a degradált, addig a *H. riparius* a természetes síksági, míg a *P. politus* előfordulása a természetes, hegyvidéki élőhelyekhez köthető.



1. ábra. A dunántúli Isopoda adatbázis elemzése többváltozós regressziós fa módszerrel (a) és az elkülönülő élőhelytípusok és fajok ábrázolása főkomponens biploton (b) × – természetközeli síkvidéki, + - természetközeli hegy/dombvidéki, • – degradált

A fajnevek rövidítése az 1. táblázatot követi (pl. Hrip – *Hyloniscus riparius*; Psca – *Porcellio scaber*; Ppol- *Protracheoniscus politus*).

A fajok megoszlása természetességi kategóriáink szerint

Eredményeinket az 1. táblázatban foglaltuk össze. Természetközeli élőhelyek ritka fajai (NR) közé 12 faj tartozik. Előfordulásuk elenyésző hányadát (4,8%) a zavart élőhelyek kategóriájába soroltuk.

Hat faj tartozik a természetközeli élőhelyek gyakori fajai (NF) közé. Előfordulásuk nagy része (65%) dombvidéki természetes élőhelyekhez köthető.

Zavart élőhelyek ritka fajait (DR) 17 taxon jelenti. Ezek között található a *Platyarthrus schoblii*, (a *Lasius neglectus* invazív hangyafaj fészkeiben), a *Protracheoniscus major* és a *C. cellaria* (eddig kizárólag városi lakóházakban és pincékben). Rekordjaik 71,4%-a degradált élőhelyekként volt minősíthető.

A zavart élőhelyek gyakori fajai (DF kategória) főként szinantróp előfordulásúak (3 faj): *Cylisticus convexus*, *Porcellionides pruinosus*, *Porcellio scaber*. A lokalitások 68,6%-ban tartoznak a degradált kategóriába, míg a maradék közel azonos arányban, hegy- és síkvidéki, természetközeli élőhelyekkel azonosítható.

A generalista fajok gyakran kozmopoliták, természetközeli és zavart élőhelyeken egyaránt megjelennek: összesen kilenc faj. Előfordulásuk kö-

zel egy harmada (27,4%) degradált, míg nagyobb hányada természetes jellegű élőhelyekkel azonosítható (hegyvidék: 29,4%; sík terület: 43,1%).

Az összesen 25 „természetes“, nem emberi közvetítéssel terjedő, a zavarásra érzékeny faj (Hornung *et al.* 2007, 2008) mellett 22 volt a behurcolt, behurcolt megtelepedett illetve kozmopolita. Ez alapján kijelenthető, hogy a Dunántúl ászkafaunájának közel fele (47%) nem természetes elem. A Porcellionidae család képviselői előfordulásuk, élőhelyük alapján kifejezetten zavarás tűrők (pl. *P. pruinosus*, *Porcellio spinicornis*).

Értékelés

Az elmúlt évtized intenzív kutatásainak eredményeként hazánk teresztris ászkáinak száma 42-ről (Forró & Farkas 1998) 57-re nőtt. A Dunántúlról az elmúlt 30 év adatait figyelembe véve 48 fajt mutattunk ki. A régió alpin (pl. *T. steinboeckii*, *T. crassipes*), illír (pl. *C. karawankianus*, *H. vividus* és balkáni (pl. *T. bosniensis*) faunaelemei a többirányú biogeográfiai hatásra utalnak.

A különböző típusú, illetve a különböző természetességi–degradáltsági fokú élőhelyek fajösszetételének különbözőségét a zavarástűrésben, ökológiai igényeikben eltérő fajok jelenléte–hiánya magyarázza. Ez teljesen összhangban van korábbi munkáinkban publikált megállapításainkkal, besorolásainkkal (Hornung *et al.* 2007; Vilisics *et al.* 2007). Az ott közöltekhöz képest egyetlen faj státusa változott, amennyiben az *Armadillidium versicolor* fajt az előkerülési adatok számának jelentős gyarapodása alapján időközben a „bizonytalan“ (U) kategóriából a „zavart-ritka“ (DR) csoportba sorolhattuk át.

A két legelterjedtebb és leggyakoribb faj (*A. vulgare*, *P. collicola*) számára a Kárpátmedence optimális lehetőségeket biztosít mind regionális, mind lokális skálán (Farkas 2004, Korsós *et al.* 2002, Tuf & Tufová 2005, Vilisics & Farkas 2004). A *Porcellionidae* család behurcolt megtelepülői jelentős hányadát teszik ki az un. homogenizáló fajoknak (Szlávecz *et al.* 2008), amelyek Európa, sőt, a világ nagyvárosaiban, legtöbbször szinantróp körülmények között, megjelennek (pl. Farkas & Vilisics 2006, Korsós *et al.* 2002, Navrátil 2007). A legritkább fajok egy–egy előfordulási adattal: *A. lentus*, *A. pictum*, *C. cellaria*, *P. coeculum*, *P. dilatatus*, *T. austriacus*, *T. bosniensis* és *T. crassipes*.

Eredményeink azt igazolják, hogy a fajok előfordulási adatai és az élőhelyi kategóriák adatbázisa megfelelő térinformatika, ökológiai háttérvál-

tozókval kapcsolatban biztos alapul szolgálhat a biogeográfiai, konzerváció biológiai és ökológiai kérdéseket felvető elemzésekhez. Ezzel a munkával egyben a korábban összeállított adatlapunkat és gyűjtési protokollunkat is sikerült validálni, azaz a gyűjtött adatok megfelelően használhatónak bizonyultak. Az adatok értékelése során megállapíthattuk, hogy a diverzitás "hotspot"-ok helye különbözik a természetes és a zavarást tűrő fajok esetén (településektől távol, ill. azok közelében, legtöbbször azokon belül). A diverzitási „forró pontokat“ rendszerint természetes, emberi hatás nélküli, természetvédelmi szempontból érzékeny, veszélyeztetett területekkel kapcsolatosan szokás említeni. Ennek irodalma óriási (pl. Myers *et al.* 2000; <http://www.biodiversityhotspots.org/>). Ugyanakkor fontos felismerni és hangsúlyozni, hogy magas fajszám nemcsak természetes, természetközeli, hanem emberi befolyás alatt álló, mesterséges élőhelyeken is adódhat, de a kiváltó okok nagyon különbözőek lehetnek. Sok esetben a magas fajgazdagság megtévesztő, és nem a konzerváció biológiai értéket jelenti, de inkább a tág tűrésű, homogenizáló fajok megjelenését, ami esetenként -az őshonos fajok túlélése mellett- az össz fajszám jelentős emelkedését jelenti (Vilisics & Hornung 2009). A Dunántúl és a Budapest agglomerációs terület Oniscidea faunájának összetételében egyaránt jelen vannak a tág tűrésű, elterjedt fajok és a szűk toleranciájú, esetleg ritka fajok. A régiót alpin és illír biogeográfiai hatások érik. Az egyes fajok lokális megjelenését az élőhely természetességi állapota és a nedvességi viszonyok határozzák meg. Ugyanakkor a fajgyűttesek összetételére az élőhely természetessége mellett a tengerszint feletti magasság van legnagyobb hatással. A diszturbációs, perturbációs grádiens alapvető szereppel bír egy lokális fajgyűttes összetételében, azaz egy élőhely természetessége szárazföldi ászkarák faji alapján értékelhető (Vilisics *et al.* 2008), és ehhez dolgozatunkban megadtuk az ászkarákok természetesség jelző kategorizálását.

Köszönetnyilvánítás

Munkánk részben az OTKA T 43508, NKB 15714/2007 pályázatok anyagi forrásaiból valósulhatott meg. Köszönet illeti hallgatóinkat és kollégáinkat, akik gyűjtési anyagaikkal, adataikkal hozzájárultak az adatbázishoz: Csonka Diána, Lengyel Gábor, Hotzi Virág, Péntes Judit, Somoskői Bence, Vas Koppány, Végh Attila és Steve Gregory. S. P. az NSERC és az ABMI posztdoktori ösztöndíjasa.

Irodalomjegyzék

- De'Ath, G. (2002): Multivariate regression trees: a new technique for modeling species-environment relationships. – *Ecology* **83**: 1105–1117.
- Farkas, S. (2003): First record of *Protracheoniscus franzi* Strouhal, 1948 (*Isopoda*, *Oniscidea*: *Porcellionidae*) from Hungary. – *Acta. Phytopath. Entom. Hung.* **38**: 385–390.
- Farkas, S. (2004a): First record of *Proporcellio vulcanius* (Verhoeff, 1908) (= *P. quadriseriatus*) (*Isopoda*, *Oniscidea*: *Porcellionidae*) from Hungary. – *Acta. Phytopath. Entom. Hung.* **39**: 399–404.
- Farkas, S. (2004b): Data to the knowledge of the terrestrial isopod (*Isopoda*: *Oniscidea*) fauna of Somogy county (Hungary: South Transdanubia). – *Somogyi Múzeumok Közleményei*, **16**: 313–323.
- Farkas, S. (2004c): Data to the knowledge of the terrestrial Isopod (*Isopoda*: *Oniscidea*) fauna of the Mecsek Mountains (Hungary: South Transdanubia). – *Folia Comloensis*, **13**: 69–78.
- Farkas, S. (2005): Data to the knowledge of the terrestrial Isopod (*Isopoda*: *Oniscidea*) fauna of Baranya county (Hungary: South Transdanubia). – *Act. Agr. Kaposváriensis*, **9**: 67–86.
- Farkas, S. (2006): Tolna megye szárazföldi ászkarákfaunájának (*Isopoda*: *Oniscidea*) alapvetése. – *Allatt. Közlem.* **91**: 29 – 42.
- Farkas, S. & Vilisics, F. (2006): A Mecsek szárazföldi ászkarák együttese (*Isopoda*: *Oniscidea*). In: Fazekas, I. (ed.): *A Mecsek állatvilága I. / The fauna of the Mecsek Mts. I, Hungary – Folia comloensis*, **15**: 25–34.
- Fekete, G., Molnár, Zs. & Horváth, F. (1997): *A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Description and identification of Hungarian habitats and the National Habitat-classification System)*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 374 pp.
- Forró, L. & Farkas, S. (1998): Checklist, preliminary distribution maps, and bibliography of woodlice in Hungary. – *Misc. Zool. Hung.* **12**: 21–44.
- Hornung, E., Vilisics, F. & Szlávecz, K. (2007): Szárazföldi ászkarák (*Isopoda*, *Oniscidea*) fajok tipizálása hazai előfordulási adatok alapján (különös tekintettel a sikeres megtelepedőkre) – *Természetvédelmi Közlem.* **13**: 47–57.
- Hornung, E., Vilisics, F. & Sólymos, P. (2008): Low alpha and high beta diversity in terrestrial isopod assemblages in the Transdanubian region of Hungary. In: Zimmer, M., Cheikrouha, C. & Taiti, S. (eds.): *Proceedings of the International Symposium of Terrestrial Isopod Biology – ISTIB-7*, Shaker Verlag: Aachen, Germany, pp. 1–13

- Ilosvay, Gy. (1983): Ecological studies on the isopod, diplopod and chilopod fauna of the beechwood ecosystem from Farkasgyepű. – *Folia mus. hist.-nat. Bakonyiensis*. **2**: 55–88.
- Ilosvay, Gy. (1982): A zirci arborétum Isopoda, Diplopoda fánájának ökológiai vizsgálata. – *A Magas-Bakony természettudományi kutatásának újabb eredményei*, pp. 53–65.
- Kontschán, J. (2001a): A Bakonyvidék ászka (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) faunájára új fajok. – *Folia mus. hist.-nat. Bakonyiensis*. **18**: 11–14.
- Kontschán, J. (2001b): Két bakonyi telepített fenyves ászka együtteseinek (Crustacea: Isopoda: Oniscidea) összehasonlító vizsgálata. – *Folia mus. hist.-nat. Bakonyiensis*. **18**: 7–10.
- Kontschán, J. (2001c): Adatok az Észak-Vértes és a Gerecse (Komárom-Esztergom megye) Peracarida (Crustacea: Isopoda et Amphipoda) faunájához. – *Komárom-Esztergom Megyei Múzeumok Közleményei* **8**: 383–388.
- Kontschán, J. (2001d): Adatok Majk (Észak-vértes) magasabbrendű rák (Crustacea: Amphipoda et Isopoda et Decapoda) faunájához. – *Folia hist. nat. Mus. Matr.* **25**: 65–68.
- Kontschán, J. (2002): The Isopod and Amphipod fauna of Fertő-Hanság National Park. In: Mahunka, S. (ed). *The fauna of the Fertő-Hanság National Park. Magyar Természettudományi Múzeum*, pp. 255–258.
- Kontschán, J. (2004): *Reductoniscus costulatus* Kesselyák, 1930, a new isopod species from Hungary. – *Fol. hist.-nat. Mus. Matraensis*, **28**: 89–90.
- Kontschán, J. & Berczik, Á. (2004): A Dunántúli-középhegység (Gerecse, Vértes, Bakony-vidék) Peracarida (Crustacea) faunája. II. Szárazföldi fajok (Isopoda: Oniscidea). – *Folia mus. hist.-nat. Bakonyiensis*, **21**: 73–82.
- Korsós, Z., Hornung, E., Szlávecz, K. & Kontschán, J. (2002): Isopoda and Diplopoda of urban habitats: new data to the fauna of Budapest. – *Ann. Zool. Nat. Hist. Mus. Hung.* **94**: 193–208.
- Mock, A., Kania, G. & Miklisová, D. (2007): Terrestrial isopods (Oniscidea) of the Ojców National Park (Poland). In: Tajovský K., Schlaghamerský J., Pižl V. (eds.). *Contributions to Soil Zoology in Central Europe II. ISB BC AS CR, v.v.i., České Budějovice*, pp. 97–102.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca, & Kent, J. (2000): Biodiversity hotspots for conservation priorities. – *Nature* **403**: 853–858.
- Navrátil, M. (2007): Stonožky, mnohonožky a suchozemští stejnonožci ve městě (Olomouc, Hodonín). *MSc Thesis*, Palacky University of Olomouc, 78 pp.

- R Development Core Team (2008): *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, ISBN 3-900051-07-0, <http://www.R-project.org>
- Schmalfuss, H. (1998): The terrestrial isopod fauna of the Central Near East: Composition and biogeography. – *Isr. J. Zool.* **44**: 263–271.
- Schmalfuss, H. (2003): World catalog of terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea). – *Stuttg. Beitr. Natkde. Serie A (Biologie)*, **654**: 1–341.
- Schmölzer, K. (1965): *Bestimmungsbücher zur Bodenfauna Europas. Ordnung Isopoda (Landasseln)*. Lieferung 4 and 5, Berlin, 468 pp.
- Sólymos, P. & Fehér, Z. (2005): Conservation prioritization using land snail distribution data in Hungary. – *Conserv. Biol.* **19**: 1084–1094.
- Sólymos, P. (2008): “mefa: an R package for handling and reporting count data.” – *Community Ecology*, **9**: 125–127.
- Sólymos, P., Vilisics, F. & Hornung, E. (2008): Terepi adatlap a hazai epigeikus makrogerinctelenek elterjedésének és élőhelyi preferenciájának vizsgálatára – *Állatt. Közlem.* **93(2)**: 39–46.
- Sutton, S. L. & Harding, P. T. (1989): Interpretation of the distribution of terrestrial isopods in the British Isles. – *Monit. Zool. Ital. (N.S.) Monogr.* **4**: 43–61.
- Szlávecz, K., Csuzdi, Cs., Korsós, Z., Hornung, E. & Vilisics, F. (2008): Earthworms, Isopods and Millipedes on the Urban Landscape: Patterns in European and American Cities.– *Urban Biodiversity & Design*, Erfurt, Germany. Book of Abstracts p. 234
- Taiti, S. & Ferrara, F. (1998): Biogeography and ecology of terrestrial isopods from Tuscany. – *Monit. Zool. Ital. (N.S.) Monogr.* **4**: 75–101.
- Tuf, I. H. & Tufová J. (2005): Communities of terrestrial isopods (Crustacea: Isopoda: Oniscidea). In: Epigeon of oak-hornbeam forests of SW Slovakia. – *Ekológia* **24**: 113–123. Suppl. 2/2005.
- Vadkerti, E. & Farkas, S. (2002): The terrestrial Isopod fauna of the Rinya region IV. Szilonics-pusztá. – *Natura Somogyiensis* **3**: 27–34.
- Vilisics, F. (2007): New and rare species in the isopod fauna of Hungary (Crustacea, Isopoda, Oniscidea): results of field surveys and revisions. – *Fol. hist.-nat. Mus. Matraensis* **31**: 115–123.
- Vilisics, F. & Farkas, S. (2004): Összehasonlító faunisztikai vizsgálat a dél-dunántúli Babarecszölösi-pikkely ászkafaunáján (Isopoda, Oniscidea). – *Állatt. Közlem.* **89**: 17–25.
- Vilisics, F., Sólymos, P. & Hornung, E. (2007): Habitat features and associated terrestrial isopod species: a sampling scheme and conservation implications. In: Tajovský, K., Schlaghamerský, J. & Pižl, V. (eds.): *Contributions to Soil Zoology in Central Europe II*. ISB BC AS CR, v.v.i., České Budějovice, pp. 97–102.

- Vilisics, F., Nagy, A., Sólymos, P., Farkas, R., Kemencei, Z., Páll-Gergely, B., Kisfali, M. & Hornung, E. (2008): Data on the terrestrial isopoda fauna of the Alsó-hegy, Aggtelek National Park, Hungary. – *Folia faunistica Slovaca* **13**: 19–22.
- Vilisics, F. & Hornung, E. (2009): Urban areas as hot-spots for introduced and shelters for native isopod species. – *Urban Ecosys.* **12**: 333–345.

The use of woodlice assemblages (Crustacea, Isopoda, Oniscidea) in the assessment of habitat naturalness

Elisabeth Hornung¹, Ferenc Vilisics¹ and Péter Sólymos^{1,2}

¹*Institute for Biology, Szent István University*

²*Department of Mathematical and Statistical Sciences, University of Alberta*

Abstract: We evaluated richness and composition of Transdanubian terrestrial isopod assemblages from biogeographical, conservation biological and ecological point of view. By the means of uni- and multivariate statistics 785 locality records according to geographical position (UTM grids), altitude and habitat characteristics (type of vegetation, general moisture conditions within the habitat) were analysed. The presence of 48 valid species (48 % of the Hungarian isopod fauna) was proved in the surveyed region. Species richness by UTM grids varied between 1 and 28. It decreased significantly from natural (undisturbed) wet habitats to disturbed dry ones. The highest species richness of natural species was found in the Mecsek Mts (22 species/UTM), along the valley of river Drava (16/UTM). Budapest (28 spp) and the larger cities (Pécs – 24 spp; Kaposvár – 21 spp) were “hot-spots” for introduced, established introduced, mainly synantropic and generalist species. Species composition of degraded and natural, and within natural habitats highland and lowland sites, differed from each other. Composition of these three habitat classes showed extensive overlap, but the categorisation of the species were consistent with previously identified species groups for the Hungarian fauna. These results indicate a relatively uniform richness pattern with high compositional turnover according to geographical regions and habitat characteristics. Naturalness (degree of degradation) together with Alpine and Illiryc biogeographic influences play a crucial role in shaping terrestrial isopod assemblages.

Keywords: species richness, habitat classification, meta analysis, Isopoda assemblages, disturbance, naturalness

Globális változás, lokális túlélés: kitettség és nedvességi grádiens hatása avarlakó gerinctelenekre aggteleki tőbrök alapján

Sólymos Péter^{1,2}, Vilisics Ferenc², Kemencei Zita², Páll-Gergely Barna³, Farkas Roland⁴, Nagy Antal⁵, Kisfali Máté⁶ és Hornung Erzsébet²

¹*Albertai Egyetem, Matematikai és Statisztikai Tanszék, Edmonton, Alberta, T6G 2G1, Canada, E-mail: solymos@ualberta.ca*

²*SZIE-ÁOTK Ökológiai Tanszék*

³*PTE-TTEK Általános és Alkalmazott Ökológiai Tanszék*

⁴*Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság*

⁵*DE-MÉK Növényvédelmi Tanszék*

⁶*DE-TTK Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék*

Összefoglaló: Dolgozatunkban azt vizsgáltuk, milyen hatással van a kitettség és a nedvesség az ászkarákok és csigák előfordulási és tömegességi viszonyaira. Vizsgálatainkat az Aggteleki-karszt 16 erdőszült tőbrében végeztük. Minden tőbrében észak-déli transzekt mentén vettük a mintákat, hogy a kitettség és a nedvesség (töbörmélység) hatásait vizsgáljuk. A fajszám és egyedszám mindkét állatsoport esetén a töböraljban volt a legmagasabb. A kitettség hatása az ászkarákoknál kevésbé érvényesült, csigáknál a közösségi mutatók északi kitettségben voltak magasabbak. A közösségek fajösszetételét ászkák esetén főleg a térbeli helyzet határozta meg, míg csigáknál a térbeli és helyi környezeti tényezők egyforma arányban járultak hozzá a fajösszetétel formálásához. Eredményeink alapján jól látszik, hogy a helyi környezeti tényezők, mint a domborzati kitettség és az élőhely minőség (nedvesség), képesek a közeljövő várható klimatikus változásait időlegesen és lokálisan tompítani.

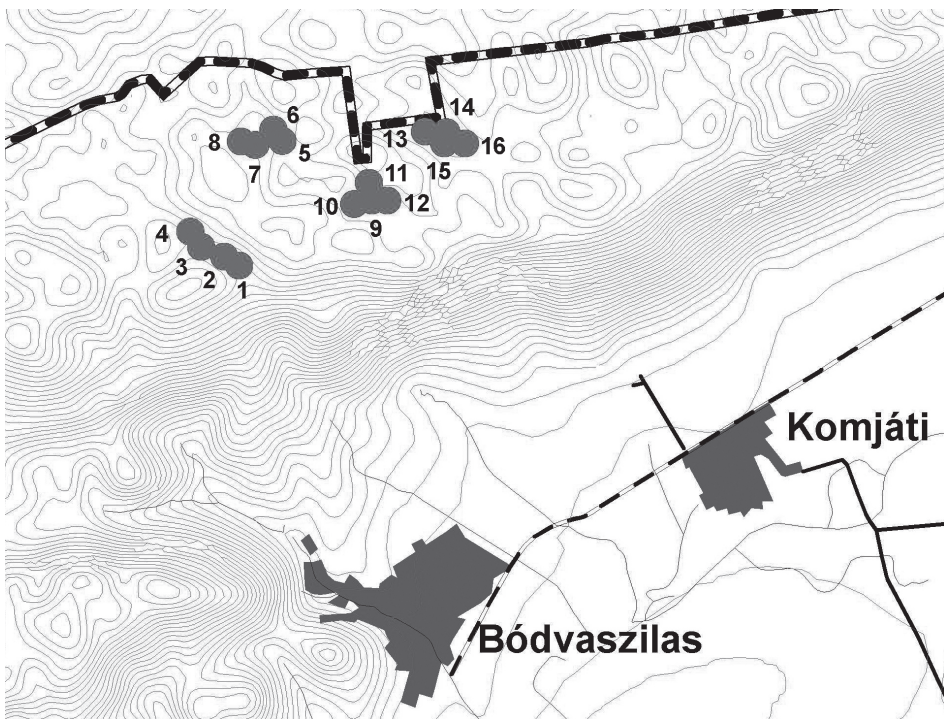
Kulcsszavak: globális változás, lokális tényezők, fajgazdagság, Mollusca, Isopoda, túlélés, mikroskála, menedékhelyek

Bevezetés

A globális környezeti változások kimutatható hatással vannak a fajok elterjedésére, kihalására, fenológiájára, és ezen keresztül a táplálékhálózatokra

és az élő rendszerek működésére (McCarty 2001, Parmesan 2006, Visser & Both 2005). A jövőbeli változások nagyságrendjére vonatkozóan a becslések tág intervallumban mozognak (IPCC 2007), és a változásokat kiváltó fő tényezőkről is megoszlanak a vélemények (Hulme *et al.* 1999, IPCC 2007, Schwartz *et al.* 2007). Az azonban vitathatatlan, hogy a változás egyértelmű trendje mellett a szélsőséges időjárási események gyakoribbá válása jelentős próbatételt jelenthet az élővilág számára az ember által dominált tájképben (Parmesan 2006, Thomas *et al.* 2001).

Európa nagy része, így hazánk is, hosszú évezredek óta magán viseli az ember tájatalakító tevékenységének nyomait (Tinnera *et al.* 2007, Willis *et al.* 1998). A fajok egy része alkalmazkodott ezekhez a körülményekhez (Allen 2003), más részük – főleg a csekély terjedési képességű élőlények, mint dolgozatunk célcsoportjai – természetközeli élőhelyfragmentumokban talál menedéket (Sólymos & Fehér 2005). Az őshonos fajok helyi fennmaradásához szükséges feltételek megmaradása, és élőhelyeik környezeti szélsőségeket tompító szerepe a közeljövőben bekövetkező változások szem-



1. ábra. A tőbrök elhelyezkedése az Alsó-hegyen (Aggteleki-karszt). A 16 tőbrő négy darab négyes csoportot alkot.

pontjából kulcsfontosságú. A legegyszerűbb ilyen hatás-módosító tényező maga a domborzat. Jól ismert a tengerszint feletti magasságnak (zonáció) és a kitétségnak az élőlények elterjedésére kifejtett hatása (Bacsó 1970, Horvát & Papp 1965, Lawton *et al.* 1987).

A domborzat hatását legtöbbször regionális léptékben, általában pozitív felszíni formák, hegyvidékek összehasonlítása révén vizsgálták (pl. Grytnes 2003, Sfenthourakis 1992, Zimmermann & Kienast 1999). Kisebb léptékben jó ismétlési lehetőséget nyújtanak a negatív felszíni formák, mint amilyenek karsztvidékeink dolinái. A töbrökben a kitétség (beérkező hőösszeg) és az önárnyékolás folytán a hőmérséklet nagyfokú eltérést mutat. Emellett a dolinákban vertikális nedvességi és hőmérsékleti (éjszakai hőretegződési) grádiens is megfigyelhető (Bárány 1985, Bárány-Kevei 1999, Jakucs 1954, Nagy & Sólymos 2002).

A „Dolina 2007” projekt során azt vizsgáltuk, milyen hatása van a helyi domborzatnak az ászkarákok és csigák fajszámára, tömegességére és az együttesek fajösszetételének kialakítására. A domborzati kitétség (beérkező hőösszeg) és a mélység (nedvességi grádiens) hatásainak vizsgálatához erdősült töbröket választottunk, mert a töbrökben a kitétség és mélység hatásainak vizsgálata jól ismételt módon elvégezhető.

Módszerek

A mintavételt az Aggteleki-karszt Alsó-hegyi fennsíkjának 16 töbrében 2007 augusztus 16–18. között végeztük. A 16 töbrő négy azonos elemszámú csoportot alkotott (1. ábra). A töbrök átlagosan 1,25 ha (min = 0,53 ha, max = 2,52 ha) kiterjedésűek voltak, 19,6 m-es átlagos mélységgel (min = 10 m, max = 30 m). Mindegyik töbrőben észak-déli transzekt mentén gyűjtöttünk ászkarákokat és csigákat egyeléses módszerrel. Az egyelés ászkarákok esetén mintánként 20 perc (összesen 96 minta), csigák esetén mintánként 5 perc (összesen 80 minta) volt. A transzekt mentén alsó, középső és töbrőperemi mintákat vettünk mind északi, mind déli kitétségben. Ászkarákok esetén északi és déli kitétségben egyaránt vettünk töbrőalji mintát, ám ezeket egységesen töbrőaljként kezeltük a két taxon összevethetősége érdekében. Csigák esetén csak egy töbrőalji mintát vettünk töbrőnként. Az előkerült egyedeket faji szintig határoztuk. Az ászkarákok tudományos nevének írásmódja Schmalfuss (2003) munkáját követi. A csigafajok idézésénél Kerney *et al.* (1983) munkáját vettük alapul, viszont egyes taxonok esetében újabb cikkeket is használtunk. Ezek idézésétől eltekintünk.

Az összesített fogásadatokból meghatároztuk a mintánkénti faj- és egyedszámot mindkét állatcsoportra. A kitétség és mélység faj- és egyedszámra gyakorolt hatásait általánosított lineáris modellekkel (GLM) vizsgáltuk. A GLM típusának kiválasztásakor a függő változók grafikus ábrázolása alapján megvizsgáltuk a túlszóródást (elnyúlt farok) és a nulla értékek mennyiségét.

Az ászkarák fajszáma túlszóródás és kimagaslóan sok zéró érték nélküli volt, így Poisson GLM-et végeztünk. A csigák fajszáma és mindkét taxon egyedszámai esetén túlszóródást figyeltünk meg, így negatív binomiális GLM-et használtunk. A modellezés során becsültük a Poisson log-Gamma keverék (mixture) modell alak paraméterét (θ) is (Venables & Ripley 2002). A GLM modellekben a töbörmélységet és a kitétséget egyetlen fix faktorként vettük figyelembe (a szintek kombinációja révén), hogy elkerüljük a mintavételi elrendezésből adódó kolinearitást.

A modellek illeszkedés vizsgálatát a deviancia alapján végeztük. Ha a maradék deviancia jelentősen eltér a maradék szabadsági fokok számától, a modell illeszkedése nem jó. A deviancia a telített modelltől ($df = 0$) vett távolságot mutatja, null deviancia a konstans modell (csak tengelymetszet) távolságát adja. A deviancia az általánosított lineáris modellekben a maradék eltérésnégyzet-összeg megfelelője.

A fajösszetétel elemzésekor a fajokat nem tartalmazó mintákat kihagytuk, és távolság alapú permutációs variancia-elemzést hajtottunk végre (Anderson 2001, McArdle & Anderson 2001). Ezzel a módszerrel a hatások tesztelése parametrikus módon történik, és az F -arány statisztikára épül. A tesztstatisztika kiszámolása során a nullhipotézisnek megfelelő F értéket az eredeti minták 100 permutációja alapján állapítottuk meg. Itt kovariánsként a töbörmélység, a kitétség és ezek kölcsönhatása mellett a töbör-csoport is fix faktorként szerepelt a térbeli hatások kvantifikálása miatt (mennyire változik a fajösszetétel töbörként).

A korrelatív modellezés során azt a logikát követtük, hogy a kitétség és töbörmélység jól megfeleltethető a relatív hőösszeg és a nedvesség térbeli változásának (Bárány 1985, Bárány-Kevei 1999, Nagy & Sólymos 2002). Amennyiben a csiga és ászkarák együttesek vizsgált karakterisztikái ugyanúgy korrelálnak a hőösszeggel és a nedvességgel, mint ahogy a hőösszeg és nedvesség összefügg a kitétséggel és töbörmélységgel, akkor a modellekből kirajzolódó kapcsolatrendszer indirekten megfeleltethető a közösség-mikroklíma kapcsolatnak. Mivel a mikroklíma műszeres mérése a vizsgálat térbeli kiterjedése miatt nem volt lehetőségünk, így a kapcsolatrendszert közvetve vizsgáltuk.

Az adatkezelést és elemzést R (R Development Core Team 2008) környezetben végeztük. Az adatok kezeléséhez a mefa csomagot (Sólymos 2008), a negatív binomiális modellekhez a MASS csomagot (Venables & Ripley 2002), a permutációs variancia-elemzéshez a vegan csomagot (Oksanen *et al.* 2008) használtuk. Az ászkarákok biotikai alapadatait Vilisics *et al.* (2008) egészében, a csigák alapadatainak egy részét pedig Sólymos & Kemencei (2008) közli.

Eredmények

A csigák mintánkénti fajszáma (null deviancia: 137,6, $df = 79$; maradék deviancia: 93,6, $df = 75$; AIC = 348,9, $\theta = 14,3$) és egyedszáma (null deviancia: 144,9, $df = 79$; maradék deviancia: 89,4, $df = 75$; AIC = 447,9; $\theta = 2,41$) egyaránt a töböráljban volt a legmagasabb, és felfelé haladva csökkent, illetve a déli kitettség azonos magasságú pontjain rendre alacsonyabbnak mutatkozott (1. táblázat, 2. ábra).

Az ászkarákok fajszáma a töböráljban volt legmagasabb, és a töbrök pereme felé haladva fokozatosan csökkent (null deviancia: 104,2, $df = 95$; maradék deviancia: 88,7, $df = 91$; AIC = 324,6). Az ászkarákok egyedszáma töbörálji helyzetben volt legmagasabb, a perem felé távolodva mindkét kitettség esetén csökkent (null deviancia: 132,1, $df = 95$; maradék deviancia: 112,9, $df = 91$; AIC = 324,6; $\theta = 2,39$). A kitettség hatása egyik esetben sem mutatkozott markánsan (1. táblázat, 2. ábra).

A csigák fajösszetételét a kitettség (az összes variancia 8%-a), a töbrómélység (az összes variancia 6%-a) és a töbör-csoport (az összes variancia 8%-a) befolyásolta, a kettő kölcsönhatása nem volt szignifikáns hatással. Az ászkarákok fajösszetételét a töbrómélység (az összes variancia 5%-a) és a töbör-csoport, mint térbeli egység (az összes variancia 14%-a) határozta meg. A kitettség, valamint a kitettség és mélység kölcsönhatása nem volt jelentős hatással. A kovariánsok által magyarázott variancia mindkét csoportnál 25% alatt maradt (2. táblázat).

Az általánosan elterjedt (*Aegopinella minor*, *Petasina unidentata*, *Monachoides vicinus*, *Discus perspectivus*) és közepesen gyakori csigafajok (*Alinda biplicata*, *Euomphalia strigella*, *Monachoides incarnatus*, *Faustina faustina*, *Vitrea diaphana*, *Aegopinella pura*, *Cochlodina laminata*, *Helicodonta obvoluta*, *Cochlodina cerata*) a töböráljban és északi kitettségben mutattak halmozódást. A kisebb előfordulási gyakoriságú fajok előfordulása a töbrök belsőbb területeire korlátozódott, azaz a peremen nem fordultak elő (3. táblázat).

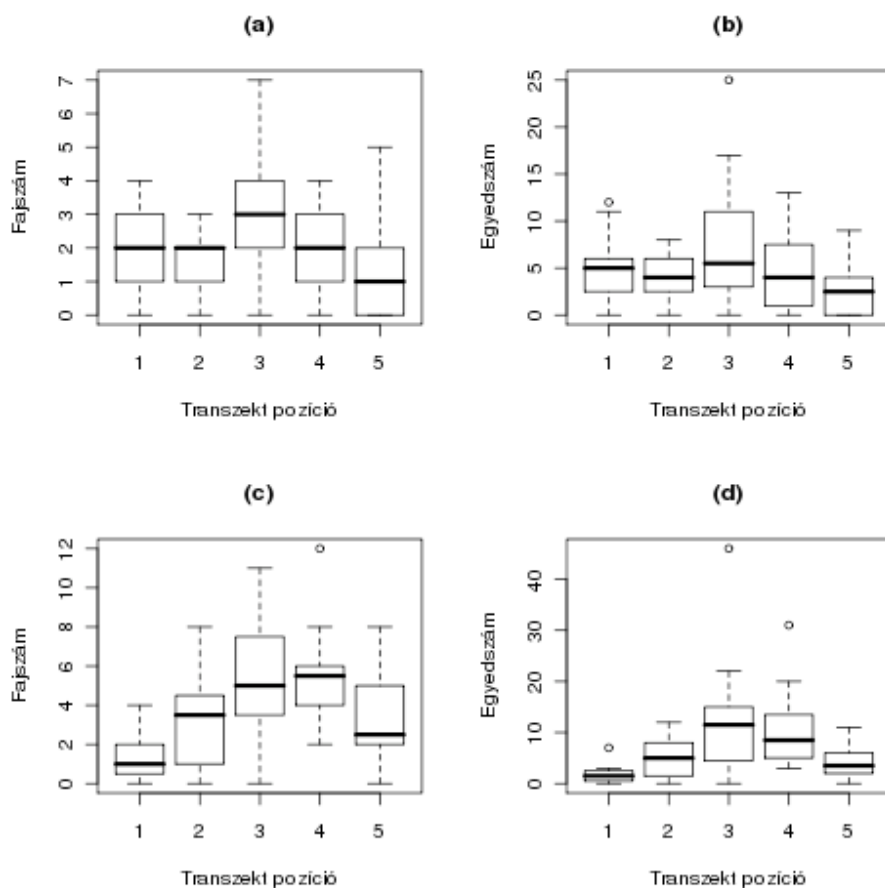
1. táblázat. A fajszámot és egyedszámot befolyásoló tényezők elemzése általánosított lineáris modellekkel. SE: standard hiba.

| | Fajszám | | | Egyedszám | | |
|----------------------|-------------|-------|--------|-------------|-------|--------|
| | Koefficiens | SE | p | Koefficiens | SE | p |
| Ászkarák | | | | | | |
| Tengely- metszet | 1,08 | 0,103 | <0,001 | 2,02 | 0,131 | <0,001 |
| Északi töbörperem | -0,71 | 0,233 | <0,01 | -1,05 | 0,259 | <0,001 |
| Déli töbörperem | -0,38 | 0,205 | 0,06 | -0,43 | 0,237 | 0,07 |
| Északi töböroldal | -0,45 | 0,210 | <0,05 | -0,51 | 0,239 | <0,05 |
| Déli töböroldal | -0,59 | 0,222 | <0,01 | -0,59 | 0,242 | <0,05 |
| Csigák | | | | | | |
| Tengely- metszet | 1,72 | 0,130 | <0,001 | 2,53 | 0,176 | <0,001 |
| Északi töbörperem | -0,54 | 0,194 | <0,01 | -1,04 | 0,267 | <0,001 |
| Déli töbörperem | -1,35 | 0,250 | <0,001 | -1,97 | 0,304 | <0,001 |
| Északi töböroldal | -0,03 | 0,177 | 0,82 | -0,19 | 0,251 | 0,44 |
| Déli töböroldal | -0,56 | 0,190 | <0,01 | -0,88 | 0,263 | <0,001 |

2. táblázat. A fajösszetétel és kovariánsok kapcsolata permutációs többváltozós variancia elemzés szerint.

| | Ászkarák | | | Csigák | | |
|---------------------|----------|----------------|-------|--------|----------------|-------|
| | df | R ² | p | df | R ² | p |
| Kitettség | 1 | 0,0176 | 0,16 | 2 | 0,0842 | <0,01 |
| Mélység | 2 | 0,0479 | <0,05 | 1 | 0,0549 | <0,01 |
| Töbör-csoport | 3 | 0,1420 | <0,01 | 3 | 0,0813 | <0,01 |
| Kitettség × Mélység | 2 | 0,0143 | 0,78 | 1 | 0,0146 | 0,35 |
| Maradék | 75 | 0,7782 | | 64 | 0,7650 | |
| Összes | 83 | 1,0000 | | 71 | 1,0000 | |

Az ászkarákok közül három faj volt, mely általánosan előfordult (*Trachelipus difficilis*, *Protracheoniscus politus*, *Lepidoniscus minutus*), a közepesen gyakori fajok (*Haplophthalmus hungaricus*, *Orthometopon planum*, *Trichoniscus provisorius*, *Ligidium hypnorum*, *Porcellium conspersum*) a töböráljban és az északi kitétségű oldalakra voltak jellemzőek. A gyakori és közepesen gyakori fajok előfordulása és abundanciája a töböráljban és északi kitétségben egységesen magasabb volt. Az itt ritka *Trachelipus ratzeburgii* és *Mesoniscus graniger* élőhelyi preferenciái a kis egyedszám miatt nem állapíthatók meg egyértelműen (3. táblázat).



2. ábra. Az ászkarákok (a-b) és a csigák (c-d) fajszámának (a, c) és egyedszámának (b, d) változása az észak-déli (1-5) transzekt mentén. A 3. pozíció a töbörálj, a 2. és 4. a töböroldal, 1. és 5. a töbörperem. Az 1-2. pozíció déli, míg a 4-5. északi kitétségben található.

3. táblázat. Az egyeléssel gyűjtött ászka- és csigafajok mintánkénti átlagos gyakorisága az észak-déli transzekt mentén 16 töbrő összesített adatai alapján. Az égtájak (É: észak, D: dél) jelölése a kitettségre utal. A töbrök adatainak összevonása miatt az előfordulások és hiányok nem annyira az átlagos képet, mint inkább a tolerancia határait érzékeltetik.

| Fajok | É-i perem | É-i oldal | Töbrőalj | D-i oldal | D-i perem |
|---|-----------|-----------|----------|-----------|-----------|
| Ászkarák | | | | | |
| Trachelipus difficilis (Radu, 1950) | 0,56 | 1,56 | 2,91 | 1,44 | 1,44 |
| Protracheoniscus politus (C. Koch, 1841) | 1,13 | 1,19 | 1,28 | 1,88 | 1,94 |
| Lepidoniscus minutus (C. Koch, 1838) | 0,31 | 0,81 | 0,63 | 0,63 | 0,94 |
| Haplophthalmus hungaricus (Kesselyák, 1930) | 0,25 | 0,13 | 0,78 | - | - |
| Orthometopon planum (Budde-Lund, 1885) | 0,25 | 0,25 | 0,16 | 0,06 | 0,31 |
| Trichoniscus provisorius (Racovitza, 1908) | - | 0,25 | 0,53 | - | - |
| Ligidium hypnorum (Cuvier, 1792) | - | 0,13 | 0,47 | 0,13 | 0,06 |
| Porcellium conspersum (C. Koch, 1841) | - | 0,13 | 0,59 | - | - |
| Trachelipus ratzeburgii (Brandt, 1833) | 0,13 | - | 0,16 | - | 0,19 |
| Mesoniscus graniger (Fridvaldszky, 1875) | - | 0,06 | - | - | - |
| Csigák | | | | | |
| Aegopinella minor (Stabile, 1864) | 1,07 | 1,50 | 2,93 | 2,00 | 0,75 |
| Petasina unidentata (Draparnaud, 1805) | 0,73 | 1,31 | 2,73 | 0,43 | 0,25 |
| Monachoides vicinus (Rossmässler, 1842) | 0,73 | 1,69 | 0,60 | 0,50 | 0,33 |
| Discus perspectivus (M. von Mühlfeld, 1816) | 0,20 | 1,31 | 1,13 | 0,79 | 0,25 |

| | | | | | |
|---|------|------|------|------|------|
| <i>Alinda biplicata</i> (Montagu, 1803) | 0,13 | 0,75 | 1,60 | 0,14 | - |
| <i>Euomphalia strigella</i> (Draparnaud, 1801) | 0,27 | 0,69 | 0,40 | 1,14 | 0,08 |
| <i>Monachoides incarnatus</i> (O. F. Müller, 1774) | 0,40 | 0,88 | 0,27 | 0,43 | 0,42 |
| <i>Faustina faustina</i> (Rossmässler, 1835) | 0,47 | 1,00 | 0,27 | 0,07 | - |
| <i>Vitrea diaphana</i> (Studer, 1820) | 0,13 | 0,19 | 1,13 | 0,14 | - |
| <i>Aegopinella pura</i> (Alder, 1830) | 0,13 | 0,06 | 0,93 | - | 0,17 |
| <i>Cochlodina laminata</i> (Montagu, 1803) | 0,07 | 0,31 | 0,40 | 0,14 | - |
| <i>Helicodonta obvoluta</i> (O. F. Müller, 1774) | 0,07 | 0,13 | 0,27 | - | 0,08 |
| <i>Cochlodina cerata</i> (Rossmässler, 1836) | 0,27 | 0,13 | 0,07 | - | - |
| <i>Merdigera obscura</i> (O. F. Müller, 1774) | - | 0,06 | 0,20 | - | - |
| <i>I. isognomostoma</i> (Schröter, 1784) | 0,07 | 0,06 | 0,13 | - | - |
| <i>Vitrea crystallina</i> (O. F. Müller, 1774) | - | 0,06 | - | 0,14 | - |
| <i>Laciniaria plicata</i> (Draparnaud, 1801) | - | 0,13 | 0,07 | - | - |
| <i>Macrogastra ventricosa</i> (Draparnaud, 1801) | - | - | 0,13 | - | - |
| <i>Acanthinula aculeata</i> (O. F. Müller, 1774) | - | - | 0,07 | - | - |
| <i>Punctum pygmaeum</i> (Draparnaud, 1801) | - | 0,06 | - | - | - |

Értékelés

Eredményeink mindkét állatcsoport esetén egyértelműen tükrözik a kis léptékű (100 m-es nagyságrend) klimatikus eltérések jelentős hatását a vizsgált élőlény együttesekre. A kis skálájú környezeti különbségek (pl. talaj mésztartalomra és nedvesség) alapvetően meghatározzák az együtte-

sek összetételét és a fajok abundancia viszonyait (Martin & Sommer 2004, Juříčková *et al.* 2008). Jelen vizsgálatunkban a hőmérséklet és nedvesség szerepét impliciten (műszeres mérések nélkül, a geomorfológiából fakadó fizikai és meteorológiai összefüggésekre alapozva) sikerült igazolnunk. A nedvesség mindkét élőlénycsoport esetén fontosnak bizonyult a fajszám, tömegesség és fajösszetétel kialakításában. A kitettség, mint a lokális hőmérsékletet erőteljesen befolyásoló tényező, ászkarákok esetén nem bizonyult meghatározónak. A csigák ezzel szemben elég érzékenyen reagáltak ezen tényező különbségeire, és mind fajszámuk, mind egyedszámuk az északi, hűvösebb oldalon volt magasabb.

A csigákról jól tudjuk, hogy a hűvös és nedves környezet kedvez előfordulásuknak (ld. pl. Horskák *et al.* 2007), és az időjárási körülmények kedvezőtlené válása komolyan veszélyeztetheti egyes fajok fennmaradását (Giokas *et al.* 2007). A kedvező növényzetű és mikroklimájú élőhelyek több faj együttélését teszik lehetővé, és az élőhely minőségi gradiens mentén a fajkészlet fokozatos egymásba ágyazottsága figyelhető meg (Hylander *et al.* 2005). Ez egybevág az általunk is megfigyelt kitettségi és nedvességi gradiens szerinti fajkészlet változással.

A térbeliség fajösszetételre gyakorolt hatása csigák esetén csekélynek bizonyult az ászkarákokhoz viszonyítva. Ennek hátterében a két csoport eltérő fajszámából adódó bizonytalanság, illetve az ászkarák abundanciák nagyfokú variabilitása állhat.

Az ászkarákok páratartalom és hőmérséklet igénye nagyfokú faji különbözőségeket mutathat (Warburg 1964, 1987, Warburg *et al.* 1984). A magasabb töböráji faj- és egyedszám hátterében a kedvezőbb nedvesség viszonyok mellett a jellemzően vastagabb talaj és magasabb szervesanyag-tartalom is állhat. A töböráji és az északi kitettség, mint kedvezőbb környezet, a fajok tűrőképességén keresztül a fajkészlet egymásba ágyazottságát okozza. A töbrök teljes egészében, és így azok felső szintjein is előforduló, egyben abundáns fajok (*L. minutus*, *P. politus*, *T. difficilis*) relatíve nagy testméretűek és a felszíni aktivitású fajokra jellemző ökomorfológiai típusba sorolhatóak: „runner” és „clinger” (Schmalfuss 1984). A dolinák alsóbb, így nedvesebb szintjein részben a kisméretű, inkább talajaktív („creeper”: *T. provisorius*, *H. hungaricus*, *M. graniger*) és a páratartalomra érzékenyebb felszínaktív („runner”, „clinger”) fajok voltak jelen (*L. hypnorum*, valamint *O. planum*, *P. conspersum*, *T. ratzeburgii*). Az egyes fajok ökológiai igényein kívül a terület fajgazdagságát és az együttesek fajösszetételét meghatározza, és pozitívan befolyásolja az a fajkészlet, amit az atlantikus (*P. conspersum*, *T. ratzeburgii*), közép-európai (*P. politus*, *L. minutus*), a

kárpáti (*T. difficilis*), valamint endemikus (*H. hungaricus*) elemek együttes előfordulása jelent. Természetvédelmi szempontból különösen értékesé teszi az együttest és a vizsgált védett területet, jelzi annak „jó” állapotát, zavartalanságát az a tény, hogy a fajok mindegyike „természetes” (Hornung *et al.* 2007), és emellett legtöbbször magyarországi elterjedési viszonylatában kifejezetten ritka (*H. hungaricus*, *M. graniger*, *T. difficilis*).

A csigák esetén a helyi tényezőkhez (kitettség, mélység) viszonyítva a térbeliség távolság szerepe csekélynek mutatkozott. Ez azzal magyarázható, hogy az avarlakó fajok elég tágtűrésűek, pl. a holt fához, vagy sziklákhoz kötődő fajokkal összehasonlítva. (A töbrökben található egyéb mikroélőhelyek szerepét egy másik dolgozatunkban elemezzük.) Az ászkarákknál viszont a térbeliség a helyi tényezőkhez viszonyítva nagy hatással volt a fajösszetételre. Ez magyarázható a töbörálji, nedvességkedvelő fajok (Vilisics *et al.* 2008) korlátozott terjedésével, vagy a töbör csoportokon belül a töbrök egymáshoz jobban hasonlító jellegzetességeivel. Ez lehet a viszonylag kis fajszámból adódó műtermék is.

Ilyen kis léptékben végzett hasonló részletességű és kiterjedésű vizsgálatot a vizsgált állatcsoportokra nem ismerünk, pedig a kisléptékű vizsgálatok fontossága nem csak a helyi faunák védelme kapcsán vetődik fel. Általánosan elfogadott modellezési gyakorlat, hogy elterjedési atlaszok digitalizált areatérképeinek (nem biotikai lelőhelyi adatok!) felhasználásával, sokféle klíma előrejelzés alapján sokféle modell típus átlagolásával „től-ig” előrejelzéseket adnak a fajok várható elterjedésére vonatkozóan. Például Araújo *et al.* (2006) az európai kétéltű- és hüllőfajok várható jövőbeli előfordulását a „zéró-” és „korlátlan terjedés” szélsőséges eseteire vázolja fel.

A nagyvonalú modell előrejelzések korlátozott volta közismert (Araújo & Guisan 2006, Dormann 2007), mint ahogy az is, hogy a környezeti változásokhoz történő helyi, ökológiai vagy evolúciós értelemben vett adaptáció kulcsfontosságú (Thomas *et al.* 2004). Annak megítélése, hogy a „től-ig” eredmények a két véglet között pontosan hol realizálódnak, nem nélkülözheti a terepi megfigyeléseket, hiszen konkrét vizsgálatok nélkül az előrejelzések nagyfokú bizonytalansággal terheltek.

Eredményeink rámutatnak, hogy a jelenben zajló globális klímaváltozás hatásait ellensúlyozandó, a kedvező kitettségű, alkalmas mikroklíma zugokban lévő mikroélőhelyeken az ászkarákok és csigák túlélési esélyei nagyobbak. Azonban ez csak akkor igaz, ha a klímaváltozás kedvezőtlen hatásait nem tetézik egyéb, antropogén eredetű veszélyeztető tényezők.

Köszönetnyilvánítás

A terepmunkát az ÁOTK-NKB 15714 kutatási pályázat támogatta, S. P. az NSERC és az Alberta Biodiversity Monitoring Institute posztdoktori ösztöndíjasa. Ez a „Dolina 2007 Projekt” harmadik kézirat.

Irodalomjegyzék

- Anderson, M. J. (2001): A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. – *Austral Ecol.* **26**: 32–46.
- Allen, H. D. (2003): Response of past and present Mediterranean ecosystems to environmental change. – *Progr. Phys. Geogr.* **27**: 359–377.
- Araújo, M. B. & Guisan, A. (2006): Five (or so) challenges for species distribution modelling. – *J. Biogeogr.* **33**: 1677–1688.
- Araújo, M. B., Thuiller, W. & Pearson, R. G. (2006): Climate warming and the decline of amphibians and reptiles in Europe. – *J. Biogeogr.* **33**: 1712–1728.
- Bacsó, N. (1970): Die physikalische Betrachtungsweise des Mikroklimas und deren praktische Verwendung. – *Időjárás* **74**: 352–360.
- Bárány, I. (1985): A karsztos dolinák talajainak és növényzetének sajátosságai. – *Földrajzi Értesítő* **3**: 195–208.
- Bárány-Kevei, I. (1999): Microclimate of karstic dolines. – *Acta Climatologica* **32-33**: 19–27.
- Dormann, C. F. (2007): Promising the future? Global change projections of species distributions. – *Basic Appl. Ecol.* **8**: 387–397.
- Giokas, S., Karkoulis, P., Pafilis, P. & Valakos, E. (2007): Relictual physiological ecology in the threatened land snail *Codringtonia helenae*: A cause for decline in a changing environment? – *Acta Oecologica* **32**: 269–278.
- Grytnes, A. (2003): Species-richness patterns of vascular plants along seven altitudinal transects in Norway. – *Ecography* **26**: 291–300.
- Hornung, E., Vilisics, F. & Szlávecz, K. (2007): Szárazföldi ászkarák (Isopoda, Oniscidea) fajok tipizálása hazai előfordulási adatok alapján (különös tekintettel a sikeres megtelepedőkre) – *Természetvédelmi Közlem.* **13**: 47–58.
- Horsák, M., Hájek, M., Tichy, L. & Juříčková, L. (2007): Plant indicator values as a tool for land mollusc autecology assessment. – *Acta Oecol.* **32**: 161–171.

- Horvát, A. O. & Papp, L. (1965): A nagyharsányi Szársomlyón végzett mikroklímamérések eredményei. – *Jan. Pann. Múz. Évk.* **9**: 43–55.
- Hulme, M., Barrow, E. M., Arnell, N. W., Harrison, P. A., Johns, T. C. & Downing, T. E. (1999): Relative impacts of human-induced climate change and natural climate variability. – *Nature* **397**: 688–691.
- Hylander, K., Nilsson, C., Jonsson, B. G. & Gothner, T. (2005): Differences in habitat quality explain nestedness in a land snail meta-community. – *Oikos* **108**: 351–361.
- IPCC (2007) Climate Change 2007, the Fourth Assessment Report (AR4) of the United Nations Intergovernmental Panel on Climate Change. <http://www.ipcc.ch>
- Jakucs, P. (1954): Mikroklímamérések a Tornai karszton, tekintettel a fatömegprodukcóra és a karsztfásításra. – *Ann. Hist. Nat. Mus. Hung.* **5**: 149–173.
- Juříčková, L., Horsák, M., Cameron, R., Hylander, K., Míková, A., Hlavác, J. C. & Rohovec, J. (2008): Land snail distribution patterns within a site: the role of different calcium sources. – *Eur. J. Soil Biol.* **44**: 172–179.
- Kerney, M. P., Cameron, R. A. D., Jungbluth, J. H. (1983): *Die Landschnecken Nord- und Mitteleuropas*. – P. Parey, Hamburg-Berlin, 384 pp.
- Lawton, J. H., MacGarwin, M. & Heads, P. A. (1987): Effect of altitude on the abundance and species richness of insect herbivores on beech. – *J. Anim. Ecol.* **56**: 147–160.
- Martin, K. & Sommer, M. (2004): Relationships between land snail assemblage patterns and soil properties in temperate-humid forest ecosystems. – *J. Biogeogr.* **31**: 531–545.
- McArdle, B. H. & Anderson, M. J. (2001): Fitting multivariate models to community data: A comment on distance-based redundancy analysis. – *Ecology* **82**: 290–297.
- McCarty, J. P. (2001): Ecological consequences of recent climate change. – *Conserv. Biol.* **15**: 320–331.
- Nagy, A. & Sólymos, P. (2002): Relationship between Orthoptera assemblages and microclimate in different exposures of a dolina. – *Articulata* **17**: 73–84.
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Simpson, G. L., Sólymos, P., Stevens, M. H. H., & Wagner, H. (2008). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 1.15-0, URL: <http://www.r-project.org>, <http://vegan.r-forge.r-project.org/>

- Parmesan, C. (2006): Ecological and evolutionary responses to recent climate change. – *Annual Rev. Ecol. Evol. Syst.* **37**: 637–69.
- R Development Core Team (2008): R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Schmalzfuss, H. (2003): World catalog of terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea). – *Stuttgarter Beiträge zur Naturkunde Serie A*, Nr. 654: 341.
- Schmalzfuss, H. (1984): Eco-morphological strategies in terrestrial isopods. – *Symp. Zool. Soc. London* **53**: 49–63.
- Schwartz, S. E., Charlson, R. J. & Rodhe, H. (2007): Quantifying climate change? too rosy a picture? *Nature Reports: Climate Change* – **2**: 23–24.
- Sfenthourakis, S. (1992): Altitudinal effect on species richness of Oniscidea (Crustacea; Isopoda) on three mountains in Greece. – *Global Ecol. Biogeogr.* **2**: 157–164.
- Sólymos, P. (2008): “mefa: an R Package for Handling and Reporting Count Data.” *Comm. Ecol.* **9**: 125–127.
- Sólymos, P. & Fehér, Z. (2005): Conservation prioritization based on distribution of land snails in Hungary. – *Conserv. Biol.* **19**: 1084–1094.
- Sólymos, P. & Kemencei, Z. (2008): “Methodological study data set of land snails from the Dolina 2007 project.” The Dataverse Network, URL <hdl:1902.1/12060>.
- Tinnera, W., Nielsen, E. H. & Lotter, A. F. (2007): Mesolithic agriculture in Switzerland? A critical review of the evidence. – *Quat. Sci. Rev.* **26**: 1416–1431.
- Thomas, C. D., Bodsworth, E. J., Wilson, R. J., Simmons, A. D., Davies, Z. G., Musche, M. & Conrad, L. (2001): Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. – *Nature* **411**: 577–581.
- Thomas, C. D., Cameron, A., Green, R. E., Bakkenes, M., Beaumont, L. J., Collingham, Y. C., Erasmus, B. F. N., de Siqueira, M. F., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A. S., Midgley, G. F., Miles, L., Ortega-Huerta, M. A., Peterson, A. T., Phillips, O. L. & Williams, S.E. (2004): Extinction risk from climate change. – *Nature* **427**: 145–148.
- Venables, W. N. & Ripley, B. D. (2002): *Modern Applied Statistics with S. Fourth Edition*. – Springer, New York.
- Vilisics, F., Nagy, A., Sólymos, P., Farkas, R., Kemencei, Z., Páll-Gergely, B., Kisfali, M. & Hornung, E. (2008): Data on the Terrestrial Isopoda Fauna of the Alsó-hegy, Aggtelek National Park, Hungary. – *Folia Faunistica Slovaca* **13**: 9–12.

- Visser, M. E. & Both, C. (2005): Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. – *Proc. Roy. Soc. B* **272**: 2561–2569.
- Warburg, M. (1964): The response of isopods towards temperature, humidity and light. – *Anim. Behav.* **12**: 175–186.
- Warburg, M. (1987): Isopods and their terrestrial environment. – *Adv. Ecol. Res.* **17**: 187–242.
- Warburg, M., Linsenmair, K. & Bercovitz, K. (1984): The effect of climate on the distribution and abundance of isopods. – *Symp. Zool. Soc. London* **53**: 339–367.
- Willis, K. J., Sümegei, P., Braun, M., Bennett, K. D. & Tóth, A. (1998): Prehistoric land degradation in Hungary: who, how and why? – *Antiquity* **72**: 101–113.
- Zimmermann, N. E. & Kienast, F. (1999): Predictive mapping of alpine grasslands in Switzerland: species versus community approach. – *J. Veget. Sci.* **10**: 469–482.

Global change, local survival: effects of aspect and moisture on epigeic invertebrate communities

Péter Sólymos^{1,2}, Ferenc Vilisics², Zita Kemencei², Barna Páll-Gergely³, Roland Farkas⁴, Antal Nagy⁵, Máté Kisfali⁶ and Elisabeth Hornung²

¹*Department of Mathematical and Statistical Sciences, University of Alberta*

²*Dept. of Ecology, Szent István University*

³*Dept. of General and Applied Ecology, Univ. of Pécs*

⁴*Aggtelek National Park Directorate*

⁵*Dept. of Plant Protection, Univ. of Debrecen*

⁶*Dept. of Evolutionary Zoology, Univ. of Debrecen*

Abstract: We investigated the effect of aspect and habitat moisture on occurrence and abundance patterns of terrestrial isopods and snails. Samples were collected from north-to-south transects in 16 forested sinkholes in the Aggtelek karst area (N Hungary). Species richness and abundance were highest in the moist bottoms of the sinkholes for both taxa. The effect of aspect on these parameters was less pronounced for isopods than for snails. Species composition of isopods was shaped primarily by spatial constraints, while for snails the effect of local factors and spatial constraints were balanced. Our results indicate that local environmental conditions, i.e. topographical aspect and habitat quality (moisture) might temporarily provide shelter for invertebrates during environmental change.

Keywords: global change, local environment, species richness, Mollusca, Isopoda, survival, micro scale, refugia

Urbanizáció hatása ikerszelvényes (Diplopoda) együttesekre – Faunisztikai eredmények

Bogyó Dávid¹ és Korsós Zoltán²

¹DE-TTK, Ökológiai Tanszék

Debrecen 4010, Egyetem tér 1. E-mail: davidbogyo@yahoo.co.uk

²Magyar Természettudományi Múzeum

Budapest 1088, Baross utca 13.

Összefoglaló: Az urbanizáció ikerszelvényes-együttesekre gyakorolt hatását vizsgáltuk Debrecenben. A vizsgálat során három éven át történtek csapdázások egy városi–városszéli–városon kívüli élőhelygradiens mentén a GLOBENET protokoll szerint. A vizsgálatok során 15 faj került elő. A városi élőhelyről 14, a városszéli élőhelyről 11, míg a természetközeli élőhelyről 8 faj jelenlétét mutattuk ki. A szünantróp fajok (*Choeniulus palmatus*, *Cylindroiulus caeruleocinctus*, *Cylindroiulus latestriatus*, *Proteroiulus fuscus*) csak a városi és a városszéli területekről kerültek elő. A xeroterm fajok (*Brachyiulus bagnalli*, *Kryphioiulus occultus*, *Leptoiulus proximus*, *Mastigona bosniensis*, *Megaphyllum unilineatum*) elsősorban a városi és a városszéli élőhelyen voltak nagyobb egyedszámban. Az erdei fajok többsége mindhárom élőhelyen előfordult. A *Cylindroiulus boleti*-t, amely hazánk egyik leggyakoribb erdei ikerszelvényesfaja, csak a városi és a városszéli élőhelyről mutattuk ki, a természetközeli erdőből nem került elő. A xeroterm, a szünantróp és az erdei fajok fajszáma csökkent a városi élőhelytől a természetközeli felé.

Kulcsszavak: Globenet, talajfauna, szünantróp fajok, xeroterm fajok, erdei fajok

Bevezetés

A világon több mint 12000 ikerszelvényesfajt (Diplopoda) ismerünk (Sierwald & Bond 2007). A leíratlan fajok számát ennek többszörösére becsülik. Hazánkban eddig 101 faj jelenlétét sikerült kimutatni (Korsós 2005). Az ikerszelvényesek részvétele igen fontos a talajban zajló lebontó folyamatokban. Elsődleges szerepük van az elhalt növényi részek felaprításában, mely által serkentik a mikrobiális aktivitást és indirekt módon hatásuk van az anyagáramlásra is (Anderson & Leonard 1988, Anderson *et al.* 1985).

Az ikerszelvényesek a kémiai lebontásnak kevesebb mint tíz százalékáért felelősek, de a táplálkozásuk alapvető a mikroorganizmusok aktivitásának serkentése szempontjából (Anderson & Bignell 1980, Van der Drift 1951). Emellett ismert a talajelemek koncentrációviszonyaira gyakorolt hatásuk is (Smit & Van Aarde 2001). Az ikerszelvényesek az erdőkben a giliszták (Csuzdi & Zicsi 2003) mellett az avar jelentős részét is elfogyaszthatják. Az avarfogyasztás mértékét illetően eltérő becslések láttak napvilágot, az 1-5%-tól a csaknem teljes mennyiség elfogyasztásáig (Lyford 1943, David 1987, Bertrand *et al.* 1987).

Az ikerszelvényesek a természetes élőhelyek mellett gyakran előfordulnak szünantróp vagy mesterséges környezetben is. Különösen igaz ez az üvegházakra, ahol tömegességük révén olykor kártevőkké is válhatnak (Edwards & Gunn 1961). Sokféle városi mikro környezetben élnek ikerszelvényesek, ilyenek például a kertek, parkok, szemétkupacok, sithalmok, komposztálók. Ezek az élőhelyek gyorsan változnak, átalakulnak vagy tűnnek el (Hopkin & Read 1992). Az ikerszelvényesek elterjedési viszonyait a klimatikus faktorokkal kiegészülve, főleg antropogén környezetben, döntően meghatározza az ember általi terjesztés is (Kime 1990). Az ikerszelvényesek nagy fajsámuk és változatosságuk ellenére ökológiai szempontból kevésbé kutatottak, eddig a GLOBENET projektekben sem vizsgálták őket. Az 1998-ban létrejött GLOBENET elnevezésű nemzetközi kutatási projekt keretein belül azt kezdték el kutatni, hogy milyen hatása lehet az urbanizációnak a biodiverzitásra (Niemelä *et al.* 2000). A projekt a városi–városszéli–városon kívüli élőhelygrádiens vizsgálatát, egy általános elterjedt gyűjtési módszerrel (talajcsapdázás), különös tekintettel a talajlakó gerinctelen állatokra. Debrecenben a GLOBENET projektben eddig a futóbogarak és az ászkák mellett a pókokat vizsgálták (Hornung *et al.* 2007, Horváth & Szinetár 2007, Magura *et al.* 2004, 2008c). Vizsgálatunk célkitűzése az volt, hogy megvizsgálja az urbanizáció ikerszelvényes-együttesekre gyakorolt hatását egy városi–városszéli–városon kívüli élőhelygrádiens mentén.

Módszerek

Az ikerszelvényeseket egy városi–városszéli–városon kívüli élőhelygrádiens mentén vizsgáltuk Debrecenben (Magura *et al.* 2004). A mintavételi területek egy természetes erdőben (Nagyerdő) helyezkedtek el a város szélén, ahol a domináns fafaj a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) volt (Török &

1. táblázat. A vizsgálat három évében fogott ikerszelvényesfajok és ökológiai igényük. Jelölések: V – városi park, VS – városszéli erdő, TK – természetközeli erdő; „+” – előfordult a faj a területen, „-” – nem fordult elő.

| | 2001 | | | 2002 | | | 2004 | | | Ökológiai igény |
|--|------|----|----|------|----|----|------|----|----|-----------------|
| | V | VS | TK | V | VS | TK | V | VS | TK | |
| <i>Brachyiulus bagnalli</i> (Curtis, 1845) | + | - | + | + | - | - | - | - | - | xeroterm |
| <i>Choeniulus palmatus</i> (Nemec, 1895) | + | + | - | - | - | - | - | + | - | szün- antróp |
| <i>Cylindroiulus boleti</i> (C. L. Koch, 1847) | + | + | - | + | + | - | + | + | - | erdei |
| <i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i> (Wood, 1864) | - | - | - | - | - | - | + | - | - | szün- antróp |
| <i>Cylindroiulus latestriatus</i> (Curtis, 1845) | + | - | - | + | - | - | + | - | - | szün- antróp |
| <i>Enantiulus nanus</i> (Latzel, 1884) | - | - | - | - | - | - | + | - | - | erdei |
| <i>Kryphioiulus occultus</i> (C. L. Koch, 1847) | + | - | - | + | - | - | + | + | + | xeroterm |
| <i>Leptoiulus proximus</i> (Nemec, 1896) | - | - | - | - | + | - | - | + | - | xeroterm |
| <i>Mastigona bosniensis</i> (Verhoeff, 1897) | - | + | - | - | - | - | + | + | + | xeroterm |
| <i>Megaphyllum projectum</i> (Verhoeff, 1894) | + | + | + | + | + | + | + | + | + | erdei |
| <i>Megaphyllum unilineatum</i> (C. L. Koch, 1838) | + | + | - | + | + | - | + | + | + | xeroterm |
| <i>Ophiulus pilosus</i> (Newport, 1842) | + | + | + | + | + | + | + | + | + | erdei |
| <i>Polydesmus complanatus</i> (Linnaeus, 1761) | + | + | + | + | + | + | + | + | + | erdei |
| <i>Polydesmus schaessburgensis</i> Verhoeff, 1898 | + | + | + | + | + | + | + | + | + | erdei |
| <i>Proteroiulus fuscus</i> (Am Stein, 1857) | - | - | - | - | - | - | + | + | - | szün- antróp |

Tóthmérész 2004). A városi élőhely ($47^{\circ} 33' 00''$ N $21^{\circ} 37' 48''$ E) parkjellegű, a cserjéket erőteljesen ritkítják, aszfaltozott sétányokkal sűrűn behálózott. A városszéli élőhelyen ($47^{\circ} 33' 36''$ N $21^{\circ} 36' 36''$ E) a kidőlt fákat folyamatosan eltávolítják. A városon kívüli élőhely ($47^{\circ} 34' 48''$ N $21^{\circ} 37' 48''$ E) a természeteshez közeli állapotú (*Convallario–Quercetum roboris*) (Török & Tóthmérész 2004).

A GLOBENET protokollnak megfelelően (Niemelä *et al.* 2000) mindhárom mintavételi területen négy-négy mintavételi helyet jelöltek ki, legalább 50 m távolságra egymástól. A gyűjtéshez a mintavételi helyeken belül 10-10, egymástól legalább 10 méterre elhelyezkedő, random módon elhelyezett talajcsapdát használtak. Ez összesen 120 csapdát jelentett a városi–városszéli és városon kívüli élőhelygradiens mentén (3 terület x 4 hely x 10 csapda), a talajcsapdák 75%-os etilén-glikolt tartalmaztak (Magura *et al.* 2006a). A csapdákat havonta ürítették, március végétől november végéig, 3 éven át (2001, 2002, 2004).

A határozáshoz Schubart (1934) és Blower (1985) munkáit használtuk, míg a nevezéktanban Korsós (1994, 1998) munkáit követtük.

Eredmények

A vizsgálatok során összesen 15 faj került elő, ez a magyar fauna 14,85%-a (1. táblázat). A városi élőhelyről 14, a városszéli élőhelyről 11, míg a természetközeli élőhelyről 8 faj jelenlétét mutattuk ki. A fajszám az egymást követő években a következőképpen alakult: 2001-ben 11 fajt, 2002-ben 9 fajt, 2004-ben 14 fajt azonosítottunk. Mind a xerotherm, mind a szünantróp, mind pedig az erdei fajok fajszáma csökkent a városi élőhelytől a természetközeli felé.

Értékelés

Az előkerült fajok fontosabb elterjedési adatait es élőhelypreferenciáját a 2. táblázatban foglaltuk össze a rendelkezésre álló irodalmi adatok (Blower 1985, Enghoff 2007, Korsós 1991, 1992, 1994, 1998, Schubart 1934, Tabacaru & Negrea 1961) alapján.

A szünantróp fajok (*Choeniulus palmatus*, *Cylindroiulus caeruleocinctus*, *Cylindroiulus latestriatus*, *Proteroiulus fuscus*) kivétel nélkül csak a városi és a városszéli mintaterületekről kerültek elő. A *Choeniulus palmatus*-ról

2. táblázat. Az előkerült ikerszelvényesfajok elterjedése és élőhely-preferenciája az irodalmi adatok alapján.

| | Elterjedés | Élőhely |
|--------------------------------------|--------------------------------|--|
| <i>Brachyiulus bagnalli</i> | Közép- és Dél-Európa | Főleg száraz, füves élőhelyek |
| <i>Choeniulus palmatus</i> | Európa nagy része | Szünantróp élőhelyek, ritkán szabadban |
| <i>Cylindroiulus boleti</i> | Közép-Európa | Erdők, gyakran holt fában |
| <i>Cylindroiulus caeruleocinctus</i> | Európa, Észak-Amerika | Szünantróp és nyílt élőhelyek |
| <i>Cylindroiulus latestriatus</i> | Európa, Észak- és Dél-Amerika | Szünantróp és nyílt élőhelyek |
| <i>Enantiulus nanus</i> | Európa nagy része | Lomberdők, cserjések |
| <i>Kryphioiulus occultus</i> | Közép-Európa | Száraz gyepek, ültetett erdők és parkok |
| <i>Leptoiulus proximus</i> | Közép- és Északkelet Európa | Száraz erdők, ritkán szünantróp élőhelyek |
| <i>Mastigona bosniensis</i> | Közép-Európa | Nyíltabb erdők |
| <i>Megaphyllum projectum</i> | Közép-Európa | Tölgy- és vegyes erdők |
| <i>Megaphyllum unilineatum</i> | Közép-Európa | Száraz erdők, gyepek, szünantróp élőhelyek |
| <i>Ophiulus pilosus</i> | Európa nagy része | Lomberdők |
| <i>Polydesmus complanatus</i> | Európa (kivéve Nyugat-Európát) | Erdők, gyakran holt fán |
| <i>Polydesmus schaessburgensis</i> | Kelet- és Délkelet-Európa | Erdők, láperdők |
| <i>Proteroiulus fuscus</i> | Európa, USA, Dél-Afrika | Erdők és szünantróp élőhelyek |

kiderült, hogy az eddigi hazai tapasztalatokkal ellentétben kis számban a szabadban is rendszeresen előfordul. A *Cylindroiulus latestriatus* mindhárom évben előkerült a városi élőhelyről. A *Cylindroiulus caeruleocinctus* és a *Proteroiulus fuscus* fajok csak 2004-ben kerültek a csapdádba.

A xeroterm fajok (*Brachyiulus bagnalli*, *Kryphioiulus occultus*, *Leptoiulus proximus*, *Mastigona bosniensis*, *Megaphyllum unilineatum*) elsősorban a városi és a városszéli élőhelyen kerültek elő nagyobb egyed-

számban. Egy-egy évben csekély arányban mindegyik faj előkerült a természetközeli élőhelyről is.

Az erdei (kevésbé szárazságtűrő) fajok (*Cylindroiulus boleti*, *Enantiulus nanus*, *Megaphyllum projectum*, *Ophiulus pilosus*, *Polydesmus complanatus*, *Polydesmus schaessburgensis*) többsége az irodalom által leírt biotópokból került elő. A *Cylindroiulus boleti* hazánkban az egyik leggyakoribb erdei ikerszelvényesfaj (Korsós 1994), de ennek kissé ellentmond, hogy mi csak a városi és a városszéli élőhelyről mutattuk ki, a természetközeli erdőből pedig nem került elő. A *Polydesmus schaessburgensis*-t korábban csak reliktumjellegű láperdőkől mutatták ki Magyarországon (Korsós 1994), itt azonban mindhárom élőhelyen előkerült.

Az *Enantiulus nanus* csak kis egyedszámban került elő a városi élőhelyről 2004-ben. A *Megaphyllum projectum* az összes területről előkerült mindhárom évben. A városi területen szórványosan, a városszéli és erdei területen tömegesen volt megtalálható. Az *Ophiulus pilosus* szinte minden évben minden területről előkerült, de sokkal tömegesebb volt a városi és városszéli területeken.

A vizsgált élőhelyeken a futóbogarakhoz hasonlóan stabilis volt a fajkészlet (Magura *et al.* 2008a). A fajok ökológiai viselkedési típusainak azonosítása azért fontos, mert még a legelemibb ökológiai, biogeográfiai összefüggések is elfedődhetnek ezek figyelmen kívül hagyásával (Magura *et al.* 2001). Az eredmények eltérő tendenciát mutatnak attól, amit a futóbogarak (Magura *et al.* 2008c) és az ászkák esetében (Hornung *et al.* 2007, Magura *et al.* 2008b) tapasztaltak. Eredményeinkhez hasonló tendencia figyelhető meg a pókok (Horváth & Szinetár 2007) esetében.

Az ikerszelvényes-együttesek változását döntően befolyásolja a vegetáció struktúrája (mozaikosság) (David *et al.* 1999) és az urbanizáció mértéke (Korsós 1994, Korsós *et al.* 2002, Riedel *et al.* 2009). A városi élőhelyen megfigyelt nagyobb fajszám így feltehetőleg az antropogén hatásoknak (kertészeti tevékenység, behurcolt növényfajok magasabb aránya, emberi zavarás) és a zárt természetközeli erdőhöz képest megváltozott vegetációnak (sétányokkal sűrűn szabdalt, mesterségesen befolyásolt avar es holt faanyag viszonyokkal rendelkező nyíltabb erdőfoltok) tulajdonítható. Emellett számos egyéb tényező, a fragmentáltság és a szegélyhatás is szerepet játszhat ebben a folyamatban (Lövei *et al.* 2006, Magura *et al.* 2006b).

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk Magura Tibornak, Molnár Tivadarnak és Tóthmérész Bélának a kísérlet megtervezéséért és a terepi vizsgálatokban való részvételért.

Irodalomjegyzék

- Anderson, J. M. & Bignell, D. E. (1980): Bacteria in the food, gut contents and faeces of the litter-feeding millipede *Glomeris marginata* (Villers). – *Soil Biol. Biochem.* **12**: 251–254.
- Anderson, J. M., Leonard, M. A., Ineson, P. & Huish, S. (1985): Faunal biomass: a key component for a general model of nitrogen mineralization. – *Soil Biol. Biochem.* **17**: 735–737.
- Anderson, J. M. & Leonard, M. A. (1988): Tree root and macrofauna effects on nitrification and mineral nitrogen losses from deciduous leaf litter. – *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol* **25**: 373–384.
- Bertrand, M., Janati-Idrissi, A. & Lumaret, J.-P. (1987): Etude expérimentale des facteurs de variation de la consommation de la litière de *Quercus ilex* L. et *Q. pubescens* Willd. par *Glomeris marginata* (V.) (Diplopoda: Glomerida). – *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol* **24**: 359–368.
- Blower, J. G. (1985): Millipedes. – Synopses of the British Fauna (New Series) 35., E. J. Brill, London, 242 pp.
- Csuzdi, Cs. & Zicsi, A. (2003): *Earthworms of Hungary (Annelida: Oligochaeta; Lumbricidae)*. – Hungarian Natural History Museum Budapest, 271 pp.
- David, J.-F. (1987): Consommation annuelle d'une litière de chene par une population adulte du Diplopode *Cylindroiulus nitidus*. – *Pedobiologia* **30**: 299–310.
- David, J.-F., Devernay, S., Loucougaray, G. & Le Floch, E. (1999): Belowground biodiversity in a Mediterranean landscape: relationships between saprophagous macroarthropod communities and vegetation structure. – *Biodiversity and Conservation* **8**: 75–767.
- Edwards, C. A. & Gunn, E. (1961): Control of the glasshouse millipede. – *Plant Pathology* **10**: 21–24.
- Enghoff, H. (2007): Diplopoda. – *Fauna Europaea* version 1.3, <http://www.faunaeur.org>

- Hornung, E., Tóthmérész, B., Magura, T. & Vilisics, F. (2007): Changes of isopod assemblages along an urban-suburban-rural gradient in Hungary. – *Eur. J. Soil Biol.* **43**: 158–165.
- Horváth, R. & Szinetár, Cs. (2007): Az urbanizáció hatása talajlakó pókokra alföldi erdőfoltokban. – *Állattani Közlem.* **92(2)**: 11 – 25.
- Hopkin, S. P. & Read, H. J. (1992): *The biology of millipedes*. – Oxford University Press, Oxford, 239 pp.
- Kime, R. D. (1990): Spatio-temporal distribution of European millipedes. – In: Minelli, A. (szerk.): *Proceedings of the 7th International Congress of Myriapodology*. Brill, Leiden, pp. 367–380.
- Korsós, Z. (1991): Abundance and seasonal activity of millipedes in a dolomitic grassland (Diplopoda). – *Annls hist.-nat. Mus. natn. hung.* **83**: 239–241.
- Korsós, Z. (1992): Millipedes from anthropogenic habitats in Hungary. – *Ber. nat.-med. Verein Innsbruck* **10**: 237–241.
- Korsós, Z. (1994): Checklist, preliminary distribution maps, and bibliography of millipedes in Hungary (Diplopoda). – *Misc. zool. hung.* **9**: 29–82.
- Korsós, Z. (1998): Az ikerszelvényesek (Diplopoda) faunisztikai és taxonómiai kutatásának helyzete és irányai Magyarországon. – *Fol. Hist. nat. Mus. Matr.* **22**: 85–98.
- Korsós, Z. (2005): The millipede fauna (Diplopoda) of Hungary: a zoogeographical account. – Abstracts of lectures and posters, 13th International Congress of Myriapodology, 25-29 July 2005, Bergen, Norway, p. 24.
- Korsós, Z., Hornung, E., Szlavecz, K., Kontschán, J. (2002): Isopoda and diplopoda of urban habitats: new data to the fauna of Budapest. – *Ann. Zool. Nat. Hist. Mus. Hung.* **94**: 193–208
- Lövei, G. L., Magura, T., Tóthmérész, B. & Ködöböcz, V. (2006): The influence of matrix and edges on species richness patterns of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in habitat islands. – *Global Ecol. Biogeogr.* **15**: 283-289.
- Lyford, W. H. (1943): Palatability of freshly fallen leaves of forest trees to millipedes. – *Ecology* **24**: 252–261.
- Magura, T., Ködöböcz, V. and Tóthmérész, B. (2001): Effects of Habitat Fragmentation on Carabids in Forest Patches. – *J. Biogeogr.* **28**: 129–137.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Molnár, T. (2004): Changes in carabid beetle assemblages along an urbanisation gradient in the city of Debrecen, Hungary. – *Landscape Ecol.* **19**: 747–759.

- Magura T., Tóthmérész B. & Hornung E. (2006a): Az urbanizáció hatása talajfelszíni ízeltlábúakra. – *Magyar Tudomány* **167**: 682–687.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Lövei, G. L. (2006b): Body size inequality of carabids along an urbanisation gradient. *Basic Appl. Ecol.* **7**: 472–482.
- Magura, T., Lövei, G. L. and Tóthmérész, B. (2008a): Time-consistent rearrangement of carabid beetle assemblages by an urbanisation gradient in Hungary. – *Acta Oecol.* **34**: 233–243.
- Magura, T., Hornung, E. & Tóthmérész, B. (2008b): Abundance patterns of terrestrial isopods along an urbanization gradient. – *Community Ecol.* **9**: 115–120.
- Magura, T., Tóthmérész, B., Hornung, E. & Horváth, R. (2008c): Urbanisation and ground-dwelling invertebrates. – In: *Urbanization: 21st Century Issues and Challenges*. Ed.: Wagner, L.N. pp. 213–225.
- Niemelä J., Kotze J., Ashworth A., Brandmayr P., Desender K., New T., Penev L., Samways M. & Spence J. (2000): The search for common anthropogenic impacts on biodiversity: a global network. – *J. Insect Conserv.* **4**: 3–9.
- Riedel, P., Navrátil, M., Tuf, I.H., Tufová, J. (2009): Terrestrial isopods (Isopoda: Oniscidea) and millipedes (Diplopoda) of the City of Olomouc. – In: *Contributions to Soil Zoology in Central Europe III*. Eds.: Tajovský, K., Schlaghamerský, J. & Pižl, V., pp. 125–132.
- Schubart, O. (1934): Tausendfüßler oder Myriapoda – I. Diplopoda. – In: Dahl, F., Dahl, M. & Bischoff, H. (szerk.): *Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile*. 28., Fischer Verlag, Jena, 318 pp.
- Sierwald, P. & Bond, J. E. (2007): Current status of the myriapod class Diplopoda (millipedes): Taxonomic diversity and phylogeny. – *Ann. Rev. Entomol.* **52**: 401–420.
- Smith, A-M. & van Aarde, R. J. (2001): The influence of millipedes on selected soil elements; a microcosm study on three millipede species of coastal sand dunes. – *Functional Ecol.* **15**: 51–59.
- Tabacaru, I. & Negrea, S. (1961): Beiträge zur Revision der Gattung Polydesmus in der Fauna Rumäniens nebst Betrachtungen über die Polydesmidfauna der Nachbarländer. – *Acta Mus. Macedonici Sci. Nat.* **8**: 1–27.
- Török, P. & Tóthmérész, B. (2004): A debreceni Nagyerdő növényzeti arculatának vizsgálata. – *Természetvédelmi Közlem.* **11**: 107–116.
- Van der Drift, J. (1951): Analysis of the animal community of a beech forest floor. – *Tijdschrift voor Entomologie* **94**: 1–168.

Effect of urbanisation on millipedes (Diplopoda) – Faunistical results

Dávid Bogyó¹ and Zoltán Korsós²

¹*University of Debrecen, Department of Ecology H-4010 Debrecen, P.O.Box 71.*

²*Hungarian Natural History Museum, Budapest 1088, Baross utca 13.*

Abstract: The ecology of millipedes is poorly studied, and the fauna of some Hungarian areas is also underinvestigated. We studied the effect of urbanisation on millipedes (Diplopoda) along an urban–suburban–rural gradient, using pitfall traps according to the GLOBENET protocol in Debrecen (Eastern Hungary). Specimens were collected through in 3 years (2001, 2002, 2004). Altogether, we found 15 species: 14 in the urban site, 11 in the suburban site and 8 in the rural site. The number of xerothermic, synanthropic and natural forest species decreased from the urban towards the rural site.

Keywords: GLOBENET, edaphic fauna, synanthropic species, xerothermic species, forest species

A kerti poszáta (*Sylvia borin*) vonulási fenológiájának változása Ócsán 1984–2007 között

Kovács Szilvia¹, Csörgő Tibor², Harnos Andrea^{1,3},
Nagy Krisztina³ és Reiczigel Jenő^{1,3}

¹SZIE ÁOTK; Biomatematikai és Számítástechnikai Tanszék
1078, Budapest, István utca 2., E-mail: kovacs.szilvia@aotk.szie.hu

²ELTE; Anatómiai, Sejt-és Fejlődésbiológiai Tanszék
1117, Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.

³MTA-BCE; „Alkalmazkodás a klímaváltozáshoz” kutatócsoport
1118, Budapest, Villányi út 29-43.

Összefoglaló: Az utóbbi időben sok madárfaj vonulásának időzítése megváltozott, feltehetően klimatikus tényezők hatására. Vizsgálatunkban az Ócsai Madárvártán függönyhálóval, standard módszerekkel befogott 6760 kerti poszáta egyed 24 év során gyűjtött adatait használtuk. A korcsoportokat külön kezeltük. Eredményeink alapján a kerti poszáta tavaszi vonulása átlagosan 6,5 nappal korábbra tolódott. A jelenség hátterében a szaporodásra való optimalizáció állhat, mivel a korábban érkezők a jobb territóriumok miatt nagyobb sikerrel vesznek részt a szaporodásban. Az őszi vonuláskor az egyedek a túlélésre optimalizálnak. Az öreg madarak gyorsabban összegyűjtik a megfelelő mennyiségű zsírt a vonuláshoz, és korábban elvonulnak, mint a fiatalok. Az öreg madarak őszi vonulásának időzítése a 24 év során nem változott. A fiatal madarak vonulása átlagosan 13 nappal későbbre tolódott. A tavasszal átvonuló öreg madarak átlagosan hosszabb szárnyhosszúak, mint az ősziek. A különbséget nem okozhatja a tollak kopása, ezért valószínű, hogy a két vonulási periódusban más összetételű a befogott állomány, azaz a faj hurokvonuló. Mind tavasszal, mind ősszel, mindkét korcsoportban a hosszabb szárnyú egyedek jelennek meg hamarabb a vizsgálati területen, ugyanis az északabbi populációk korábban vonulnak át, a faj „bakugrás” vonulása.

Kulcsszavak: kerti poszáta, hosszútávú vonulók, vonulási fenológia, hurokvonulás, „bakugrás” vonulás, klímaváltozás

Bevezetés

Az elmúlt évtizedekben számos, a Föld ökoszisztémáira hatást gyakorló, változást figyeltek meg az éghajlati tényezőkben (pl. Pamersan 2006, Root *et al.* 2003, Visser & Both 2005, Walther *et al.* 2002). Sok madárfaj vonulásának időzítése is megváltozott (pl. Crick & Sparks 2006, Lehikoinen *et al.* 2004, Root *et al.* 2003, Rubolini *et al.* 2007, Sanz 2002), aminek háttérében feltehetően klimatikus változások állnak (Visser & Both 2005). A változások rövid és középtávú vonulók esetében nagyobb, hosszútávú vonulók esetében, az erős genetikai kontroll miatt, kisebb mértékűek. A hosszútávú vonulók nem tudnak elég gyorsan alkalmazkodni a változásokhoz. Ha tavasszal a vegetációs periódus korábban kezdődik, mint amennyivel korábbra tudják időzíteni a vonulásukat, akkor lekéschetik a sikeres költéshez szükséges táplálék-gradációt, ami a populáció szaporodási sikere szempontjából veszélyes lehet (Both & Visser 2001).

A kerti poszáta (*Sylvia borin*) Nyugat-Palearktikus elterjedésű, a rokon fajok közül a legészakabbi előfordulású. Az utóbbi évtizedekben elterjedési területe észak felé nőtt. Minden populációja hosszútávú vonuló, a Szaharától délre változatos élőhelyeken telel (Cramp & Brook 1992).

A Kárpát-medencén átvonuló észak-európai költőállomány ősszel déli irányba kezdi meg a vonulást, a vonulás legintenzívebb szakasza a Kelet-Baltikumban és Lengyelország területén is augusztus utolsó dekádja (Nowakowski 1999, Payevski 1999). Ezek az északi madarak az Appennini-félszigeten keresztül vonulva (Zink 1973, 1985) október második dekádjában jelennek meg a mediterrán térségben (Fransson 1995, Grattarola *et al.* 1999), majd a Szaharát átrepülve decemberre érik el Nigéria területét (Ottosson *et al.* 2005).

A kerti poszáta széles frontú vonuló (Berthold 1993). Vonulási útján több nagy földrajzi barriert (Földközi-tenger, Szahara, Száhel-övezet nagy része) kell átrepülnie egyhuzamban, ehhez jól kell időzítenie a vonulást. A faj különböző populációinak vonulási iránya genetikailag meghatározott (Gwinner & Wiltschko 1980). A leggyorsabban vonuló énekesmadarak egyike (Fransson 1995). A visszafogási adatokból úgy tűnik, hogy a legészakabbi területeken fészkelő madarak telelnek Afrika legdélebbi részein, tehát a faj „bakugrás” vonulási stratégiájú (Berthold 1988).

Az eddigi ócsai vizsgálatok alapján Magyarországra az első madarak április végén érkeznek, a vonulás csúcsa május közepén van. Az eredmények szerint már az áprilisban érkező első példányok is foglalhatnak territóriumot, ugyanakkor még május második felében is lehetnek átvonulók

(Csörgő & Karcza 1998). A költőállomány egyedei már július végén, a diszperziós időszak alatt elhagyhatják a területet. Az őszi vonulás augusztus első dekádjában kezdődik. A legintenzívebb vonulási periódus szeptember első fele (Csörgő & Karcza 1998).

Az északi és a nyugati állományokban a tavaszi vonulás időzítése korábbra tolódott (Hüppopp & Hüppopp 2003, Jonzén *et al.* 2006, Sparks *et al.* 2007), az őszi vonulás átlagos ideje nem változott, de az utolsó madarak egyre korábban érkeznek (Tøttrup *et al.* 2006).

Vizsgálatunk célja a kerti poszáta 1984–2007. közötti ócsai gyűrűzési adatainak elemzésével a faj vonulási stratégiájának meghatározása és a vonulás időbeli mintázatában bekövetkezett változásainak kimutatása és értelmezése.

Módszerek

Vizsgálatunkat 1984 és 2007 között a Duna-Ipoly Nemzeti Park Ócsai Tájvédelmi Körzetének Öregturján elnevezésű részén (É.sz. 47° 15'– K.h. 19° 15') végeztük. Az Ócsai Madárvártán standard módszerekkel gyűjtött 6760 példányának adatait használtuk fel. 1092 madarat fogtunk vissza, összesen 1608 esetben. A madarakat mind a tavaszi, mind az őszi vonulási időszakban standard körülmények között fogtuk be. Ehhez évente ugyanazon a helyen felállított 75 db japán típusú függönyhálót használtunk. A befogott madarakat egyedileg jelöltük, és számos biometria adatukat feljegyeztük az Actio Hungarica protokolljának megfelelően. A két korcsoportot (fiatal: első éves, öreg: második naptári évében levő vagy annál öregebb) a toll kopottsága alapján határoztuk meg (Svensson 1992), és az elemzések során külön kezeltük.

A kerti poszáta kis számban költ a területen, ezért a folyamatos fogási események miatt, a tavaszi vonulás végének és az őszi vonulás kezdetének meghatározása nehéz. Az őszi vonulás esetén problémát okoz az is, hogy a költés utáni diszperziós mozgás miatt megjelenik egy, a területen kóborló madarak miatti fogási hullám is. Ezért a tavaszi vonulás végét és az őszi vonulás kezdetét az egyes években úgy határoztuk meg, hogy kernel simítással (Bowman & Azzalini 1997) egy-egy görbét illesztettünk a két vonulási periódus fogási hullámaira, és a simított görbe becsült minimumpontjait tekintettük a tavaszi vonulás végének, illetve az őszi vonulás kezdetének. A populáció adott hányadának (10, 25, 50, 75, 90%-os) vonulás időzítésében bekövetkezett változásait lineáris kvantilis regresszióval jellemeztük (Cade & Noon 2003). Ezzel a módszerrel részletesebb mintázatot kapunk a vonulás fenológiájáról.

1. táblázat. Az 1984-2007 között fogott tavaszi és az őszi fiatal és öreg madarak érkezésének: 10, 25, 50, 75 és 90 százalékos kvantilis regressziójának eredményei (m: meredekség, d: eltolódás napokban, p: p-érték, ns: nem szignifikáns)

| Kvantilisek | Tavaszi öreg madarak | | | Őszi öreg madarak | | | Őszi fiatal madarak | | |
|-------------|----------------------|------|--------|-------------------|----|--------|---------------------|----|--------|
| | m | d | p | m | d | p | m | d | p |
| 10% | -0,35 | -8 | 0,003 | 0,33 | 8 | <0,001 | 0,66 | 16 | <0,001 |
| 25% | -0,33 | -8 | <0,001 | 0,14 | 3 | ns | 0,38 | 9 | <0,001 |
| 50% | -0,27 | -6,5 | 0,02 | -0,05 | -1 | ns | 0,55 | 13 | <0,001 |
| 75% | -0,31 | -7,5 | ns | 0,00 | 0 | ns | 0,66 | 16 | <0,001 |
| 90% | 0,06 | -1,5 | ns | 0,07 | 2 | ns | 0,4 | 10 | <0,001 |

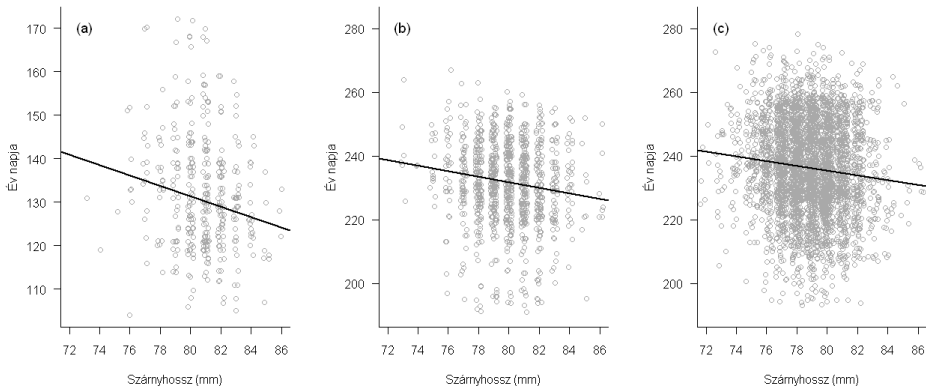
Lineáris 50%-os kvantilis regresszióval jellemeztük egy vonulási perióduson belül a madarak szárnyhossz-változását. Az ivarok közötti szárnyhossz-különbséget t-próbával vizsgáltuk. A tavaszi és őszi vonulás során befogott madarak szárnyhossz eloszlásait QQ-ábrával hasonlítottuk össze (Reiczigel et.al. 2007). Itt a torzítás elkerülésére csak a nem kopott szárnyú madarakat vettük figyelembe. Az eredményeknél a szárnyhossz-átlagok után a standard hibát tüntettük fel. Az elemzéseket az R 2.8 programmal végeztük el (R Development Core Team, 2007).

Eredmények

A vonulás időzítésének változása

A vizsgálati periódus 24 éve alatt a tavaszi vonulás korábbra tolódott. A madarak első 10 és 25%-nak érkezése erőteljesen változott. A madarak 50%-nál ez átlagosan 6,5 napos eltolódást jelent: 1984-ben május 14, 2007-ben május 7 a becslült érték (1. táblázat). A tavaszi vonulás második felében, a 75, 90, 95%-os kvantiliseknél, nincs szignifikáns változás, de a korábbra tolódás trendszerűen itt is látható (1. táblázat).

Az őszi vonulás időzítése különbözik az öreg és fiatal madarak esetén. Az öreg madarak átlagosan korábban vonulnak, mint a fiatalok, és ez az egész vonulási időszakra jellemző. Az öreg madarak vonulás időzítése a vizsgált periódusban lényegesen nem változott, csak az első 10% érkezése tolódott későbbre (1. táblázat). Az 50%-os kvantilis becslült értéke a vizsgált időszakban végig szeptember 1. A fiatal madarak őszi vonulása minden vizsgált kvantilis esetén (10, 25, 50, 75, 90%-os kvantilisek) nagymérték-



1. ábra. Az érkezési idő és a szárnyhossz kapcsolata a tavaszi (a), illetve az őszi öreg (b) és fiatal (c) madarak esetén, valamint az 50%-os kvantilis regresszióval illesztett egyenesek (tavasz: n (mintaelemszám) = 380, őszi öreg: $n=1037$, őszi fiatal: $n=3596$).

ben későbbre tolódott, az 50% os kvantilisénel 13 nappal: 1984-ben augusztus 29., míg 2007-ben szeptember 10. a becsült érték (1. táblázat).

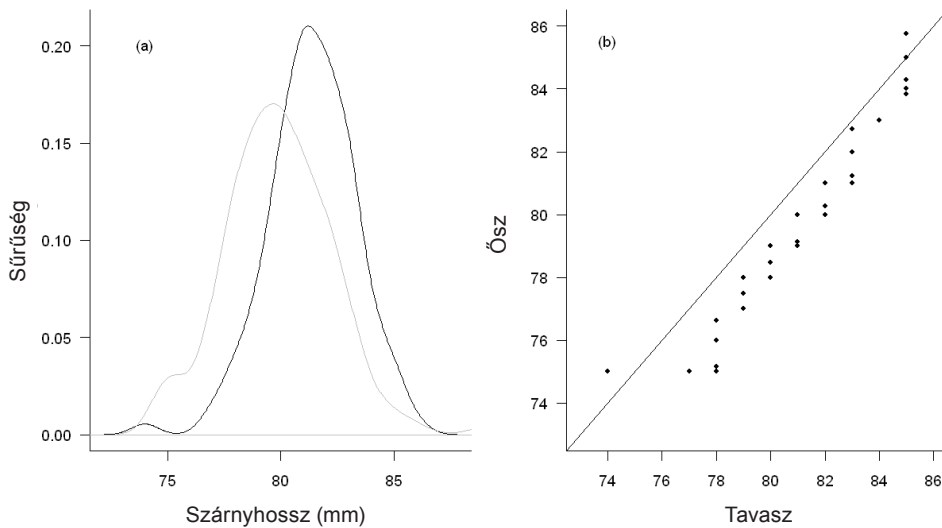
Vonulási mintázat

A szárnyhossz eloszlások alapján végzett elemzések eredménye szerint egy vonulási perióduson belül mind tavasszal (50%-os kvantilis regresszió: *meredekség* (m)=-1,2, $p=0,002$), mind ősszel a hosszabb szárnyú északi madarak korábban érkeznek a területre, mint a rövidebb szárnyú délebben költők. Ez a különbség ősszel a fiatal (50%-os kvantilis regresszió: $m=-0,75$, $p<0,001$) és az öreg (50%-os kvantilis regresszió: $m=-0,875$, $p=0,0003$) madaraknál is megfigyelhető (1. ábra). Az eltérést nem okozhatja az ivarány változása, mivel sem tavasszal (t -teszt: $t_{163}=-1,4$, $p=0,16$), sem ősszel (t -teszt: $t_{50}=-0,3$, $p=0,77$) nem találtunk különbséget a szárnyhosszban a tojók és a hímek között.

A tavasszal átvonuló öreg madarak átlagos szárnyhossza ($81,4\pm 0,18$ mm) nagyobb, mint az ősszel átvonulóké ($79,9\pm 0,19$ mm), azaz a két vonulási periódusban az átvonuló állomány populációs összetétele eltérő (t -teszt: $t_{268}=5,65$, $p<0,0001$) (2. ábra).

Értékelés

Az utóbbi évtizedekben számos hosszútávú vonuló faj tavaszi vonulása korábbra tolódott (pl. Both *et al.* 2004, Gordo & Sanz 2005). A leg-



2. ábra. A tavasszal és ősszel megfogott nullás szárnykopású öreg madarak szárnyhossz szerinti eloszlásának (a) simított hisztogramja (— Tavasz; — Ösz) és (b) QQ-ábrával való összehasonlítása

több tanulmány negatív kapcsolatot talált az érkezési idő és a tavaszi hőmérséklet között (pl. Gienapp *et al.* 2007, Lehtikoinen *et al.* 2004). A jelenség hátterében a szaporodásra való optimalizáció állhat. Tavasszal, legalábbis a hímeknek, érdemes a lehető legkorábban érkezni, mivel a korábban érkezők foglalhatják el a legjobb territóriumokat, így növelve szaporodási sikerüket (Dunn 2004, Forstmeier 2002, Kokko 1999, Newton 2006, Solonen 1979). Svédországban (Falsterbo, Ottenby) egy tanulmány a kerti poszáta vonulásának átlagosan 7 nappal korábbra tolódását mutatta ki 25 év alatt (Jonzén *et al.* 2006). Németországban (Helgoland) a főként skandináv átvonuló madarak érkezése 41 év alatt átlagosan 7,4 nappal korábbra tolódott (Hüppopp & Hüppopp 2003). Angliában (Sussex) az első madár 42 év alatt átlagosan 16,8 nappal érkezett korábban (Sparks *et al.* 2007), Litvániában (Vilnius) az első érkezés ideje 32 év alatt nem változott szignifikánsan (Zalakevicius *et al.* 2006). A nálunk tapasztalható átlagosan 6,5 napos eltolódást feltehetően a kedvezőbb kora tavaszi feltételek okozzák, az északon költő madarak korábban tudnak átvonulni a területen.

Az őszi vonuláskor az egyedek a túlélésre optimalizálnak. Ekkor a hosszútávú vonuló fajok különbözőképpen reagálhatnak az időjárási változásokra a vedlési stratégiától, a költségek számától és a táplálék összeté-

telüktől függően. A távozás előrehozatalára és a késleltetésére is található példa (Csörgő & Tóth in press, Gilyazov & Sparks 2002 in Lehikoinen *et al.* 2004, Miholcsa & Csörgő 2009). A kerti poszáta csak egyszer költ, és a rokon fajokkal, a barátposzáttal (*Sylvia atricapilla*) és a kis poszáttal (*Sylvia curruca*), ellentétben nincs postnuptialis vedlése. Mindkét korcsoport a telelőterületen vedlik (Svensson 1992), így a költés után rögtön öszszegyűjtheti a megfelelő zsírmennyiséget, és elkezdheti a vonulást. Ebben az időszakban a kerti poszáta az állati eredetű táplálékról növényi táplálékra, főképpen bodza bogyóra tér át (Csörgő & Karcza 1998). Ez általában korlátlanul rendelkezésre áll. A tapasztalt öregek madarak gyorsabban öszszegyűjtik a megfelelő mennyiségű zsírt. A fiatal madaraknak ez tovább tarthat, ezért kedvezőbb időjárási feltételek esetén tovább maradnak a területen. Ez okozhatja a különbséget a vonulás időzítésének változásában a két korcsoport között. Az öreg madaraknál nem figyelhető meg változás, a fiatalok viszont a vonulás teljes időszakát későbbre tolják. Az ugyaninnen származó, de csak az első évtizedből vett adatok alapján még nem volt kimutatható különbség a korcsoportok között (Csörgő & Karcza 1998), ami arra utal, hogy a fiatalok vonulás időzítésének változása az utóbbi másfél évtizedben kifejezettebb lett.

A fajra vonatkozóan más területekről nincsenek egyértelmű eredmények. Dániában (Christiansø) az őszi vonulás korábbra tolódott, de csak a populáció utolsó 5%-át tekintve (Tøttrup *et al.* 2006). Az utolsó madár befogásának időpontja Angliában (Oxfordshire) is egyre korábbi (Cotton 2003). A mi eredményeinkkel való összehasonlítást lehetetlenné teszi, hogy ezekben a tanulmányokban a korcsoportokat nem kezelték külön, így a közölt eredmények értelmezése, a korcsoportok eltérő vonulási időzítése miatt bizonytalan.

A vonuló madarak szárnyának hosszára és alakjára erős szelekciós nyomás hat, mivel hosszabb és hegyesebb szárnyal gyorsabban illetve energiatakarékosabban lehet repülni. Az északabbi, hosszabb vonulási utat megtevő madarakra ez a szelekció erősebben hat, ezért ezek szárnya átlagosan hosszabb, mint a délebbi populációk tagjaié. „Bakugrás” típusú vonulás esetén ez a különbség még nagyobb lehet. Ebben az esetben az északabbi madarak telelnek legdélebben, ami nagyon megnöveli az úthosszak különbségét (Berthold 1993, Gaston 1974, Norberg 1981 in Csörgő & Lövei 1986). Ilyenkor az északi populációk vonulása korábban kezdődik, ezért korán megjelennek a délebbi területeken. A stratégia egyaránt kialakulhat intraspecifikus kölcsönhatásból adódóan, az alfajok és populációk szintjén (Pienkowski *et al.* 1985).

A korábbi ócsai vizsgálatban nem volt kimutatható különbség az átvonuló madarak szárnyhosszában (Csörgő & Karcza 1998). Az újabb, 24 éves adatsorunkból kapott eredmények szerint mind tavasszal, mind ősszel, mindkét korcsoportban az átlagosan hosszabb szárnyú egyedek vonulnak át korábban a vizsgálati területen. Ez a „bakugrás” vonulással magyarázható. Ez a nyugatabbra költő populációknál is megfigyelhető (Berthold 1988).

Az öreg madarak tavaszi és őszi átlagos szárnyhosszának különbsége abból adódhat, hogy a két vonulási periódusban más összetételű a befogott állomány. Tavasszal több északi madár repülhet át a területen, mint ősszel. Ez összhangban van a tavaszi vonulás nagyobb sebességével. Ezt a madarak nem csak gyorsabb vonulással és/vagy repüléssel, hanem a vonulás irányának változtatásával is elérhetik. Tavasszal több északi madár kelhet át a Kárpátok alkotta barrieren, mint ősszel. Ez utóbbi esetben az északi madarak nagyobb része kerülheti ezt meg, mivel ilyenkor nem az időre, hanem a túlélésre optimalizálják vonulásukat. Ez a vonulási típus a hurokvonulás, ami meglehetősen elterjedt, sok más fajnál is előfordul (Berthold 1993), például Ócsán a szintén hosszútávú vonuló sisegő füzikénél (Kiss *et al.* 2009).

A klímaváltozás korunk egyik fő problémája. A vonuló madarak jó indikátorai a változásoknak. Természetvédelmi szempontból a hosszútávú vonuló fajok a legveszélyeztetettebbek, ezért fontos a vonulási fenológiák fajonkénti, korcsoportonkénti és területenkénti leírása, így a változások pontosabban detektálhatók és értelmezhetők. Például a korábbi tavaszi vegetációs időszak miatt a hosszútávú vonuló fajok, nemcsak a táplálék-gradáció csúcсарól késhetnek le (Both & Visser 2001), de a velük kompetícióban lévő rezidens, vagy rövidtávú vonuló fajok elfoglalhatják előlük a jobb élőhelyeket (Gilyazov & Sparks 2002), így csökkentve a költési sikerüket.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük az Ócsai Madárvárta Egyesület tagjainak munkáját!

Irodalomjegyzék

- Berthold, P. (1988): *The biology of the genus Sylvia* – a model and a challenge for Afro-European cooperation. – *Tauraco* **1**: 3–28.
- Berthold, P. (1993): *Bird Migration – A General Survey*. – Oxford University Press, Oxford, New York, Tokyo 62, 68 pp.

- Both, C., Artemyev, A. V., Blaauw, B., Cowie, R. J., Dekhuijzen, A. J., Eeva, T., Enemar, A., Gustafsson, L., Ivankina, E. V., Järvinen, A., Metcalfe, N. B., Nyholm, N. E. I., Potti, P., Ravussin, P.-A., Sanz, J. J., Silverin, B., Slater, F. M., Sokolov, L. V., Török, J., Winkel, W., Wright, J., Zang, H. & Visser, M. E. (2004): Large-scale geographical variation confirms that climate change causes birds to lay earlier. – *Proc. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* **271**: 1657–1662.
- 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.
- Bowman, A. W. & Azzalini, A. (1997): *Applied Smoothing Techniques for Data Analysis, The Kernel Approach with S-Plus Illustrations*. – Oxford University Press, New York, 206 pp.
- Cade, B. S. & Noon, B. R. (2003): A gentle introduction to to quantile regression for ecologists. – *Front Ecol. Env.* **1**: 412–420.
- Cotton, P. A. (2003): Avian migratory phenology and global climate change. – *PNAS* **100** (21): 12219–12222
- Cramp, P. & Brook, D. J. (1992): *The birds of western Palearctic vol. 6*. – Oxford University Press, Oxford.
- Crick, H. Q. P. & Sparks, T. H. (2006): Changes in the phenology of breeding and migration in relation to global climate change. – *Acta Zool. Sin.* **52**: 154–157.
- Csörgő, T. & Karcza, Zs. (1998): A kerti poszáta (*Sylvia borin*) vonulása. – *Orn. Hun.* **8**. Suppl.: 137–145.
- Csörgő, T. & Lövei, G. (1986): Egy fészkelő csilpcsalp-füzike (*Phylloscopus collybita*) populáció szárnyalakjának jellemzése. – *MME II. Tudományos Ülése*, Szeged. 155–159. pp.
- Csörgő, T. & Tóth, A. (in press.): A klímaváltozás hatása a madarak vonulásának időzítésére. – *Orn. Hun.*
- Dunn, P. O. (2004): Breeding dates and reproductive performance. – *Adv. Ecol. Res.* **35**: 69–87.
- Forstmeier, W. (2002): Benefits of early arrival at breeding grounds vary between males. – *J. Anim. Ecol.* **71**: 1–9.
- Fransson, T. (1995): Timing and speed of migration in North and West European populations of *Sylvia* warblers. – *J. of Avian Biol.* **26**: 39–48.
- Gaston, A. J. (1974): Adaptation in the genus *Phylloscopus*. – *Ibis* **116**: 432–450.
- Gienapp, R., Leimu, R. & Merilä, J. (2007): Responses to climate change in avian migration time – microevolution versus phenotypic plasticity. – *Clim. Res.* **35**: 25–35.

- Gilyazov, A. & Sparks, T. (2002): Change in the timing of migration of common birds at the Lapland Nature Reserve (Kola Peninsula, Russia) during 1931–1999. – *Avian Ecol. Behav.* **8**: 35–47.
- Gordo, O. & Sanz, J. J. (2005): Phenology and climate change: a long-term study in a Mediterranean locality. – *Oecol.* **146**: 484–495.
- Grattarola, A., Spina, F. & Pilastro, A. (1999): Spring migration of the Garden Warbler (*Sylvia borin*) across the Mediterranean Sea. – *J. Ornithol.* **140**: 419–430.
- Gwinner, E. & Wiltschko, W. (1980): Circannual changes in migratory orientation of the Garden Warbler, *Sylvia borin*. – *Behav. Ecol. Sociobiol.* **7**: 73–78.
- Hüppopp, O. & Hüppopp, K. (2003): North Atlantic Oscillation and timing of spring migration in birds. – *Proc. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* **270**: 233–240.
- Jonzén, N., Lindén, A., Ergon, T., Knudsen, E., Vik, J. O., Rubolini, D., Piacentini, D., Brinch, C., Spina F., Karlsson, L., Stervander, M., Andersson, A., Waldenström, J., Lehikoinen, A., Edvardsen, E., Solvang, R. & Stenseth, N. R. (2006): Rapid advance of spring arrival dates in long-distance migratory birds. – *Science* **312**: 1959–1961.
- Kiss, A., Csörgő, T., Harnos, A., Kovács, Sz. & Nagy, K. (2009): A sisegő füzike (*Phylloscopus sibilatrix*) vonulásának változása a klímaváltozás szempontjából. – *Klíma 21 füzetek.* **56**: 91–99.
- Kokko, H. (1999): Competition for early arrival in migratory birds. – *J. Anim. Ecol.* **68**: 940–950.
- Lehikoinen, E., Sparks, T. H. & Zalakevicius, M. (2004): Arrival and departure dates. – *Adv. Ecol. Res.* **35**: 1–31.
- Miholcsa, T. & Csörgő T. (2007): The effects of climate change on the autumn migration of Sedge Warbler and Reed Warbler. – *8th Behavioral Ecology Meeting*, Cluj Napoca.
- Miholcsa, T. & Csörgő, T. (2009) Change of the timing of autumn migration in Acrocephalus and Locustella genus. – *Acta Zool. Acad. Sci. Hun.* **55**: 175-185
- Newton, I. (2007): Weather-related mass-mortality events in migrants. – *Ibis* **149**: 453–467.
- Nowakowski, J. K. (1999): Terms of autumn migration of the genus *Sylvia* in Central Poland. – *Ring* **21 (2)**: 3–13.
- Ottosson, U., Waldenström, J., Hjort, C. & McGregor R. (2005): Garden Warbler *Sylvia borin* migration in sub-Saharan West Africa: phenology and body mass changes. – *Ibis* **147**: 750–757.

- Parmesan, C. (2006): Ecological and evolutionary responses to recent climate change. – *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **37**: 637–669.
- Pienkowski, M. W., Evans, P. R. & Townshend, D. J. (1985): Leap-frog and other migration patterns of waders: a critique of the Alerstam and Hogstedt hypothesis, and some alternatives. – *Orn. Scand.* **16**: 61–70.
- R Development Core Team (2007): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL www.R-project.org.
- Reiczigel, J., Harnos, A. & Solymosi, N. (2007): *Biostatisztika nem statisztikusoknak*. – Pars Kft., Nagykovácsi, pp 210.
- Root, T. L., Price, J. T., Hall, K.R., Schneider, S. H., Rosenzweig, C. & Pounds, J. A. (2003): Fingerprints of global warming on wild animals and plants. – *Nature* **421**: 57–60.
- Rubolini, D., Møller, A. P., Rainio, K. & Lehikoinen, E. (2007): Intraspecific consistency and geographic variability in temporal trends of spring migration phenology among European bird species. – *Clim. Res.* **35**: 135–146.
- Sanz, J. J. (2002): Climate Change and birds: have their ecological consequences already been detected in the Mediterranean region? – *Ardeola* **49**: 109–120.
- Solonen, T. (1979): Population dynamics of the Garden Warbler *Sylvia borin* in southern Finland. – *Orn. Fen.* **56**: 1–12.
- Sparks, T. H. & Tryjanowski, P. (2007): Patterns of spring arrival dates differ in two hirundines. – *Clim. Res.* **35**: 159–164.
- Svensson L. (1992): Identification guide to European Passerines 4th edn. *Stockholm*, Uggå, 212. pp.
- Tøttrup, A. P., Thorup, K. & Rahbek, C. (2006): Changes in timing of autumn migration in North European songbird populations. – *Ardea* **94**: 527–536.
- Visser, M. E., & Both, C. (2005): Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. – *Proc. R. Soc. Lond. B. Biol.* **272**: 2561–2569.
- Walther, G. R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., Fromentin, J-M., Hoegh-Guldberg O., & Bairlein, F. (2002): Ecological response to recent climate change. – *Nature* **416**: 389–395.
- Zalakevicius, M., Bartkeviciene, G., Raudonikis, L. & Januaitis, J. (2006): Spring arrival response to climate change in birds: a case study from eastern Europe. – *J. Ornithol.* **147**: 326–343.
- Zink, G. (1973-1985): *Der Zug europäischer Singvögel*, Vols. 1-4 Vogelzug-Verlag, Möggingen

Change in migration phenology of Garden Warbler (*Sylvia borin*) at the Ócsa Bird Ringing Station between 1984–2007

Szilvia Kovács¹, Tibor Csörgő², Andrea Harnos^{1,3}, Krisztina Nagy³ and Jenő Reiczigel^{1,3}

¹*SZIE ÁOTK; Department of Biomathematics and Informatics
H-1078, Budapest, István u. 2.*

²*ELTE; Department of Anatomy Cell-and Developmental Biology
H-1117, Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.*

³*MTA-BCE; Adaptation to Climate Change Research Group
H-1118, Budapest, Villányi út 29-43.*

Abstract: The timing of migration of many bird species have changed recently, presumably due to climatic factors. In our study we have used the data of 6760 garden warblers caught and ringed by standard methods at the Ócsa Bird Ringing Station. We analyzed age groups separately. Our results show that the timing of the spring migration of this species shifted 6.5 days earlier. A possible explanation to this phenomenon might be related to the optimization of reproduction, since earlier birds can occupy better territories. On the other hand, birds optimize their autumn migration to survival. Adult garden warblers gain weight faster, and hence migrate earlier than juveniles. The timing of autumn migration of adults has not changed in the past 24 years, while juveniles have shifted their timing 13 days later. Adult birds migrating through the study area in spring have longer wings on average than those in autumn. The difference cannot be explained by feather wear, therefore it is presumed that the migrating populations are different in spring and autumn, suggesting that the species is a loop migrant. Both in spring and in autumn, in both age groups, longer winged individuals migrate earlier through the study area. This phenomenon can be explained by that populations from further north migrate first through the study area indicating a leap-frog migration strategy of the species.

Keywords: garden warbler, long-distance migrant, migration phenology, climate change, loop migration, leap-frog migration

A cserregő és az énekes nádiposzáta (*Acrocephalus scirpaceus*, *A. palustris*) vonulásának fenológiai változásai

Nagy Krisztina¹, Csörgő Tibor², Harnos Andrea^{1,3}
és Kovács Szilvia³

¹MTA–BCE; „Alkalmazkodás a klímaváltozáshoz” Kutatócsoport
1118, Budapest, Villányi út 29-43., E-mail: kris.nagy@gmail.com

²ELTE; Anatómiai, Sejt- és Fejlődésbiológiai Tanszék
1117, Budapest, Pázmány Péter sétány I/C.

³SZIE ÁOTK; Biomatematikai és Számítástechnikai Tanszék
1078, Budapest, István utca 2.

Összefoglaló: A klímaváltozás a különböző madárfajokra eltérően hat. Ez nem meglepő a nagyon eltérő elterjedési területű, különböző élőhelyű, más-más vonulási stratégiájú fajok esetén, de a hatások még közelrokon, sok szempont alapján alig eltérő, sibling fajok esetén is különbözhetnek.

A vizsgált 24 éves periódus alatt a cserregő nádiposzáta tavaszi vonulási hullám mediánja 7,5 nappal előbbre, ellenben az énekes nádiposzáaté 8 nappal későbbre tolódott. Az őszi vonulási időszakban a medián az öreg cserregő nádiposzáatáknál 8,5 nappal, a fiataloknál 6 nappal, az énekes nádiposzáta fiataloknál, pedig 9 nappal tolódott későbbre. Az öreg énekes nádiposzáták őszi vonulási hullám mediánja nem változott szignifikánsan.

A klimatikus változások hatása tavasszal ellentétes irányú a két faj esetén. E mögött valószínűleg a vonulási stratégia és a fészkelési élőhely különbözőségének együttes hatása állhat. A cserregő nádiposzáta esetén egyre több párnak lehet sikeres másodköltése, ennek ellenére a fiatalok aránya nem növekedett az évek során.

Kulcsszavak: cserregő nádiposzáta, énekes nádiposzáta, vonulás időzítés, klímaváltozás, kvantilis regresszió

Bevezetés

Az utóbbi évtizedekben számos madárfaj esetén kimutatható a vonulás időzítésének eltolódása (Crick & Sparks 2006, Gordo 2007, Lehikoinen *et al.* 2004, Rubolini *et al.* 2007). Ennek hátterében valószínűleg a jelenkori

klímaváltozás áll (Lehikoinen *et al.* 2004). Az eltolódás mértéke és iránya különbözhet annak függvényében, hogy a fajnak milyen a vonulási stratégiája, mekkora a vonulási távolsága, ezt az utat mekkora lépésekkel haladva teszi meg, milyen a vedlési stratégiája stb. (Cotton 2003, Gordo 2007, Tøttrup *et al.* 2006, Zalakevicius *et al.* 2006). Mivel a hosszútávú vonuló fajok vonulási viselkedése erősebb genetikai kontroll alatt áll, mint a rövid-, vagy középtávúaké, így a klímaváltozás következtében történő változásokra lassabban reagálnak, ezért a klímaváltozás negatív faj- és populáció szintű hatásai tekintetében veszélyeztetettebbek (Berthold 2002).

A vizsgálatunkban szereplő, egymással hibridizációra is képes, közelrokon fajok hosszútávú vonulók. Európai elterjedési területük jelentősen átfed, azonban az élőhelyük, telelőterületük, valamint vonulási és szaporodási stratégiájuk eltérő (Cramp & Brooks 1992, Kelly *et al.* 2001, Lemaire 1977).

A cserregő nádiposzáta Európa északi és nyugati részén fészkelő populációi délnyugati irányba vonulnak az Ibériai-félszigeten át Afrikába, és a Szenegáltól Nigériáig elterülő területen telelnek. Európa keleti részéről a Közel-Keleten át jutnak Kelet-Afrikába (Chernetsov 1998, Dowsett-Lemaire & Dowsett 1987, Fransson & Stolt 2004). A két különböző útvonalat használó madarak fészkelési területe között nem éles a határ, a Morva- és a Kárpát-medence területén az átfedő zónába esik. Az északi területeken költő madarak sem a tavaszi, sem az őszi vonulás alatt nem kelnek át a Kárpát-medencén. A visszafogások eloszlása alapján a faj kárpát-medencei populációja izolátumnak tekinthető. Az itt fészkelő populációhoz tartozó madarak mindkét vonulási utat használhatják (Csörgő & Ujhelyi 1991). A vonulás megkezdése előtt a cserregő nádiposzáta általában nem halmoz fel nagy tartalék zsírmennyiséget, mivel kis lépésekben, a nagy mediterrán földhidakon keresztül vonul (Bolshakov *et al.* 2003, Schaub & Jenni 2001). Tartalék zsírt csak a földrajzi barriereket előtt gyűjt (Balanca & Schaub 2005, Chernetsov 1998, Csörgő *et al.* 2000).

Az énekes nádiposzáta tölcsérvonuló, elterjedési területének minden részéről Afrika délkeleti részére vonul. Afrika keleti részén a vonulási útvonal nagyon összeszűkül, és keskeny sávban vezet a Zambiától, Malawitól egészen a Dél-Afrikáig húzódó telelő területre (Dowsett-Lemaire & Dowsett 1987). A cserregő nádiposzátától eltérően az énekes nádiposzáta nagy lépésekben vonul, ezért nagy zsírtartalékkal indul útnak (Dowsett-Lemaire & Dowsett 1987, Thorup & Rabol 2001). Az Európa észak-nyugati területén fészkelő énekes nádiposzáták, a cserregő nádiposzátákkal ellentétben, átvonulnak a Kárpát-medence területén (Csörgő & Ujhelyi 1991).

A cserregő és az énekes nádiposzáta fészkelési habitat preferenciája különböző. Az előbbi faj jellemző élőhelye a zárt, homogén nádas zonáció, az

utóbbié a nádasok külső, kétszikű növényekben gazdag szegélyvegetációja. A zárt nádas tavasszal korábban alkalmas a fészkelésre, mint a külső zonáció, mivel ez utóbbit többnyire kétszikű, lágyszárú növények (pl. nagy csalán, sédkender, aranyvessző) alkotják, és ezek hajtásai csak később érik el azt a magasságot és sűrűséget, ami szükséges a fészkek megtartásához és elrejtéséhez (Csörgő 1995). A cserregő nádiposzáta előbb érkezik a költőterületre, mint az énekes nádiposzáta, a költési időszaka hosszabb, gyakran van sikeres pót- és másodköltése. Az énekes nádiposzáta csak egyszer költ (Cramp & Brooks 1992, Schulze-Hagen *et al.* 1996).

Vizsgálatunkban a két faj tavaszi és őszi vonulás időzítésében bekövetkezett változásokat, valamint a fogásszámok trendjeit és a korcsoportok arányainak változását tanulmányoztuk.

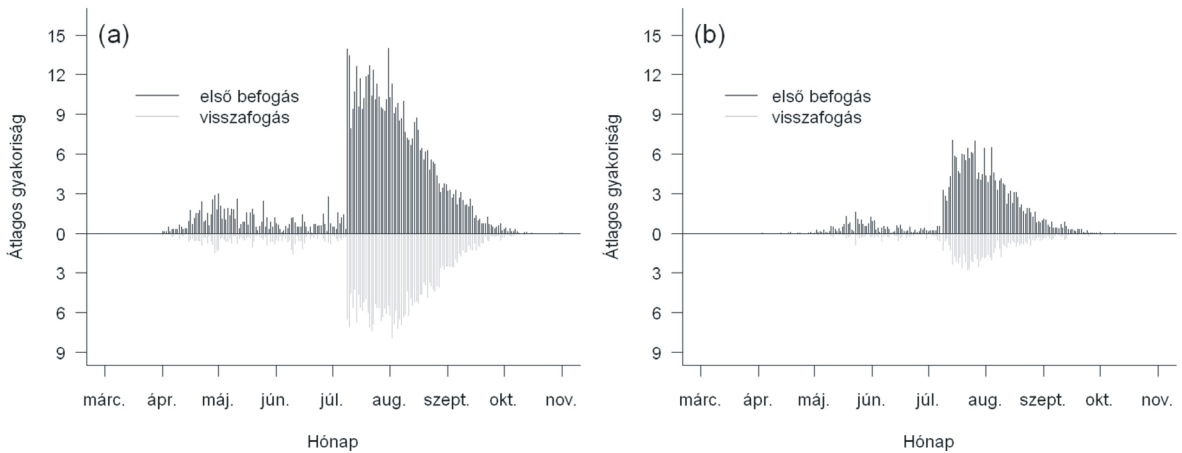
Módszerek

Az adatokat a Duna-Ipoly Nemzeti Parkhoz tartozó Ócsai Tájvédelmi Körzet Öregturján nevű részen található Ócsai Madárvártán gyűjtöttük (É.sz. 47° 15'– K.h. 19° 15') 1984 – 2007. között. A madarakat függönyhálóval fogtuk be. A mintavétel az Actio Hungarica szabályai szerint standard módszerekkel történt. Csak a standard módon, 24 éve ugyanazon a helyen álló hálók adatait elemeztük. A madarakat egyedileg számozott jelölőgyűrűvel láttuk el, és számos biometriai adatukat is felvettük (Szentendrey *et al.* 1979). A vizsgálati periódusban 14615 cserregő nádiposzátát és 5773 énekes nádiposzátát fogtunk.

Az elsőrendű evezők tollkopása és a nyelvfolt alapján két korcsoportot különítettünk el (Svensson 1992): a befogás naptári évében kirepülteket (fiatalok) és az ennél idősebb madarakat (öregesek). Ez utóbbiakat már nem lehet további korcsoportokra osztani, mivel az első vedlés után nincs korhatározásra alkalmas bélyeg, és a nyelvfoltok is eltűnnek. A korcsoportokat az elemzések során külön kezeltük.

Az őszi vonulás kezdetét július 10-től, a nyári gyűrűzőtábor kezdetétől számítottuk. Egyrészt az intenzívebb fogású nyári gyűrűzőtáborok kezdetével, másrészt a fiatal egyedek kirepülésével hozható összefüggésbe a július elején hirtelen megnövekedett fogásszám (1. ábra).

A madarak vonulás időzítését az első megfogás idejével becsültük. A vonulás időzítésében bekövetkezett változásokat lineáris kvantilis regresszióval vizsgáltuk (Cade & Noon 2003). A lineáris kvantilis regresszió segítségével nemcsak az átlagos változásról kapunk információt, mint



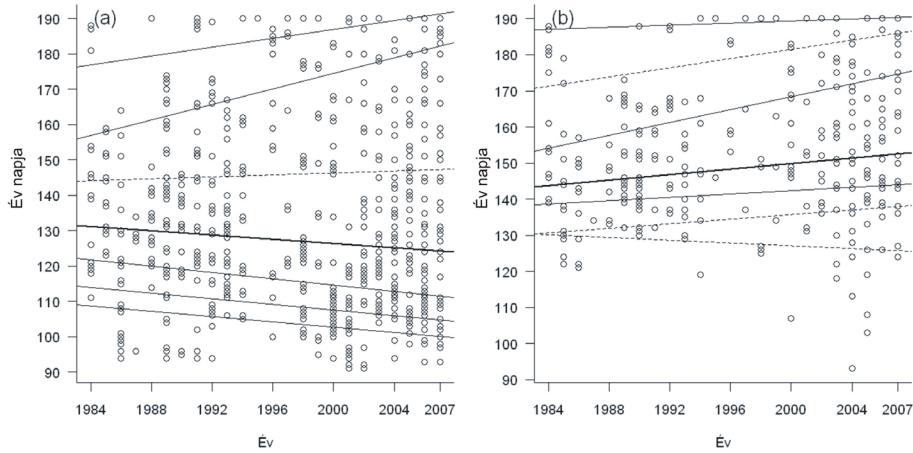
1. ábra. A cserregő nádiposzáta (a) és az énekes nádiposzáta (b) átlagos napi fogási és visszafogási gyakoriságai a vizsgált 24 év során.

a lineáris regresszió esetén, hanem a populáció bizonyos hányadának (5, 10, 25, 50, 75, 90, 95%-os) viselkedéséről is. Az irodalmi adatokkal való összehasonlíthatóság érdekében kiemelt fontossággal kezeltük az 50%-os kvantilishez tartozó eredményeket, melyet a 2. ábrán és az 1. táblázatban vastagon jelöltünk, és melyre a vonulási hullám mediánjaként hivatkozunk a szövegben. A statisztikai elemzésekhez az R 2.7.2 programot használtuk (R Development Core Team 2007).

Eredmények

A cserregő nádiposzáta április eleje és május eleje között érkeznek a területre. Az utolsó átvonuló öregek október közepén, illetve a fiatalok október végén hagyják el azt el. Az énekes nádiposzáta később, április vége és május vége között érkeznek, az öregek szeptember végéig, a fiatalok október közepéig maradnak. (1. ábra).

A 24 év alatt a vonulás időzítése mindkét faj esetén változott. A cserregő nádiposzáta tavaszi vonulási időszaka kiszélesedett, a vonulási idő mediánja 7,5 nappal, szignifikánsan előbbre tolódott (2a. ábra, 1. táblázat). Az énekes nádiposzáta tavaszi vonulási időszaka szintén szélesebb lett, mediánja viszont 8 nappal későbbre tolódott (2b. ábra, 1. táblázat). Az őszi vonulás mediánja az öreg cserregő nádiposzáta esetén 8,5 nappal, fiataloknál 6 nappal, az énekes nádiposzáta fiataloknál pedig 9 nappal tolódott szignifikánsan későbbre. Az öreg énekes nádiposzáta esetén nem változott (1. táblázat).



2. ábra. A cserregő nádiposztáták (a) és az énekes nádiposztáták (b) tavaszi vonulás időztésének változása a 24 év során. A pontok az egyedek adott évi első befogásának időpontját jelölik. A kvantilis regresszióval illesztett egyenesek a populáció adott (alulról felfelé haladva az 5, 10, 25, 50, 75, 90 és 95 százalékos) hányadának vonulás időztésében bekövetkezett változásait jelzik (szaggatott vonal: nem szignifikáns, folytonos vonal: szignifikáns változás, vastag vonal: 50%-os kvantilis).

1. táblázat. A tavaszi, az őszi fiatal és az őszi öreg cserregő és énekes nádiposztáták érkezésének 5, 10, 25, 50, 75, 90 és 95 százalékos kvantilis regressziójának eredményei (m: a regressziós egyenes meredeksége, ns: nem szignifikáns).

| | Öregek | | | | | | | | Fiatalok | | | |
|--------------|-----------------------|-------|---------------------|------|-----------------------|-------|---------------------|-------|-----------------------|-------|---------------------|-------|
| | Tavaszi vonulás | | | | Őszi vonulás | | | | Őszi vonulás | | | |
| | Cserregő nádiposztáta | | Énekes nádiposztáta | | Cserregő nádiposztáta | | Énekes nádiposztáta | | Cserregő nádiposztáta | | Énekes nádiposztáta | |
| Kvan-tilisek | p-érték | m | p-érték | m | p-érték | m | p-érték | m | p-érték | m | p-érték | m |
| 5% | <0,001 | -0,37 | n,s | n,s | 0,027 | -0,08 | <0,001 | -0,15 | <0,001 | -0,42 | <0,001 | -0,09 |
| 10% | <0,001 | -0,40 | n,s | n,s | 0,018 | -0,06 | <0,001 | -0,09 | <0,001 | -0,30 | n.s. | n.s. |
| 25% | <0,001 | -0,44 | 0,022 | 0,27 | <0,001 | 0,20 | n.s. | n.s. | <0,001 | -0,11 | <0,001 | 0,25 |
| 50% | <0,001 | -0,31 | <0,001 | 0,33 | <0,001 | 0,35 | n.s. | n.s. | <0,001 | 0,26 | <0,001 | 0,37 |
| 75% | n,s | n,s | <0,001 | 1,00 | <0,001 | 0,43 | 0,007 | 0,22 | <0,001 | 0,44 | <0,001 | 0,33 |
| 90% | <0,001 | 1,10 | n,s | n,s | <0,001 | 0,50 | n.s. | n.s. | <0,001 | 0,68 | <0,001 | 0,50 |
| 95% | <0,001 | 0,63 | 0,003 | 0,17 | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | <0,001 | 0,33 | <0,001 | 0,67 |

Az évenkénti fogásszám mindkét faj korcsoportjainál szignifikánsan nőtt az évek során (lináris regresszió, $p < 0,010$ minden esetben). Az öreg cserregő nádiposzáták évenkénti egyedszámának átlagos növekedése 9,34, a fiataloké 11,70; az öreg énekes nádiposzátáké 3,35, a fiataloké 8,14 volt. Legmeredekebb növekedést a fiatal cserregő nádiposzátáknál lehet megfigyelni. A fiatal és öreg madarak aránya azonban egyik fajnál sem mutat trendszerű változást (lináris regresszió, $p=0,092$ a cserregő nádiposzáta és $p=0,189$ az énekes nádiposzáta esetén).

Értékelés

A globális felmelegedés hatására az elmúlt évtizedekben számos madárfaj tavaszi érkezési ideje korábbra tolódott (Hüppopp & Hüppopp 2003, Jonzén *et al.* 2006, Zalakevicius *et al.* 2006). A legtöbb tanulmány negatív kapcsolatot talált az érkezési idő és a tavaszi hőmérséklet között (Gienapp *et al.* 2007, Lehikoinen *et al.* 2004). A költőterületre való korai érkezésének számos előnye van az egyedek számára. A tavasszal korábban érkezők a faj számára optimális helyen levő territóriumot foglalhatnak el, ezáltal növelhetik a szaporodásuk esélyét, jobb minőségű párhoz juthatnak, és utódaiknak magasabb lehet a túlélési aránya (Kokko 1999). Ezek a szempontok a hímek esetén fontosabbak. Ennek megfelelően az erősebb szexuális szelekciót mutató fajok hímjei nagyobb mértékben hozzák előre a tavaszi érkezés idejét (Harnos & Csörgő *in press*, Spottiswoode *et al.* 2006).

A cserregő nádiposzáta tavaszi érkezésének korábbra tolódása háttérben a szaporodásra való optimalizáció állhat. Az Európa nyugati és északi részén fészkelő, Nyugat-Afrikában telelő populációk tavaszi érkezésében is hasonló irányú változások játszódtak le az elmúlt évtizedekben. A tavaszi vonulás időzítésének mediánja Dél-Németországban átlagosan 7 nappal (Bergmann 1999), Dániában és Németország északi részén 3 nappal (Spottiswoode *et al.* 2006, Tøttrup *et al.* 2006), az első madár érkezése Angliában átlagosan 9,5 nappal tolódott korábbra (Cotton 2003). A Kárpát-medencében mindkét vonulási útvonalat és mindkét telelő területet használó madarak élnek. A korábbi érkezés olyan általános adaptív előnyökkel jár, hogy telelő területtől függetlenül nemcsak ugyanazon fajhoz tartozó populációk esetén, de a legkülönbözőbb fajok esetén is általánosan kimutatható (Tøttrup *et al.* 2006).

Ennek ellenére az énekes nádiposzátánál ellentétes irányú a változás. A mi eredményeinkhez hasonlóan Dániában és Németországban is későbbre

tolódott az énekes nádiposzáta tavaszi vonulás időzítésének mediánja 1, ill. 4 nappal (Spottiswoode *et al.* 2006, Tøttrup *et al.* 2006). A jelenség hátterében feltételezhetően az áll, hogy a telelőterületek szárazabbá válásával csökken az elérhető táplálék mennyisége, aminek következtében az énekes nádiposzáták egyre kisebb zsirtartalékkal tudnak útnak indulni, ezért lassabban tudnak a költőterület felé haladni (Gordo *et al.* 2005), így későbbre tolódik a vizsgálati területre érkezésük is.

Az őszi vonulás során az optimális migrációs stratégia fajonként nagyon különböző lehet. Az indulás időzítése függ a költések számától, a vedlési stratégiától és az őszi táplálék összetételétől is (Miholcsa & Csörgő 2007, Miholcsa *et al.* 2009). A tavaszi érkezés korábbra tolódásával korábban kezdődhet a költés, így a meghosszabbodott költési időszak több párnak adhat lehetőséget sikeres másod- vagy pótköltésre. Az öreg cserregő nádiposzáták őszi távozási ideje vélhetően a másodköltő párok arányának növekedése miatt tolódott későbbre (Møller 2002).

A fiatal madarak lassabban gyűjtik össze a megfelelő mennyiségű zsírt a tapasztalt öregekhez képest, kedvezőbb időjárási feltételek esetén viszont tovább maradhatnak a területen. Ez okozhatja a két korcsoport közötti különbséget az énekes nádiposzáta őszi vonulás időzítésének változásában. Cserregő nádiposzátánál ez a különbség az évenkénti több fészekalj miatt nem annyira kifejezett, valamint ennél a fajnál nincs olyan mértékű zsír felhalmozás, mint az énekes nádiposzátánál, tehát kevésbé érvényesül a korfüggő táplálkozási hatékonyságbeli különbség.

Az őszi vonulás időzítésének változásával kapcsolatban csak a cserregő nádiposzátáról ismert két, a nyugati vonulási utat használó populációt elemző, eredményeinkkel ellentétes irányú változást leíró publikáció. Ezek szerint a Brit-szigetek és Franciaország területén az őszi vonulás időzítése korábbra tolódott (Cotton 2003, Péron 2007). Ez is arra utal, hogy az őszi vonulás képe területenként, populációnként sokkal változatosabb, mint a tavaszi (Harnos & Csörgő *in press*, Kovács *et al.* 2009). A pontosabb összevetést sajnos lehetetlenné teszi, hogy ezekben a tanulmányokban a korcsoportokat nem kezelték külön. Ez azért jelent problémát, mivel a korcsoportok vonulása bizonyosan eltér egymástól, az évenkénti korcsoport arányok viszont különböznek, így az összevont adatokból származó eredmények nem összevethetők a korcsoportonkénti elemzésekkel.

A cserregő nádiposzáta esetén a potenciálisan megnövekedett számú másod és pótköltések következtében nőni kellene a fiatalok arányának. Mivel ez az arány egyik fajnál sem módosult, ezért vélhetően ellentétes irányú hatások is érvényesülnek. A költőterületre való korábbi érkezés nem feltét-

lenül jelenti a költési időszak megkezdését. Számos fajnál a hímek nagyobb mértékben hozták előre a tavaszi érkezés idejét, mint a tojók (Harnos & Csörgő in press). Cserregő nádiposzáta esetén az ivarokat a szaporodási időszakon kívül nehéz megkülönböztetni, de nem kizárt, hogy a korábban érkező egyedek főként hímek.

Németország déli részén az elmúlt évtizedekben szignifikánsan nőtt a fiatalok aránya. A fiatal egyedek száma azonban a májusi hőmérséklettel korrelált és nem az öregek korábbi tavaszi érkezésével (Bergmann 1999). A költési sikert nagymértékben befolyásolják a fészkelési időszak alatti időjárás szélsőségei. Egy nagyobb jégeső vagy több napig tartó hűvös, esős idő a fészkelés teljes pusztulásához is vezethet. Az éghajlati tényezők szélsőségei vélhetően erősebben befolyásolják a költési sikert, mint a rendelkezésre álló költési idő hossza (Bergmann 1999, Schulze-Hagen *et al.* 1996, Halupka *et al.* 2008).

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük az Ócsai Madárvárta Egyesület tagjainak a munkáját, és mindazoknak, akik az elmúlt 24 év során az adatgyűjtésben bármilyen formában részt vettek.

Irodalomjegyzék

- Balança, G. & Schaub, M. (2005): Post-breeding migration ecology of Reed *Acrocephalus scirpaceus*, Moustached *A. melanopogon* and Cetti's Warblers *Cettia cetti* at a Mediterranean stopover site. – *Ardea* **93**: 245–257.
- Bergmann, F. (1999): Long-term increase in numbers of early-fledged Reed Warblers (*Acrocephalus scirpaceus*) at Lake Constance (Southern Germany) – *J. Ornithol.* **140**: 81–86.
- Berthold, P. (2002): Bird migration: the present view of evolution, control, and further development as global warming progresses. – *Acta Zool. Sin.* **48**: 291–301.
- Bolshakov, C., Bulyuk, V. & Chernetsov, N. (2003): Spring nocturnal migration of Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus*: departure, landing and body condition. – *Ibis*, **145**: 106–112.
- Cade, B. S. & Noon, B. R. (2003): A gentle introduction to quantile regression for ecologists. – *Front Ecol. Env.* **1**: 412–420.

- Chernetsov N. (1998): Stopover length and weight change in juvenile Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus* in autumn in the Eastern Baltic. – *Avian Ecol. and Behav.* **1**: 68–75.
- Cotton, P. A. (2003): Avian migratory phenology and global climate change. – *PNAS*, **100**: 12219–12222.
- Cramp S. & Brooks D. J. (1992): *Handbook of the Birds of Europe and Middle East and North Africa, Vol. 6.* – Oxford University Press, Oxford
- Crick, H. Q. P. & Sparks, T. H. (2006): Changes in the phenology of breeding and migration in relation to global climate change. – *Acta Zool. Sin.* **52**: 154–157.
- Csörgő, T. (1995): A nádas zonációk és szegélyvegetációk énekesmadarai. – In: Vásárhelyi, T. (szerk.): *A nádasok állatvilága*, Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 138–144.
- Csörgő, T., Miklay, Gy. & Halmos, G. (2000): A Fekete-tenger partvidékének szerepe a nádiposztáták (*Acrocephalus* spp.) őszi vonulásában. – *Ornis Hung.* **10**: 141–147.
- Csörgő, T. & Ujhelyi, P. (1991). A nádiposztáta fajok (*Acrocephalus* spp.) eltérő vonulási stratégiája a külföldi visszafogások tükrében. – *MME III. Tudományos Ülése*, Szombathely: pp. 111–122.
- Dowsett-Lemaire F. & Dowsett R. J. (1987): European Reed and Marsh Warblers in Africa: migration patterns, moult and habitat. – *Ostrich* **58**: 65–85.
- Fransson, T. & Stolt, B. O. (2005): Migration routes of North European Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus*. – *Ornis Svecica* **15**: 153–160.
- Gienapp, R., Leimu, R. & Merilä, J. (2007): Responses to climate change in avian migration time – microevolution versus phenotypic plasticity. – *Clim. Res.* **35**: 25–35.
- Gordo, O., Brotons, L., Ferrer, X. & Comas, P. (2005): Do changes in climate patterns in wintering areas affect the timing of the spring arrival of trans-Saharan migrant birds? – *Glob. Change Biol.* **11**: 12–21.
- Gordo, O. (2007): Why are bird migration dates shifting? A review of weather and climate effects on avian migratory phenology. – *Clim. Res.* **35**: 37–58.
- Halupka, L., Dyrca, A. & Borowiec, M. (2008): Climate change affects breeding of reed warblers *Acrocephalus scirpaceus*. – *J. Avian. Biol.* **39**: 95–100.
- Harnos, A. & Csörgő, T. (in press): A csilpcsalpfüzike (*Phylloscopus collybita*) vonulásának változása az elmúlt 25 év során – *Ornis Hung.*
- Hüppopp, O. & Hüppopp, K. (2003): North Atlantic Oscillation and timing of spring migration in birds. – *Proc. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* **270**: 233–240.

- Jonzén, N., Lindén, A., Ergon, T., Knudsen, E., Vik, J. O., Rubolini, D., Piacentini, D., Brinch, C., Spinan, F., Karlsson, L., Stervander, M., Andersson, A., Waldenström, J., Lehikoinen, A., Edvardsen, E., Solvang, R. & Stenseth, N. R. (2006): Rapid advance of spring arrival dates in long-distance migratory birds. – *Science*, **312**: 1959–1961.
- Kelly, D., Cleere, N. & Pilcher, C. W. T. (2001): Notch factor- a technique for separating Marsh Warblers *Acrocephalus Palustris* from Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus* on spring migration. – *Ringing & Migration*, **20**: 289–291.
- Kokko, H. (1999): Competition for early arrival in migratory birds. – *J. Anim. Ecol.* **68**: 940–950.
- Kovács, Sz., Csörgő, T., Harnos, A., Nagy, K. & Reiczigel, J. (2009): A kerti poszáta (*Sylvia borin*) vonulási fenológiájának változása Ócsán 1984–2007 között. – *Termvéd. Közl.* **15**: 422–433.
- Lehikoinen, E., Sparks, T. H. & Zalakevicius, M. (2004): Arrival and departure dates. – *Adv. Ecol. Res.* **35**: 1–31.
- Lemaire, F. (1977): Mixed song, interspecific competition and hybridisation in the Reed and Marsh Warbler (*Acrocephalus scirpaceus*, *A. palustris*). – *Behaviour*, **3**: 215–240.
- Miholcsa, T. & Csörgő, T. (2007): The effects of climate change on the autumn migration of Sedge Warbler and Reed Warbler. – *8th Behavioral Ecology Meeting*, Cluj Napoca.
- Miholcsa, T., Tóth, A. & Csörgő, T. (2009): Change of the timing of autumn migration in *Acrocephalus* and *Locustella* genus. – *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.* **55**: 175–178.
- Møller, A. P. (2002): North Atlantic Oscillation (NAO) effects of climate on the relative importance of first and second clutches in a migratory passerine bird. – *J. Anim. Ecol.* **71**: 201–210.
- Péron, G., Henry, P-Y., Provost, P., Dehorter, O. & Julliard, R. (2007): Climate changes and post-nuptial migration strategy by two reedbed passerines. – *Clim. Res.* **35**: 147–157.
- R Development Core Team (2007): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, <http://www.r-project.org>.
- Rubolini, D., Møller, A. P., Rainio, K. & Lehikoinen, E. (2007): Intraspecific consistency and geographic variability in temporal trends of spring migration phenology among European bird species. – *Clim. Res.* **35**: 135–146.
- Schaub, M. & Jenni, L. (2001): Stopover durations of three warbler species along their autumn migration route. – *Oecologia*, **128**: 217–227.

- Schulze-Hagen, K., Leisler, B. & Winkler, H. (1996): Breeding success and reproductive strategies of two *Acrocephalus* warblers. – *J. Orn.* **137**: 181–192.
- Spottiswoode, C. N., Tøttrup, A. P. & Coppack, T. (2006): Sexual selection predicts advancement of avian spring migration in response to climate change. – *Proc. R. Soc. Lond. B.* **273**: 3023–3029.
- Szentendrey, G., Lövei, G., & Kállay, Gy. (1979): Az Actio Hungarica mádargyűrűző tábor mérési módszerei. – *Állattani Közlemények* **66**: 161–166.
- Svensson L. (1992): Identification guide to European Passerines *4th edn.* *Stockholm*, Uggå, pp. 212.
- Thorup, K & Rabøl, J. (2001): The orientation system and migration pattern of long-distance migrants: conflict between model predictions and observed patterns. – *J. Avian Biol.* **32**: 111–119.
- Tøttrup, A. P., Thorup, K. & Rahbek, C. (2006): Changes in timing of autumn migration in North European songbird populations. – *Ardea* **94**: 527–536.
- Zalakevicius, M., Bartkeviciene, G., Raudonikis, L. & Januaitis, J. (2006): Spring arrival response to climate change in birds: a case study from eastern Europe. – *J. Ornithol.* **147**: 326–343.

Changes in the migration phenology of Reed and Marsh Warbler (*Acrocephalus scirpaceus*, *A. palustris*)

Krisztina Nagy¹, Tibor Csörgő², Andrea Harnos^{1,3} and Szilvia Kovács³

¹*HAS-CUB; Adaptation to Climate Change Research Group
H-1118, Budapest, Villányi út 29-43.*

²*Eötvös Univerity; Department of Anatomy Cell- and Developmental Bilology
H-1117, Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.*

³*Szent István University, Faculty of Veterinarian Sciences; Department of
Biomathematics and Informatics
H-1078, Budapest, István u. 2.*

Abstract: The impact of climate change on different bird species may be different. It is not surprising at species having different breeding grounds, habitat preference or migration strategy, but there might be big differences between very similar, sibling species as well.

During the last 24 years the median time of spring migration shifted 7.5 days earlier in the case of Reed Warbler while it shifted 8 days later in the case of Marsh Warbler. The median of post-breeding migration time shifted 8.5 days and 6 days later in the case of adult and juvenile Reed Warblers, and 9 days later in the case of juvenile Marsh Warblers. Post-breeding migration time of adult Marsh Warblers has not changed significantly. Climate change affected the timing of spring migration of the two species adversely. This might be due to the combined effect of the differences in the migration phenologies and habitat preferences. The breeding season of Reed Warblers became longer therefore an increase in the number of second clutches might be expected. However, the ratio of juveniles has not changed.

Keywords: reed warbler, marsh warbler, migration phenology, climate change, quantile regression

Vízimadár közösség monitorozása a Nyirkai-Hany élőhely-rekonstrukció területén

Ferenczi Márta¹, Pellingner Attila² és Csörgő Tibor³

*NYME, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet
9400, Sopron, Ady Endre u. 5., E-mail: ferenczim@freemail.hu*

*²Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság
Természetmegőrzési és Ökológiai Osztály
9435, Sarród, Rév-Kócsagvár, Pf. 4.*

*³ELTE, Anatómiai, Sejt- és Fejlődésbiológiai Tanszék
1117, Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C*

Összefoglaló: A Fertő-Hanság Nemzeti Park területén található Nyirkai-Hany rekonstrukciójára 2001-ben került sor. Az árasztás során kialakított három kazettában – a meginduló szukcessziós folyamat eredményeképpen – egymástól eltérő, mozaikos vegetációjú élőhelyek alakultak ki. 2002-ben, 2006-ban és 2007-ben heti rendszerességgel bejártuk a területet, és felmértük a vízimadarak faj- és egyedszámát. Összehasonlítottuk a három kazetta fajközösségét az egyes években, és az egyes kazetták illetve a teljes terület fajösszetételének változását a három felmérési évben. Mindhárom terület esetében megállapítható, hogy az eltelt időszakban a madarak egyedszáma több mint duplájára emelkedett. Eközben egy-egy faj egyedszáma kiugróan megnövekedett, mint a danka sirályé (*Larus ridibundus*) és a tőkés récéé (*Anas platyrhynchos*), míg a legtöbbé erősen csökkent. Ennek megfelelően a diverzitás és az egyenletességi értékek lényegesen alacsonyabbak lettek. A rekonstrukción belül az egyes kazetták fajösszetétele kevés hasonlóságot mutatott. Az eltelt öt év során – a vártakkal ellentétben – a szukcesszió lelassult, sőt a vízi növényzet pusztulását, a nyílt vízfelület arányának növekedését figyeltük meg. Ennek okai lehetnek az állandóan magasán tartott vízszint és a jelentős mértékben elszaporodott növényevő halállomány. A rekonstrukció kialakítása lehetővé teszi mindhárom terület önálló kezelését, így a továbbiakban javasoljuk az egyes területek vízszintjének szabályozását és a halállomány időszakonkénti lehalaszását.

Kulcsszavak: Fertő-Hanság Nemzeti Park, élőhely-kezelés, mozaikos vegetáció, tőkés réce, diverzitás

Bevezetés

A természetvédelem kiemelkedően fontos napi feladata nagy biodiverzitású vizes élőhelyek létesítése, helyreállítása. Számos tanulmány rámutatott, hogy a rekonstrukciós területek kialakítása, több veszélyeztetett faj esetében is elengedhetetlen feladat, mint a védelmi tevékenység része (Gilbert *et al.* 2005, Kaminski 2006, Paillisson *et al.* 2006).

A gyors ütemben kiszáradó tavak komoly problémát jelentenek Délkelet-Spanyolországban. Számos vízimadár faj egyedszámának csökkenése csak a területek rehabilitációjával állítható meg (Paracuellos & Telleria 2006). Egy connecticuti mocsárrekonstrukción a vízimadarak biomasszája, abundanciája és a közösség diverzitása lényegesen nagyobb volt, mint a közeli, nem kezelt területeken (Brawley *et al.* 1998).

Hazai példa az 1982-ben megvalósult - a Hortobágyi Nemzeti Parkban lévő - Egyek-Pusztakócsi mocsarak rehabilitációja, aminek célja a Tisza szabályozása előtti állapotok helyreállítása volt. Az árasztott területen a mozaikosabb szerkezetű élőhelyek madárközösségei gyorsabban stabilizálódtak, mint a homogén részeken (Kovács 1992).

Az egyes élőhelyek különböző kezelési formákat igényelnek (Aradi & Góri 1997). A Hortobágyi Nemzeti Park területén legeltetéses gyephasználattal és időszakos árasztásokkal teremtik meg a leginkább természetes viszonyokat, ami lehetőséget ad a különböző növény- és állatfajok számára, hogy az adottságoknak megfelelő teljes fajszámban és társulási formában forduljanak elő (Ecsedi 1997).

A Fertő-Hanság Nemzeti Parkban 1989-ben kezdődtek meg a vizes élőhelyek rekonstrukciójára irányuló munkálatok. Szükségességüket a Fertő-tavat és az egész Hanságot érintő lecsapolások indokolták (Pellinger 2000). A Nyirkai-Hany élőhely-rekonstrukció tervezésénél és megvalósításánál az alapvető kérdések a terület növényzetének változására, a növénytelepítések sikerére, a makrozoobenton fauna alakulására és a fészkelő és átvonuló madárfajok állományviszonyainak változására vonatkoztak (Takács 2003).

A vízimadár közösség alakulását az árasztás után 2002-től folyamatosan vizsgáltuk. A 430 ha kiterjedésű vizes élőhely-rekonstrukció „pilot projekt”-nek tekinthető, mivel a hosszú távú elképzelések szerint az e területen nyert tapasztalatok alapján a Hanság más területei is rehabilitációra kerülnek (Pellinger *et al.* in press).

Módszerek

Nyirkai-Hany vizes élőhely-rekonstrukció

A Nyirkai-Hany (47°42'08.23"N, 17°11'17.51"E) Csorna határában a Bősárkányi-láptorok közelében, a Dél-Hanság medencéjének egyik legmélyebben fekvő pontján található. Három jelentős vízfolyás szeli át: a Hanság-főcsatorna, a Kis-metszés és a Rábca, utóbbi biztosítja a rekonstrukció vízpótlását. A 430 ha-os terület három különböző méretű – 85, 130, 215 ha – egymástól függetlenül kezelhető, töltésekkel körülvett „kazettából” áll. A 2001-ben megvalósuló rekonstrukció fő célja a vízmadarak számára fészkelő-, és táplálkozó-terület létrehozása volt. Az első évben megtörtént a Hanságban őshonos halfajok, puhatestűek és növények betelepítése. Az árasztást követő negyedik évben a vegetáció stabilizálódni látszódott és várható volt, hogy kezdetét veszi a mocsarakra jellemző szukcessziós folyamat (Pellinger *et al.* in press).

A Nyirkai-Hany – jelenleg a Hanság legnagyobb összefüggő vízfelülete – része a Natura 2000 hálózatnak és 2006. óta a Ramsari Egyezménynek (Pellinger 2007).

Madártani felmérés módszerei

A rekonstrukció teljes területén 2002-ben, 2006-ban és 2007-ben heti rendszerességgel végeztünk vízimadár-számlálást.

A változások monitorozásához a rekonstrukción előforduló sirályféléket (*Laridae*), csérféléket (*Sternidae*) és réceféléket (*Anatidae*), összesen 20 fészkelési és vonulási időszakban is vizes, mocsaras élőhelyekhez kötődő fajt választottunk ki (1. táblázat).

A vizsgálat során összehasonlítottuk a három kazetta fajközösségét egymással az egyes években, valamint az egyes kazetták, illetve a teljes terület fajszerkezetének változását a három különböző évben.

A Nyirkai-Hany élőhely-rekonstrukción zajló változások hatását a vízimadarakra Shannon-Wiener diverzitás index-szel (Zar 1996), faj-egyenletességi értékkel és Renkonen hasonlósági index-szel jellemeztük (Szentesi & Török 1997). A diverzitási értékek szignifikanciáját t-tesztel számoltuk, amit a diverzitások varianciájából vezetünk le (Hutcheson 1970, Magurran 1988).

1. táblázat. A vizsgált madárfajok egyedszámának alakulása a Nyirkai-Hany rekonstrukción 2002-ben, 2006-ban és 2007-ben.

| Madárfajok | 2002 | 2006 | 2007 |
|---|-------|-------|-------|
| Szerecsensirály (<i>Larus melanocephalus</i>) | 10 | 93 | 21 |
| Kis sirály (<i>Larus minutus</i>) | 180 | 19 | 7 |
| Viharsirály (<i>Larus canus</i>) | 1 | 73 | 20 |
| Sárgalábú sirály (<i>Larus cachinnans</i>) | 51 | 22 | 27 |
| Dankasirály (<i>Larus ridibundus</i>) | 6082 | 8419 | 9470 |
| Küszvágó csér (<i>Sterna hirundo</i>) | 293 | 276 | 242 |
| Kormos szerkő (<i>Chlidonias niger</i>) | 565 | 403 | 34 |
| Fattyúszerkő (<i>Chlidonias hybrida</i>) | 11 | 1 | 631 |
| Fehérszárnyú szerkő (<i>Chlidonias leucopterus</i>) | 0 | 4 | 0 |
| Fütyülő réce (<i>Anas penelope</i>) | 253 | 288 | 350 |
| Kendermagos réce (<i>Anas strepera</i>) | 691 | 701 | 905 |
| Csörgő réce (<i>Anas crecca</i>) | 745 | 361 | 2044 |
| Tökés réce (<i>Anas platyrhynchos</i>) | 11399 | 32001 | 45043 |
| Nyílfarkú réce (<i>Anas acuta</i>) | 15 | 128 | 30 |
| Böjti réce (<i>Anas querquedula</i>) | 1446 | 89 | 162 |
| Kanalas réce (<i>Anas clypeata</i>) | 536 | 107 | 91 |
| Üstökös réce (<i>Netta rufina</i>) | 526 | 230 | 164 |
| Barátréce (<i>Aythya ferina</i>) | 1466 | 917 | 1304 |
| Kontyos réce (<i>Aythya fuligula</i>) | 174 | 182 | 284 |
| Cigányréce (<i>Aythya nyroca</i>) | 375 | 330 | 343 |
| Σ | 24819 | 44644 | 61172 |

Eredmények

A felmért három területen a vizsgált 20 fajnak 2002-ben összesen 24819 egyedét figyeltük meg. A legkisebb faj- és egyedszám a 2. sz. területen volt. A vizsgált madárfajok közül a szerecsensirályt (*Larus melanocephalus*), a viharsirályt (*L. canus*), a fattyúszerkőt (*Chlidonias hybrida*) és a fehérszárnyú szerkőt (*Ch. leucopterus*) nem sikerült megfigyelni ezen a kazettán. A legnagyobb egyedszámot a 3. sz. legnagyobb kiterjedésű területen jegyeztük. Az 1. sz. kazettán 19 madárfajt figyeltünk meg összesen (1. és 2. táblázat).

2. táblázat. A vizsgált madárfajok egyedszámának alakulása a Nyirkai-Hany rekonstrukció három területén 2002-ben, 2006-ban és 2007-ben.

| Terület | 2002 | 2006 | 2007 |
|----------|-------|-------|-------|
| 1. | 9575 | 18180 | 17919 |
| 2. | 4199 | 6557 | 4412 |
| 3. | 11045 | 19907 | 38841 |
| Σ | 24819 | 44644 | 61172 |

A legkisebb egyedszámmal rendelkező 2. sz. területen kaptuk a legnagyobb diverzitás, és egyenletességi értéket, míg a legnagyobb egyedszámú 3. sz. esetében a legkisebb diverzitást és egyenletességet tapasztaltuk. Az 1. sz. legkisebb terület diverzitása és egyenletessége a 2. sz. és a 3. sz. értékei közé esett (3. táblázat).

3. táblázat. Egyedszám, diverzitás, egyenletesség értékek a Nyirkai-Hany rekonstrukció három területén 2002-ben, 2006-ban és 2007-ben.

| Terület | 2002 | | | 2006 | | | 2007 | | |
|----------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | N | H | E | N' | H' | E' | N'' | H'' | E'' |
| 1. | 9575 | 1,832 | 0,622 | 18180 | 1,056 | 0,359 | 17919 | 0,986 | 0,335 |
| 2. | 4199 | 1,945 | 0,701 | 6557 | 0,612 | 0,226 | 4412 | 1,149 | 0,435 |
| 3. | 11045 | 1,366 | 0,473 | 19907 | 0,864 | 0,288 | 38841 | 0,863 | 0,305 |
| Σ | 24819 | 1,747 | 0,593 | 44644 | 1,004 | 0,335 | 61172 | 0,984 | 0,334 |

N=egyedszám, H=diverzitás, E=egyenletesség

2006. során az összes megfigyelt egyedszám a duplájára növekedett. A legnagyobb egyedszám a 3. sz. területen, a legkisebb egyed- és fajszám, 2002-höz hasonlóan a 2. sz. területen volt. Az 1. sz. területen 19 faj figyeltünk meg a második legnagyobb egyedszámmal. Az példányszámok eloszlásának aránya 2002.-höz képest az egyes tavak között nem változott (1. és 2.táblázat).

2006-ban az egyes tavakra vonatkozó diverzitás és egyenletességi értékek szignifikáns különbséget mutattak a 2002-es eredményeikhez képest. A 2. sz. terület diverzitása és egyenletessége 1/3-ára ($t=59,026$, $p<0,001$), a legnagyobb egyedszámú 3. sz. területé pedig közel felére csökkent ($t=29,947$, $p<0,001$). Hasonló változást tapasztaltunk az 1. sz. területen is ($t=51,676$, $p<0,001$) (3.táblázat).

2007-ben összesen 19 madárfajnak 61172 egyedét figyeltük meg, ami két és félszerese az első évben számláltakhoz képest. A legnagyobb egyed-számot és 17 madárfajt a 3. sz. területen, míg a legkisebb faj- és egyed-számot a 2. sz. területen tapasztaltuk. A hiányzó fajok szerecsensirály (*L. melanocephalus*), kis sirály (*L. minutus*), viharsirály (*L. canus*), kormos szerkő (*Ch. niger*), fehérszárnyú szerkő (*Ch. leucopterus*) és nyíl farkú réce (*Anas acuta*) voltak. Az 1. sz. területen 19 fajt és 17919 egyedét jegyeztünk fel (1. és 2. táblázat).

2007-ben a 1. sz. és a 2. sz. terület diverzitás értékei mutattak szignifikáns különbséget a 2006-os évhez képest, ami az 1. sz. esetében a diverzitás és az egyenletesség csökkenését ($t=6,138, p<0,001$), míg a 2. sz.-nál a növekedését jelenti ($t=20,468, p<0,001$). A 3. sz. területnél az eltérés nem volt szignifikáns ($t=0,085, p<0,001$) (3. táblázat).

2002-ben (1.-2.: $t=5,722$, 1.-3.: $t=25,889$, 2.-3.: $t=28,806, p<0,001$), 2006-ban (1.-2.: $t=23,887$, 1.-3.: $t=14,212$, 2.-3.: $t=12,810, p<0,001$) és 2007-ben (1.-2.: $t=6,798$, 1.-3.: $t=12,383$, 2.-3.: $t=12,069, p<0,001$) adott vizsgálati éven belül mindhárom terület diverzitása szignifikánsan különbözött egymástól (3. táblázat).

A 2002-es évben a 2. sz., 2006-ban az 1. sz. és 2007-ben ismét a 2. sz. területen volt legnagyobb a diverzitás és az egyenletesség (3. táblázat).

A három részterület adatait együtt kezelve 2002 és 2006 között szignifikáns különbséget kaptunk ($t=72,962, p<0,001$), míg a 2006-os és 2007-es eredmények nem mutattak szignifikáns különbséget ($t=2,490, p<0,001$) (3. táblázat).

Az eltelt öt év során a madarak egyedszáma két és félszeresére növekedett, de a terület diverzitása és egyenletessége lecsökkent.

2002-ben az egyes területek között lényeges különbségeket tapasztaltunk fajösszetétel szempontjából. Szintén eltérő értékeket kaptunk 2006-

4. táblázat. A Nyirkai-Hany rekonstrukció egyes területeinek páronkénti hasonlósági értékei az egyes években és a vizsgálati évek között.

| Területek | 2002 | 2006 | 2007 | Területek | 2002- | 2006- |
|-----------|-------|-------|-------|-----------|-------|-------|
| | C | C' | C'' | | 2006 | 2007 |
| | C | C' | C'' | | C | C' |
| 1.-2. | 0,714 | 0,628 | 0,719 | 1.-1. | 0,760 | 0,909 |
| 1.-3. | 0,671 | 0,662 | 0,731 | 2.-2. | 0,438 | 0,830 |
| 2.-3. | 0,660 | 0,923 | 0,878 | 3.-3. | 0,785 | 0,937 |

C=Renkonen hasonlósági index

ban az 1. sz. területet összehasonlítva a 2. és a 3. sz.-val, míg a 2. és a 3. sz. terület hasonlósága növekedett az eltelt négy év során (4. táblázat).

2007-re a kazetták nagyobb hasonlóságot mutattak, mint az előző kettő vizsgálati évben, ez alól a 2. sz. és a 3. sz. összehasonlítása jelent kivételt, ebben az esetben némi csökkenést tapasztaltunk a 2006-os értékhez képest (4. táblázat).

A vizsgált tavak ugyan szomszédosak egymással és a kezelésükben sem volt eltérés, hasonlósági értékeik alapján mégis különböznek egymástól.

Az egyes területek saját hasonlósági értékei a három évben tükrözik a rekonstrukción öt év alatt végbemenő változásokat.

A 2002-es és 2006-os összehasonlítás alapján a legnagyobb változáson a 2. sz. terület ment át, de a többi estében is jelentős különbséget kaptunk. 2007-ben az egy évvel azelőtti állapotokhoz képest is érzékelhető kis mértékű változás a rekonstrukció egyes kazettáin (4. táblázat).

Az eltelt öt év során az egyes fajok mennyiségi viszonyai nagyon megváltoztak. Bizonyos madárfajok egyedszáma megsokszorozódott, másoké viszont lényegesen lecsökkent. Két általánosan is gyakori faj, a dankasirály (*L. ridibundus*) és a tőkés réce (*A. platyrhynchos*) már az első évben a megjelent madárfajok tömegét alkották. 2006-ra a dankasirályok egyedszáma az 1-es kazettán a duplájára emelkedett, ami az ott kialakított mesterséges sziget költőállományát jelenti. A madarak megjelentek a szomszédos tavakon is, fészkelési időszakban ide jártak át táplálkozni. Jelentős növekedést tapasztaltunk a tőkés récék esetében is. Az egyedszám az egész rekonstrukción 2006-ra háromszorosára, majd 2007-ben 4-szeresére emelkedett. Ezzel szemben mindhárom tavon a kanalas (*A. clypeata*) és az üstökös récénél (*Netta rufina*) csökkenést tapasztaltunk. A csörgő (*A. crecca*) és a böjti réce (*A. querquedula*) egyedszáma 2006-ra lényegesen alacsonyabb lett. A csörgő réce 2007-re számottevő növekedést mutatott, míg a böjti réce esetében a drasztikus visszaesés után csak kis mértékű növekedés volt jellemző (1. táblázat).

Értékelés

Magyarországon a tájalakító tevékenységek hatására, a vízrendezési munkálatok után a természetes vízfelületek nagy része veszélybe került vagy megszűnt. A nyirkai-hanyi mocsárrekonstrukció esetében korábban létező, de a XVIII. századtól kezdődő lecsapolások révén teljesen megszűnt vizes élőhely kialakítására került sor.

Egy németországi és a Nyirkai-Hany rekonstrukciókra vonatkozó összehasonlító botanika vizsgálat megállapította, hogy a területek vízszintje alapvetően befolyásolja a kialakuló növényzetet és a különböző vízszintek egyensúlyban tartásával mozaikosabb szerkezetű élőhely alakítható ki (Timmermann *et al.* 2006). A Nyirkai-Hany esetében a jelenlegi kezelés során a három kazetta vízszintje egész évben egyformán kiegyenlített, ami tapasztalataink és a botanikai felmérés eredményei szerint sem kedvező a vizi növények és a madarak számára.

Görögországban a Kerkini Rezervátum területén 1982 - 1991 között - a halászati szempontok miatt - egy gát kiépítése révén megemelték a vízszintet, ami a mocsári madárfajok eltűnését és a mélyebb vizet kedvelők megjelenését eredményezte. A nádasban vagy más típusú zárt vegetációban fészkelő fajok, pl. ludak, íbiszek eltűntek, míg a nyílt vizeket kedvelő, halakkal táplálkozó, pl. a kormoránok elszaporodtak (Crivelli *et al.* 2006).

A vizsgálati területünkön az árasztást követő negyedik évben a vegetáció stabilizálódni látszódott és várható volt, hogy kezdetét veszi a mocsarakra jellemző szukcesszió. Ezzel ellentétben ez a folyamat az egész rekonstrukció területén lelassult, sőt a vízi növényzet, pusztulását figyeltük meg, ami a sásos, gyékényes és nádas állományt egyaránt érintette. Nőtt a nyílt vízfelület aránya, ami egyes tágabb tűrőképességű fajoknak kedvezett, ezzel szemben a környezeti változásokra érzékeny, korábban jelen levő fajok egyedszáma lecsökkent.

Ohióban különböző korú és méretű területeket hasonlítottak össze a növényzeti típusok és azok borítottsága, a vízmélység és a madárközösségek alakulása alapján. A különböző borítottságú, vegetációjú és vízmélységű területeket különböző madárfajok foglalták el. A tavak eltérő kezelésével diverzebb madárközösségek alakulhattak ki (Porej 2006).

A Nyirkai-Hany esetében a kezdeti gyors változások nyomán kialakuló mozaikos szerkezetű élőhely már az első évben vonzotta a vízimadarakat a fészkelési és a vonulási szezonban. Az eltelt öt év során az egyedszám több, mint duplájára változott, ami egy-egy faj kiugró megnövekedésének és a legtöbb faj egyedszám csökkenésének következménye. Ezt a változást mutatja a diverzitás és az egyenletességi érték drasztikus csökkenése. A rekonstrukción végbemenő változások nem a terület méretével, hanem a vegetációszerkezettel és ennek mozaikosságával függenek össze. Hasonló változásokat mutattak ki a Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszer II. ütemén, a fészkelő nádi énekesmadár-fajok esetében az elárasztást követő években (Gáti *et al.* 2000).

Véleményünk szerint a magasan tartott vízszint és a jelentős mértékben elszaporodott növényevő halállomány miatt pusztul nagy területeken a vízi növényzet. Mivel a rekonstrukció kialakítása lehetővé teszi mindhárom terület önálló kezelését, így nem indokolt a magas vízszint megtartása az egész rekonstrukció területén. A madárközösségek diverzitásának pozitív alakulása szempontjából elengedhetetlen a halállomány lehalászása és az egyes területek vízszintjének évszakok szerinti szabályozása.

Köszönetnyilvánítás

Köszönet illet minden terepi felmérésben résztvevő madarászt: Kozma Lászlót, Tomor Ádámot, Tatai Sándort és Kraft Gyulát.

Irodalomjegyzék

- Aradi, Cs. & Göri, Sz. (1997): Vizes élőhelyek kezelése a Hortobágyi Nemzeti Parkban. – *Puszta* **14**: 71–79.
- Brawley, H. A., Worren, S. R. & Askins, A. R. (1998): Bird use of Restoration and References Marshes Within the Barn Island Wildlife Management Area, Stontigton, Connecticut, USA. – *Environ. Manage.* **22**: 625–633.
- Crivelli, A., Grillas, A., Jerrentrup, H. & Nazirides, T. (2006): Effects on fisheries and waterbirds of raising water levels at Kerkini Reservoir, a Ramsar site in northern Greece. – *Environ. Manage.* **19**: 431–443.
- Ecsedi, Z. (1997): A Hortobágy Természetvédelmi Egyesület által kialakított karácsonyfoki mesterséges vizes élőhely. – *Puszta* **14**: 62–70.
- Gáti E., Báldi A. & Palkó S. (2000): Nádi énekesmadár-közösségek változása az elárasztás hatására a Kis-Balatonon 1994 és 1997 között. – *Ornis Hung.* **10**: 177–182.
- Gilbert, G., Tyler, A., Dunn, J. & Smith W. (2005): Nesting habitat selection by bitterns *Botaurus stellaris* in Britain and the implications for wetland management. – *Biodiv. Conserv.* **124**: 547–553.
- Hutcheson, K. (1970): A test for comparing diversities based on the Shannon formula. – *J. Theor. Biol.* **29**: 151–154.
- Kaminski, M., Baldassarre, G. & Pearse, A. (2006): Waterbird responses to hydrological management of Wetlands Reserve Program habitats in New York. – *Wildlife Soc. Bull.* **34**: 921–926.

- Kovács, G. (1992): Mesterséges szikes tavak és szikes kopárok létesítésének módszerei és tapasztalatai a Hortobágyi Nemzeti Parkban. – *Aquila* **99**: 155–161.
- Magurran, A. E. (1988): *Ecological Diversity and Its Measurement*. – Princeton Univ. Press, Princeton.
- Pailisson, J., Reeber, S., Carpentier, A. & Marion, L. (2006): Plant-water regime management in a wetland: consequences for a floating vegetation-nesting bird, whiskered tern *Chlidonias hybridus*. – *Biodiv. Conserv.* **15**: 3469–3480.
- Paracuellos, M. & Telleria, J. (2004): Factors affecting the distribution of a waterbird community: The role of habitat configuration and bird abundance. – *Waterbirds* **27**: 446–453.
- Pellinger, A. (2000): A mekszikópusztai élőhely-rekonstrukciók hatása a fészkelő és vonuló madárállományokra. - In: Pellinger, A. (szerk.): A Fertő-tó védett és fokozottan védett természetszerű élőhelyein végzett fenntartó kezelések és rekonstrukciók értékelését megalapozó monitoring. - *Kutatási Jelentés*, FHNPI, Sarród.
- Pellinger, A. (2001): *Hansági vizes élőhely-rekonstrukció Fertő-Hanság Nemzeti Park „Nyirkai-Hany”* – Ismertető, FHNPI, Sarród.
- Pellinger, A. 2007. A Nyirkai-Hany elárasztásai. In: Tardy J. (szerk.): *A magyarországi vadvizek világa. Hazánk Ramsari területei* – Alexandra Kiadó, Budapest, pp. 26–28.
- Pellinger, A., Takács, G. & Kozma L. (in press): A Nyirkai-Hany elárasztásának hatása vízimadárállományokra. – *Ornis Hung.*
- Porej, D. (2006): Vegetation cover and wetland size as predictors of bird use of created wetland Ohio. – *Bird use created wetlands*, pp. 151–160.
- Szentesi, Á. & Török, J. (1997): *Állatökológia*. - Kovásznai Kiadó, Budapest.
- Takács, G. (szerk.) (2003): *A dél-hansági élőhely-rekonstrukciók komplex ökológiai monitoringja*. - *Kutatási Jelentés*, FHNPI, Sarród.
- Timmermann, T., Margóczy, K., Takács, G. & Vegelin, K. (2006): Restoration of peat-forming vegetation by rewetting species-poor fen grasslands. – *Appl. Vegetation Science*, **9**: 241–250.
- Zar, J. H. (1996): *Biostatistical analysis, 3rd ed.* – Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 920 pp.

Waterbird monitoring of the Nyirkai-Hany wetland reconstruction area

Márta Ferenczi¹, Attila Pellingner² and Tibor Csörgő³

¹ *Institute of Wildlife Management, University of West Hungary
H-9400 Sopron, Ady Endre u. 5.*

² *Fertő-Hanság National Park*

H-9435 Sarród, Rév-Kócsagvár, Pf. 4., Hungary

³ *Department of Anatomy, L. Eötvös University
H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C.*

Abstract: The wetland reconstruction of Nyirkai-Hany in the Fertő-Hanság National Park was started at 2001. The flooded area stands from three lakes, where diverse vegetation was evolved. All waterbird species were monitored weekly in the area in 2002, 2006 and 2007. The diversity and the evenness of the three lakes were compared all together and separately. The number of the waterbirds was doubled from 2002 to 2007. The abundance of some species increased – mainly Mallard (*Anas platyrhynchos*) – while most species declined. The evenness and the diversity also declined. The explanation is probably the devastation of vegetation during the study, and a parallel increase in the area of open water. The reasons could be the high and constant water-level and the high abundance of the herbivore fishes.

Keywords: National Park of Fertő-Hanság, habitat handling, diverse vegetation, Mallard (*Anas platyrhynchos*), diversity

A halivadék-élőhelyek tér- és időbeli változása a Duna gödi partszakaszán (1671-1669 fkm)

Gaebele Tibor és Guti Gábor

MTA Magyar Dunakutató Állomás, 2131 Göd, Jávorka u. 14.

E-mail: gaebele.tibor@gmail.com

Összefoglaló: A Duna Budapest feletti szakaszán, a Gödi-sziget térségében megkezdett halivadék-állomány felmérések keretében, a part menti élőhelyi struktúrák tér- és időbeli változékonyságát vizsgáltuk 2008. márciustól szeptemberig. Pont abundancia mintavételi stratégiát alkalmazva, összesen 10 élőhelyi mutató mérési adatai alapján jellemeztük a tanulmányozott partszakaszokat. A vizsgálatok kezdeti eredményei alapján kimutatható volt, hogy a természetes jellegű partok mentén a vízállás emelkedésével egyre határozottabban érvényesül a bedőlt fák és a szárazföldi növényzet hatása. A kőszórással védett, mesterséges partszakaszok élőhelyi sajátosságait a vízállás ingadozása kevésbé befolyásolta.

Kulcsszavak: pont abundancia mintavétel, akvatikus-terresztrikus átmeneti zóna, folyami ártér, évszakos változás

Bevezetés

Komplex élőhely-használatuk miatt a halak általában jó indikátorai a folyóvízi rendszerek élőhelyi változatosságának és ökológiai állapotának (Hendricks *et al.* 1980, Schiemer 2000, Schiemer & Spindler 1989). A kifejlett halakhoz képest szűkebb tolerancia-tartományú halivadék fajegyüttesek térbeli eloszlásának és struktúrájának vizsgálatával ugyanakkor pontosabb információ nyerhető egy-egy folyószakasz ivadéknevelő potenciáljáról, a halállomány szaporodásával összefüggő biológiai funkciók érvényesüléséről, illetve a halállomány utánpótlását korlátozó tényezőkről (Copp 1989a, Copp 1992, Schiemer *et al.* 2001).

A Duna szigetközi szakaszán a halivadék makro- és mikroélőhely használatának vizsgálata egyértelműen kimutatta, hogy a vízáramlás döntő jelentőségű tényező a halivadék fajegyüttesek szerveződésében (Copp *et al.* 1994, Guti 1996, 1997, 1998). A Duna ausztriai szakaszán végzett felméré-

rések során megállapították többek között, hogy a sekély partszakaszok, a meredek partfalak és a kőszórásos partok halivadék fajgyűjtései jól elkülönülnek (Kurmayer *et al.* 1996, Wintersberger 1996). A korábbi dunai kutatások kevésbé terjedtek ki a halivadék fajgyűjtések vízjárásától függő és évszakos változásainak elemzésére. A Duna gödi szakaszán a halivadék állomány élőhely-használatának tanulmányozása keretében a partmenti élőhelyi struktúrák vízállástól függő változásait vizsgáltuk.

Módszerek

Az enyhe kanyarulatokban futó, elszélesedésre hajlamos Budapest feletti Duna-szakaszon számos kisebb sziget található. Felméréseinket a Duna bal partján, Göd térségében, az Ilka-patak torkolatánál, valamint az alatta kialakult Gödi-sziget környékén hajtottuk végre (1671-1669 fkm).

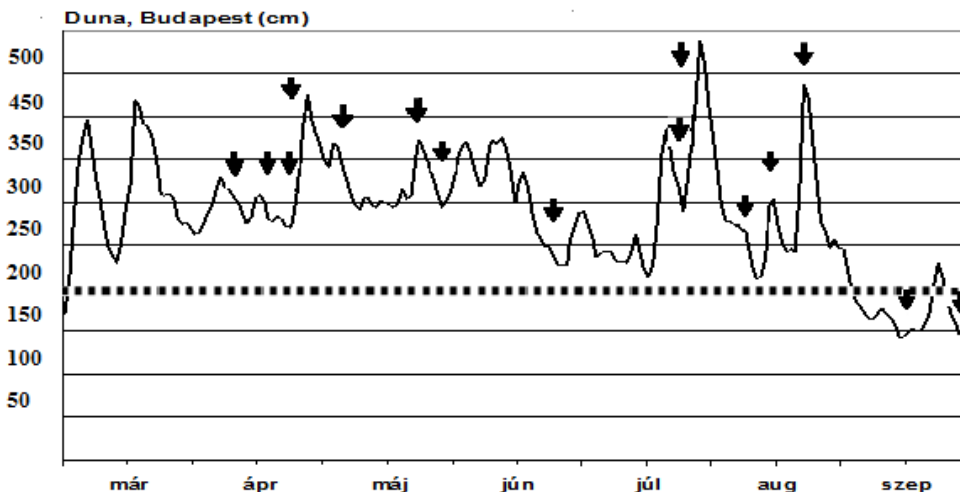
A Gödi-szigetnél kijelölt mintavételi területen ún. 'pont abundancia' stratégiára alapozott elektromos halászattal (Copp 1989b, Persat & Oliver 1991) végeztünk felmérés-sorozatokat a halivadék fajgyűjtések tanulmányozására. A halászatokat vízben gázolva, akkumulátoros hordozható halászgéppel (DEKA 3000) valósítottuk meg márciustól szeptemberig, többnyire havi két alkalommal. A sziget környékén található jellegzetes élőhelytípusok mentén öt mintavételi szakaszt (120-150 m hosszú) jelöltünk ki: 1) a Gödi-sziget melletti mellékág alsó része, 2) a főág Gödi-szigettel érintkező oldala, két sarkantyú közötti lapos partszakasz, 3) a főág Gödi-sziget feletti lapos, kavicsos partszakasza, 4) a főág Gödi-sziget feletti meredek agyagos partszakasza az Ilka-patak torkolatánál, 5) a főág Gödi-sziget feletti kőszórásos partszakasza (1. ábra).

Az egyes szakaszokon 30-30 'pont-mintát' gyűjtöttünk alkalmanként. Az egyes mintavételi pontok élőhelyi sajátosságait 10 abiotikus változóval jellemeztük: parttól való távolság, vízmélység, aljzat összetétel (kötömb >10 cm, durva kavics 2-10 cm, apró kavics 0,2-2 cm, homok, iszap, agyag), vízáramlás sebessége (lebegtetett műanyag gömb sodródási sebességének mérésével), növényzet borítása (0%, <10%, 10-50%, >50%), rögzült fauszadék, fatörzs, gyökér mennyisége (0%, <10%, >10%), behajló fák borítása (0%, <10%, 10-50%, >50%), hőmérséklet, átlátszóság (<25 cm, 25-50 cm, >50 cm).

Az egyes mintavételi szakaszok abiotikus élőhelyi változóit főkomponens analízissel vizsgáltuk, alacsony és közepes vízállás mellett. A statisztikai elemzésekhez PAST 1.90 programcsomagot használtuk (Hammer&Harper 1999) programcsomagot használtunk. A vízállás jellemzéséhez a budapesti vízmérce (www.datanet.hu/hydroinfo) adatait használtuk.



1. ábra. A mintavételi szakaszok a Gödi-sziget környékén. 1. mellék-ág, 2.kavicsos-homokos partszakasz sarkantyúk között, 3. kavicsos partszakasz, 4. öböl Ilka-patak torkolatánál, 5. kőszórásos partszakasz



2. ábra. A Duna vízállásának alakulása Budapestenél 2008. március 1-től szeptember 30-ig.

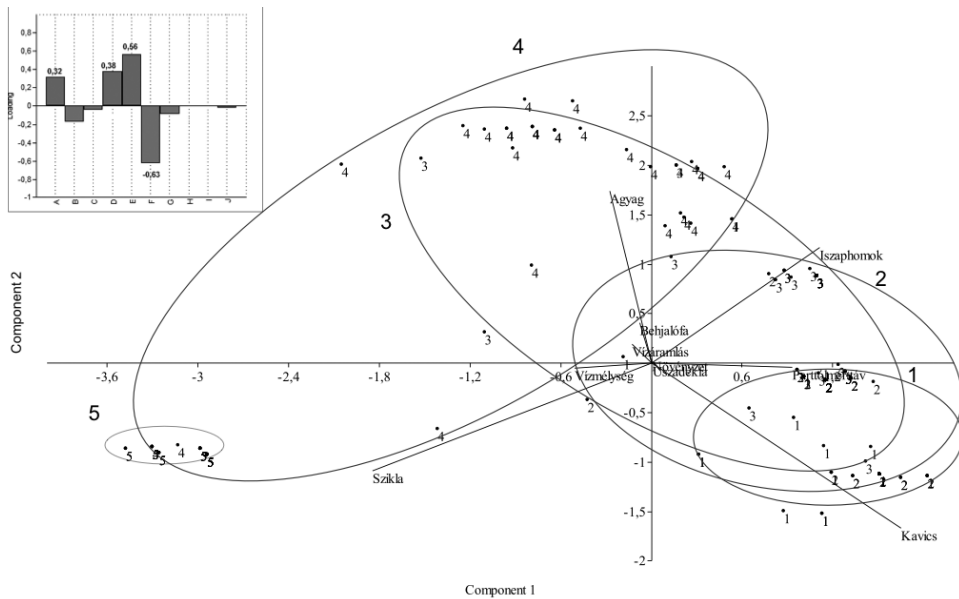
(a mintavételi napokat nyilak jelzik, kis és közepes vízállás határát szaggatott vonal jelzi)

Eredmények

A 2008. március 1-től szeptember 30-ig terjedő időszakban a Duna budapesti vízállása 146 és 489 cm között ingadozott (2. ábra). A vizsgált 7 hónapon belül a vízállás 29 napig (14%) volt 200 cm-nél kisebb, 95 napig (44%) volt 200 és 300 cm között, 81 napig (38%) volt 300 és 400 cm között és 9 napig (4%) haladta meg a 400 cm-t.

A tavasztól kora őszig terjedő időszakban (március 27-től szeptember 24-ig) összesen 15 alkalommal hajtottunk végre mintavételt. A 200 cm-nél kisebb vízállásnál 2, a 200 és 300 cm közötti vízállásnál 6, a 300 és 400 cm közötti vízállásnál 5 és a 400 cm feletti vízállásnál 2 felmérés történt.

Az egyes mintavételi szakaszok élőhelyi sajátosságai a Duna vízállásával összefüggően jelentős mértékben változtak. A 270 cm-nél alacsonyabb vízállásnál megszűnt az átfolyás a Gödi-sziget melletti mellékágban. A mellékág állóvízes állapotában a víz átlátszósága jelentősen megnövekedett és a vízi növényzet foltszerű állományai is kialakultak. A felmérések 27%-ánál (4 alkalom) a vízállás nem haladta meg a 270 cm-t. A vízállás emelkedésével, illetve a partvonalnak az ártéri ligeterdő irányába történő eltolódá-

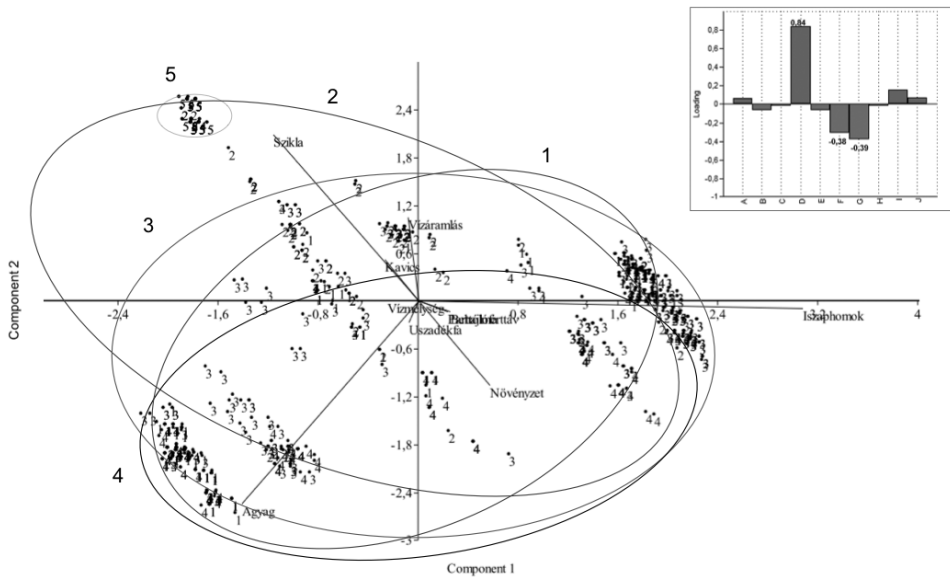


3. ábra. A mintavételi szakaszok élőhelyi változóinak főkomponens analízise alacsony (Duna Budapest 270 cm alatt) vízállásnál (a mellékág nem folyik át). A mintavételi szakaszok sorszámainak azonosítását lásd a 3. ábránál.

sával, a fauszadék gyakorisága, valamint a szárazföldi növényzet és behajló fák borítása egyre jelentősebbé vált.

Az élőhelyi sajátosságok vízállással összefüggő változását jelzi a mintavételi szakaszok alacsony és közepes vízállás melletti ordinációja (3. és 4. ábra). Alacsony vízállásnál a sziget két oldalán, a mellékág és a főág sarkantyúkkal határolt partszakasza (1. és 2. szakasz) között hasonlóságot lehetett megfigyelni. Mindkét helyszín időszakosan lassú áramlású, csaknem állóvízű, aljzatukban általában a homok és az apró kavics keveréke a meghatározó. Ezekről nem sokban különbözött a sziget feletti sekély partszakasz (3. szakasz), amelynek mintegy 10 m széles parti sávjában általában lassú volt a vízáramlás és aljzatának összetételében többnyire az apró kavics és a homok a meghatározó. A meredek partvonallal jellemzett szakasz (4. szakasz) viszont elkülönült az előbbiektől, aljzatát homokkal és iszappal fedett agyag alkotta.

A vízállás emelkedésével, a közepes vízállás eléréséig a sziget belső és külső partvonala mentén vizsgált szakaszok (1. és 2. szakasz) között nőtt a különbség. A mellékágban jellegzetes élőhelyi elemként jelentek meg a bedőlt fák és a víz alá kerülő szárazföldi növényzet. A sziget feletti sekély és



4. ábra. A mintavételi szakaszok élőhelyi változóinak főkomponens analízise közepes (Duna Budapest 270 cm felett) vízállásnál (a mellékág átfolyik). A mintavételi szakaszok sorszámainak azonosítását lásd a 3. ábránál.

meredek partvonallal jellemzett természetes jellegű szakaszok (3. és 4. szakasz) közötti eltérés jelentősen mérséklődött. Mindkét helyszínen nőtt a bedőlő fák és a vízbe került szárazföldi növényzet előfordulási gyakorisága.

A kőszórásos mesterséges aljzatú partszakasz (5. szakasz) a vízállástól függetlenül jól elkülönült a többi élőhelytől. A kövezés mentén nem volt jellemző a növényzet kialakulása és a fauszadék rögzülése. Az aljzatot többnyire kőtömbök alkották és a parttól 1 méterre, illetve attól távolabb jelentős vízáramlási sebesség volt megfigyelhető.

Értékelés

A 2008-ban végrehajtott felméréssorozattal a partmenti halivadék fajgyűttesek élőhelyeinek kis és közepes vízállásokra jellemző mintázatait tanulmányoztuk a Duna gödi szakaszán. A megfigyelési időszakban nagyobb árvízi állapot nem alakult ki és az átlagos vízállás 275 cm elmaradt az utóbbi ötvenéves átlagtól (március 322 cm, április 364 cm, május 364 cm, június 373 cm, július 449 cm, augusztus 297 cm, szeptember 240 cm) (www.datanet.hu/hydroinfo). A megfigyelt periódus legmagasabb és

1. táblázat. A mintavételi szakaszok élőhelyi változóinak értéktartományai alacsony vízállás mellett.

| Alacsony vízállás | Parttól mért táv | Vízmélység | Vízáramlás | Izaphomok | Kavics | Szikla | Agyag | Üszadélfá | Növényzet | Behajló fa |
|-------------------|------------------|------------|---------------------|-----------|---------|--------|--------|-----------|-----------|------------|
| 1. szakasz | 1-14m | 0,05-0,3m | 0cm/s | 0-30% | 30-100% | 0-70% | 0% | 0-10% | 0-70% | 0-70% |
| 2. szakasz | 2-18m | 0,1-0,4m | 0cm/s | 10-70% | 10-90% | 0-30% | 0% | 0% | 0% | 0% |
| 3. szakasz | 1,5-10m | 0,1-0,3m | 0-18cm ³ | 10-70% | 0-70% | 0-70% | 0-30% | 0% | 0% | 0% |
| 4. szakasz | 0,5-6m | 0,1-0,6m | 0cm/s | 0-100% | 0-30% | 0-70% | 0-100% | 0% | 0-50% | 0-70% |
| 5. szakasz | 0,3-1m | 0,2-0,7m | 0-7cm/s | 0% | 0% | 100% | 0% | 0% | 0% | 0% |

legkisebb vízállása 130 cm-rel maradt el az árvízi szinttől (620 cm – I. fokú árvízvédelmi készültség), illetve közel 100 cm-rel haladta meg budapesti vízmérce eddigi legalacsonyabb vízállását (51 cm).

A vizsgálatok kezdeti eredményei felhívták a figyelmet arra, hogy a vízállás függvényében jelentős mértékben változik a halivadék által hasznosítható partmenti élőhelyek struktúrája. A természetes lapos partok mentén a vízállás emelkedésével egyre határozottabban érvényesül a víz alá kerülő rögzült fauszadék (fatörzs, gyökér) és szárazföldi növényzet hatása. A bedőlt fák és a növényzet befolyásolják a víz áramlását, alvízi oldalukon általában mérséklődik az áramlás sebessége, ezért fontos élőhelyi funkciójuk lehet a mérsékelt úszási képességgel rendelkező halivadék számára.

Az élőhelyek elhatárolásában a mederanyag összetétele fontos tényezőnek mutatkozott. A mederanyag alkotóinak szemcsemérete szorosan összefügg a vízáramlási viszonyokkal, a kisebb átmérőjű szemcsékkel jellemezhető finomabb frakciók elsősorban a lassú áramlású mederszakaszokon halmozódnak fel.

A mesterséges, kőszórással védett partszakasz élőhelyi sajátosságai határozottan elkülönültek a természetes partvonalakra jellemző struktúráktól. A vízállástól függő változás erre az élőhelyre kevésbé volt jellemző.

A Gödi-sziget környékén jól megfigyelhető a partmenti élőhelyi struktúrák sokfélesége. A hidro-morfológiai tulajdonságaikban elkülöníthető partszakaszok halivadék nevelő funkcióinak összehasonlító vizsgálata további feladatot jelent kutatásunkban. A partvonal alakulása és a halivadék

2. táblázat. A mintavételi szakaszok élőhelyi változóinak értéktartományai közepes vízállás mellett.

| Közepes vízállás | Parttól mért táv | Vízmélység | Vízáramlás | Iszap-homok | Kavics | Szikla | Agyag | Uzadéka | Növényzet | Behajló fa |
|------------------|------------------|------------|------------|-------------|--------|--------|--------|---------|-----------|------------|
| 1. szakasz | 0,3-1,2m | 0,05-1,5m | 0-12cm/s | 0-100% | 0-100% | 0-30% | 0-100% | 0-50% | 0-70% | 0-70% |
| 2. szakasz | 0,3-8m | 0,1-1,2m | 0cm/s | 0-100% | 0-100% | 0-100% | 0% | 0-50% | 0-70% | 0-70% |
| 3. szakasz | 0,3-13m | 0,1-2m | 0-18cm/s | 0-100% | 0-100% | 0% | 0-100% | 0-50% | 0-70% | 0-70% |
| 4. szakasz | 0,5-6m | 0,2-1,5m | 0-12cm/s | 0-100% | 0-100% | 0% | 0-100% | 0-50% | 0-70% | 0-70% |
| 5. szakasz | 0,3-2m | 0,1-1m | 7-18cm/s | 0% | 0% | 100% | 0% | 0% | 0% | 0% |

fajgyűttesek eloszlása közötti összefüggések feltárása a természetvédelem számára is hasznosítható ismereteket szolgáltat, különösen a folyami holtágak helyreállítása, valamint a növekvő hajóforgalom kedvezőtlen hatásainak ellensúlyozása területén.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük Weiperth András aktív közreműködését a mintavételek megvalósításában.

Irodalomjegyzék

- Copp, G.H. (1989a): The habitat diversity and fish reproductive function of floodplain ecosystem. – *Env. Biol. Fish.* **26**: 1–26.
- Copp, G.H. (1989b): Electrofishing for fish larvae and 0+ juveniles: equipment modifications for increased efficiency with short fishes. – *Aqua. Fish. Mgmt.* **210**: 117–186.
- Copp, G.H. (1992): Comparative microhabitat use of cyprinid larvae and juvenile fish in a lotic floodplain channel. – *Env. Biol. Fish.* **33**: 181–193.

- Copp, G., Guti, G., B. Rovny & Cerny, J.(1994): Hierarchical analysis of habitat use by 0+ juvenile fish in the Hungarian/Slovak floodplain of the River Danube. – *Env. Biol. Fish.* **40**: 329–348.
- Guti, G. (1996): Species composition of juvenile (0+) fish assemblages in the Szigetköz floodplain of the Danube. – *Tiscia* **30**: 49–54.
- Guti, G. (1997): Halivadékállományok dinamikája a szigetközi hullámtéren a bősi vízlépcső üzembehelyezését követően. – *Hidrológiai Közl.* **77/1-2**: 55–56.
- Guti, G. (1998): Changes in juvenile fish assemblages in two backwaters of the Szigetköz floodplain after river diversion by Gabčíkovo Dam. – *It. J. Zool. Suppl.* **65**: 337–339.
- Hammer, Ř., Harper, D.A.T., and P. D. Ryan, 2001. PAST (2001): Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* **4(1)**: 9pp
- Hendricks, M. L., Hocutt Ch. H. & Stauffer J. R. (1980): Monitoring of fish in lotic habitats. – In: Hocutt, Ch. H. & Stauffer, J. R. (eds.) *Biological monitoring of fish*. Lexington Books, Massachusetts and Toronto, pp. 205–231.
- Kurmayer, R., Keckeis, H., Schrutka, S. & Zweimüller, I. (1996): Macro- and microhabitat used by 0+ fish in a side-arm of the River Danube. – *Arch. Hydrobiol. Suppl.* **113**: 425–432.
- Persat, H. & Oliver, J. M. (1991): The point abundance sampling, a fishing strategy for large rivers: Short presentation of the concept, its appliance and some results. – In: M. Penáz (ed.) *Biological Monitoring of Large Rivers*. Brno pp. 104-113.
- Schiemer, F. (2000): Fish has indicator for the assessment of the ecological integrity of large rivers. – *Hidrobiol.* **422/423**: 271–278.
- Schiemer, F. & Spindler, T. (1989): Endangered fish species of the Danube River in Austria. – *Regulated Rivers Res. Manage.* **4**: 397–407.
- Schiemer, F., Flore, L. & Keckeis, H. (2001): Preface: 0+ fish indicators for the ecological status of large rivers. – *Arch. Hydrobiol. Suppl.* **135/2-4**: 115–116.
- Wintersberger, H.(1996): Species assemblages and habitat selection of larval and juvenile fishes in the River Danube. – *Arch. Hydrobiol. Suppl.* **113**: 497–505.

Spatial and seasonal changes of shoreline habitats of juvenile fish in the Danube at the Göd island (rkm 1671-1669)

Tibor Gaebele and Gábor Guti

*Hungarian Danube Research Station, Hungarian Academy of Sciences
H-2131 Göd, Jávorka S. u. 14*

Abstract: A juvenile fish survey was implemented at the Göd island in the Danube section upstream of Budapest from March to September in 2008, and spatial and temporal changes of shoreline habitats were analysed intensely. Point abundance sampling strategy was used and 10 habitat variables were measured for characterization of investigated sites. The preliminary results indicated increasing influence of woody debris and terrestrial vegetation during the inundations, along the natural shorelines. Habitat variables of rip-rap shoreline were stable and partly independent from the water level fluctuation.

Keywords: point abundance sampling, aquatic-terrestrial transition zone, large river, floodplain, seasonal dynamic

Kétéltűek hangmonitorozása a Rétközi-tó térségében

Tóth Mihály¹ és Puky Miklós²

¹*Debreceni Egyetem, Ökológia Tanszék*

4032 Debrecen, Egyetem tér 1. E-mail: archangel.of.justice@gmail.com

²*MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Magyar Dunakutató Állomás
2131 Göd, Jávorka S. u. 14.*

Összefoglaló: Napjainkban világméretű problémát jelent a kétéltűek megfogyatkozása. Európában ennek legfőbb oka a megfelelő élőhelyek eltűnése és átalakulása, ezért a negatív folyamatot a még meglévő területek védelmével és új élőhelyek létesítésével kell ellensúlyozni. A Tisza mentén számos nagyléptékű beavatkozásra kerül sor, amelyek legfontosabb része az új tározók létesítése, ezért nagy figyelmet kell fordítani az ilyen típusú élőhelyek élővilágára. A mintavételi területnek választott Rétközi-tó (48°16'30" északi szélesség, 22°01'50" keleti hosszúság) 1990 óta létező víztározó Szabolcsveresmart mellett, ahol korábban még nem végeztek herpetológiai vizsgálatokat. Felmérésünket 2008-ban kezdtük el. Két mintavételi módszert, a MONITOR2000 programban kidolgozott hangmonitorozást és a vizuális felmérést alkalmaztunk. A vizsgált területen a vöröshasú unka, barna varangy, zöld varangy, tavi béka, kis tavibéka és a kecskebéka fajokat mutattuk ki hangmonitorozással, emellett megtaláltuk még a mocsári béka és a barna ásóbéka ivarérett egyedeit is. A két mintavételi módszer érzékenysége eltérő a különböző körülmények és fajok esetén, a hangmonitorozás alkalmazása különösen a nehezen megközelíthető vagy nagy kiterjedésű élőhelyek esetén, a hangosan és sokáig szóló fajok monitorozására alkalmazható.

Kulcsszavak: faunisztika, hangmonitorozás, MONITOR2000, kétéltűek, Rétközi-tó, Tisza, Wisconsin-index

Bevezetés

A XXI. század elején a Föld kétéltűfajainak egyharmadát a kipusztulás fenyegeti (Stuart *et al.* 2008). Ez a folyamat Európa jelentős részén is kimutatható, ezért sürgetővé vált, hogy modern módszerek segítségével minél több országban megtörténjen a kétéltű-populációk minél részletesebb felmérése. Ebben a folyamatban lényeges lépést jelent a fajok elterjedésének tisztázása, amit jól mutat, hogy számos nemzeti herpetológiai atlasz jelent

meg az elmúlt években (például Cabela *et al.* 2001, Glowacinski & Rafinski 2003, Pisanec 2007, Sindaco *et al.* 2006), de kisebb léptékű, helyi felmérések eredményeit is több országban publikálták (például Bonato *et al.* 2007, Vershinin 2007).

A minőségi felmérések mellett mennyiségi adatok gyűjtésére, értékelésére is nagy szükség van, ami módszertani szempontból is új megközelítést igényel. Ennek egyik iránya a hang alapján történő monitorozás, ami természetkímélő módszer, hiszen se a vizsgált objektumot, se annak élőhelyét nem károsítja, szennyezi. A módszer különösen eredményes nagy kiterjedésű vízterek vizsgálatánál (Loman & Andersson 2007). Ilyen program a MONITOR2000 (Anthony & Puky 2001), ami a hazai kétéltűek hang alapján történő monitorozásának leírását adja meg és megfelelő segédleteket (például hangkazetta) biztosít a felmérések elvégzéséhez.

Európában a kétéltűek megfogyatkozásában a leglényegesebb tényező az élő- és szaporodóhelyek eltűnése, aminek elsődleges oka az egykor természetes élőhelyek emberi hasznosítása, az emberi civilizáció terjedése (Hamer & McDonnell 2008, Nyström *et al.* 2007). Ennek megfelelően új élőhelyek létesítése és azok kétéltűfaunájának vizsgálata fontos természetvédelmi feladat. A Tisza mentén az Új Vásárhelyi Terv keretében számos nagyléptékű beavatkozásra kerül sor, amelyek legfontosabb része az új tározók létesítése. Ezeknek a mesterséges víztesteknek meghatározó szerepe lesz abban, hogy a Tisza mentén milyen kétéltűállományok maradhatnak fent.

Ez a tanulmány a Rétközi-tónál, egy 1990 óta meglévő víztározónál 2008-ban végzett kétéltű felmérések eredményét összegzi.

Mintavételi területek és módszerek

A Tisza szabolcs-szatmár-bereg megyei szakasza mentén Kisvárdától északra 1990-ben létesített Rétközi-tavat a belvíz és az árvíz elvezetése céljából hozták létre. A víztározó közel 4 km hosszú és 1-1,5 km széles (1. függelék az Online Függelékben). A tó közelében több település, Szabolcsveresmart, Rozsálypuszta, Döge, Kékcse és Tölgyesszögtanya helyezkedik el, szántóföldek és telepített erdőfoltok veszik körbe, az antropogén hatás tehát - ahogy az Tisza menti víztározóknál általános - jelentős. A tározó vízszintje változó, de soha nem szárad ki, mind a Tiszával összekötő csatornából mind a Kékcsei-tápcsatornából feltölthető, bár ez utóbbi esetenként kiszáradhat.

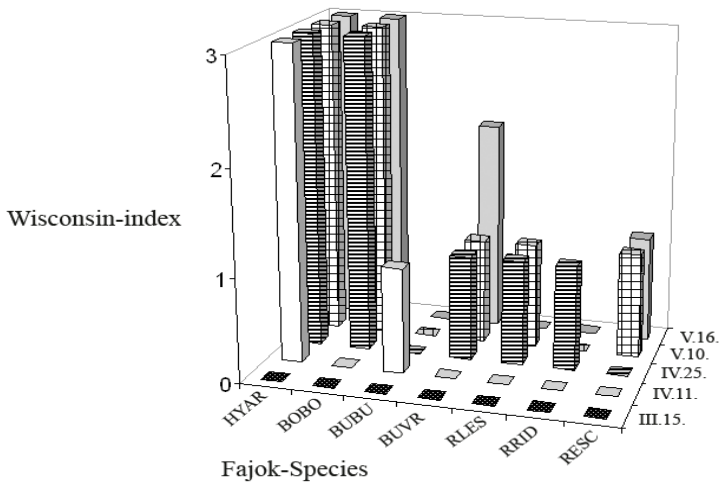
A kétéltűek hangmonitorozását az Észak-Amerikában (Knutson *et al.* 1999, Price *et al.* 2004) illetve hazánkban is alkalmazott módszer (Anthony

& Puky 2001) szerint végeztük. Első lépésként egymástól 500 m távolságra lévő, egy vonalban lévő mintavételi állomásokat jelöltünk ki GPS készülékkel a víztározó nyugati partja mentén (2. függelék, 3. függelék az Online Függelékben). A mintavételi helyeken foszforeszkáló festékkel jelöltük meg a fákat, hogy később sötétben is könnyen megtaláljuk az adott pontokat. A felméréseket napnyugta után kezdtük és éjfélig befejeztük. A hangmonitorozást egy évben legalább háromszor kell elvégezni, hogy az összes fajt észlelni tudjuk. Ezek hazai körülmények között például márciusra, áprilisa és május végére vagy június elejére eshetnek (Anthony & Puky 2001). A felmérési időpontokat ennek alapján jelöltük ki (március 15., április 11., április 25., május 10. és május 16.). Egy felmérés alkalmával minden állomáson megvártuk, amíg a zajok megszűntek és a fülünk hozzászokott a környezetből érkező hangok érzékeléséhez, majd 5 perccel később figyeltük, hogy mely fajok hallhatóak, milyen irányból, illetve milyen élőhelytípus felől. A hallottakat a Wisconsin-index segítségével számszerűsítettük (Anthony & Puky 2001, Mossman *et al.* 1998). 0-ás értéket írtunk fel, ha az adott faj nem volt hallható, 1-es kódot, ha a faj hallható volt de az egyedek hangjai nem fedtek át, 2-es értéket, ha az egyedek hangjai átfednek, de még megszámlálhatóak. Az ennél intenzívebb kórust 3-assal jelöltük, ilyenkor már nem állapítható meg pontosan hány egyed hallatja a hangját legfeljebb becslések végezhetőek, míg az 1-es és a 2-es kód esetén a hallott egyedek száma pontosan feljegyezhető. Az adatlapokon a környezeti tényezők közül feltüntetésre került még a víz- és levegőhőmérséklet, a felhőborítottság, a csapadék típusa, a szélereősség, valamint minden állomás esetén a vizsgálat pontos időpontja (4. függelék az Online Függelékben). A hang alapján történő felmérés mellett vizuális megkeresést is végeztünk a módszerek összehasonlítására és a fajlista kiegészítésére.

Az időbeli és térbeli különbségek mellett az egyes élőhelytípusok fontosságát is elemeztük. Az állomások és az időpontok esetében a fajokra kapott Wisconsin-index értékeket átlagoltuk és a szórást is ábrázoltuk (Mossman *et al.* 1998). Az alapján, hogy egy adott élőhelyen az adott faj milyen hangosan szolt, az egyes fajok élőhelyhasználatára is következtettünk.

Eredmények

A legelső felmérés során (március 15.) még egyetlen faj sem szólalt meg (1. ábra). A második felmérés alkalmával (április 11.) már észlelhető volt a barna varangy (*Bufo bufo*), és kórusban szolt a zöld levelibéka (*Hyla arborea*).



1. ábra. Kétéltűfajok átlagos hangintenzitása a Rétközi-tó mentén 2008 tavaszán. Kimutatott fajok: HYAR: *Hyla arborea*, BOBO: *Bombina bombina*, BUBU: *Bufo bufo*, BUVR: *Bufo viridis*, RLES: *Rana lessonae*, RRID: *Rana ridibunda*, RESC: *Rana esculenta*

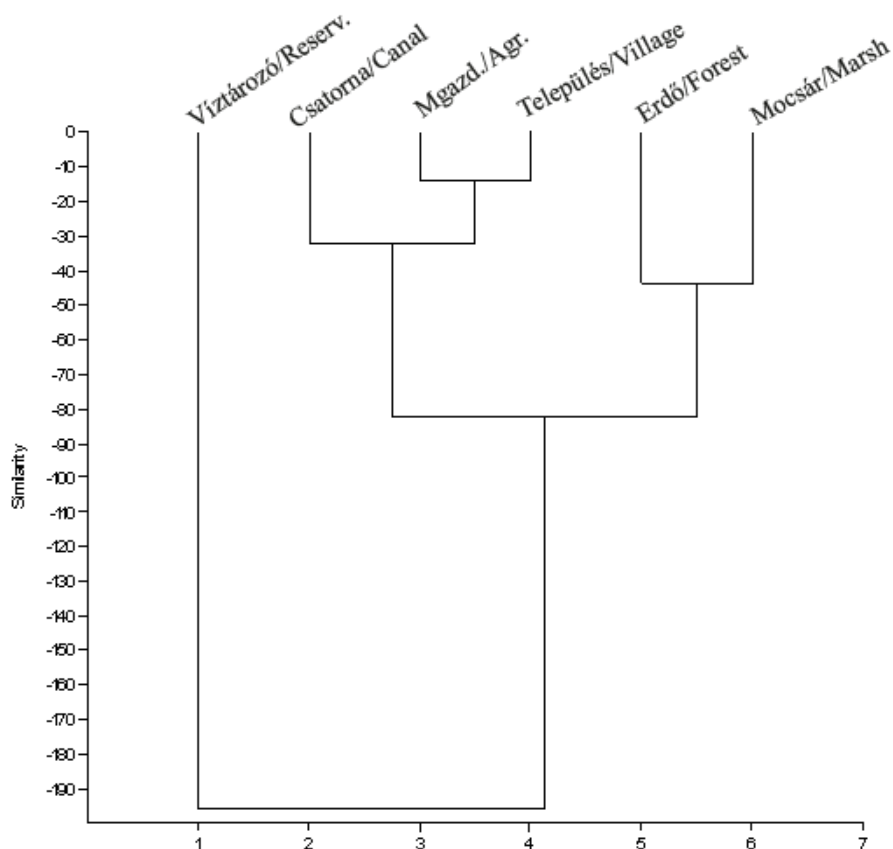
Figure 1. Mean call intensity of amphibian species along the Rétközi Reservoir in spring, 2008.

Detected species: HYAR: *Hyla arborea*, BOBO: *Bombina bombina*, BUBU: *Bufo bufo*, BUVR: *Bufo viridis*, RLES: *Rana lessonae*, RRID: *Rana ridibunda*, RESC: *Rana esculenta*

Április 25-én a vöröshasú unka (*Bombina bombina*) is kórusban szólt, valamint megjelent a zöld varangy (*Bufo viridis*), a tavibéka (*Rana ridibunda*) és a kis tavibéka (*Rana lessonae*) is, a *B. bufo* hangot viszont már nem hallottunk. A májusi további felmérések eredménye hasonló volt, azzal a különbséggel, hogy kecskebéka (*Rana esculenta*) hangot is hallottunk. A mocsári békát (*Rana arvalis*) és a barna ásóbékát (*Pelobates fuscus*) csak vizuális megkereséssel mutattuk ki.

Az egyes élőhelytípusok fajösszetétele jelentősen eltér, amit a klaszteranalízis Ward-féle eljárásával vizsgáltunk meg (2. ábra). Ezenkívül az élőhelyek területrészesedését és a fajok előfordulását összevetve khi-négyzet próbával elemeztük a fajok előhelypreferenciáját. A vöröshasú unka a nádas és mocsaras élőhelyekhez kötődik ($\text{Chi}^2=96,977$, $\text{df}=5$, $p=2,2906 \cdot 10^{-19}$). A zöld levelibéka elsősorban a vízparti erdőfoltokban volt észlelhető ($\text{Chi}^2=114,56$, $\text{df}=5$, $p=4,4502 \cdot 10^{-23}$). A kecskebékák a tó mellett előnyben részesítették a csatornákat ($\text{Chi}^2=83,744$, $\text{df}=5$, $p=1,3799 \cdot 10^{-16}$). A zöld va-

rangy a településekhez közeli élőhelyeket foglalta el ($\text{Chi}^2=56,095$, $\text{df}=5$, $p=7,7695 \cdot 10^{-11}$).



2. ábra. Az élőhelytípusok fajeloszlásának különbsége.
Magyarázat: Mgazd.=Mezőgazdasági terület
Figure 2. Difference of species distribution of habitat types.
Note: Agr.=Agricultural area

Értékelés

Az egyes fajok egymáshoz viszonyított időbeli megjelenése megfelelt az előzetes elvárásoknak (Puky *et al.* 2005), de a kedvezőtlen időjárási feltételek

(alacsonyabb hőmérséklet, a mintavétel idején erős légmozgás) miatt megjelenésük későbbre tolódott. A *B. bufo* hangadását a vizsgált időszak első részében, a *B. viridis*ét április végétől figyeltük meg, ahogy a *B. bombina* és a *Rana esculenta* fajkomplexbe tartozó három faj is akkor kezdte a hangadást. A *H. arborea* gyakorlatilag a felmérés teljes időszakában kórusban szólt, kivéve az első időpontot (1. ábra). Ennek alapján megállapítható, hogy a vizsgált víztározó mentén – egyes más területekhez hasonlóan – a hang-monitorozás sokkal jobb mintavételi módszer a faj populációméretének becslésére, mint a vizuális felmérés (Pellet & Schmidt 2005), hiszen az utóbbi csak néhány példány kimutatását tette lehetővé. A hangfelmérés ráadásul a nehezen megközelíthető helyen élő egyedek számbavételét is lehetővé tette (Toledo *et al.* 2007). A *P. fuscus* és a *R. arvalis* viszont halk hangja miatt nehezen kimutatható ezzel a módszerrel, ezeket a fajokat éjszakai lámpázással sikerült megfigyelnünk. Módszertani szempontból az megállapítható volt, hogy a hangmonitorozás jelentősen kevesebb időt vesz igénybe, mint a vizuális megkeresés, szelektivitása miatt azonban a vizuális megkeresés párhuzamosan történő alkalmazására is szükség van.

Az egyes élőhelytípusok fajösszetétele jól elkülönül egymástól (2. ábra). A legerősebb emberi hatásoknak kitett területek farkatlan kétéltűfaunája egymáshoz hasonló, míg a tó, a mocsár és az erdő jelentősen különbözik azoktól.

Az élőhelypreferenciát vizsgálva a *B. viridist* elsősorban a települések irányából hallottuk, a *H. arborea* az erdőfoltokat, cserjéseket és a mocsaras területeket népesítette be, a *B. bufo* és a *Rana* fajok viszont a víztározó mentén szóltak. A *B. bombina* a vízpartok mellett a mocsaras területeken is nagyszámban előfordult. Előzetes eredményeink ennek megfelelően jól mutatják az élőhelydiverzitás fontosságát.

A Tisza mentén több, a Rétközi-tóhoz hasonló vésztározó is átadásra került, amilyen például a cigándi és a tiszaroffi, illetve továbbiak átadása is várható, amelyekről fontos lenne minél több zoológiai ismeretet szereznünk, hiszen lényeges elemei lesznek a Tisza menti vízrendszernek. A felmérések egyben a tározók természeti értékeket figyelembe kialakítását, működtetését is szolgálják, ami elősegíti, hogy a jövőbeli mesterséges élőhelyek képesek legyenek legalább részben pótolni az elvesztett természetes élőhelyeket. Ennek elősegítésére 2009-ben a Rétközi-tó mentén végzett további felmérések mellett újabb víztestek vizsgálatát (Várközi- és Nagyszögi-morotva, cigándi víztározó) tervezzük.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük a Felső-Tisza-vidéki Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság és a Debreceni Egyetem támogatását.

Irodalomjegyzék

- Anthony, B. & Puky, M. (2001): *Kétéltűek hang alapján történő monitorozása*. – Central-European University, Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest, 18 pp.
- Bonato, L., Fracasso, G., Pollo, R., Richard, J. & Semenzato, M. (2007): *Atlante degli anfibi e dei rettili del Veneto*. Associazione Faunisti Veneti. Nuova Dimensione Edizioni, Portogruaro, 240 pp.
- Cabela, A., Grillitsch, H. és Tiedemann, F. (szerk.) (2001): *Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich*. Naturhistorisches Museum, Vienna, 880 pp.
- Glowacinski, Z. & Rafinski, J. (szerk.) (2003): *Atlas plazow i gadów Polski. Status – Rozmieszczenie – Ochrona./Atlas of the amphibians and reptiles of Poland. Status – distribution – conservation*. Główny Inspektorat Ochrony Srodowiska. Warszawa – Krakow, 152 pp.
- Hamer, A. J. & McDonnell, M. J. (2008): Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: A review. – *Biol. Conserv.* **141**: 2432–2449
- Knutson, M. G., Sauer, J. R., Olsen, D. A., Mossman, M. J., Hemesath, L. M. & Lannoo, M. J. (1999): Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, U.S.A. – *Conserv. Biol.* **13**: 1437–1446
- Loman, J. & Andersson, G. (2007): Monitoring brown frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in 120 south Swedish ponds 1989–2005. Mixed trends in different habitats. – *Biol. Conserv.* **135**: 46–56
- Mossman, M. J., Hartman, L. M., Hay, R. H., Sauer, J. R. & Dhuey, B. J. (1998): Monitoring long-term trends in Wisconsin frog and toad populations. - In: Lannoo, M. J. (szerk.): *Status and Conservation of Midwestern Amphibians*. University of Iowa Press, Iowa City, IA. pp. 169–198.
- Nyström, P., Hansson, J., Mansson, J., Sundstedt, M., Reslow, C. & Broström, A. (2007): A documented amphibian decline over 40 years: Possible causes and implications for species recovery. – *Biol. Conserv.* **138**: 399–411

- Pellet, J. & Schmidt, B. R. (2005): Monitoring distributions using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence. – *Biol. Conserv.* **123**: 27–35
- Pisanec, E. M. (2007): *Amfibii Ukraini*. Zoologiceskij Musej, Kiev, 312 pp.
- Price, S. J., Marks, D. R., Howe, R. W., Hanowski, J. M. & Niemi, G. J. (2004): The importance of spatial scale for conservation and assessment of anuran populations in coastal wetlands of the western Great Lakes, USA. – *Landscape Ecol.* **20**: 441–454
- Puky, M., Schád, P. & Szövényi, G. (2005): *Magyarország herpetológiai atlasza/ Herpetological atlas of Hungary*. – Varangy Akciócsoport Egyesület, Budapest, 207 pp.
- Sindaco, R., Doria, G., Razzetti, E. & Bernini, F. (szerk.) (2006): *Atlante degli Anfibi e dei Rettili d'Italia/Atlas of Italian amphibians and reptiles*. Societas Herpetologica Italica, Edizioni Polistampa, Firenze, 792 pp.
- Stuart, S., Hoffmann, M., Chanson, J., Cox, N., Berridge, R., Ramani, P. & Young, B. (szerk.) (2008): *Threatened amphibians of the world*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain, IUCN, Gland, Switzerland & Conservation International, Arlington, Virginia, USA, 758 pp.
- Toledo, L. F., Araújo, O. G. S., Guimaraes, L. D., Lingnau, R. & Haddad, C. F. B. (2007): Visual and acoustic signaling in three species of Brazilian nocturnal tree frogs (Anura, Hylidae). – *Phyllomedusa* **6**: 61–68
- Vershinin, V. L. (2007): *Amfibii i reptilii Urala*. YrO PAN, Ekaterinburg, 169 pp.

A cikkhez tartozó Online Függelékek a folyóirat honlapján található (<http://www.mbtktv.mtesz.hu/ofuggelek.html>).

1. függelék: Légifotó a Rétközi-tóról/ Appendix 1. Aerial photo of the Rétközi Reservoir
2. függelék: Műholdas felvétel a mintavételi állomásokról/ Appendix 2. Satellite image of the Rétközi Reservoir with the indication of the sampling sites
3. függelék: A 8. mintavételi állomás térsége/Appendix 3. Photo of sampling site no. 8.
4. függelék: Mintavételi adatlap/ Appendix 4. MONITOR2000 Data sheet

Amphibian sound monitoring along the Rétközi Reservoir of the River Tisza at Szabolcsveresmart, Hungary

Mihály Tóth¹ and Miklós Puky²

¹*Department of Ecology, University of Debrecen*

H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary

²*Hungarian Danube Research Station, Institute of Ecology and Botany, HAS*

H-2131 Göd, Jávorka S. u. 14, Hungary

Abstract: The decline of amphibians is a global problem today. In Europe it is mainly caused by the disappearance and alteration of habitats, that is why it is necessary to counterbalance this negative process with the protection of already existing and the creation of new amphibian habitats. Several large scale interventions will be realised in the framework of the New Vásárhelyi Plan, a river-regulation oriented programme along River Tisza including the construction of new reservoirs. Rétközi Reservoir (48°16'30" N, 22°01'50" E) was built in 1990 but no herpetological examination has been carried out there since its construction. Our survey started in March 2008. Two sampling methods, visual encounter survey and sound monitoring according to the MONITOR2000 protocol were applied. Anurans started to call later in 2008 than in other years due to unfavourable weather conditions. *Bombina bombina*, *Bufo bufo*, *Bufo viridis*, *Hyla arborea*, *Rana ridibunda*, *Rana lessonae*, *Rana esculenta* were detected using sound monitoring, in addition, *Rana arvalis* and *Pelobates fuscus* were found during visual encounter surveys. The sensitivity of the two sampling methods differed according to the local conditions and the species. The application of sound monitoring was especially effective in large habitat patches, areas with difficult access, species with loud voice and prolonged breeding season.

Keywords: amphibians, faunistics, MONITOR 2000, Rétközi Reservoir, sound monitoring, River Tisza, Wisconsin-index

A székicsér (*Glareola pratincola*) állománya és védelme a Nagykunságon

Csider Ibolya¹, Gyüre Péter¹ és Monoki Ákos²

¹*Debreceni Egyetem, Természetvédelmi Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék*

4032 Debrecen, Böszörményi út 138. E-mail: csideribolya@freemail.hu

²*Nimfea Természetvédelmi Egyesület
5420 Túrkeve, Pusztakert utca 1.*

Összefoglaló: A székicsér hazánk fokozottan védett madárfaja, a populáció jelentős hányada napjainkban a Nagykunságon található meg. A vizsgálat célja főleg a Kisújszállás határában élő állomány nagyságának meghatározása volt, valamint az, hogy felmérje a területen található különböző agrárkultúrák preferáltságát is, ily módon következtetve az élőhelyválasztás okaira. Megállapítottuk, hogy a mezőgazdasági kultúrák közül a legkedveltebb a napraforgó, mint fészkelési terület, valamint a pihentetett, szárazon hagyott rizsparcellák, melyek a fiókanevelés időszakában játszottak fontos szerepet. A havi élőhely-preferencia vizsgálat által kapott eredmények pedig a székicsérek itt-tartózkodási idejének különböző szakaszaira utalnak: az egyes területek előnyben részesítése a faj életciklusa szerint változott. A vizsgálatokból kiderült, hogy a székicsér az élőhelyén bekövetkezett, megváltozott körülmények ellenére, megtalálta azokat a területeket, melyek biztosítják az életviteléhez szükséges feltételeket. Azonban ügyelnünk kell arra, hogy a természetvédelmi tevékenységeket a székicsér életciklusához igazodva valósítsuk meg, ezzel befolyásolható a költés eredményessége is, mely elsődlegesen kitűzött célnak tekintendő.

Kulcsszavak: Mezőgazdasági terület, élőhelyváltozás, költőcsapda, élőhely-preferencia, szezonális

Bevezetés

A székicsér fokozottan védett madárfaj hazánkban, mely korábban a szikes területek jellemző fészkelője volt. Az utóbbi kb. 2 évtizedben sajátos változások figyelhetők meg a faj fészkelési szokásaiban: a különböző környezeti hatások következtében szűkültek a székicsér természetes élőhelyei, így a faj

a '80-as évektől kezdve folyamatosan megtelepszik agrárterületeken (Oláh 1993). Mára a hazai populáció szinte kizárólag kapás kultúrában fészkel (Oláh-Széll 1994). Fészkelőhely-választását nagymértékben befolyásolja a fészkelési terület közelében lévő vízzel borított területek elhelyezkedése is, emiatt találkozhatunk napjainkban a fajjal árasztásos rendszerű rizsföldek közelében. Ezek a területek vették át a természetes szikes mocsarak szerepét, táplálékbázist nyújtva nemcsak a felnőtt madaraknak, hanem a fiókanevelési időszakban a fiatal egyedeknek is. Bár ma a magyarországi állomány legnagyobb része a Nagykunságban költ, elvétve találkozhatunk a fajjal a Kiskunságban, illetve Békés megye egyes területein is (Kovács-Kapocsi 2005). A vizsgálat tárgyát a nagykunsági populáció egy költőtelepe, a Kisújszállás-nagyréti állomány képezte.

A székicsér tanulmányozásánál két legfontosabb kérdés az állomány-, és az élőhelyváltozás tisztázása, mellyel már több vizsgálat is foglalkozott. Európai Unió vizsgálatok során megállapították, hogy a székicsér állománya az 1970-1990, valamint az 1990-2000 közötti időszakban egyaránt csökkenő volt (Papazoglou et al. 2004). Ugyancsak erről a csökkenő európai populációról olvashatunk a Rakonczay (1989) által szerkesztett Vörös Könyvben. A hazai viszonyokat tekintve a legszembetűnőbb tények, hogy a székicsér a XXI. század elején eltűnt a Dunántúlról, 2002 óta nem fészkel a Hortobágyon (Kovács-Kapocsi 2005), más kelet-magyarországi állományok (Nagykunság, Kiskunság) pedig egy folyamatosan csökkenő tendenciát mutatnak. Az állománycsökkenés még szembetűnőbbé vált az élőhelyválasztás megváltozásával párhuzamosan, hiszen a költési siker a mezőgazdasági területeken jóval alacsonyabb, mint a szikes pusztán volt (Kovács-Kapocsi 2005). Több tényező együttes hatásának eredményeképpen a faj ma agrárterületeken fészkel, de ezek a területek úgynevezett költőcsapdának (ökológiai csapdának) tekinthetőek (Kapocsi 2002). Az elsőnek fészkelésre alkalmasnak látszó agrárterületeken ugyanis erőteljesebben érvényesülnek a környezeti hatások: a szántóföld homogén felszíne, a mikrodomborzat hiánya következtében a csapadék- és hőmérsékleti viszonyok hatásai szélsőségesebben jelentkeznek, ez kedvezőtlen a faj számára: a tojások beleragadnak a sárba, kihűlnek, összetörnek, a fióka lába is beleragadhat a hirtelen feliszapolódott talajba, ragadozó áldozata lehet. Sőt, a vetésváltó gazdálkodás miatt a fészkelési területek évente változnak, és általában ezzel párhuzamosan az egyedszám is csökken (Kapocsi 2002).

A kultúrbiotópok választásának több oka is lehetett, több folyamat eredményeként történt meg ez a változás. Az állattenyésztés intenzifikálása következtében az extenzív, klasszikus legeltetési rendszerű állattartás háttérbe

szorult, a csökkenő legelő állatállomány következtében a legeltetett területek egyre kevésbé álltak rendelkezésre (Széll 1993). Ezek az eltűnő, kopár, száraz legelők, ugarok tekinthetőek a székicsér klasszikus fészkelőhelyének. Ugyancsak a legelő állatállomány visszaszorulásának következménye, hogy a legelő állatok körül rajzó, illetve a trágyájukban megtalálható rovarok állománysűrűsége lecsökkent, ezáltal a székicsér elveszítette fészkelőterülete biztos táplálékbázisát. A székicsérek esetében tehát egyszerre szorultak vissza a fészkelési, illetve táplálkozási lehetőségek az elsődlegesnek számító legelők tekintetében, ezért szorultak az agrárkultúrákba.

Az országos viszonylatban is meghatározó nagykunsági populáció nagyréti költőtelepe Kisújszállás határában helyezkedik el. A vizsgálat célja többek között az állomány nagyság meghatározása és a területviszonyok felmérése volt. Ezenkívül folyamatos megfigyelés tárgyát képezte a fészkelési, fiókanevelési, táplálkozási szokások is. A vizsgálat célul tűzte ki továbbá azt is, hogy meghatározza a területen található különböző agrárkultúrák preferáltságát, valamint az egyes élőhely-típusok közötti különbséget is, ily módon következtetve az élőhelyváltozás esetleges okaira.

Módszerek

A megfigyelés elsődleges célja a költési időben az állomány folyamatos nyomon követése, felmérése volt. A vizsgálati terület Kisújszállás határától mintegy 8 km-re található (47°11'48.60"N; 20°52'29.08"E), kb. 1700 ha nagyságú mezőgazdasági földterület, mely 2008-ban hatféle mezőgazdasági kultúra között oszlott meg: gabona, gyep, kukorica, napraforgó, rizs, illetve az árasztást követő évben ugaron hagyott rizsparcellák. A székicsér állományának alakulása az áprilisi érkezéstől a szeptemberi vonulásig került felmérésre, a megfigyelés heti gyakorisággal történt, figyelembe véve az egyes időpontokban a faj területválasztását is. Az egyes megfigyelési időpontokban bejártuk a vizsgálati területet és feljegyzést készítettünk az észlelt madarak számáról, illetve arról, hogy mely területen figyeltük meg az egyedeket. Mindezek alapján területalapú kumulált egyedszámot készítettünk: összesítettük, hogy az egyes növényi kultúrát hány madár látogatta az itt-tartózkodásuk ideje alatt, ebből következtetve a mezőgazdasági kultúrák használatának gyakoriságára.

A székicsér esetében meghatározó kérdés az élőhelyválasztás, ezért összehasonlítottuk a négyféle használt mezőgazdasági kultúrát (kettőt nem használtak a madarak), mint élőhely-típust, keresve a közöttük lévő esetleges

szignifikáns különbségeket. Székicsér által használnak tekintettünk a vizsgálat során minden olyan mezőgazdasági táblát, ahol a madár a megfigyelési időszakban legalább egyszer előfordult. A kétéves vizsgálati időszak adatait összevetve $n=30$ mintaelemszám állt rendelkezésünkre, melyre először egy Kruskal-Wallis-tesztet, majd pedig egy Aebischer-féle kompozíciós analízist végeztünk el (Aebischer et al. 1993). A Kruskal-Wallis-teszt segítségével az egész csoporton belüli, míg az Aebischer-index esetében, páros T-próba segítségével, csupán két élőhely-típus közti eltérést kerestünk. Az egyes területek előnyben részesítését pedig az Ivlev-féle élőhely-preferencia index (PI) (Ivlev 1961) alapján állapítottuk meg, melynek képlete a következő:

$$PI = \frac{a - b}{a + b}$$

ahol: a = az adott növényi kultúra összterülete a vizsgált területen, b = a székicsér által használt terület a vizsgált területen. Az index egy 0 és 1 közé eső pozitív szám, mely szerint ha egy adott mezőgazdasági kultúra értéke minél inkább közelít a maximumhoz, annál jobban kedvelt és használt a madár esetében. Ezt az indexet minden, a vizsgálati területen megtalálható mezőgazdasági kultúra esetében kiszámoltuk (gabona, gyep, kukorica, napraforgó, rizs, illetve az árasztást követő évben ugaron hagyott rizsparcellák), valamint, szűkítve csupán a használt kultúrák körére (kukorica, napraforgó, rizs, ugaron hagyott rizscella), havi lebontásban is kiszámoltuk az értékeket. A vizsgálat eredményéből tehát különböző következtetések vonhatóak le arra vonatkozóan, hogy a székicsérek fészkelésében valóban meghatározónak tekinthetőek-e a különböző mezőgazdasági kultúrák.

Eredmények

Ha a teljes vizsgálati időszakot vesszük figyelembe, a székicsér a hatféle növényi kultúrából csupán négyet használt, a statisztikai vizsgálatokat elegendő ezekre a területekre elvégezni. A két vizsgálati időszak adatait vizsgálva a Kruskal-Wallis-teszt esetében az alábbi eredményt kaptuk: $n = 30$, $df = 3$, $p = 0,007$.

Az Aebischer-féle kompozíciós analízist elvégezve, az egyes élőhely-párok esetében az alábbi index-értékeket kaptuk: napraforgó - száraz rizs $p = 0,864$; napraforgó - árasztott rizs $p = 0,105$; kukorica - száraz rizs $p = 0,101$; kukorica - árasztott rizs esetében pedig $p = 0,759$. Két élőhely-párosítás külön említést érdemel, az index-érték alapján kapott marginális különb-

1. táblázat. A székicsér élőhely-preferenciájának páros összevetése a Nagykunságban 2007-2008-ban végzett felmérés alapján (Aebischer-féle kompozíciós analízis).

| Élőhely-típus | t | df | p |
|------------------------------|--------|----|-------|
| napraforgó - kukorica | 1,715 | 29 | 0,097 |
| napraforgó - száraz rizs | -0,173 | 29 | 0,864 |
| napraforgó - árasztott rizs | 1,674 | 29 | 0,105 |
| kukorica - száraz rizs | -1,696 | 29 | 0,101 |
| kukorica - árasztott rizs | 0,309 | 29 | 0,759 |
| száraz rizs - árasztott rizs | 2,029 | 29 | 0,052 |

ség miatt: a két fészkelési területet összehasonlítva (napraforgó – kukorica) $p = 0,097$ értéket, míg a rizs kétfajta állapotát (száraz-árasztott) vizsgálva $p = 0,052$ eredményeket kaptuk. A vizsgálat eredményei részletesebben az 1. táblázatban láthatóak.

Az egyes időpontok megfigyelési számait összesítve a következő kumulált megfigyelési számokat kaptuk a 2008-as időszakra vonatkozóan: száraz rizsparcellák esetében 132, napraforgóföldnél 128, árasztott rizsföldön 7, kukoricatáblán pedig 5 egyedet állapítottunk meg. 2007-ben ezek az értékek máshogy alakultak az előfordulási helyen: száraz rizsföldön 113, napraforgótáblában 29, árasztott rizscellákon 34 kumulált egyedszámot észleltünk, azonban a kukoricaföldön 2007-ben nem talákoztunk a fajjal, így ebben az évben a kumulált érték e kultúra esetében 0. Összehasonlítva a 2007-es időszakkal, a kumulált egyedszámokat az 1. ábrán szemléltettük. Legszembevetőbb változás a két év tekintetében a napraforgótáblák előnyben részesítésének nagymértékű növekedése.

Az Ivlev-index esetében először az egész vizsgálati év terület-használatát egységesen vizsgáltuk. A székicsér a vizsgálati időszakban két mezőgazdasági kultúrát nem használt: ezek a gabonatáblák, valamint az intenzív gyepterületek voltak, ezen területek esetében tehát a $PI = 0$. Ha a teljes időszakot vizsgáljuk az egyes kultúrák esetében, akkor a következő eredményeket kapjuk:

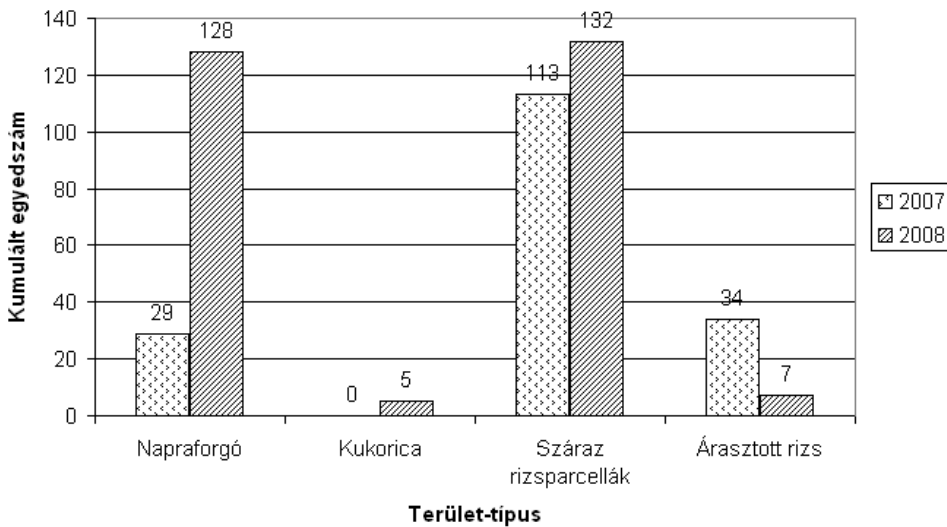
Napraforgó: $PI = 1$; ahol $a = 60.5$ ha és $b = 60.5$ ha

Kukorica: $PI = 0.44$; ahol $a = 184.9$ ha és $b = 72$ ha

Szárazon álló rizsparcellák: $PI = 0.77$; ahol $a = 365.5$ ha és $b = 46.9$ ha

Árasztott rizsparcellák: $PI = 0.74$; ahol $a = 473$ ha és $b = 68.25$ ha

Ugyan már az összesített index kapott értékei alapján is felállítható bizonyos sorrend az egyes kultúrák között, de ezeket az értékeket havi lebontás-



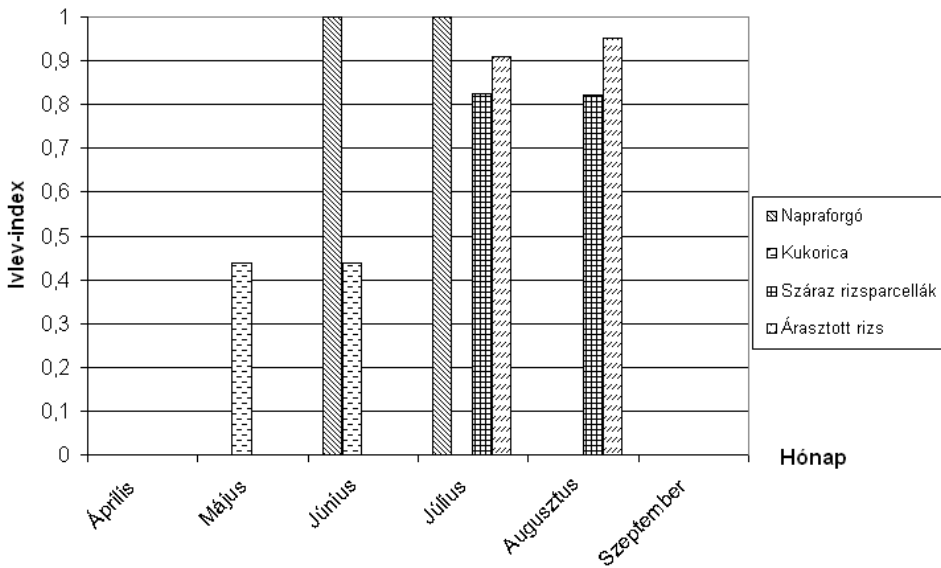
1. ábra. A székicsérek előfordulási gyakorisága az egyes mezőgazdasági kultúrákon.

ban is vizsgáltuk, bízva abban, hogy egyfajta szezonalitást fedezhetünk fel az egyes kultúrák látogatottsága és preferáltsága között, ami összhangban lehet a székicsér életvitelével. A havi lebontású Ivlev-index értékei a már korábban ismertetett mezőgazdasági kultúrák esetében a 2. ábrán láthatóak. Megfigyelhető, hogy a kései területválasztás miatt áprilisban minden kultúra esetében $PI = 0$ értéket kaptunk. Májusban csak a kukorica esetében kaptunk pozitív index-értéket: $PI = 0,439$. Júniusban már a másik fészkelési terület, a napraforgó is megfelelő értéket ért el: $PI = 1$, ez a terület maximális kihasználását jelenti. Júliusban és augusztusban pedig egyre inkább preferálta a faj a száraz illetve az árasztott rizscellákat a fiókanevelési időszak miatt: a száraz cellák esetében $PI = 0,8252$ és $PI = 0,8221$, míg az árasztott parcellákon $PI = 0,909$ és $PI = 0,951$ index-értékeket kaptunk.

Értékelés

A vizsgálati terület egészét tekintve az egyes élőhely-típusok közti különbség szignifikáns. Ez a teszt azonban csak az egész csoporton belüli különbséget vizsgálta.

További különbséget kerestünk élőhely-párok között. Az Aebischer-féle kompozíciós analízis azonban nem mutatott ki szignifikáns különbséget



2. ábra. A székicsér havi élőhely-preferenciája a Nagykovácsban, a 2008-ban végzett Ivlev-féle élőhely-preferenciavizsgálat (PI) alapján.

egyik párosítás esetében sem (1. táblázat), ennek oka az, hogy a vizsgálati időszak egészét vettük figyelembe, holott erős szezonális figyelhető meg a területhasználatban. Erre vonatkozóan pontosabb eredményt a havi lebontású Ivlev-index értékei mutatnak.

A teljes vizsgálati évet vizsgálva a kapott Ivlev-index eredményei közül a legmagasabb értéket a napraforgó érte el, a költési időszakban a napraforgótáblát maximálisan kihasználták a székicsérek. A szárazon álló, illetve az árasztott rizsparcellák közel azonos értékkel szerepelnek, ennek oka elsősorban az, hogy mindkét terület-típust a faj táplálkozaskor használta. A használat gyakorisága alacsonyabb a napraforgóhoz viszonyítva, hiszen míg a fészkelés helyhez kötött, addig táplálkozás során lehetőség nyílik a táplálékforrások felkutatására: a székicsérek a hasonló adottságú területek között folyamatosan vándorolnak, kiválasztva a számukra éppen megfelelőt. Legalacsonyabb értéket a kukorica képviseli, index-értéke jóval kisebb az előző három kultúra által elért értékhez képest. Feltehetően ennek az oka elsősorban az, hogy a fészkelési időszak elején a székicsérek kukoricatáblában kezdték meg a fészkelésüket, ennek a telepnek a költési sikerét azonban a kedvezőtlen időjárási viszonyok ellehetlenítették. Az egész itt-tartózkodási idő alatt a rendelkezésre álló kukoricaföldeknek így csupán töredékét használta a faj.

Már korábban, az Aebischer-index számításakor megemlítettük, hogy a preferáltság mértékét, valamint az egyes kultúrák közötti sorrendet és szezonalitást pontosabban megállapíthatjuk a havi lebontású Ivlev-index alapján. Az április végén megérkező székicsér-csapatok még nem kötődnek a mezőgazdasági területekhez, ez az oka annak, hogy minden kultúra esetében 0 az index értéke. Erről a folyamatról írt már korábban Kapocsi (2002) is: a megérkező csapatok a fészektelep későbbi területéhez képest nagyon nagy területen végeznek aktív felderítő repülést, de végül mindig a már megszokott környékre szűkül a használt területük. Májusban és júniusban elsősorban a fészkelési területeknek nőtt meg a használati gyakorisága, hiszen a székicsérnek éppen erre az időre esik a költési ideje. Az első költés megsemmisülése után a madarak pótköltésbe kezdtek, az új fészkelési terület kiválasztása, valamint a sarjűfészek lerakása időben eltolódott, emiatt a korábbi évekkel ellentétben a rizsföldek látogatottsága is csak július hónaptól volt számottevő. Korábbi években a rizsföldek szerepe már júniustól megnőtt, hiszen a fiókák kikelése, és ezzel egyidejűleg az etetés megkezdése pontosan e hónap közepére esett. 2008-ban a száraz rizsparcellákon nemcsak költések történtek, hanem a környékbeli populáció ezeken a területeken gyülekezett az itt-tartózkodási idő végén. Ez az oka tehát elsősorban annak, hogy a szárazon álló parcellák preferáltsága főképpen június és július hónapban nőtt meg. Az eddigi vizsgálatok között még nem történt említés az ugaron hagyott rizscellák fontosságáról (Oláh 1993; Oláh-Széll 1994), valószínűleg ezek a területek vették át a székicsérek eredeti élőhelyén lévő klasszikus szikespusztai gyepék szerepét. Augusztus végétől a székicsérek egyre kevésbé éjszakáztak ezeken a területeken, nem kötődtek már egyik mezőgazdasági kultúrához sem jelentős mértékben (ezt tükrözik a szeptemberi index-értékek is), majd szeptembertől a csapat egyre távolabb tartózkodott az eredeti előfordulási helyétől, míg el nem indult az őszi vonulásra.

A fenti vizsgálatokból úgy tűnik, hogy a székicsér az agrárkörnyezetben megtalálta az életviteléhez szükséges feltételeket. A természetvédelem feladata a székicsér esetében megfelelő élőhelykínálat kialakítása és fenntartása megőrzéssel, állapot rögzítéssel, helyreállítással, felújítással vagy élőhely-létesítéssel (Kapocsi 2002). A fenti vizsgálatokból továbbá következtethetünk arra is, hogy az egyes gyakorlati tevékenységeket a székicsér szezonálisához igazodva kell megvalósítani, ezzel befolyásolható a költés magasabb szintű eredményessége is, mely a faj esetében elsődlegesen kitűzött célnak tekintendő. Fontos megjegyezni, hogy az élőhelyválasztáson túl, a költési siker vizsgálatát kulcsfontosságú kutatni a továbbiakban, hogy pontosítani lehessen az esetleges kezelési útmutatókat.

Irodalomjegyzék

- Aebischer, N. J., Robertson P. A. & Kenward R. E. (1993): Compositional analysis of habitat use from animal radio-tracking data. – *Ecology* **74**: 1313-1325.
- Ivlev, V. S. (1961): *Experimental ecology of the feeding of fishes*. – Yale University Press, New Haven.
- Kapocsi, I. (2002): Időjárás tényezők hatása a szántóföldi növénykultúrában költő székicsér populációra – *A Puszta 2000* **17**: 10-14.
- Kovács, G. & Kapocsi, I. (2005): Székicsér (*Glareola pratincola*) – In: Ecsedi Z. (szerk.) (2005): *A Hortobágy madárvilága*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 272-276.
- Oláh, J., ifj. (1993): Székicsérek fészkelése agrárterületen és vonulás előtti gyülekezése Szarvas környékén 1993-ban. – *Partimadár* **3**: 19-21.
- Oláh, J., ifj. & Széll, A. (1994): A székicsér (*Glareola pratincola*) fészkelése és védelmi helyzete Magyarországon 1994-ben. – *Partimadár* **4**: 25-28.
- Papazoglou, C., Konstantin, K., Waliczky, Z. & Burfield, I. (2004): Birds in the European Union, a status assessment. – *BirdLife International*, Cambridge.
- Rakonczay, Z. (szerk.) (1989): *Vörös Könyv. A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajok*. – Akadémia Kiadó, Budapest, 128. pp.
- Széll, A. (1993): A székicsér (*Glareola pratincola*) fészkelőhely-választása agrár élőhelyeken. – *Partimadár* **1**: 8-15.

The population of the Collared Pratincole (*Glareola pratincola*, Linnaeus, 1766) in the Nagykunság (Hungary)

Ibolya Csíder¹, Péter Gyüre¹ and Ákos Monoki²

¹*University of Debrecen, Department of Nature Conservation Zoology and Game Management*

4032 Debrecen, Böszörményi 138.

²*Nimfea Nature Conservation Association*

5420 Túrkeve, Pusztakert 1.

Abstract: The Collared Pratincole is a strictly protected bird species in Hungary, with most of the population is located at the Nagykunság area. The aim of our research work was the estimation of this population, and to assess habitat preference of the Collared Pratincoles on agricultural areas. The sunflower fields are the main nesting sites and dried rice fields the main resting places for the adult and juvenile birds. The monthly habitat preference indices show differences from April to September. Our results show that the Collared Pratincole adapted to changed habitats and found breeding place at agricultural areas. Conservation management has to follow this seasonality of the birds to increase breeding success.

Keywords: Agricultural area, habitat change, habitat preference, seasonality

A magyarföldi husáng (*Ferula sadleriana*) populációinak állapotfelmérése 2008-ban

Lendvay Bertalan és Kalapos Tibor

*Eötvös Loránd Tudományegyetem, Biológiai Intézet, Növényrendszertani és
Ökológiai Tanszék*

1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C., E-mail: lendvayberci@gmail.com

Összefoglaló: A reliktumendemizmus magyarföldi husáng (*Ferula sadleriana* Ledeb.) világállománya nyolc diszperz populáció a Kárpát-medencében: a Gerecse, a Pilis, a Börzsöny és a Bükk-hegység egy-egy pontján, a Tordai-hasadéknál, valamint kettő az Aggteleki-karszt szlovákiai oldalán. Egy további, valószínűleg telepített kis népsége van a Pilisben a Kis-Kevélyen. A populációk sziklagyepek, sztyeplejtők és bokorerdők vegetációmozaikjában élnek. Valamennyi élőhely természetvédelmi oltalom alatt áll. 2008 nyarán felkerestük és felmértük állományait. A legkisebb (Börzsöny, <50 tő) és a legnagyobb (Pilis-tető, >4000 egyed) populáció mérete két nagyságrendnyit tér el. Ez a többször termő, évelő lágyszárú növényfaj mindenütt érlel termést, ám ezt a szárba szökkenet egyedeket fogyasztó vad veszélyezteti. Elkerítéssel hatékonyan csökkenthető a vadragás. Az állományok megőrzéséhez szükséges még az emberi taposás kizárása és a mozaikos bokorerdő növényzet fenntartása. Így akár a néhány tíz egyedet számláló populációk magtermése is elegendő lehet egy állomány megerősödéséhez. A természetvédelmi kezeléseknél is köszönhetően ma az összes populáció fennmaradása biztosítottnak tűnik, ami egy izolált előfordulású, feltehetően elkülönült genetikai állományú populációkból álló fajnál különösen fontos lehet.

Kulcsszavak: Apiaceae, diszperz área, *Ferula sadleriana*, fokozottan védett növény, populációméret, reliktumendemizmus, természetvédelmi kezelés, vadragás

Bevezetés

A fokozottan védett interglaciális reliktumendemizmus magyarföldi husáng (*Ferula sadleriana* Ledeb.) hét természetes populációban él a Kárpát-medencében a Gerecse, a Pilis, a Börzsöny és a Bükk-hegység egy-egy pontján, a Tordai-hasadéknál, valamint két közeli lelőhelyen az Aggteleki-karszt szlovákiai oldalán (Csóka 2005, Kalapos 1998). Egy további, valószínűleg telepített

kis populáció található a Pilis-hegységben a Kis-Kevélyen (Somlyay 2007).

A populációk aktuális termőhelyi felmérésén alapuló, átfogó értékelés még nem született a növényfajról. A Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Természetvédelmi Hivatala 2005-ben készült fajmegőrzési programja (Csóka 2005) ugyan tartalmaz a növényről átfogó értékelést, ez azonban csak a jelenlegi országhatárokon belüli termőhelyekre szorítkozik. Munkánk célja a faj népességei állapotának felmérése, a veszélyeztető tényezők azonosítása és a megóvást szolgáló természetvédelmi beavatkozások eredményességének összehasonlítása volt. Ezen ismeretek összegyűjtése remélhetően segíti a faj megóvását.

Módszerek

2008-ban a növény termésérlelése idején (július vége - augusztus vége) felkerestük mindegyik előfordulását. A termőhely bejárásával becsültük a szárba szökkenő, termést érlelő egyedek számát, az egyedenkénti termés hozamot és a termést nem érlelő reproduktív egyedek arányát. Egyes populációknál (Pilis-tető, Kis-Kevély) azévi korábbi látogatáskor a nyár közepéig megfigyelhető vegetatív életfázisú egyedek számát is felmértük. (A csíranövények apró mérete a terepi kvantitatív vizsgálatot nem teszi lehetővé.) Mindenütt kapcsolatba léptünk a populációt ismerő helyi botanikusokkal és természetvédelmi szakemberekkel, akiktől a populációt veszélyeztető tényezőkről, a területhasználatról és a természetvédelmi kezelésekről kaptunk információt.

Eredmények és értékelésük

A populációk állapota, veszélyeztető tényezők

A faj 190–750 m tengerszint feletti magasságban, a bürzsönyi kivételével mészkő alapkőzeten, sziklaletörés vagy meredek lejtő környékén, gyakran keleties kitértségben fordul elő (1. táblázat). A populációk mérete között két nagyságrendnyi a különbség: a legnagyobb a Pilis-tetőn élő négyezret meghaladó egyedszámmal, a legkisebb a bürzsönyi és a bizonytalan eredetű kis-kevélyi állomány néhány tíz tővel (1. táblázat). Ez utóbbi környéken beltenyészet kialakulásához vezethet, emiatt fontos a szélsőségesen kis populációk egyedszámának növelése. A többször termő lágyszárú évelő mindegyik, még a legkisebb népességeiben is érlel termést. A populációk

1. táblázat. A *Ferula sadleriana* populációk jellemzőinek összefoglaló táblázata.

A táblázatban + jelentése: jelen van; ++ jelentése: erős hatással van jelen; (+) jelentése: a tevékenység megszűnt, viszont hatása máig érzékelhető; *: a gerecei populáció egyedeit 2008-ban nem vizsgáltuk részletesen, az adatok a 2006-os felmérésünkből származnak; **: becslés, Frink József személyes közlése; n.a.: nincs adat (a szlovákiai populációk 2008-as felmérésekor az egyedek többsége lehullajtotta már termését, a jelzett vizsgálatokat nem tudtuk elvégezni).

| | Gerece, Pisznice | Pilis, Pilis- tető | Pilis, Kis- Kevély | Börzsöny, Ördög- hegy | Bükk, Békkő | Tornai- karszt, Istállóskő | Tornai- karszt, Zaseky | Erdélyi- medence, Tordai- hasadék |
|---|---------------------|--------------------------|--------------------------|-----------------------------|----------------|----------------------------------|------------------------------|--|
| Élőhely | | | | | | | | |
| Égtáji kitettség | DK, D | K, DK | NY | D | K, DK | K | K | DK, D |
| Alapkőzet | mészke | mészke | mészke | andezit | mészke | mészke | mészke | mészke |
| Tengerszint feletti magasság (m) | 450-490 | 550-750 | 470-480 | 190-200 | 620-700 | 590-630 | 450-490 | 600-700 |
| Populáció | | | | | | | | |
| Becsült populációméret (egyed) | 400 | 4700 | <50 | <50 | 400 | 300 | 250 | 2500** |
| Reproduktív egyedek száma 2008-ban | 100 | 2700 | 11 | 18 | 200 | 80 | 50 | 1500** |
| Átlagos terméshozam | 230* | 105 | 65 | 156 | 190 | n. a. | n. a. | 270 |
| Maximális termés-szám egy egyeden | 1550* | 1200 | 260 | 470 | 720 | 400 | 300 | 1600 |
| Termést nem érlelők %-os aránya | 14* | 42 | 36 | 11 | 11 | n.a. | n.a. | 11 |
| Vizsgált reproduktív egyedek száma (minta mérete) | 96* | 2700 | 11 | 18 | 30 | 10 | 6 | 40 |
| Veszélyeztetettség | | | | | | | | |
| Vadrágás | ++ | ++ | + | ++ | + | ++ | ++ | |
| Taposás | | ++ | ++ | | | | | |
| Bányászat | (+) | | | | (+) | | | |
| Természetvédelmi kezelés | | | | | | | | |
| Élőhely átalakítás | | | | | | ++ | ++ | |
| Vadkerítés | + | + | | + | | | | |
| Visszatelepítés | + | + | | | + | | | |

egyedeinek 20–70%-a reprodukzív, ami nagy változatosságot mutat évek között az időjárástól függően (Kalapos 1998). A termésképzésben nem észleltük az inverz denzitásfüggés hatását, azaz a kisebb populációkban sem jelentősen kisebb az egyedenkénti átlagos terméshozam, mint a nagyobbakban, és minden populációban volt nagyszámú termést hozó egyed. Az átlagos termésszám 65–270 között változott egyedenként, a két legkisebb értéket a Kis-Kevélyen és a Pilis-tetőn észleltük (1. táblázat). Valószínű, hogy ebben a kis-kevélyi populációnál az állomány telepített volta és a többi populációtól eltérő égtáji kitettség játszik szerepet, míg a Pilis-tetőn a viszonylag sok, erdő árnyékában élő egyed lehet a fő okozója a jelenségnek. Mindkét populációban az átlagos terméshozam alacsony értéke összefügg a termésérlelésre képtelen egyedek magas részesedésével.

Mindegyik termőhely természetvédelmi területen van, mostanára megszűnt a korábban jelentős egyedszámot elpusztító külszíni bányászat (a bükki Béلكövön és a gereszei Pisznicén). A fajt gazdaságilag hasznosíthatatlan élőhelyei miatt nem fenyegeti területhasználat. Jelenleg a legjelentősebb veszélyeztető tényező a vadragás. Öt populációra erős hatással van, de a Tordai-hasadék állományán kívül mindenhol találtunk a vad – elsősorban muflon – által lerágott hajtású, termést emiatt nem érlelő egyedeket. Szélsőséges esetben a termő tövek akár 50%-át is károsodás érheti ily módon. A hegytető közeli állományokat nagymértékben befolyásolja a kirándulók, sportolók tevékenysége (Lenkei 2006). Ennek folyamán a taposás, fák kivágása a legjelentősebb hatás. Szerencsére a populációknak csak kis részét érinti. A taposás miatt gyomos, átalakult vegetációjú területek jöttek létre, elsősorban a Pilis-tetőn. A felhagyott bányaterületeken a természetes növényzet visszatérésével a husáng is elfoglal másodlagos élőhelyeket (Pisznice), így ez a vegetáció átalakulás még pozitív hatással is lehet a fajra.

Természetvédelmi beavatkozások

A nagyvad által erősen veszélyeztetett öt populációból háromnál készült vadkerítés, amelyen belül teljesen megszűnt a vad okozta kár. A Pilis-tetőn a populáció kiterjedése jelentősen nőtt a nagy területet védő kerítés megépítése óta. A gereszei és börzsönyi populációk husángokban legdúsabb kis foltjait vonták körbe. Ez utóbbiak egy kis populáció fenntartását tudják biztosítani, de csak a kerítéseken belül. A vad teljes kizárása viszont segítheti a bokorerdők záródását, ami a faj számára kedvezőtlen lehet. Ezt figyelembe véve a pisznicei populációnál télen kinyitják a kerítéseken levő kapukat a vad számára. Érdeemes volna a többi elkerített populációnál is követni a

kerítésen belüli esetleges cserjésedés hatását a husángra. A vadászati társaságok számára előírt vadlétszámcsökkentés lehet a probléma teljes megoldása, amelyet eddig nem sikerült oly mértékben elérni, hogy megszűnjön a növényünket érő rágáskár.

A Pilis-tetőn a vadkerítés szerepe egyben a kirándulók, biciklisták, extrém sportolók kizárása is lenne. Az évek múltán 2008-ban kijavított kerítéseket azonban hamar újra megrongálták. Nehéz feladatnak tűnik a fokozottan védett területen a látogatók távol tartása a husáng legnagyobb sűrűséggel benépesített foltjaitól, hiszen ez egyben a siklóernyősök starthe-lye is, és itt van a legjobb kilátás a Pilis-tetőről.

A szlovákiai állományoknál a bokorerdő záródásának megakadályozására néhány éve a cserjék, fák visszavágását végezték el. Úgy tűnik azonban, hogy túlzott méretűre sikerült az élőhely átalakítása, hiszen az utóbbi néhány évben csökkent a *Ferula* egyedek száma ezekben a foltokban. Valószínűleg a cserjék teljes visszavágásával, a félárnyékos bokorerdei foltok eltüntetésével a faj számára fontos élőhelyi térbeli heterogenitást szüntettek meg.

Három populációnál is történt vissza- illetve betelepítési kísérlet (1. táblázat). A Pilis-tetőre az ELTE Botanikus Kertben Pilis-tetői szülőkből nevelt egyedek közül telepítettek vissza néhány tucatnyit, de a telepített tövek nyomon követése itt elmaradt. A bélkői állományból a Vácrátóti Botanikus Kertben nevelnek egyedeket, és ezek közül telepítettek vissza a hegy nyugati ormára, az eredeti populációtól elkülönülő helyre. Kevés egyed azóta is él ezek közül. Véltetően a kis-kevélyi populációt is a bélkői populációból származó egyedekből telepítették, amikor annak sorsa kétségessé vált a bányaterületének növelése miatt (Somlyay 2007). A pisznicei állományba is ültettek vissza egyedeket az ELTE Botanikus Kertben nevelt egyedekből, ezek valószínűleg nem maradtak fenn (Isépy István személyes közlése). Szintén a Pisznicén az eredeti populáció foltjaitól távolabb, elkülönítve ültettek néhány egyed, melyek valószínűleg a Tordai-hasadékból származnak. Véltetően a pisznicei populációt kiveszettnek tartották, ezért hoztak be a területére egyedeket egy távoli állományból. Nyolc-tíz egyed él máig ebben az ültetett foltban. Kérdés, hogy az eredeti és az ültetett egyedek genetikai állománya mennyire volt képes keveredni.

Tapasztalataink alapján ajánlásaink a faj megőrzését szolgáló jövőbeni természetvédelmi kezelésekre a következők. Továbbra is elsődleges szempont a vadlétszám csökkentése a populációk védelmében. Amíg ez nem sikerül, addig jó megoldásnak tűnik a vadkerítések építése, bővítése a Pilis-tetőn, a Kis-Kevélyen, a Pisznicén, az Ördög-hegyen és a két Tornai-karszton levő populációnál. A kirándulókat, extrém sportolókat távol tartani elsősorban a

Pilis-tető és a Kis-Kevély hegycsúcs közeli sziklagyepseitől a vad kizárásánál is nehezebb feladat. A taposás mértékének csökkentésére két, eddig nem alkalmazott megoldási lehetőséget látunk. Ezek közül az első a helyeket látogatók tájékoztatása: tapasztaltuk ugyan, hogy a kirándulók, sportolók egy része különböző fórumokból tudta, a husáng élőhelyén jár, de ez nem volt általános. Talán kis anyagi befektetéssel járó, de hatékony megoldás lenne ezeken a helyeken táblák elhelyezése, amelyek a fokozottan védett faj élőhelyére és annak védelmére hívná fel a figyelmet. Gyakori élményünk volt, hogy az ismeretek birtokában a látogatók nagy részének meglenne a szándéka a faj kíméletére. Hosszú távon viszont az illegális területhasználat megszüntetésére az lehet megoldás, hogy a husáng élőhelyei helyett alternatívát kapjanak a terület jelenlegi használói (pl. kilátó- és pihenőhely, siklóernyő felszállóhely, ez utóbbi akár a veszélyeztetett helyektől távol építve is hatékonyan elvonná a sportolókat a védendő értékek közeléből).

Mivel a természetes állományokban a faj túlélése biztosítottnak látszik, pillanatnyilag nincs szükség a faj újabb termőhelyekre telepítésére. Ehelyett az élőhelyeinek megóvása, a szélsőségesen kis méretű állományok megerősödésének elősegítése – elsősorban a bolygatások mérséklésével – az elsőrendű teendő. Kiemelt kutatási feladat az elszigetelt populációk genetikai sokféleségének feltárása.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük Frink József, Milan Murin, Robert Suvada, Házi Judit, Csonka Péter, Sulyok József, Somlyay Lajos, Matus Gábor és Isépy István segítségét egy-egy populációnál a helyi kalauzolásban és információk biztosításában, továbbá Németh Júlia, Bárány Gusztáv, Vad Csaba, Botlik Dávid, Szarka Eszter és Lendvay Márton értékes részvételét a terepmunkában.

Irodalomjegyzék

- Csóka A. (szerk.) 2005: Magyarföldi husáng (*Ferula sadleriana*). KvVM Természetvédelmi Hivatal fajmegőrzési tervek. – Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Természetvédelmi Hivatal, Budapest. pp 19.
- Kalapos T. 1998: A magyarföldi husáng (*Ferula sadleriana* Ledeb.) pilis-tetői populációjának dinamikája. – In: Csontos P. (szerk.): *Sziklagyeppek szünbotanikai kutatása*. – Scientia Kiadó, Budapest. pp 41–54

- Lenkei P. 2006: Technikai sportok hatása a pilis-tetői magyarföldi husáng (*Ferula sadleriana*) populációjára. Természetvédelmi szakmérnöki dolgozat, Debreceni Egyetem, Mezőgazdaságtudományi Kar, Állattani és Vadgazdálkodási Tanszék, Debrecen. Kézirat, pp 40.
- Somlyay L. (2007) A *Ferula sadleriana* Ledeb. "újabb" hazai lelőhelye. – *Kitaibelia* **12**: 106–107.

Survey of the populations of *Ferula sadleriana* in 2008

Bertalan Lendvay and Tibor Kalapos

*Eötvös Loránd University, Institute of Biology, Department of Plant Taxonomy and Ecology
1117 Budapest, Pázmány Péter s. 1/C*

Abstract: The interglacial relict endemism *Ferula sadleriana* Ledeb. (Apiaceae) have survived in eight populations scattered in the Carpathian Basin. The Gerecse, Pilis, Börzsöny and Bükk Mountains, the Torna Karst (Slovakia, two nearby populations) and the Turda Gorge (Transylvanian Basin, Romania) support natural occurrences of the species, while the small population on the Nagy-Kevély Hill (Pilis Mts.) is most probably planted. Its habitats – all in protected areas today – are typically in Pannonian karst white oak low woods and associated rock steppes. In summer 2008 we visited and surveyed each occurrence. The size of the largest (Pilis Hill, >4000 individuals) and the smallest (Börzsöny Mts., <50 individuals) population differs by two orders of magnitude. This polycarpic herbaceous perennial plant species produces fruits in each population, although up to half of the fruit crop may be destroyed by grazing big game (mostly the introduced mouflon). Fencing around habitat patches rich in *F. sadleriana* can reduce this damage substantially. Excluding human trampling and maintenance of the characteristic vegetation mosaic are also inevitable for the preservation of the species. By providing all these support measures, even the smallest population can produce fruit crop sufficient for population growth. Thanks to conservation management already completed, the persistence of each population appears to be ensured. This is particularly important for a species of disjunct geographical distribution, where considerable genetic differentiation may have developed among populations.

Keywords: Apiaceae, conservation management, disjunct distribution, *Ferula sadleriana*, grazing, population size, relict endemism, strictly protected plant species.

A Koppánymonostori-sziget részletes botanikai vizsgálata és vegetációtérképe

Ádám Szilvia és Penksza Károly

*Szent István Egyetem, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1. E-mail: sargabogar@gmail.com*

Összefoglaló: A Koppánymonostori-sziget a Duna 1775,6 és 1771,8 fkm-e között helyezkedik el, Komárom város észak-nyugati partján. A sziget mai képének kialakulásában nagy szerepet játszottak a XIX. század végi folyószabályozási munkálatok, amikor partját sok helyen kőszórásokkal szegélyezték, s mellékágát kőgáttal leválasztották a főmedertől. Azóta a Koppánymonostori-mellékág feliszapolódása folyamatos, a nyári hónapokban csaknem teljesen kiszárad, felgyorsítva ezzel a szukcessziós változásokat.

A florisztikai eredmények összesítése alapján 202 taxonból álló fajlistát állítottunk össze, amelyből 8 védett faj, esetenként tömeges megjelenésű.

A botanikai vizsgálatok során feltárt meghatározó vegetációegységek a puhafás, fűznyár ligeterdők, s a szigeten található vízbázis miatt rendszeresen kaszált rét, kisebb mocsárrétekkel tarkítva. A természetvédelmi és a relatív ökológiai indikátor értékeik alapján részletesen elemzett a területre leginkább jellemző társulások közül a fűzligetek nevezhetőek a leginkább természetközelinek, de a fehérszárú ligeterdőknek és fekete nyarasoknak is akadtak természetközeli foltjaik.

A feltárt veszélyeztető tényezők közül a legtöbb társulást a talajvízszint csökkenéssel járó szárazodás, valamint a tájidegen inváziós növények fokozódó térhódítása fenyegeti.

Kulcsszavak: Koppánymonostor, Duna, sziget, ártér, botanika, vegetációtérkép, védett növény

Bevezetés

Hazánk a Kárpát-medence hegyvonulataiból érkező folyók bő vizéből adódóan felszíni vizekben gazdag ország, így Magyarország vegetációjának 19%-a ártéri erdő lehetne, azonban az elmúlt évszázadok során bekövetkezett folyószabályozások és ármentesítések következtében ligeterdeink

területének kiterjedése 0,8%-ra visszaszorult (Bartha és Oroszi 1995). A hajdan gyakori vizes élőhelyek, ártéri ligeterdők száma és kiterjedése mára a Dunán is jelentősen megfogyatkozott. A puhafás ligeterdők élőhelyének jelentős részén nemes nyár ültetvényeket hoztak létre, amelyek elgyomosodott gyepszintű kultúrállományok. Területük csökkenéséhez még az is hozzájárult, hogy az elmúlt évszázadok során a puhafás ligeterdők helyén, ártéri kaszálókat, szántókat és gyümölcsösöket hoztak létre. A fennmaradt erdőkben nagy gondot okoznak az adventív fák, cserjék és lágyszárúak terjedése, amelyekről megszabadulni ma már majdnem biztos, hogy lehetetlen (Bartha 1998).

A Duna ártéri növényvilágát a XIX. század elejétől vizsgálják mélyrehatóbban. Tóth (2001) a Neszmély és Süttő közötti Duna szakasz árterületeinek a tájtörténetét és botanikáját tárta fel. A kisalföldi, főként a Szigetközben található szakaszát elsők között Zólyomi (1937) tanulmányozta. A déli Duna szakaszon, Gemenc környékén Kevey (1993), Kevey és Tóth (1992) vizsgálatai jelentősek. Zsolt (1943) a Szentendrei-sziget déli részének flóráját térképezte fel és doktori disszertációjában kutatta szukcessziós viszonyait. A vegetáció és az ártéri szintek fejlődésének kapcsolatát a Dunakanyarban Kárpáti *et al.* (1962) vizsgálták. Budapest déli Duna szakaszán fekvő Háros-sziget fehérryár erdeiről Kevey és Huszár (1999) publikál cönológiai felvételeket, s Szalai (1997) a vegetáció és a mikrodomborzat kapcsolatát vizsgálta. Az elmúlt évtizedek jelentősebb kutatásai a Szigetközben és Gemencben folytak. A komáromi szigetek élővilágát eddig részletesebben főként madarászok vizsgálták. Számos ritka, fokozottan védett madárfaj él, fészkel a szigeteken pl.: réti sas (*Haliaeetus albicilla*).

Jelen kutatás célja a sziget flórájának és vegetációjának kutatása, öszszesített fajlista készítése, a jobb áttekinthetőség érdekében az elkülönülő vegetációtípusok térképen való ábrázolása, valamint a főbb kategóriák természetvédelmi szempontú értékelése cönológiai felvételek alapján.

Módszerek

A Koppánymonostori-sziget a Pannóniai flóratartomány, Eupannonicum flóraidékén belül az Arrabonicum flórajárásba tartozik. A sziget kiterjedése 87 hektár, s a Duna 1775,6 és 1771,8 folyamkilométere között helyezkedik el, Komárom városhoz közel. A XIX. századi vízrendezések során partját kőszórásokkal szegélyezték, s mellékágát egy kőgáttal leválasztották a főmedertől. Az így keletkezőt parapotamon jellegű mellékág vízutánpótlását

három, a felső zárás alatt húzódó cső biztosítja. A mellékág feliszapolódása folyamatos, a nyári hónapokban csaknem teljesen kiszárad. A Duna ezen szakaszán évente két nagyobb árhullám figyelhető meg.

A fajnevek Simon (2000) nómenklatúráját követik, a társulásnevek használatakor pedig Borhidi (2003) rendszerét vettük alapul. A cönológiai felvételezéseket 2007 nyarán és őszén készítettük Braun-Blanquet (1951) módszerrel a különböző társulásokban eltérő kvadrátméreteket alkalmazva. Az adatok feldolgozása során a relatív ökológiai mutatókat Borhidi (1995), a természetvédelmi értékkategóriákat Simon (2000) munkája szerint alkalmaztuk. A borítási átlagértékeket figyelembe véve csoportrészesedést számítottunk, amelyből Papp (1991) képletével kaptuk meg a degradációs értékszámokat.

A vegetáció térképezése terepbejárások alapján történt, s a kategóriák lehatárolásához alaptérképként egy 2005-ben készült nagy felbontású ortofotót használtunk fel (Földmérési és Távérzékelési Intézet). Az elkészült 1:10.000 méretarányú, aktuális vegetációtérkép digitalizálása és feldolgozása ArcView 3.1 és ArcMap 9.2 programokkal történt.

Eredmények

Terepi kutatások során elkészítettük a sziget fajlistáját, amely 202 taxont sorol fel, köztük 8 védett faj, 14 tájidegen, melyből 7 faj inváziós terjedésű.

A Koppánymonostori-sziget védett növényei

A tömegesen előforduló bugás sás (*Carex paniculata*) zombékokat nem alkotó egyedei a sziget holtág felőli részéhez közelebb eső hosszanti árok-szerű mélyedésben találhatóak. Ez a helyenként szőnyegszerű magassásos mélyedés mementóként emlékeztet egy hajdan volt, a vízrendezések és zárások miatt mára feliszapolódott mellékágra, amely egy régi különálló kis szigetet csatolt a Koppánymonostori-szigethez. A sziget közepén fekvő 23 hektáros kaszálón és nedves mocsárréten, több száz egyeddel jelenik meg a réti iszalag (*Clematis integrifolia*). A széleslevelű nőszőfű (*Epipactis helleborine*) egy-egy példánya a fehér és fekete nyarasokban fordul elő a nyíltabb részeken, az erdő szélén. Elsősorban a Koppánymonostori-sziget középső és keleti részén, a fekete és fehér nyarasok gyepszintjét gazdagítja a téli zsurló (*Equisetum hyemale*), helyenként több ezer tővel. Simon (2000) határozója szerint az Alföldön ritka, s a Duna-vidéket nem jelöli. A hóvirág (*Galanthus nivalis*) az árnyékos fűz-nyár ligeterdők gyepszintjének lakója,

főként a természetesebb foltokban található meg. A vizsgált területen nagy egyedszámban, főként a mocsárrétek foltjaiban és a természetközeli puhafaligetekben megjelenő nyári tőzike (*Leucojum aestivum*) állományai az IUCN természetvédelmi besorolása szerint Közép-Európa több országában súlyosan veszélyeztetett, illetve sebezhető státuszban vannak. Magyarország puhafaligeteiben jelenleg számos helyen megtalálható, de szépségének köszönhetően gyűjtése miatt veszélyeztetett. A ligeti csillagvirág (*Scilla vindobonensis*) kora tavasszal borítja a sziget kaszáló és mocsárrét foltjait. Az utak mentén, a zavartabb területeken is megjelenik. Az erdők belsejében valódi dzsungelt alkot a ligeti szőlő (*Vitis sylvestris*). Az őszi vörösödő lombszínűzés alapján elkülöníthető védett faj mellett itt két másik fajt is meg lehet figyelni. Egyikük az alanyszőlőként tartott és kivadult téli szőlő (*Vitis berlandieri*), amely minden bizonnyal a mellékág túlpártjáról, az ott évszázadok óta telepített szőlőskertekből származik. Valamint harmadik fajtársként az inváziós megjelenésű parti szőlő (*Vitis riparia*) főként a sziget keleti végén található fehér nyarasokban gyakori. Egyéb, nem védett, de florisztikai szempontból jelentős növényfajként megemlíteném a keserű kakukktormát (*Cardamine amara*), amely domb- és hegyvidéki forráslápok növénye, Simon (2000) határozója nem jelöli a Kisalföldön, viszont Kevey (1999) megtalálta a Szigetköz fűzligeteiben. Magját minden bizonnyal a folyók hozták le hordalékukkal a környező hegyekből. Szintén érdekesség a gyakori őszi kikerics (*Colchicum autumnale*) ritka tavasszal virágzó változata a *Colchicum autumnale* var. *verum*.

A Koppánymonostori-sziget inváziós fajai

A sziget ligeterdeiben az alsóbb lombkoronaszinteken mindenhol kisebb-nagyobb arányban megtalálható, az ártereken erősen terjedőben lévő idegenhonos flóraelem, a zöld juhar (*Acer negundo*), amely egyes foltokban a teljes lombzat 70%-át alkotja. Mint fásszárú özönnövény, gyakran a zöld juharral közösen terjed a vörös kőris (*Fraxinus pennsylvanica*) is, amely nagy élőhelyi konkurenciát jelent őshonos fajtársa a magyar kőris (*Fraxinus angustifolia* subsp. *pannonica*) és a nyárfák (*Populus alba*, *P. nigra*) számára. A nemes nyarasokból kivadult kanadai nyár (*Populus x euramericana*), a sziget dél-nyugati részein, nehezen elkülöníthető hibrideket alkotnak az őshonos fekete nyarakkal (*Populus nigra*). Lágyszárúak közül a holtág felőli vízparton és a kevésbé természetes erdők belsejében, lécek közelében, méretes foltokat alkotva jelenik meg kisvirágú nebánsvirág (*Impatiens parviflora*), amely egy terjedőben lévő, degradációt jelző, adventív gyom (Csontos 1984). Hasonló megjelenésű azonban a ligeterdők alacsonyabban

fekvő, partmenti fehér füzeseiben tömeges a füzlevelű őszirózsa (*Aster x salignus*). A Duna felőli keskeny erdősáv szélén lévő kaszálatlan szegélyekben, valamint az évek óta kaszálatlan gyümölcsösök magaskórós gypszintjének egyeduralkodójaként a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) egyre nagyobb tereket hódít. Egyéb adventív özönnövények közül gyalogakác (*Amorpha fruticosa*), selyemkóró (*Asclepias syriaca*), bíbor nebáncsvirág (*Impatiens glandulifera*) egy-egy példánya is előfordul a szigeten, de kiterjedésük nem jelentős.

Vegetációvizsgálati eredmények

A szigeten megtalálható vegetációtípusok elhelyezkedésének és területi kiterjedésének ábrázolására 1:10.000 méretarányú aktuális vegetációtérképet készítettünk (1. függelék az OF függelékben, ahol az ábrázolt vegetációtípusok nevei megegyeznek a kifejtett egységekkel).

A sziget leggyakoribb vegetációtípusa a puhafás ligeterdő (*Salicion albae* Soó 1930 em. T. Müller & Görs). Fő alkotó fajaik alapján négy altípusra osztottuk.

A fehér füzések (*Leucojo aestivi–Salicetum albae* Kevey in Borhidi & Kevey 1996) a sziget 20,2%-át borítják, s az alacsonyabb térszíneken, a partmenti nedvesebb régiókban helyezkednek el. Felső lombkoronaszintjükben legnagyobb arányban fehér fűzzel (*Salix alba*) borított erdők, amelyekben helyenként nagy mennyiségben fordul elő a fákra felfutó ligeti szőlő is. A régi természetes gazdálkodási formákra, a valaha meglévő természet és ember harmóniára utalnak a gigászi méretű, ágait kosárfonásra folyamatosan visszavágott, göcsörtös törzsű botoló füzek, amelyeknek az árvizek kevésbé pusztító levonulásában is nagy szerepük volt. A cönológiai felvételek TVK és SzMT elemzésének összesítése alapján a fűzligetek degradációs értékszáma TVK szerint 0,44; SzMT szerint 0,59. Mindkét eredmény 1-nél jóval alacsonyabb, vagyis a természetes élőhelyekre jellemző fajok borítási értékei a jellemzőek.

A sziget 13,6%-át borító fehér nyarasok (*Senecioni sarracenicipopuletum albae* Kevey in Borhidi és Kevey 1996) lombkoronáiban uralkodó fehér nyár (*Populus alba*) ágaira is felfut a ligeti szőlő, s mellettük megjelenik a nagyobb folyók árterein szórványos, mára kicsit megfogyatkozott májusfa (*Padus avium*) is, cserjeszintjükben kányabangita (*Viburnum opulus*), egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) és csíkos kecskerágó (*Euonymus europaeus*) jelzik a viszonylagos természetességet. A cönológiai felvételek alapján a fehérnyár ligeterdők degradációs értékszáma TVK szerint 0,75; SzMT szerint 1,02. Mindkét szám 1 közelebbi, ami azt mutatja,

hogy degradációra utaló növények jelen vannak, borítási értékeik megközelítik a természetes élőhelyekre jellemző fajok borítási értékeit, de (még) nem uralkodóak.

A lényegesen kisebb kiterjedésű (3,5%) fekete nyarasokban (*Carduo crispum*–*Populeto nigrae* Kevey in Borhidi és Kevey 1996) a névadó fekete nyáron (*Populus nigra*) kívül nagy mennyiségben fordul elő a síkvidéki nedves és üde erdők természetes flóraeleme a magyar kőris, valamint az inkább keményfás ligetekre jellemző vénic szil (*Ulmus laevis*), s gyepszintben elszórta megjelenik a podagrafű (*Aegopodium podagraria*). Mindemellett ebben a kategóriában tömeges borítású a védett téli zsurló. Összességében a cönológiai elemzés alapján is sajnálatos módon az mondható el, hogy a mára ritkának számító fekete nyarasokban is jelentős az inváziós fajok előfordulása, amelyek bár (még) nem uralkodóak, de terjedésük mértékét az 1,06 értékű TVK szerinti és 1,2 értékű SzMT szerinti degradációs számok is jól mutatják.

Az puhafás erdők negyedikként említett altípusának foltjaiban (a sziget 12,8%-a) a honos fajok aránya egyre inkább lecsökkent (térképen: özön-növényekkel terhelt puhafás liget), de még mutatja a hajdani állapotokat. Helyüket lassan az ártereken akadálytalanul terjedő tájidegen zöld juhar, vörös kőris veszi át.

Az egész szigetnek csupán 2%-át borítja keményfás ligeterdő (*Ulmion*), amelyben jól elkülöníthetően csak a méretes palánkgyökereket növesztő vénic szil alkot erdőállományt. A tartósabb vízborítást nehezen viselő keményfák általában a folyók magasabb árterein élnek, alacsonyan fekvő hullámterén kevésbé találják meg életfeltételeiket. Ezt az is jól mutatja, hogy a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) magoncai a sziget puhafás ligeterdeinek gyepszintjében megfigyelhetőek ugyan, azonban megerősödni nem képesek. A sziles (*Scillo vindobonensis*–*Ulmum* Kevey in Borhidi és Kevey 1996) is csupán a sziget keleti felének magasabb térszínein található meg, abban a foltban, amely a régi katonai térképeken egyedülként már a XVIII. századtól folyamatosan erdővel borítottnak, s különálló kis szigetként szerepeltek, s amelyet az 1800-as évek második felében kőgáttal hozzacsatoltak a nagy központi szigethez.

Dominánsan özönfajokból álló erdőnek neveztük el azt, a sziget 4,6%-át borító vegetációtípust, amelyet nagymértékben idegenhonos, elsősorban vörös kőris, zöld juhar, kanadai nyár fajok uralnak. Cserjeszintjük és gyepszintjük is sokkal szegényesebb, domináns fajaik: fiatal vörös kőris, fekete bodza (*Sambucus nigra*), kisvirágú nebáncsvirág, nagy csalán (*Urtica dioica*) és hamvas szeder (*Rubus caesius*).

A sziget egy különálló nyugati foltjában, 6,6%-os borítással ültetett nemes nyaras található. Cserjeszintje és gyepszintje szegényes, nagyjából megegyezik az előző kategóriában felsorolt özönfajokkal, kiegészítve a Kelet-Indiából származó, kertből kivadult bíbor nebáncsvirág néhány példányával, ami a Szigetközben már tömegessé vált inváziós gyom.

A sziget területének 3,9%-át borítja kaszált, illetve kaszálatlan gyümölcsös. A nyugati bejáráshoz közel eső ártéri gyümölcsös főleg alma, szilva és ringlőszilva fajtákból áll. Kaszálatlan részében a gazdálkodást már sok éve felhagyták, amit az áthatolhatatlan hamvas szeder, magas aranyvessző és pántlikafű (*Phalaris arundinacea*) alkotta bozót is mutat. A gépi kaszálást is lehetővé tevő szabályos sorokban ültetett fák gyümölcsseit, a rendszeresen kaszált gyepű részben sem hasznosítják. A lehulló gyümölcs tömeg nagy mennyiségű nitrogéntöbblettel látja el a fákat körülvevő aljnövényzetet, amely szintén a nitrogénben dús élőhelyeket preferáló özöngyomok terjedésének kedvez.

A sziget 23,1%-án kaszálórét található, amelyet évente két alkalommal, nyár elején és ősszel kaszálnak. Ezután a kapott szénát elszállítják a területről. A rét perifériális széleit, 1-3 méteres kaszálatlan szegély övezi. Ez a kaszálatlan szegély első ránézésre is sokkal fajszegényebb, mint a kaszált területek. Különbőség fedezhető fel a Duna felőli és a puhafás erdők szélén található kaszálatlan szegélyek között is. Előbbinek főbb alkotófajai a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*), hamvas szeder (*Rubus caesius*), siskanádtippan (*Calamagrostis epigeios*) és a közönséges tarackbúza (*Elymus repens*). Ezzel szemben az utóbbiban a hamvas szeder mellett pántlikafű, mezei aszat (*Cirsium arvense*), nagy csalán, sövényiszulák (*Calystegia sepium*), helyenként nád (*Phragmites australis*) és komlóképű aranka (*Cuscuta lupuliformis*) a domináns fajok.

A körülbelül 20 hektáros kaszált rész fajdiverzitása sokkal gazdagabb. A cönológiai felvételezések során itt kvadrátonként közel 30 különböző taxont írtunk össze, holott a kaszálatlan részben ugyanez a szám csak 4–11 között váltakozott, s akkor is inkább kevesebb, mint több. A kaszált rész meghatározó fajai a keskenylevelű perje (*Poa angustifolia*), siskanádtippan, közönséges tarackbúza, nádképű csenkesz (*Festuca arundinacea*), festő zsoltina (*Serratula tinctoria*), mezei zsurló (*Equisetum arvense*), fűzlevelű peremizs (*Inula salicina*) és a réti boglárka (*Ranunculus acris*), de említésre érdemes mennyiségben volt még jelen többek között az őszi vérfű (*Sanguisorba officinalis*), az északi galaj (*Galium boreale*), a réti margitvirág (*Leucanthemum vulgare* subsp. *vulgare*) és az őszi kikerics (*Colchicum autumnale*). A védettek közül a réti iszalag és a ligeti csillagvirág alkot nagy

tömegeket. A kaszálórét mélyebb foltjain mocsárrétek fekszenek, amelyeket nedvesebb környezetükből adódó növényborítása jól elkülönít az egyéb területektől. Főbb karakterfajai a mocsári nőszirm (*Iris pseudocorus*) és a mocsári csetkása (*Eleocharis palustris*).

Említésre érdemesek a partmenti szegélytársulások váltakozásai is, amelyek főként csigolya bokorfüzesek (*Rumici crispi–Salicetum purpureae* Kevey in Borhidi és Kevey 1996), a pántlikafüves (*Carici gracilis–Phalaridetum* (Kovács & Máthé 1967) Soó 1971 corr. Borhidi 1996) és métegykórós (*Oenanthe aquatica–Rorippetum amphibiae* Lohmeyer 1950) asszociációk.

Értékelés

A Kisalföld flórajárás jellegének kialakításában döntő szerepet játszanak a Duna árterein kialakult ligeterdők, amelyek természetes állományai az utóbbi évtizedekben vészesen összezsugorodtak, részint a helyükre telepített nemes nyarasok mesterséges, fajszegény ültetvényei miatt. Emellett hatással voltak rájuk a térségben lezajlott elsősorban a hajózás javítása érdekében tett vízrendezések, mederkotrások, mellékáglezárások, párhuzamművek és sarkantyúk építése. A beavatkozások eredményeként a főmederben lévő víz folyása felgyorsul, hordalékát nem rakja, hanem még többet felvesz, így medre folyamatosan mélyül, a talajvízszint süllyed, ami a nagy vízigényű növényfajokra nézve káros következményekkel jár. Ezzel párhuzamosan a leválasztott mellékágakba kevesebb víz jut, dinamikusabb iszaplerakódás következik be, gyakrabban kiszárad. A szukcessziós stádiumok váltakozása felgyorsul, amely az inváziós fajok terjedésének is kedvez. A sziget ártéri szukcessziós stádiumai nagyon jól végigkövethetők a különböző társulások egymásutánosságát figyelve, a szigetről készült 1:10.000 méretarányú vegetációtérképen (1. függelék az OF függelékben). A Koppánymonostori-mellékág felől haladva elsőként a partmenti csigolya bokorfüzesek, a pántlikafüves és métegykórós szegélytársulások váltakozása található. Őket követik a puhafaligetek fűzligetei, majd a feketenyár ligeterdők, s a magasabb térszíneken a fehérenyár ligeterdők állományai. A legrégebben erdővel borított, hajdan különálló kis sziget területén sziles erdőfoltok helyezkednek el.

Az erdők természetvédelmi célú értékelése alapján azokat a következtetéseket lehet levonni, hogy a sziget növényzetének leginkább természetközeli társulásai a fűzligetek. Ez minden bizonnyal azzal is magyarázható, hogy

a ligeterdők közül a fűzligetek foglalják el az ártér legalacsonyabban fekvő, leggyakrabban vízzel borított szintjeit, ahol a különösen magas talajnedvesség-tartalom és a tartósabb vízborítás miatt kevés idegen faj jelenthet konkurenciát. Azonban eltérő mértékben ugyan, de mindhárom puhafás ligeterdő társulásban terjednek egyes tájidegen inváziós fajok. A fűzligetek lombkorona- és cserjeszintjében a vörös kőris, gyps szintjében a fűzlevelű őszirózsa jelenik meg. A fehérenyár ligeterdőkben zöld juhar, vörös kőris, a lágyszárúak közül kisvirágú nyenyélhozám jelzik a degradációt. Feketenyár ligeterdőkben leginkább a vörös kőris és a kanadai nyár fokozottabb terjedése jellemző.

A sziget közepén fekvő kaszálórét, s annak kaszátlan szegélyei, valamint kaszált, illetve kaszátlan gyümölcsös természetvédelmi szempontú összehasonlítása alapján elmondható, hogy ahol a kaszálást felhagyták, idővel megjelentek és uralkodóvá váltak a honos, illetve tájidegen flóra agresszív terjedő kompetitorai, s fajösszetételükben pedig nagyon elszegényednek, gyakorta 6-8 faj óriási állománya borítja az egész területet. Főként ez, a faji diverzitásban bekövetkezett drasztikus csökkenés, jól mutatja a kaszálás, mint lehetséges természetvédelmi kezelési módszer fontosságát és szükségességét.

A múlt eseményei által okozott változások eredményezték a sziget mai képeinek kialakulását. Hatással voltak rá az egész Dunán lezajlott, elsősorban a hajózás érdekében tett folyószabályozási műtárgyak építése és egyéb beavatkozások, mederkotrások. A mai közlekedésfejlesztési tervek szerint a jövő egyik gazdasági szempontból jelentős fejlesztési iránya a környezet- és természetbarátabb vasúti szállítás helyett, ismét a hajózásra helyezné a hangsúlyt, amely újabb drasztikus beavatkozásokkal, vízrendezésekkel járna.

Irodalomjegyzék

- Bartha D. (1998): Veszélyeztetett erdőtársulásaink I. – Fűz-nyár (puhafás) ligeterdők, *Erdészeti lapok*, **133 (1)**: 23 .
- Bartha D. & Oroszi S. (1995): Magyar erdők. – In: J. Komlódi, M. (szerk.): Pannon Enciklopédia, Magyarország növényvilága. Dunakanyar 2000 Kiadó, Budapest, 222 p.
- Borhidi A. (1995) Social behavior types, the naturalness and relative ecological indicator values of the highre plants in the Hungarian Flora. – *Acta bot. hung.* **39 (1-2)**: 97–181.

- Borhidi A. (2003): *Magyarország növénytarulásai*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Braun-Blunquet, J. (1951): *Pflanzensociologie II*. Wien, 631 p.
- Csontos P. (1984): Az *Impatiens parviflora* DC. vadállókövi (Pilis) állományának cönológiai és ökológiai vizsgálata. – *Abstracta Botanica*, **8**: 15–34.
- Kárpáti I., Pécsi M., & Varga György (1962): A vegetáció és az ártéri színtek fejlődésének kapcsolata a Dunakanyarban, *Botanikai közlemények* **49 (3-4)**: 299–308.
- Kevey B. & Huszár Zs. (1999): A Háros-sziget fehérszár-ligetei (Senecioni sarracenicai–Populetum albae Kevey in Borhidi & Kevey 1996) – *Termvéd. Közlem.* **8**: 37–48.
- Kevey B & Tóth I. (1992): A béda-karapancsai Duna-ártér gyertyános-tölgyesei (*Quercus robori*–*Carpinetum*) – *Dunántúli Dolg. Term. tud. Szorozat* **6**: 27–40.
- Kevey B. (1993): A Szigetköz erdeinek összehasonlító cönológiai vizsgálata – Kandidátusi értekezés, kézirat, MTA kéziratára, Budapest
- Kevey B. (1999): Fűzligetek (*Leucojo aestivi*–*Salicetum albae* Kevey in Borhidi & Kevey 1996). – In: Borhidi A. & Sánta A. (szerk.): *Vörös könyv Magyarország növénytarulásairól 2*. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 123–125.
- Papp B. (1991): A Koloska-völgy patakmenti növényzetének állapotfelmérése és térképezése. – *Bot. Közlem.* **79**: 1–17.
- Simon T. (2000): A magyarországi edényes flóra határozója. – Tankönyvkiadó, Budapest
- Szalai Z. (1997): Human impacts on a floodplain – *Zeitschrift für Geomorphologie*. – **110**: 233–40.
- Tóth T. (2001): Tájérténeti és botanikai kutatások a Felső-Duna árterületén a Neszmély-Süttő közötti Duna-szakaszon, – *A Puszta*, **1/18.**: 124–141.
- Zólyomi B. (1937): A Szigetköz növénytani kutatásainak eredményei – *Bot. Közlem.* **34**: 169–193.
- Zsolt J. (1943): A Szent-Endrei sziget növénytakarója – *Index Horti Botanici Universitatis Budapestinensis* **6**: 3–18.

A cikkhez tartozó **Online Függelék** a folyóirat honlapján található (<http://www.mbtktv.mtesz.hu/ofuggelek.html>).

Függelék 1: A Koppánymonostori-sziget vegetációtérképe

Detailed botanical analysis and vegetation map of the Island of Koppánymonostor

Szilvia Ádám and Károly Penksza

*Szent István University, Department of Nature Conservation and Landscape Ecology
H-2103 Gödöllő, Péter Károly u. 1., Hungary*

Abstract: The Island of Koppánymonostor is situated between the 1775,6 and 1771,8 rkm of the River Danube, near the north-western part of Komárom. Regulation works on the river in the 19th century were playing a significant role in the creation of the present shape of the island. During the last two centuries the bank of the island has been covered by stones, the branch of the Danube was separated from the main stream by dams. Since that time this branch is affected by continuous silting, in summer time it even almost becomes dry.

Considering floristical results, 202 species were detected on the island, 8 of them are protected, most of which in a large number.

The main vegetation units are alluvial forests, especially the riverine willow-poplar woodlands (*Salicion albae*), and regularly mowed meadow with some smaller swamp patches. The analysis of the nature conservation values and the relative ecological value categories proved that the association patches in a mostly natural state are the willow gallery forests (*Leucojo aestivi-Salicetum albae*), but there are also some patches of the white poplar gallery forests (*Senecioni sarracenicici-Populetum albae*) and the black poplar gallery forests (*Carduo crispi-Populetum nigrae*) that are in a close to natural state.

Among detected endangering factors, most associations are threatened by dryness due to deepening underground water-level and invasive alien species.

Keywords: Koppánymonostor, Danube, island, flood, botany, vegetation map, protected plant

Egyes növényfajok nehézfém szennyezettsége Vác térségében

Csereklye E. Krisztina

*Szent István Egyetem, Természetvédelemi és Tájökológiai Tanszék
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1. E-mail: csereklye@gmail.com*

Összefoglaló: A kutatásom területeként Vác déli részén elhelyezkedő Duna-Ipoly Nemzeti Park mozaikos élőhelyét választottam. Jellegzetessége, hogy ebben a kis térségben igen sokféle vizes élőhely típus található: forrás, patak, tó, mocsár, ártér és folyó. A cikk célja, hogy bemutassa különböző növények toxikus nehézfém szennyezettségének vizsgálati eredményeit egyes jellemzők esetében. Az eredmények bemutatják a szennyezési állapotot a különböző területhasználati módok alapján is. A megvizsgált növényanyagban megtalálható több fa, mint például *Fraxinus excelsior*, *Salix alba*. A cserjék között a *Buddleia davidii*, *Ligustrum ovalifolium*, *Pyracantha coccinea*, *Syringa vulgaris*, *Spiraea vanhouttei*, valamint a lágyszárúak közül a *Plantago major* szerepel. A toxikus szennyezettség mérési eredményei atomabszorpciós spektrometriával a Varian-spectra AA300 műszeren készültek. Az elkészült mérési eredmények alapján megállapítható, hogy a Duna-part és a 2-es főút felszínének közelében sajátos nehézfém koncentráció alakult ki a növényzetben. Egyes fafajok esetében, mint például a *Salix alba*, a 2-es főút szegélye mentén a park belső területén a tavaszi és az őszi mintákban többszörös koncentráció értéket kaptunk, a Duna-Ipoly Nemzeti Park területén gyűjtött mintához képest. Egyes esetekben az eltérés 5-8-szoros is volt. Csaknem az összes nehézfém esetén kiugróan magas volt a *Plantago major* nehézfém tartalma a 2-es főút, valamint a Duna-parti területen az őszi mintákban.

Kulcsszavak: természetvédelem, területhasználat, toxikus szennyezés

Bevezetés

A több mint egy évtizedes környezettudományi tanulmányaim, munkám, során elsődleges célom volt a tájökológia adottságok és felhasználási lehetőségek vizsgálata a Dunakanyarban, valamint egy váci mintaterületen.

Munkám fő célja az volt tehát, hogy bebizonyítsa, hogy a tájökológiában a geográfia, a természeti lények – ezen belül kiemelt módon az ember – és környezetüknek kapcsolata, valamint a jelenségek és folyamatok rendszerelvű, funkcionális értelmezésének kapcsolata egymás kiegészítői és azok egyaránt fontosak. Munkám során feladatomból volt, hogy végigkövessem, elemezzem a témával kapcsolatos hazai és nemzetközi szakirodalmat és aktuális kutatásokat, valamint a terepi munkák és laboratóriumi mérések eredményeinek alapján választ kapjak egyes növények toxikus nehézfém szennyezettségének vizsgálati eredményeire különböző területhasználati módok alapján is.

A közlekedés légszennyező hatása mindenki számára egyértelmű, a gépjárművek üzemanyagában lévő benzin ólomtartalma 80 éven keresztül terhelte az utak menti környezetet. Az ólommentes benzin bevezetésével csak az ólomterhelés növekedése szűnt meg, a talajba jutott szennyeződések továbbra is jelen vannak, a növények különböző módon felveszik, így bekerülhet a táplálékláncba és az emberbe is (ELTE AT 2005). Hazánk ásványi elemforgalmát illetően aggodalomra adhat okot (Kádár 2001):

- a levegő magas Pb, Cd, Zn, As, Ni stb. szennyezettsége,
- a talajok regionális elsavanyodása; Ca, Mg, P, K védőelemekben való elszegényedése, valamint dúsulásuk szennyező elemekkel (Cd, Pb, Ni stb.),
- a növények növekvő szennyezettsége az elsavanyodó talajokon, városi és ipari körzetekben, autóutak mentén (szennyeződés a talajból, levegőből).

A közlekedés során keletkező füst, korom, por részecskék, valamint a hozzájuk kötődő nehézfémek diszpergálódnak a környezetbe. Az Pb, Zn és a Cu kicsiny felületű részecskékhez tapadva távoli vidékekre is eljutnak, ahol kiülepednek a talajra és a növényzetre. A légkörbe került nehézfém tartalmú por és korom szemcsék napokig, sőt hetekig is a levegőben maradhatnak lebegő állapotban és több km-re is eljutnak az emisszió helyétől. A kibocsátott nehézfémek jelentősebb része, mintegy 50-60%-a az út felületére, illetve az út menti 15 m-es sávban rakódik le. Az úttól távolodva fokozatosan csökken a talaj és a növény terhelése. Az útmenti sávban főleg a 0-20 cm-es talajréteg terhelt, a talajmélység növekedésével a nehézfém koncentrációk értéke exponenciálisan csökken. Az úttestről gyűjtött szediment mintákban és az úttestről lefolyó vízben jelentős Zn, Pb, Cd, Ni, Fe, Cr és Cu tartalom mérhető. Megállapították, hogy a forgalom sűrűség növekedésével a minták nehézfém tartalma lineárisan nőtt (Fodor 2002).

A nehézfémek növényi szövetekbe történő berakodásának két módja van: az atmoszférikus berakodás a levegőből leülepedő porból, illetve a

felvétel a talajból (Fodor 2003). Az ipari területek és a nagy forgalmú utak mentén a levelekre rakódó fémek felvevődhetnek a kutikulán és az epidermiszen keresztül, mikor a harmat vagy a csapadék vízben feloldódnak. Az elmúlt években azonban bizonyították, hogy a leveleken keresztül is számottevő mennyiségű nehézfém kerülhet a növényekbe.

Sipos (2004) szerint a növények igényeik szerint képesek szabályozni a felvehető fémmennyiséget, így a különböző növény együttesek különböző mélységű talajszintekből mobilizálják a fémeket. Egyes vizsgálatok azt mutatják, hogy a nagyobb nehézfém terhelés illetve az egyszerre jelenlevő többféle nehézfém-ion hatására nő a mobilis, növények által felvehető nehézfémek mennyisége, ami károsan hathat a növények minőségére (Sz. Molnár 2003). A nagyvárosoknak mezo- és mikroklíma módosító hatása van. Általában a levegő szennyezettebb volta és a magas építmények miatt kisebb a besugárzás. A makroklíma hatását elsősorban a klímazonális növénytársulásokon érdemes lemérni. Egyetlen növényzeti típusról sem állítható ugyanakkor, hogy a makroklímától független lehetne. Az edafikusan és mikroklimatikusan befolyásolt intrazonális vegetációra is hat a makroklíma, elsősorban a mikroklíma megváltozásán keresztül, közvetetten (Kun 2002).

A mesterségesen létrehozott, vagy roncsolt területeken növénytelepítéssel kialakított zöldfelületek fontos szerepet játszanak a lakott vagy az intenzíven használt rekreációs területeken. Komplexitásában nehezen, bizonytalan eredményekkel és emberi léptékkal nagyon lassan „rekonstruálható” életközösségekről lévén szó, az eredeti élőhelyek rehabilitációra is csak ott érdemes gondolni, ahol a környezeti adottságok a tapasztalatok alapján némi reményt adnak a sikerre (Hologon 2006).

Anyag és módszer

Vác levegőszennyezés mértéke úgy megnőtt az utóbbi évtizedben, hogy káros hatása már a természeti területeket is elérte. A megnövekedett levegőszennyezésnek kiváltó okai között szerepel a járműforgalom fokozatos emelkedése, háztartási eredetű légszennyezés fokozódása, valamint az egyes ipari üzemek légszennyező tevékenysége, mint például a szemétképző DDC Kft.

Az emberre gyakorolt levegőszennyező hatás mellett a növényekre és az állatokra kifejtett káros hatás is megjelenik. A növények sokszor különösen érzékenyen reagálnak a légszennyezésre. A károsodás mértéke

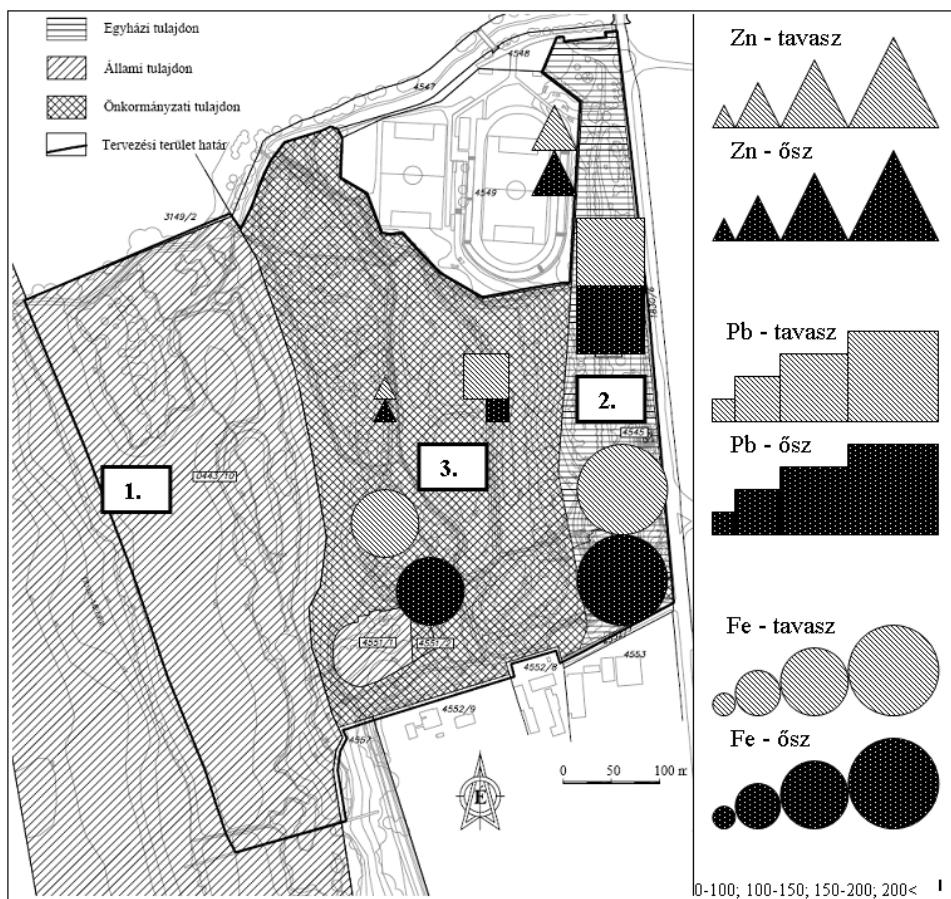
függ a szennyezőanyag koncentrációjától, a hatás időtartamától, a növény fajától, fajtájától, életkorától, ezek függvényében a hatás lehet akut vagy krónikus. A természetes populációban megcsappan az egyed- és faj szám. Valóságos zuzmó sivatagok alakulnak ki a szennyezettebb helyeken. A rezisztens, többnyire értéktelen fajok elszaporodva megváltoztatják a cönózis összetételét. A 80-as évektől kezdődően egyre nagyobb problémává vált az erdők leromlásos betegsége, ennek kialakulásához a levegőszennyezés is hozzájárult (Bíró 2002). Mégis a vizsgálatok azt mutatják, hogy a térség élővilága, életközösségei funkcionális szintig rehabilitálhatóak, egységes funkcionális rendszere helyreállítható (Bíró 2000).

A Dunakanyar növényvilága az éghajlati tényezők miatt igen változatos. A térséget jellemző növényvilágból védelem alatt áll számos faj. A védett területek növényvilága országosan ismert. A növényvilághoz hasonlóan változatos a vízi, vízparti, erdei, réti és hegyvidéki állatvilág is. A védett természeti területeken számos védett vízparti madárfaj, hal, kétéltű és hüllő faj található a Vác belterületének déli részén elhelyezkedő Váci-ligetben (Bánhidi 2001).

Vizsgálati területeként, Vác város belterületének déli határán a Váci-ligetben elhelyezkedő mozaikos élőhelyet választottam, mert a területen belül megtalálhatóak a különböző tájhasználati egysége a különféle zavarhatási tényezőkkel. A vizsgálatokat indokoltá tette, hogy a mintaterület közvetlenül a forgalmas 2-es főút mellett helyezkedik el. További közelben található lakópark és város fokozott ipari tevékenységének jellemzői is indokoltá tette az itt végzett vizsgálatokat.

A Váci-liget területének ökológia problémájával és a lehetséges rehabilitációjával több tanulmány foglalkozott az elmúlt évtized alatt (Illyés 2005). Az elemzések alapján körvonalazódnak azok a problémák, amelyek nem csak a Váci-liget vízrendszerét, hanem más egyedi területeit is érintik – tájlesztés, kultúrtörténet (Bánhidi 2001, Sági 1983). A Váci-liget területének három tulajdonosa van: a katolikus egyház, az önkormányzat és az állam. Ennek függvényében történik fenntartása, fejlesztése és védelme, amely jelentősen kihat a terület ökoszisztémájára. A vizsgált területen különböző természetvédelmi szervezetek és hálózatok találhatóak meg: a Duna-Ipoly Nemzeti Park, Natura2000-es területek, az Országos Ökológiai hálózat, valamint a helyi önkormányzat által védett nyilvánított területek (VPHI 2005).

A vizes élőhelyek, mocsarak, lápok elsősorban a nagy folyók ártereihez kötődnek, az egyéb nagy növényzeti egységekben zárványszerűen létrejött, egyedi képződményekből eredetileg is kevesebb volt a Dunakanyarban,



1. ábra. A Váci-liget területén található fák nehézfém tartalmak összesítése a 2.sz és a 3.sz. ökotónban (mg/kg^{-1})

ezekből is már csak kicsiny maradványok lelhetők fel (Hologon 2006). Az ökoszisztéma szempontjából különös jelentőséggel bír az a tény, hogy ebben a vizsgálatra kiválasztott kis térségben a vizes területek reprezentánsainak olyan széles spektrumával találkozunk, amely magában foglalja a hazai víz-típusok jelentős részét: forrás, patak, tó, mocsár, ártér és folyó. A kiválasztott folyót, mint természetes ökológiai folyosót kísérő 1.sz. ökotónnak a Duna partmenti sávját tekintetem. A 2.sz. kiválasztott ökotónként a 2-es főutat kísérő növényzavot jelöltem meg. Ez a zóna átmenetet képez a terület természetes növényzete, és az út által zavart zóna között. Ezekben az ökotónokban végeztem el a növények toxikus szennyezettségére vonatkozó vizsgálatokat, valamint az eredményeket a Duna-Ipoly Nemzeti Park területén vett minták-

kal – mint kontrollterülettel – hasonlítottam össze, melyet 3.sz. ökotónként jelöltem meg (1. ábra). A 3 területi egységben a következő nehézfémek tartalmát vizsgáltam a növényekben: Ni, Cu, Zn, Mn, Pb, Cd, Co, Fe. A növényanyag gyűjtése 2 szakaszban, május elején, illetve október végén történt.

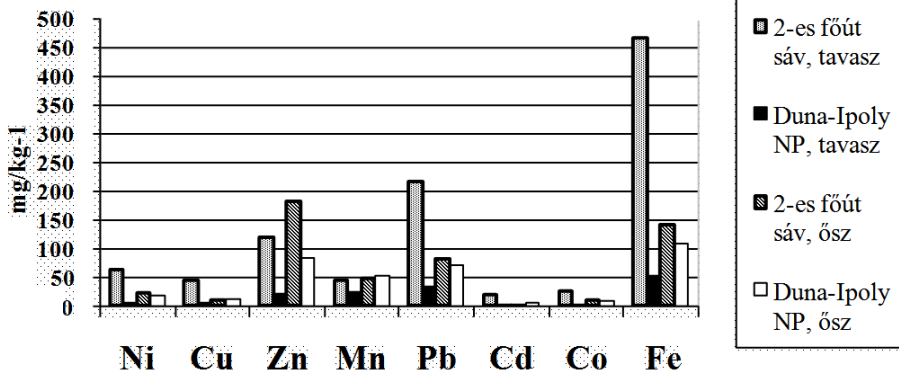
A fajok megnevezésekor „A Magyarországi edényes flóra határozója” Simon (2004) nomenklatúráját követtem. A megvizsgált növényanyagban megtalálható több fa, mint például magas kőris (*Fraxinus excelsior*), a fehér fűz (*Salix alba*). A cserjék között a nyári orgona (*Buddleia davidii*), széleslevelű fagyal (*Ligustrum ovalifolium*), vöröslő tűztövis (*Pyracantha coccinea*), közönséges orgona (*Syringa vulgaris*), kerti gyöngyvessző (*Spiraea vanhouttei*), valamint a lágyszárúak közül a nagy útifű (*Plantago major*) szerepel.

A kezelési eljárás első részeként az összes növényi minta apróra vágva került a szárítógépbe, ahol 70 °C-on pár órás 3-4 órás szárítást kapott. Ezt követően por alakú formává lett zúzva, majd egyenként 0,5 g-os mennyiségben tűzálló kerámiákba lett helyezve. A kerámiák kijelölt pontokra lettek helyezve az 500 °C-os tűzhelyben, ahol 8 órás égetés következett. A kerámiák pontos elhelyezése igen fontos, mivel a magas hőtartalom során semmilyen jelzés nem marad a kerámia edényeken. Az égetés követően a lehűlt hamut pipettával felszívott salétromsav (HNO_3) és 25 ml desztillált együttesével filteren keresztül lecsepegtettem egy kis méretű tartályba, majd filter cseréje után megismételtem a leszűrési csepegtetést egy másik üres tartályba. A nehézfém koncentráció kimutatásakor a száraz növény anyag súlyánál kg^{-1} mértékegységesen alkalmaztam. A toxikus szennyezettség mérési eredményei atomabszorpciós spektrometriával a Varian-spectra AA300 műszeren készültek az Athéni Agrártudományi Egyetem Talajtani Kutatóintézetében történtek, az intézmény által megadott nehézfém vizsgálati lehetőségek alapján.

Eredmények

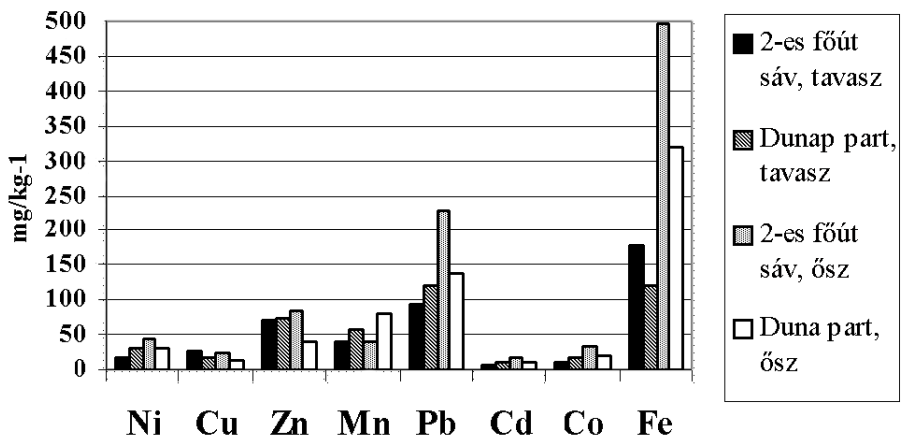
Egyes fa fajok esetében, mint például a *Salix alba*, a 2-es főút szegélye mentén, mind a tavaszi, mind pedig az őszi minta esetében többszörös értéket kaptam a park belső területén, a Duna-Ipoly Nemzeti Parkban gyűjtött mintához képest (2. ábra). Ez az érték akár 5-8-szoros nagyságú számot is mutat. Továbbá kiugróan magas az őszi minták adatai alapján a *Plantago major* nehézfém tartalma – csaknem az összes nehézfém esetén – a 2-es főút, valamint a Duna-parti területen (3. ábra).

Salix alba tavaszi és őszi toxikus szennyezettsége a Váci-ligetben (2007-es adatok alapján)



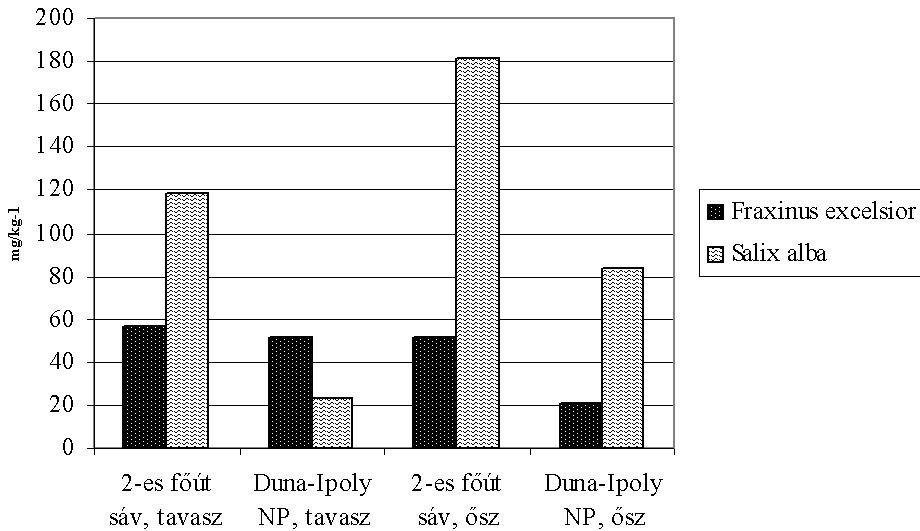
2. ábra. *Salix alba* tavaszi és őszi toxikus szennyezettsége a Váci-ligetben

Plantago major tavaszi és őszi szennyezettsége a Váci-ligetben (2007-es adatok alapján)



3. ábra. *Plantago major* tavaszi és őszi szennyezettsége a Váci-ligetben

Cink tartalom összegzése a fákban



4. ábra. A cink tartalom összegzése a fákban területi egységenként

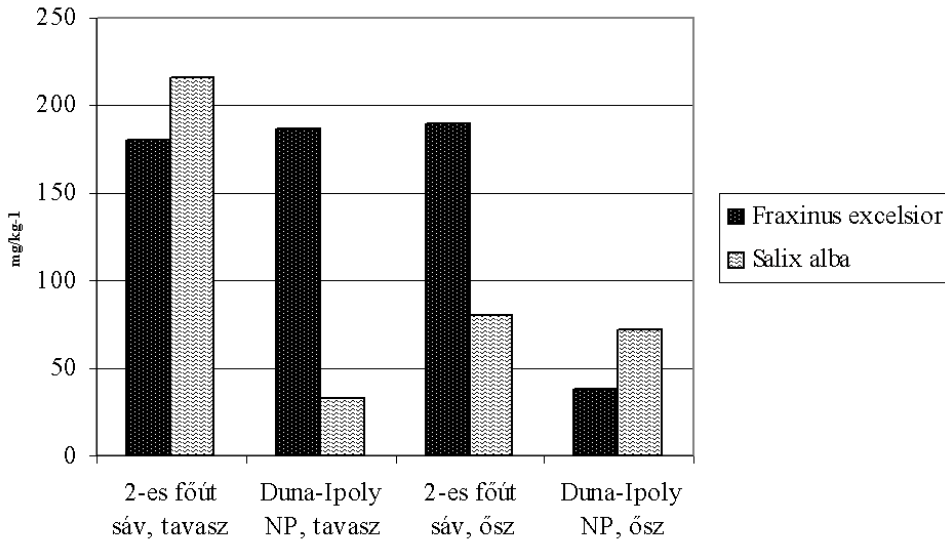
A fa fajok tavaszi és őszi eredményének összesítésében szembevetően látszik, hogy a 2-es főút sávjában jóval magasabb a nehézfém tartalom a növényekben, mint a Duna-Ipoly Nemzeti Park területén. Kimagaslóan nagy az eltérés egyes elemeknél, mint például a cink, ólom és a vas (2. ábra).

A cink tartalom a 2-es főút sávjában és Duna-Ipoly Nemzeti Park területi egységben a *Fraxinus excelsior* esetében mutatta a legmagasabb értékeket és ebből is a kategóriában a legmagasabb az őszi mintában található a 2-es főút sávjában, ahol 180 mg/kg^{-1} értékig ugrott fel az érték. A *Salix alba* esetében az értékek alacsonyabbak voltak. A tavaszi és az őszi értékek csak nem megegyeztek minden esetben, kivételt a Duna-Ipoly Nemzeti Park őszi adatai képeznek, ahol csak nem a fele volt a cink tartalom (4. ábra).

Az ólom tartalom esetében a *Fraxinus excelsior* adatai a Duna-Ipoly Nemzeti Park őszi adatainak eredménye – egy eset kivételével – mindig magasabbak voltak a *Salix alba*-ban mért adatoknál. A kivételt a 2-es főút sávjának tavaszi mintája adja, ahol az ábra legmagasabb értékével ugrik ki az ólom tartalma a mintának (5. ábra).

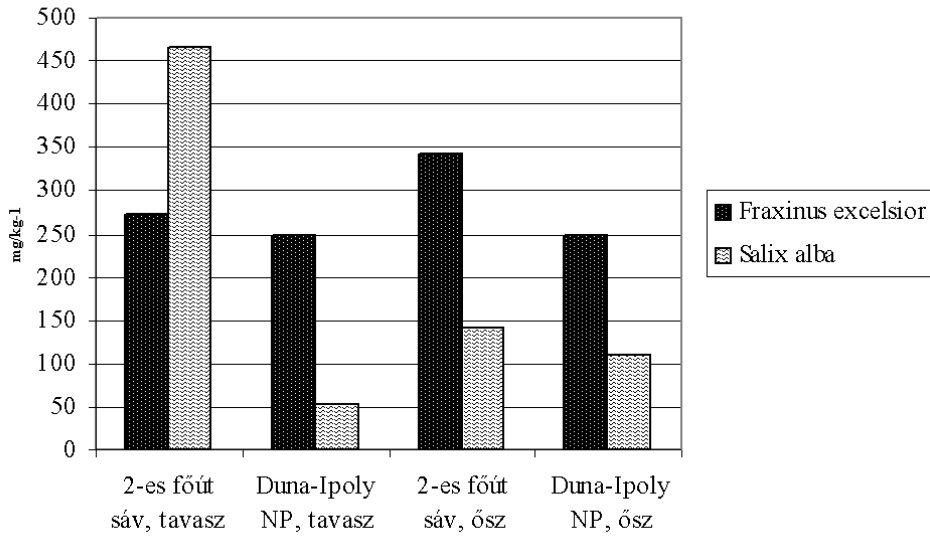
A vas tartalom a Duna-Ipoly Nemzeti Park területén mind a *Fraxinus excelsior*, mind pedig a *Salix alba* esetében alacsonyabb értéket mutat a 2-es főút sávjához képest. Az ábra legnagyobb arányú eltérése a *Salix alba* tavaszi mintái között látható, mivel itt a különbség csaknem tízszeres értéket mutat (6. ábra).

Ólom tartalom összegzése a fákban



5. ábra. Az ólom tartalom összegzése a fákban területi egységenként

Vas tartalom összegzése a fákban



6. ábra. A vas tartalom összegzése a fákban területi egységenként

Értékelés

A kedvezőtlen folyamatok ellensúlyozása szempontjából feltétlenül előnyösnek tekinthetők az új erdők telepítésére-, pótlására irányuló törekvések a Dunakanyar területén, azonban a telepítések terén a koordináltság, a hatékonyság több szempontból sem megfelelő (Fogarasi 2001). Többnyire egymástól elszigetelten, elaprózott részeken, s jellemzően nem azokban a térségekben jelennek meg az új zöldfelületek, ahol azt a Dunakanyar érdekei zöldfelületi szempontból megkívnák. Az emberi gondatlanság, tudatlanság következtében kialakult környezet-szennyezés hatására, mind nehezebb a természetes állapot fenntartása és visszaállítása, melynek kezelésekor tekintetbe kell venni a társadalom, elsősorban a helyi lakosság igényeit (Aradi et al. 1999).

Fontos különbséget tenni egy terület zöldfelületi és a növényteni értéke között. Amíg az előbbi rekreációs és környezetvédelmi szempontból ítélnéljük fontosnak, az utóbbi speciális, a nagyközönség számára gyakran nehezen érthető természetvédelmi, örökségvédelmi szempontból pótolhatatlan kincs. A zöldfelület közérzetjavító, életminőséget emelő hatású, ezért növelése, a „zöld környezet” kialakítása, rehabilitációja gyakran merül fel elemi igényként a lakosság és az idelátogatók részéről. Sok esetben közvetlen környezetvédelmi célok érhetők el a fatelepítéssel, például az utak mellett (Hologon 2006).

A növényzet a Váci-ligetben nem csak az ökoszisztéma egyik legösszetettebb alkotórésze, amely saját biológiai törvényeinek és ökológiai törvényszerűségeknek megfelelően él, fejlődik, s emellett élőhelyet nyújt a fauna számára is, hanem mindezek mellett a társadalom fizikai, pszichikai jólétének is egyik alapja. A biológiailag aktív felület által végzett környezet-kondicionálás Vác város életében igen fontos szerepet játszik, mert javítja a település klímaháztartását, ökológiai egyensúlyát, s ezzel közvetlenül és közvetve is hozzájárul az ember fiziológiás folyamataihoz és a közérzet javulásához. A városi biotópok védelme nem elsősorban a védett, veszélyeztetett fajok élőhelyének megóvását szolgálja, bár kétségkívül nagyon fontos feladat ez is, hanem sokkal inkább az élővilág változatosságának megőrzését, és ezen keresztül a társadalom és a természet kapcsolatának javítását.

A biotópok és a biocönózisok változatossága a városi tájat – mind ökológiai, mind vizuális értelemben – gazdagítja, s a különösen értékes ökoszisztémák is nagyobb esélyt kapnak a túlélésre, ha elegendő kondicionáló felület van a városban és megfelelő zöldhálózat, jól működő ökológiai folyosók kapcsolják a várost a külső zöldövezethez. Az elvégzett vizsgálá-

tokból következik az, hogy a nehézfémeknek igen jelentős szerepe van a megvizsgált Váci-liget zónáinak és környezetének ökoszisztémájában. Az elkészült mérési eredmények alapján megállapítható, hogy a Duna-part és a 2-es főút felszínének közelében sajátos nehézfém koncentráció alakult ki a növényzetben. Eredményekből jól látható, hogy a szennyezés elsődleges forrása a 2-es főút, másodlagos forrása, pedig a Duna-parti terület szennyezettsége. A nehézfémek jelenlétének hatására a természetes és a természeteshez közeli peremterületek szegélyének a fajösszetétele módosulhat, ami a területhasználati módok változásához vezethet, és ez akár még a mikroklímára is kihathat.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondok a Magyar Ösztöndíj Bizottságnak, amely a Magyar Államközi Ösztöndíj keretein belül lehetővé tette a kutatásokat az Athéni Agrártudományi Egyetemen.

Irodalomjegyzék

- Aradi, Cs., Dévai, Gy., Góri, Sz., Csabai, Z. & Nagy, S. (1999): Különböző típusú vízterek és vizes élőhelyek természetvédelmi kezelésének gyakorlati követelményei. Összefoglaló tanulmány a „Magyarország Vizgazdálkodási Stratégiája az Ezredforduló után” c. MTA projekthez. – Kézirat, Budapest, pp. 10-15.
- Bíró, Gy. (2000): Vác Város Városfejlesztési- és Környezetvédelmi állapotfelvétel. – Vác Város Polgármesteri Hivatal, Vác, pp. 5-15.
- Bíró, I. (2002): Váci Kistérség környezeti illetve levegőtisztasági állapotának vizsgálata. 2002/000-604-01 sz. nyilvántartott pályázat. – Aragon- Art Bt. Vác, pp. 5-40.
- Bánhidi, L. (2001): *A XXI. század küszöbén: Vác.* – CEBA Kiadó, Budapest, pp. 11-31.
- ELTE Atomfizikai Tanszék (2005): Nehézfém-szennyeződések meghatározása röntgenfluoreszcencia analízissel. Környezetfizikai Laboratóriumi Gyakorlatok. – <http://ludens.elte.hu/~akos/kt/kfmeresek.html> (letöltés ideje 2009. október 11.)
- Fodor, F. (2003): Ólom és kadmiumstressz a növényekben. – *Botanikai Közlem.* **90**: 107-120.

- Fodor, L. (2002): *Nehézfémek akkumulációja a talaj-növény rendszerben.* – Disszertáció dolgozat, Pannon Egyetem, Veszprém.
- Fogarasi, Gy. (2001): A Közép-Magyarországi Régió Struktúráterve, – Pro Régió Ügynökség, Budapest, pp. 80-83.
- Hologon. (2006): *A Dunakanyar természetes és kulturális örökségére alapozott fenntartható fejlesztési stratégia, kiegészített változat.* – Hologon Környezetvédelmi Tanácsadó és Szolgáltató Bt., Verőce, pp. 14-15.
- Illyés, Zs. (2005): *Váci-Liget természetvédelmi kezelési és rehabilitációs terve.* – Budapesti Corvinus Egyetem, Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék, Pagony Táj és Kertépítész Iroda, Budapest, pp. 1-15.
- Kádár, I. (2001): Kutatás és környezet. A tápláléklánc szennyeződése nehézfémekkel, mikroelemekkel. *Magyar Tudomány* 2001/5. Magyar Tudományos Akadémia folyóirata, Budapest, pp. 566-575.
- Kun, A. (2002): A növénytakaró vizsgálata és leírása táji léptékben: az utóbbi évtized. – A MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete 50 éve, 1952-2002. MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 35-64.
- Sápi, V. 1983: Vác története I-II. kötet. – Kiadta a Pest Megyei Múz. Ig., Szentendre, pp. 12–15.
- Simon, T. (2004): *A magyarországi edényes flóra határozója.* – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 846 p.
- Sipos, P. (2004): *Nehézfémek mozgását és megkötődését meghatározó geokémiai tényezők vizsgálata cserhádi talajszelvények példáján.* – Doktori értekezés tézisei, Budapest, MTA Geokémiai Kutatólaboratóriuma, pp. 13-14.
- Sz. Molnár, K. (2003): Cu, Zn, Pb és Cd megkötődési formáinak vizsgálata. *Acta Agraria Debreceniensis*, 2003/10., Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrum, Mezőgazdaságtudományi Kar, Talajtani és Mikrobiológiai Tanszék, Debrecen, pp. 3.
- VPHI - Vác Polgármesteri Hivatal Irattár (2005): *A Váci-Liget Természetvédelmi Kezelési és Felújítási Terve.* – Vác, 2005. november 8. képviselő testületi előterjesztés pp. 2-7.

Metal pollution of several plant species in the region of Vác

E. Krisztina Csereklye

*Szent István University, Department of Nature Conservation and Landscape Ecology
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1. Hungary; E-mail: csereklye@gmail.com*

Abstract: The investigated test area was a mosaic ecosystem in the Duna-Ipoly National Park situating in Pest County on the southern boundary of Vác. The fact is that, in this little region, we meet with a broad spectrum of diverse ecosystems. It embraces the significant inland water types: spring, brook, lake, marsh, flood plain and river. The paper focuses on the analysis of certain toxic heavy metal pollution of various plant species. The results show significant heavy metal pollution in different landscape units. Among the analysed plant species, trees (for example *Fraxinus excelsior*, *Salix alba* and bushes *Buddleia davidii*, *Ligustrum ovalifolium*, *Pyracantha coccinea*, *Syringa vulgaris*, *Spiraea vanhoutte*) were sampled and in the herb *Plantago major*. All metal concentrations were measured by AAS technique, using a Varian-spectra AA300. Based on our analytical outcomes, it is concluded that, on the Danube bank and the band along No.2 motorway, a significant toxic metal concentrations have been found in the vegetation. In some tree species, like *Salix alba*, near the band of No.2 motorway – appearing in all spring and autumn samples – The observed values were higher by 5-8 times by the motorway comparing with the similar samples collected from the Duna-Ipoly National Park. Furthermore, the content of nearly all kinds of heavy metals was elevated in *Plantago major*, in the autumn samples from the areas along No.2 motorway and the Danube bank.

Keywords: environmental protection, heavy metals, landscape use, toxic pollution

A BISEL program alkalmazása a középiskolában a természet védelméért

Rácz Barbara¹, Vallner Judit¹, Kotroczó Zsolt² és Dobi László³

¹*Nyíregyházi Főiskola, Környezettudományi Intézet
4400 Nyíregyháza, Sóstói út 31./B. E-mail: raczbarbara29@gmail.com*

²*Nyíregyházi Főiskola, Biológia Intézet
4400 Nyíregyháza, Sóstói út 31./B.*

³*Izsó Miklós Gimnázium, Szakképző Iskola és Diákotthon
3780 Edelény, Borsodi út 34.*

Összefoglaló: A BISEL országos környezetvédelmi akcióprogramban a mintegy 70 középiskola mellett számos civil szervezet és nemzeti parkok által szervezett oktatási központok is aktívan részt vesznek. Ezekben az intézményekben olyan diákcsoportok szerveződtek, amelyek szaktanárok, ill. oktatók vezetésével közeli patakon, vagy folyón végeznek rendszeres ökológiai állapotfelméréseket. A biológiai vizsgálatok alapján meghatározott biotikus index (BI) a vízfolyások vízminőségének eszköze. A módszer lehetővé teszi, hogy képet kapjunk a vízfolyások ökológiai állapotáról. Az edelényi Izsó Miklós Gimnázium a Bódva folyón végzi vizsgálatait. Felméréseink alapján kapott vízminőségi értékeinket egy szabványos táblázatban rögzített indexek alapján kapjuk meg. Munkánk során megállapítottuk, hogy a program sikeresen alkalmazható mind tudományos, mind környezettudatos nevelési szempontból az oktatásban, hiszem a BI értékek által kapott tudományos eredmények alkalmasak a vízminőség meghatározására, valamint a diákcsoportok lelkesen vettek részt a felmérésekben.

A program szélesebb körben való megismertetése jó lehetőséget teremthet a természettudományos tárgyak hatékonyabb, gyakorlati szempontú oktatásához, valamint adatokat szolgáltat a természetvédelem számára is.

Kulcsszavak: BISEL-index, vízminőség, Belga Biotikus Index, környezeti nevelés, macroinvertebrata

Bevezetés

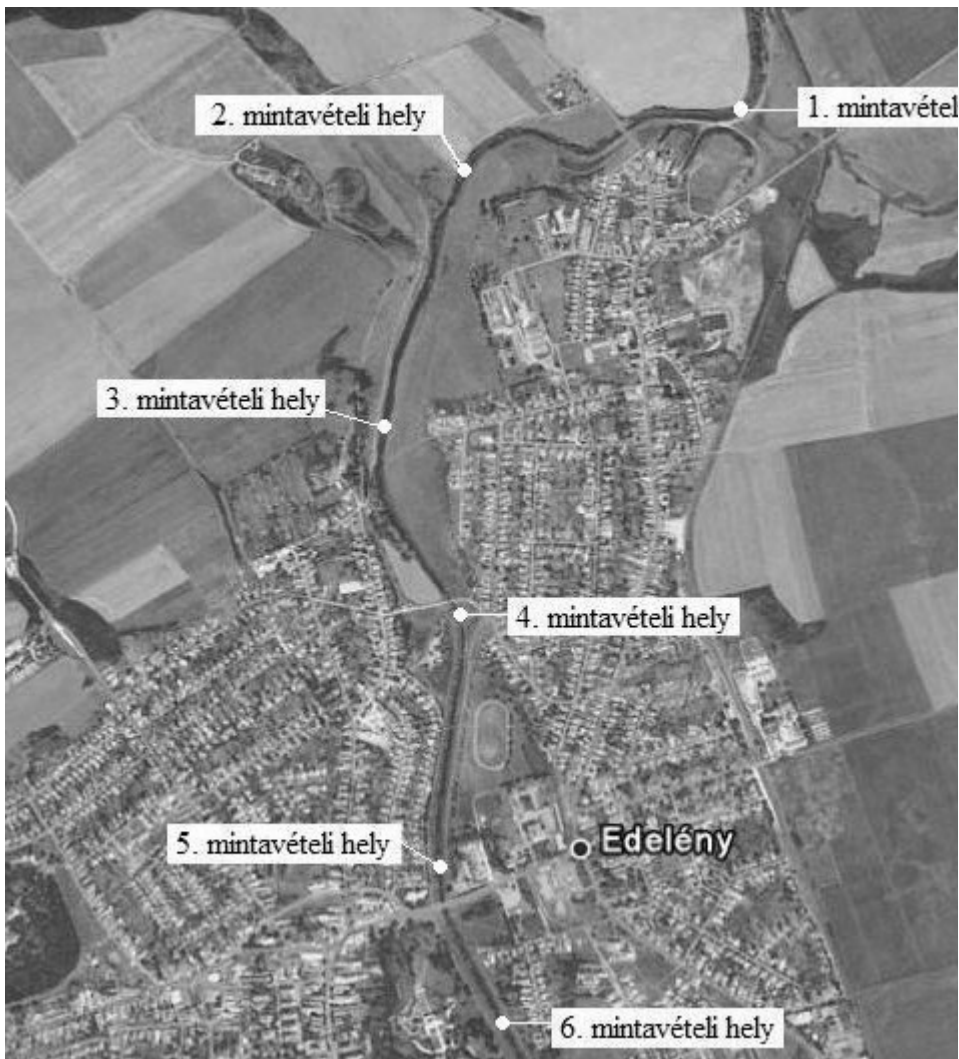
A Belga Közegészségügyi Minisztérium 1978-ban kezdte el a BBI (Belga Biotikus Index) módszert (Gabriels *et al.* 2005, De Pauw & Vanhooren 1983,

Bervoets 1989), amelyet később számos laboratórium tesztelt, 1984 óta hivatalos biológiai vízminősítési eljárás Belgiumban. Minimális adaptációval egész Európában használhatónak bizonyult. A középiskolai oktatásban is használható egyszerűsített változata a BISEL (Biotic Index at Secondary Education Level). A felszíni vizek szennyezettségének bioindikátorok (Németh 1998, Juhász-Nagy 1986) alkalmazásával történő vizsgálata azzal a felismeréssel kezdődött, hogy a szennyezett vízben eltérő fajok fordulnak elő a tiszta vízben élőktől. A BISEL [1] gyors, könnyű, nem igényel nagy beruházást, integrálja a rendszertant és az ökológiát; a makrogerinctelenek meghatározása a rendszeren segítségével történik, a vízminőség értékelése pedig összefüggésben áll a megváltoztatott környezettel. Összekapcsolva kémiai vizsgálatokkal, következtetések vonhatók le a szennyeződés okairól, így a kémia és biológia órákat integrálhatjuk (Victor 1991).

Az ökológiai válság korszakában a pedagógusokra és a közoktatásra váró új kihívás, a környezeti nevelés világszerte és Magyarországon is felértékelődik. Ennek célja a környezettudatos magatartás, a környezetért felelős életvitel elősegítése, kialakítása az emberi életminőség fenntartásának és javításának tágabb célja érdekében (Havas 1993). A neveléstudományi kutatások eredményeinek egyik elemzése (Hines 1987) azt mutatja, hogy a környezettudatos életvitelt folytató tanulók ismerik a fontosabb környezeti fogalmakat, ismerik az aktuális környezetvédelmi problémákat és tennivalókat, elkötelezettek a cselekvésben és gyakorlatuk van az önálló cselekvésben is (Iozzi 1984). A biológia vizsgálatok (bioindikáció (Németh 1998)) alapján számított bioindex (BI) a vízfolyások vízminősítésének az eszköze. Ez az egyszerű módszer lehetővé teszi, hogy képet kapjunk a vízfolyások ökológiai állapotáról. A biológiai vízminősítés a kémiai vízvizsgálatok értékes kiegészítése, mind tudományos, mind oktatási szempontból. A vizsgálataink során arra kerestük a választ, hogy a BISEL program bevezetése mennyire alkalmazható tudományos szempontból a vízminőség meghatározására (Kriska 2003), illetve milyen lehetőségeket rejt a középiskolai környezeti nevelésben. Célkitűzésünk továbbá az volt, hogy felhívjuk a figyelmet Magyarországon is a program fontosságára valamint arra, hogy ilyen egyszerű vizsgálatokkal mennyi mindent tehetnek szakemberek és diákok közösen a környezet és természet védelméért.

Módszerek

Vizsgálatainkat a Bódva folyó edelényi szakaszán végeztük. A folyó vizsgálatát 2003 év végén kezdtük el. A Bódva edelényi szakaszánál összesen






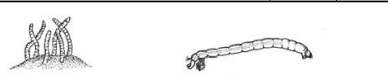



1. ábra. Mintavételi pontok a Bódva folyó edelényi szakaszán.

nyolc mintavételi helyen (1. ábra) öt év alatt 30 alkalommal vettünk mintát. A mintavételi helyek kijelölésénél arra törekedtünk, hogy random módon, reprezentatív mintavételi pontokat határozzunk meg, és lefedjük a a folyó teljes városi szakaszát. A terület legjelentősebb vízfolyása a Szlovákiában eredő Bódva, mely Hidvégdárnál lép Magyarország területére. A Sajó bal oldali mellékfolyója, az Északi-középhegységben, kb. 100 km. A Komjáti vízmércénél eddig mért legkisebb vízszintje 14 cm, legnagyobb 249 cm. A mintavételek során a tanulókkal a feladatunk az volt, hogy minél többféle

élőlényt begyűjtünk a vízből. A feldolgozásnál identifikáltuk és megszámloltuk a begyűjtött makrogerincteleneket és a kiértékelésnél az alapján csoportosítottuk a fajokat, hogy bizonyos környezeti tényezőkre milyen érzékenységgel reagálnak. Ezek kiválasztása a BISEL programban meghatározott szabványos táblázat segítségével történt (1. táblázat). A vizsgált folyószakaszokon az összes megközelíthető élőhelyet, mikrobiotópot megvizsgáltuk; a vízfenék altalaját (homok, iszap, kövek), a makrovegetációt (úszó-, vízalatti-, kiemelkedő növényzet), a víz fölé nyúló fák elárasztott gyökereit, és az összes többi, természetes és mesterséges, úszó, vagy alámerült tárgyat a vízben. A makrogerinctelenek gyűjtése szabványos, fémkere-tes, kúp alakú kézi hálóval történt (Borián *et al.* 2001; Borián 2002) melynek lyukbőssége 300 μm volt. A szétválasztást követően a makrogerincteleneket 10-50-szeres nagyítású sztereomikroszkóp alatt vizsgáltuk meg. Az azonosítás célja az, hogy meghatározzuk a mintában lévő rendszertani egységek számát és a legérzékenyebb faunacsoportok jelenlétét. A BBI használatakor a rendszertani csoportok a korábban kijelölt taxonómiai egységeknek felelnek meg (Kriszka 2003), faj vagy család szinten vagy bizonyos rendek, alrendek jelenlétével. Következésképpen, a rendszertani egységek azonosítása csak egy bizonyos gyakorlati mélységig történik (2. táblázat). A legmagasabb Biotikus Index (10) a jó vízminőségre, ill. a szennyeződés hiányára utal (minimum két Plecoptera- vagy Heptogeniidea taxonba tartozó faj, és minimum 16 rendszertani egység). A Biotikus Index 10-ről 7-re való csökkenése egy vízfolyás esetében azt jelenti, hogy bizonyos mértékű szennyeződés van jelen még akkor is, ha abszolút értelemben a szennyezettség mértéke esetleg minimális. Ha a Biotikus Index 5 vagy annál kevesebb, az nem csak azt jelenti, hogy a víz szennyezett, hanem azt is, hogy a szennyezettség kritikus szintet ért el. Az eredmény szintetizálása céljából, a tíz index 5 vízminőségi osztályba (I.-V.) sorolható, amelyeket különböző színekkel (kék, zöld, sárga, narancs és vörös) lehet megjeleníteni. (*Osztály=Biotikus Index, szín: szennyezettségi fok; I=10-9, kék: nem szennyezett; II=8-7, zöld: enyhén szennyezett; III=6-5, sárga: mérsékelten szennyezett /kritikus helyzet/; IV=4-3, narancs: erősen szennyezett; V=2-1, vörös: nagyon erősen szennyezett.*) A 0 érték, amely a bioindikátorok teljes hiányát mutatja, fekete színnel tüntethető fel. Ahogy romlik a vízminőség, úgy csökken az index értéke is.

1. táblázat . A BISEL Programban alkalmazott szabályos táblázat (I = 10-9, kék: nem szennyezett; II = 8-7, zöld: enyhén szennyezett; III = 6-5, sárga: mérsékelt szennyezett /kritikus helyzet/; IV = 4-3, narancs: erősen szennyezett; V = 2-1, vörös: nagyon erősen szennyezett, 0 = a bioindikátorok teljes hiányát mutatja; A vízszintes beosztás a megfigyelt faunisztikus csoportoknak felel meg, 1-től 7-ig sorba rendezve a csökkenő környezeti igényeknek, ill. a szennyezettséggel szembeni tűrőképesség növekedésének megfelelően (1. oszlop). A legérzékenyebb csoportok, mint a Plecoptera, a külső vázzal rendelkező Trichoptera és Ephemeroptera a táblázat felső szintjén találhatóak. A legnagyobb tűrőképességgel rendelkező fajok a táblázat alján szerepelnek, pl. Tubificidae, Syrphidae (Eristalinae). A középső csoportok a Gammaridae, Asellidae, Sphaeriidae és Odonata.) (Forrás: www.bisel.hu; a magyar változatot a GREEN Pannónia Alapítvány készítette)

| I. Indikátorcsoportok | II. érzékenység | III. taxon-szám | IV. összes taxon száma | | | | |
|--|--------------------|--------------------|---------------------------|-----|------|-------|-----|
| | | | 0-1 | 2-5 | 6-10 | 11-15 | >16 |
| | | | Biotikus Index | | | | |
|  Álkérészek (<i>Plecoptera</i>) Erezett kérészek (<i>Heptageniidae</i>) | 1 | ≥ 2 | - | 7 | 8 | 9 | 10 |
| | | 1 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
|  Házastegyesek (<i>Trichoptera</i>) | 2 | ≥ 2 | - | 6 | 7 | 8 | 9 |
| | | 1 | 5 | 5 | 6 | 7 | 8 |
|  Sapkacsigák (<i>Ancyliidae</i>) Kérészek (<i>Ephemeroptera</i>) kivétel a <i>Heptageniidae</i> | 3 | ≥ 2 | - | 5 | 6 | 7 | 8 |
| | | 1 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|  Fenéjáró poloska (<i>Aphelocheirus</i>) Sztatolók (<i>Odonata</i>) Bolharák (<i>Gammaridae</i>) Puhatestűek (<i>Mollusca</i>) kivétel <i>Sphaeriidae</i> és <i>Ancyliidae</i> | 4 | ≥ 1 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| | | ≥ 1 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
|  Víziászka (<i>Asellus</i>) Píócák (<i>Hirudinea</i>) Gombkagylók (<i>Sphaeriidae</i>) Poloskák (<i>Hemiptera</i>) (kivétel az <i>Aphelocheirus</i>) | 5 | ≥ 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | - |
| | | ≥ 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | - |
|  Csővájóféreg (<i>Tubificidae</i>) Árvaszúrnyogok (<i>Chironomus thummi-plumosus</i>) | 6 | ≥ 1 | 1 | 2 | 3 | - | - |
| | | ≥ 1 | 1 | 2 | 3 | - | - |
|  Herelég / poikféreg (<i>Syrphidae</i>) | 7 | ≥ 1 | 0 | 1 | 1 | - | - |
| | | ≥ 1 | 0 | 1 | 1 | - | - |

2. táblázat. A BISEL indexek meghatározásához felhasznált taxonómiai csoportok és rendszertani egységek szintjei.

| Taxonómiai csoportok | A rendszertani egységek meghatározási szintjei |
|----------------------|--|
| Plathelminthes | nemzetség |
| Oligochaeta | család |
| Hirudinea | nemzetség |
| Mollusca | nemzetség |
| Crustacea | család |
| Plecoptera | nemzetség |
| Ephemeroptera | nemzetség |
| Trichoptera | család |
| Odonata | nemzetség |
| Megaloptera | nemzetség |
| Hemiptera | nemzetség |
| Coleoptera | család |
| Diptera | család |
| Hydracarina | előfordul vagy nem |

Eredmények

A folyó első szakaszán 2003 év végéig a víz minősége elérte illetve meghaladta a kritikus értéket (sárga színkód), év végéig az erősen szennyezett (narancs színkód) szintet. Ebben az időszakban a második és harmadik mintavételi helyeken a BISEL indexek lényegében nem különböztek egymástól. A negyedik mintavételi helynél a Biotikus Index nőtt, és enyhén szennyezett (zöld színkód) minősítést kapott (3. táblázat). A 2004. év vizsgálati periódusaiban az év elején az index lényegében nem különbözött az előző évitől a folyó mintavételi helyein. Év végére azonban jelentősebb javulást tapasztaltunk a folyó minden szakaszán. A tavaszi mérések eredménye alapján a harmadik és negyedik szakaszon is jelentősebb javulást tapasztaltunk, de év végére a további méréseink alapján az ötödik és hetedik szakaszon a víz minősége a kritikus állapot (sárga) felé közeledett. 2005 év tavaszi időszakában a folyó kezdeti valamint belvárosi szakaszai hasonlóan az előző évi eredményekhez a mérsékelt szennyezett (sárga) kategóriába estek. Ezzel ellentétben a folyó hetedik és nyolcadik szakaszán a víz minősége enyhén szennyezett (zöld) volt, amely állapot egész év végéig jellemző maradt a többi szakaszon is. 2007-ben csak ősszel történtek vizsgálatok és a kevés adat miatt nem tudunk pontos értékelést adni, csak az őszi ered-

3. táblázat. A folyó vízminősége a BISEL indexek értékei alapján.

| Mintavételi idő | Mintavételi helyek | | | | | | | Biotikus Index |
|-----------------|--------------------|----|----|----|----|----|----|----------------|
| | 1. | 2. | 3. | 4. | 5. | 6. | 7. | |
| 2003 ősz | 5 | 5 | 4 | 6 | - | - | - | |
| 2003 tél | 4 | 5 | 5 | 5 | - | - | - | |
| 2004 tavasz | 6 | 4 | 8 | 6 | - | - | - | |
| 2004 ősz | 7 | 5 | 6 | 7 | 4 | 6 | 7 | |
| 2005 tavasz | 7 | 4 | 5 | 7 | 5 | - | - | |
| 2005 ősz | - | - | 7 | - | - | - | - | |
| 2005 tél | 6 | 7 | - | - | - | - | - | |
| 2007 ősz | 5 | 5 | 4 | 8 | - | - | - | |
| 2008 tavasz | 5 | 5 | - | - | - | - | - | |
| 2008 ősz | 7 | 6 | 7 | 7 | 4 | 7 | - | |
| 2008 tél | 3 | 4 | - | - | - | - | - | |

mények alapján tudtuk megállapítani, hogy a folyó vízminősége a kritikus szintet (sárga) érte el. 2008-as év mérései alapján megállapítható, hogy a víz minőségét egész évben a mérsékelt szennyezett (sárga) index jellemezte (3. táblázat).

Értékelés

Az eredményeket két szempont alapján lehet értékelni. Az első szerint a begyűjtött adatok alapján. Röviden összefoglalva a folyóra általánosságban jellemző, hogy tavasszal az áradások nagymértékben meghatározzák a víz minőségét, befolyásolják az élőlények gyakoriságát, és egyben a mintavételt is megnehezítik. Az áradások alkalmával a közeli illegális hulladéklerakóból, szennyezőanyagokat mos a víz a folyóba, amint azt az első szakasz jelentős vízminőség romlása is mutatja. A mintavételi pontok közvetlen közelében található illegális hulladéklerakó következménye. Jelentős hatása van a BI-re, hogy a negyedik szakasz mintavételi pontjai a belvárosban egy nagy forgalmú út közvetlen közelében található, és különböző szennyező hatások érik a folyót, ami szintén meghatározó tényező, és a Biotikus Indexek ezt alá is támasztják. A vizsgált öt éves periódusban a folyó vízminőségének értéke leggyakrabban a kri-

tikus érték (sárga szín, BI=5, 6) közelében mozgott. Az 3. táblázatból látható, hogy a folyó vízminősége a BI értékek alapján a téli időszakban állandónak mondható, kivéve a 2005-ös eredményeket, ugyanakkor a tavaszi periódusban a vízminőség romlását állapítottuk meg, amely feltehetően a fentebb említett, rendszeresen szennyezéseket hozó áradások következménye. Az őszi időszakban, különösen az utóbbi években, a folyó vízminősége jobbnak mondható az év többi időszakához képest. Ebben az évszakban a BI gyakran közelített, vagy el is érte a kék színt, vagyis a mérsékelten szennyezett értéket. A vizsgálati periódus utolsó évében (2008) a víz minőségét a mérsékelten szennyezett (sárga színek) jellemezte, és a kiegyensúlyozott, stabil állapot annak köszönhető, hogy az év folyamán semmilyen nagyobb külső behatás nem érte a folyó vizét.

A másik értékelési szempont a BISEL-nek a középiskolai oktatásban betöltött természetvédelmi jelentősége. A programnak van egy nagy előnye bármely más európai vízminőség-vizsgálati módszerrel szemben: a BISEL gyors, könnyű és nem igényel különösebb szaktudást, sem nagy beruházást (Borián 2002), ugyanakkor a környezettudatos nevelésben betöltött szerepe sem elhanyagolható. Ahhoz, hogy a jövő nemzedékei aktív résztvevői lehessenek saját közösségük fenntarthatóvá alakításának és fenntartható módon való működtetésének, alapvető, hogy az iskolák felkészítsék őket erre a feladatra (Csobod & Varga 2004). A gyerekek gimnázium első osztályában kezdik el a vízminőség vizsgálatokat. A motivációs beszélgetések és az elméleti megalapozás után lelkesen vesznek részt az elkövetkezendő években is a terepi és a laboratóriumi kutatásokban. Az adatok gyűjtése és az eredmények kiértékelése után elkészítik a saját projektjelentéseiket, amelyeket az országos adatbázisba küldenek el. A BISEL által meghirdetett versenyeken és az országos versenyeken elért eredményeik is ösztönzik őket munkájuk fontosságára valamint továbbtanulási döntéseiknél is jelentős befolyásolóként szerepelnek.

Munkánk során a bioindikáció középiskolai oktatásban való használatának elősegítését, a középiskolai környezeti nevelés számára egy olcsó, de rendkívül hatékony módszer népszerűsítését, valamint a ma már nélkülözhetetlen, gyakorlati szempontú szakmai ismeretek nyújtásának egy lehetőségét próbáltuk bemutatni a középiskolai oktatásban.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetünket fejezzük ki a program támogatóinak (Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, FVM Képzési és Szaktanácsadási Intézet, Green Pannónia Alapítvány, Magyar Szakképzési Társaság, Magyar Unesco Bizottság), Vasenszki Tamásnak a szerkesztési munkáért az edelényi Izsó Miklós Gimnázium és Szakképző Iskola Környezetvédelmi és vízügyi szakos diákjainak a terepi és labor munkáért, valamint az angol fordításban való segítségéért János Istvánnak.

Irodalomjegyzék

- Borián, Gy., Boros, S., Hartner, A. & Vér, A. (2001): *Vízbiológiai praktikum*. – Agrárszakoktatási Intézet, Budapest.
- Borián, Gy. (2002): *Tanári segédlet a „Bioindikáció az iskolai oktatásban” környezetvédelmi országos akcióprogramhoz*. – Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest 18 pp.
- Csobod, É. & Varga, A. (2004): *Fenntartható közösségek és iskolafejlesztés. Innováció a tanárképzésben, az akciókutatás és a környezeti nevelés lehetőségei*. – Országos Közoktatási Intézet, Regionális Környezetvédelmi Központ. Budapest.
- De Pauw, N. & Vanhooren, G. (1983): Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. – *Hydrobiol.* **100**: 153--168.
- Gabriels, W., Goethals, P. L. M. & De Pauw, N. (2005): Implications of taxonomic modifications and alien species on biological water quality assessment as exemplified by the Belgian Biotic Index method. – *Hydrobiol.* **542**: 137--150.
- Havas, P. (1993): Érték és értékátadás a környezeti nevelésben, Iskolakultúra. – *Természet-tudomány* **9**: 3--15.
- Hines, J. M., Hungerford, H. R. & Tomera, A. N. (1987): Analysis and synthesis of research on responsible environmental behavior: a meta-analysis. – *J. Environ. Edu.* **18**: 1-8.
- Iozzi, L. A. (1984): A Summary of Research in Environmental Education, 1971-1982: The Second Report of the North American Association for Environmental Education's Commission on EE Research. – ERIC/SMEAC, Columbus, Ohio.
- Juhász-Nagy, P. (1986): *Egy operatív ökológia hiánya, szükséglete és feladatai*. – Akadémiai Kiadó, Budapest. p. 125.

- Kriska, Gy. (2003): *Az édesvizek és védelmük*. – Műszaki könyvkiadó, Budapest, p. 116.
- Bervoets, L., Bruylants, B., Marquet, P., Vanelannoote, A. & Verheyen, R. (1989): A proposal for modification of the Belgian biotic index method. – *Hydrobiol.* **179**: 223-228.
- Németh, J. (1998): *A biológiai vízminősítés módszerei. Vízi természet- és környezetvédelem*. Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest, p. 148.
- Victor, A. (1991): *Környezeti nevelés és a biológia tanítása hazánkban*. – IUCN Magyarországi Nevelési Bizottsága Kiadása.
www.bisel.hu: Bioindikáció az iskolai oktatásban.

The BISEL Program adaptation of the secondary grammar school for the nature protection

Barbara Rácz¹, Judit Vallner¹, Zsolt Kotroczó² and László Dobi³

*¹College of Nyíregyháza, Institute of Environmental Sciences
Sóstói út 31./B. Nyíregyháza, Hungary, 4400*

*²College of Nyíregyháza, Institute of Biology
Sóstói út 31./B. Nyíregyháza, Hungary, 4400*

*³Izsó Miklós Secondary Grammar School and Student's Hostel
Borsodi út 34. Edelény, Hungary, 3780*

Abstract: The BISEL educational centers organized by several civil organizations and national parks beside 70 high schools take part in a national environment protection action program actively. In these institutions, the student groups organized and controlled by teachers and experts are making ecological state surveys regularly on a near small river or stream. The method allows to get information about the ecological state of the water flows. The method makes it possible in order for us to receive information from the ecological state of the water flows. The Izsó Miklós Secondary High School (Edelény, Hungary) makes his examinations on the river Bódva. We got our values according to the BISEL which are recorded in standard charts. During our examination, it was established that the program is successfully applicable both in the course of our scientific work and in the environmentally aware education. The scientific results received by using BI are suitable to determinate the water quality and the student groups have taken part in the surveys enthusiastically. The BI scientific results received by values suitable the water quality onto definition, and the student groups took a part in the surveys enthusiastically. Making a wider circle of people be acquainted with the program can provide a good possibility for the more effective and practical centered teaching of natural sciences and supply data for environmental protection as well.

Keywords: BISEL-index, water quality, Belgian Biotic Index, environmental training, macro invertebrate

Túzokok (*Otis tarda*) változó területhasználata egy új parlagisas-revírben (*Aquila heliaca*) a Mosoni-síkon

Spakovszky Péter

Nyugat-Magyarországi Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces
Állattani Intézet
9400 Sopron, Ady E. u. 5., E-mail: spakovszky@yahoo.com

Kulcsszavak: tűzok, területhasználat, parlagi sas

Bevezetés

A nyugat-pannon térségre kezdetektől jellemző intenzív szántóföldi gazdálkodás, a legeltető állattartás megszűnése, illetve az infrastrukturális kiépítettség mai napig tartó fokozódása (pl. szaporodó kavicsbányák és szélerőművek, autópályák, ipari és szórakoztató létesítmények) jelentős szerepet játszottak abban, hogy az 1990-es évekre a tűzokok (*Otis tarda*) egyedszáma és élőhelyének nagysága egyaránt a korábbi töredékére csökkent (Faragó 2006). Egy kis, elszigetelt tűzokpopuláció fennmaradása a Mosoni-síkon valószínűleg a határmenti viszonylagos nyugalomnak köszönhető.

Az Ausztriában és Magyarországon egyaránt az 1990-es évek közepétől induló, a „bölcshasználaton” alapuló élőhely-gazdálkodás (Faragó *et al.* 2001, Kollar, 2001) hatására a tűzokállomány azóta megháromszorozódott (Raab 2006, pers. obs.). Ezzel párhuzamosan megnőtt a mezei vadfajok állománya is, mely elősegítette a parlagi sasok megtelepedését is a Mosoni-síkon, így a Nyugat-Dunántúlon először itt költött sikeresen parlagi sas (*Aquila heliaca*) 2005-ben (Váczai 2006).

A parlagi sasokat, más nagytermetű ragadozómadarakkal együtt, a tűzok potenciális predátoraként tartják számon, azonban bizonyított predációs esetről nem tudunk. A direkt predáció mellett természetvédelmi jelentősége lehet a sasok esetleges zavaró hatásának is a tűzokokra, azonban ezidáig kvantitatív módszerekkel ezt nem vizsgálták. A Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság 400 ha-os bekerített tűzokkertjében tett megfigyelések szerint menekülő reakciót vált ki a tűzokokból, ha a térségben előforduló nagytermetű sasfajok (szirti sas (*Aquila chrysaetos*), rétisas (*Haliaeetus albicilla*),

parlagi sas) egyede megjelenik a közelben, bár a tűzokok érzékenysége eltérő lehet a sasfajtól függően (Széll Antal pers. comm.).

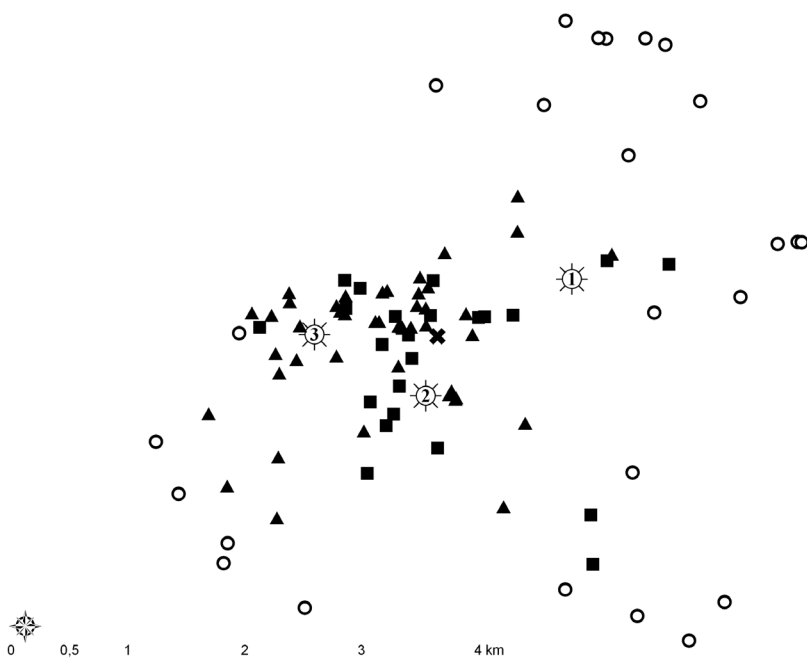
A Mosoni-síkon végzett munkám során derült fény arra, hogy itt egy, az 1970-es években még a tűzokok által dürgőhelyként is használt területen 2005-től főleg a tavaszi és nyári időszakban minden évben tartózkodik néhány példány tűzok, és 2006-ban 2 fészek is előkerült (Faragó & Kalmár 2006, 2007, 2008). 2007 őszén ugyanezen a területen revírt foglalt magának egy új, fiatal parlagisas-pár is. Vizsgálatomban arra kerestem a választ, hogy a sasok, mint predátorok állandó jelenléte hatással volt-e a térségben tartózkodó tűzokok területhasználatára.

Módszerek

A tűzokmegfigyeléseket a vizsgálati időszakban „A tűzok védelme Magyarországon” LIFE Nature projekt keretén belül, minimálisan heti terepbejárások alkalmával végeztem (Faragó & Kalmár 2006). Az elemzés során felhasználtam kutatótársaim és a helyi vadászok megfigyeléseit is, azonban kihagytam azokat az adatokat, amelyekhez nem állt rendelkezésre pontos koordináta.

A 2007 ősztől az újonnan megjelent parlagisas-pár rendszeresen használt egy mesterséges fészkalapot táplálkozásra, pihenésre (1. ábra / 1. fészek). 2007/2008 telén megraktak egy másik mesterséges fészkalapot (1. ábra / 2. fészek), majd ezt követően egy teljesen új fészket és építettek (1. ábra / 3. fészek). E pontok alkotta háromszög geometriai közepét határoztam meg a territóriumuk középpontjaként, amely egybevágott terepi tapasztalatainkkal is, miszerint leggyakrabban ennek közelében tartózkodtak a madarak. A parlagi sas territórium hipotetikus határát az ettől a ponttól számított 3500 m-es sugarú körben állapítottam meg, amely érték nagyságrendileg megegyezik a szomszédos parlagisas-fészkek átlagos távolságának a felével (7379 m, Horváth *et al.* 2005). A territóriumon belül évenként áprilistól augusztusig összegeztem a tűzokészleléseket, miszerint 2006-ban 24, 2007-ben 45, 2008-ban 25 alkalommal összesen 42, 76, illetve 65 tűzokegyed észlelése történt. A 2005-ös évet az alacsony elemszám (3) miatt kihagytam a vizsgálatból.

A tűzokészlelések távolságát lemértem a sas-territórium számított középpontjától, és kiszámítottam a távolságok átlagát mindhárom évre, majd elvégeztem ugyanezt a tűzokegyedekre vonatkoztatva is. A különböző évek azonos időszakára vonatkozó átlagértékek esetleges eltérését kétmin-tás t-próbával állapítottam meg.



1. ábra Térképvázlat a 2006 (■), 2007 (▲) és 2008 (o) április–augusztus időszak tűzokészleléseiről, a 2007 őszén kialakult parlagisas-revírben. Az ábrán ☼ jelöli a sasfészkeket (ld. szöveg), X pedig a sasrevír középpontját. Egy egyszerű térképvázlaton is szépen kirajzolódik, hogy 2008-ban eltért a tűzokok területhasználata a két korábbi évhez viszonyítva a vizsgált területen.

Eredmények

A még üres parlagisas-territórium középpontjától mért 3500 m sugarú körben a középponthoz legközelebb 2006. április–augusztus időszakban 188 m-re, 2007-ben 136 m-re, legtávolabb 2368, illetve 2214 m-re észleltünk tűzokokat. 2008 ugyanezen időszakában, amikor már itt tartózkodtak a sasok, ez a két érték 1699 m és 3386 m volt. Az észlelt tűzokcsoportok, illetve tűzokegyedek tartózkodási helyeinek a sasterritórium középpontjától mért távolságainak átlagai 2008-ban (2696 m, 2534 m) szignifikánsan nagyobbak voltak, mint 2006-ban (912 m, 1068 m, $P < 0,001$) vagy 2007-ben (899 m, 848 m; $P < 0,001$). 2006 és 2007 értékei közt nincs szignifikáns eltérés. Az eltérés jól látható az évenként különbözőképpen jelölt tűzokészlelési pontok térképvázlatán (1. ábra).

Értékelés

A Mosoni-sík egy félreeső helyét az utóbbi években néhány tűzok, főleg nyaranta rendszeresen felkeresi. Ugyanitt jelent meg 2007 őszén, s azóta állandóan a környéken tartózkodik egy pár fiatal parlagi sas, amelynek hatására megváltozott a tűzokok területhasználata: a sasterritórium középpontjától távolabb fordultak elő 2008. áprilistól augusztusig, mint a korábbi két év azonos időszakában.

Spanyolországi, egyedi követéses vizsgálatokból tudjuk, hogy a tűzokok rendkívüli mértékben ragaszkodnak telelő- és nyaralóhelyeikhez, ezen kívül a tyúkok nagyon hűségesekek a születési és fészkelési helyeikhez, míg a kakasok a lekhez (Alonso *et al.* 1998, Alonso *et al.* 2000). Mégis ahogy láthatjuk, területhasználati változással is képesek válaszolni a predátorok megjelenésére, más madarakhoz hasonlóan (pl. Bland & Temple 1990, Rodríguez *et al.* 2001).

Az utóbbi évek intenzív kutatásainak köszönhetően egyre többet tudunk meg a tűzokok területhasználatáról, s a természetvédelem egyik legfőbb célja a tűzok, mint pusztai jelölőfaj által kedvelt élőhelyek védelme. A mostani példa jól mutatja, hogy tőlünk jobbra független természetes jelenségek, mint a szintén fokozottan védett ragadozófajok megjelenése, is megváltoztathatják a tűzokok területhasználatát, ami beszűkült, fragmentált élettérben akár természetvédelmi szempontból negatív hatással is járhat. A két védett faj kapcsolatának pontosabb feltárásához további kutatások szükségesek, amelyek több területen egzakt módszerekkel vizsgálják az esetleges predáció előfordulását, illetve a tűzok viselkedésének megváltozását.

Irodalomjegyzék

- Alonso, J. C., Martin, E., Alonso, J. A. & Morales, M. B. (1998): Proximate and ultimate causes of natal dispersal in the great bustard *Otis tarda*. – *Behav. Ecol.* **9**: 243–252.
- Alonso, J. C., Morales, M. B., & Alonso, J. A. (2000): Partial migration, and lek and nesting area fidelity in female Great Bustards. – *The Condor* **102**: 127–136.
- Bland, J. D., & Temple, S. A. (1990): Effects of predation-risk on habitat use by Himalayan Snowcocks. – *Oecologia* **82**: 187–191.
- Faragó, S., Giczi, F. & Wurm, H. (2001): Management for the Great Bustard (*Otis tarda*) in Western Hungary. – *Game and Wildlife Science* **18 (2)**: 171–181.

- Faragó, S. (2006): One-hundred-year trend of the Great Bustard (*Otis tarda*) population in the Kisalföld Region. – *Aquila* **112**: 153–162.
- Faragó, S. & Kalmár, S. (2006): A tűzok védelme Magyarországon LIFE-Nature project 2005. évi monitoring jelentése. – In: Faragó, S. (szerk.): *Magyar Apróvad Közlemények Supplement, 2006*. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Vadgazdálkodási Intézet, Magyar Fogolykutató csoport, pp. 1–142.
- Faragó, S. & Kalmár, S. (2007): A tűzok védelme Magyarországon LIFE-Nature project 2006. évi monitoring jelentése. – In: Faragó, S. (szerk.): *Magyar Apróvad Közlemények Supplement, 2007*. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, pp. 1–184.
- Faragó, S. & Kalmár, S. (2008): A tűzok védelme Magyarországon LIFE-Nature project 2007-2008. évi monitoring jelentése. – In: Faragó, S. (szerk.): *Magyar Apróvad Közlemények Supplement, 2008*. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Vadgazdálkodási és Gerinces Állattani Intézet, pp. 1–282.
- Horváth, M., Kovács, A. & Demeter, I. (2005): A parlagi sas biológiája a Kárpát-medencében. – In: Kovács, A., Demeter, I., Horváth, M., Fülöp, Gy., Frank, T. & Szilvácsku, Zs.: *Parlagisas-védelmi kezelési javaslatok*. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME), Budapest, pp. 21–37.
- Kollar, H. P. (2001): *Aktionsplan Schutz für die Großtrappe in Österreich*. – Studie des WWF Österreich im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. 98 pp.
- Raab, R. (2006): Zur Situation der Großtrappe. – *Weidwerk* **3**: 15–17.
- Rodríguez, A., Andrén, H. & Jansson, G. (2001): Habitat-mediated predation risk and decision making of small birds at forest edges. – *Oikos* **95**: 383–396.
- Váczai, M. (2006): Parlagi sas fészkelése a Mosoni-síkon. – *Heliaca 2006*: 79–81.

Altering habitat use of Great Bustards (*Otis tarda*) in a new Imperial Eagle (*Aquila heliaca*) territory in the Mosoni-sík, Northwest-Hungary

Péter Spakovszky

*University of West-Hungary, Institute of Wildlife Management and Vertebrate Zoology
Ady E. u. 5. Sopron, Hungary, 9200, E-mail: spakovszky@yahoo.com*

Abstract: In the northwestern part of the Pannon Region (in the Mosoni-sík, Hungary), a juvenile pair of Imperial Eagle set a new territory in autumn, 2007 in a Great Bustard habitat. I have studied the possible effect of the presence of the eagle pair on the habitat use of the Great Bustards. Within a circle with a 3,5 km radius from the centre of the eagle territory, Great Bustards were observed between April and August in every year between 2006 and 2008 (in 2006 24 times - 42 individuals, in 2007 45 times - 76 ind., and in 2008 25 times - 65 ind.). I measured the distance of the locations both of the groups and the individuals from the centre of the eagle territory. The average distances in 2008 (for the groups: 2696 m, for the individuals: 2534 m) were significantly higher, than in 2006 (912 m, 1068 m, $P < 0,001$) or in 2007 (899 m, 848 m; $P < 0,001$). Between the values from 2006 and 2007 no significant difference was found. Although latest publications suggest that the Great Bustards display considerable fidelity to their lek and nesting sites, moreover the females are strongly philopatric, recent studies prove that they can response to the appearance of a predator by changing their habitat use.

Keywords: Great Bustards, habitat use, Imperial Eagle

Erdőfelújítási típusok botanikai értékelése a debreceni Nagyerdő gyöngyvirágos-tölgyesében

Lisztes-Szabó Zsuzsa, Kovács Szilvia és Tanyi Péter

*Debreceni Egyetem, AMTC, Növénytudományi Intézet
Debrecen, 4032, Böszörményi út 138. E-mail: szabozs@agr.unideb.hu*

Összefoglaló: A debreceni Nagyerdő (*Convallario-Quercetum roboris*) különböző korú és típusú felújított állományait és idős erdőrészeket hasonlítottunk össze klasszikus cönológiai módszerekkel, és értékeltük Rényi-diverzitásukat. Rögzítettük a kvadrátok geokoordinátáit. Vizsgáltuk az idős és a középkorú erdőrészek felújulási potenciálját, és számoltuk a kijelölt erdőrészek felső 10 cm-es rétegében fekvő makkok csírázási százalékát.

A Simon-féle természetességi értékek magasabbak a természetes felújításban, ami természetesebb állapotra utal. A Rényi-diverzitás a természetes felújításban a legmagasabb, ahol az erdei fajok bizonyos része, és zavarástűrő fajok egyaránt megtalálhatók. Fiatal tölgyeket nem találtunk a bejárt idős erdőrészekben. Mivel a csíráképes makkok száma magas volt, az életképes újulat hiányát a megváltozott körülmények, a talajvíz csökkenése okozhatja.

A természetes felújításokban természetvédelmi szempontból valóban sokkal kedvezőbb vegetációdinamikai folyamatok zajlanak. Két fő veszélyeztető tényező azonban ezekre az állományokra is hatással van és lesz: a gyöngyvirágos-tölgyesek optimumához képest alacsony talajvízszint és az idegenhonos fafajok térhódítása.

Kulcsszavak: természetes felújítás, felújulási potenciál, fitocönológia

Bevezetés

A Debrecen belterületén levő gyöngyvirágos-tölgyes (*Convallario-Quercetum roboris*) Nagyerdő védett természeti terület. Kritikus állapota közismert. Az idős erdőrészek természetes felújulási potenciálja láthatóan kicsi, és folyamatos az állományok kiszáradása, amit elsősorban a sülyyedő talajvízszinttel magyaráznak (Papp 1989). Aktuális, de nehéz kérdéskör erdeink természetességének megítélése, többek között egy biztos viszonyítási alap hiánya miatt (Bartha *et al.* 2003a, 2003b, Peterken 1996).

A Nagyerdőn jelenleg természetes felújítások is folynak, melynek megfelelően talaj-előkészítés és tuskózás nélkül, hagyásfákkal és kerítéssel körbevéve fejlődnek a makkról nevelt tölgyek. A mesterséges felújítások teljes talaj-előkészítéssel történnek.

Vizsgálatunkban különböző korú természetes és mesterséges felújítások növényzetét hasonlítjuk össze az idős erdőrészek növényzetével, és egyszerű módszerekkel figyeljük az öreg erdőrészek felújulási potenciálját. Azokra a kérdésekre kerestünk választ, hogy a különböző korú természetes és mesterséges felújítások, valamint az idősebb erdőrészek növényzete miben tér el egymástól, van-e természetes felújulás az öreg tölgyes részekben, van-e a makk a talaj felső 10 cm-es rétegében, és egészséges-e, valamint a középkorú és az öreg erdőrészek makkhozamában kimutatható különbség van-e?

Módszerek

Három mesterséges felújítást (245/U, 249/B, 231/E), három természetes felújítást (230/J, 224/K, 223/J), három idős állományt (224/B, 223/A, 223/B) valamint két középkorú részletet választottunk ki hasonló talaj- és hidrológiai jellemzőkkel rendelkező területen. A természetes módon felújított állományok kora 3, 5, és 6 év volt, a mesterségesen felújított állományok kora 3, 4, és 6 év. Módszereink a célkitűzéseknek megfelelően a következők voltak. A tavaszi aszpektusban cönológiai felvételeket készítettünk, mindegyik (összesen 11) erdőrészből 3 db 10 m x 10 m-es kvadrátban (összesen 33 db kvadrát). Összehasonlítottuk a klasszikus cönológia mutatóit: az életformák, a TWR értékek, a flóaelemek, és a Simon-féle természetvédelmi érték kategóriák megoszlását csoportrészesedés alapján. Rögzítettük a kvadrátok geokoordinátáit.

A természetes, a mesterséges felújítások, és az idős tölgyes részek közösségének diverzitását Rényi-féle diverzitási függvénnyel értékeltük. Az adatmátrixot a három típus összefajlistájához tartozó abundancia-dominancia, illetve az utóbbiból számolt relatív gyakorisági értékek képezték. Az adatokat DivOrd 1.60 programmal elemeztük (Tóthmérész 1995).

Az erdőrészeket körülvevő idős és középkorú állományokban újulatot kerestünk, szem előtt tartva a korukat és a sűrűségüket. Az idős és középkorú állományokban 10 cm mély, 1 m x 1 m-es területen átszítottuk a talajt és számoltuk a csírázó, az egészséges, és a korhadt vagy rovarok által károsított makkokat. Az egészséges makkok csíráképesége felől tenyészedenyes neveléssel bizonyosodtunk meg.

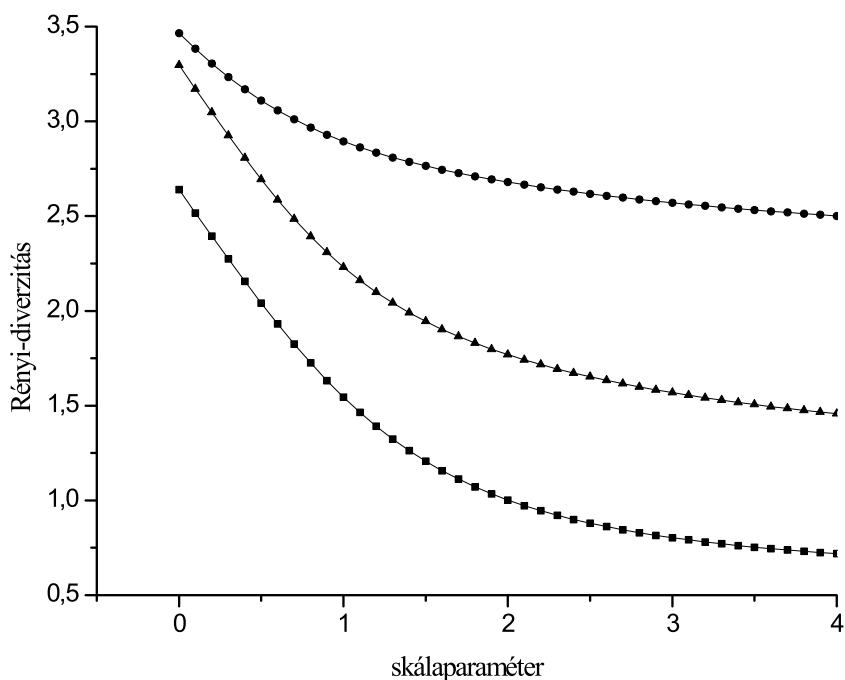
Eredmények

Az életformatípusokat összehasonlítva az öregtölgyesben kétszer annyi fanerofiton faj található, mint a természetes és mesterséges felújításokban, amely várható különbség. A különböző talajkémhatást preferáló fajok hasonló arányban képviseltetik magukat a természetes felújításban és az öreg tölgyesben. A nedvességigény szempontjából is igen nagy a hasonlóság a természetes felújításban és az öreg tölgyesben. Hasonló az eredmény a hőigényeket tekintve is, azaz a természetes felújítás és az öreg tölgyes fajösszetétele áll közelebb egymáshoz. A flóraelem-összetételt tekintve nem mutatható ki az idős tölgyesek és a fiatal, természetes felújítások közötti hasonlóság. A Simon-féle természetességet tekintve a természetes felújításokban több kísérő és kevesebb zavarástűrő fajt találunk, mint a mesterséges felújításokban. A legdiverzebb a természetes felújítás növényállománya, és ettől kisebb az öreg erdőrészek diverzitása (1. ábra). A mesterséges felújítások diverzitása alatta marad az előző kettőnek. A természetes felújítások magas diverzitását magyarázza a bolygatás, a „közepes zavarás”. Ugyanis a természetes felújításokban az idős erdőrészekre jellemző fajokat megtaláljuk, de emellett zavarástűrő gyomfajok is megjelennek, és ez a fiatal korú telepítésekben vegyes fajkészletet eredményez. A természetes felújítások korát tekintve különbség adódik a 3 éves és a 6 éves részek között. Az idősebb felújítás diverzitása kisebb, mutatva a bolygatás már kevésbé érvényesülő hatását.

A második kérdéskör vizsgálatának eredményeképpen azt mondhatjuk, hogy az általunk bejárt idős állományokban természetes felújulásra utaló jeleket, fiatal tölgycsemeteket nem találtunk. A makkok száma azokon a területeken, ahol nem folyik gyűjtés, viszonylag magas volt, és a kora tavaszi időszakban csíráztak is. Az idős és a középkorú erdőrészek csírázó makk számának arányaiban nem volt számottevő különbség, (4–16 db csírázó / 44–122 makk szám / négyzetméter). A középkorú állományok maghozama nagyobb, mivel az erdő zártabb, mint a felnyílt idős részekben. Sok az elkorhadt, és rovarkárosított makk, de esetenként az utóbbi sem gátolta meg a csírázást a tenyészében.

Értékelés

Eredményeink túlhangsúlyozzák a kis borítású és egyedszámú fajok szerepét, mert az ökológiai mutatók kiértékelése csoportrészesedés szerint



1. ábra. A természetes, a mesterséges felújítás, és az idős tölgyes részlet diverzitási profilja Rényi-diverzitási függvény alapján. Kör: természetes felújítás; négyzet: mesterséges felújítás; háromszög: idős tölgyes.

történt, így ugyanolyan súllyal vettük figyelembe a kisebb borítású fajok szerepét, mint a nagyobb borításúakét. Azonban célunk volt a minél kisebb részletkülönbségek feltárása.

Minden állományra – különösen fás társulásoknál – jellemző, hogy a különböző szukcessziós szakaszokban milyen az életforma spektruma. Így tulajdonképpen ebben a vizsgálatban az állományok korából adódó különbségeket is „mértük”. Azonban a cserjeszint gazdagodásának nyomon követése fontos a felújítások dinamikájának tanulmányozásakor (Szmorad 2000).

Megjegyzendő, hogy a diverzitás növekedése nem feltétlenül jár együtt a természeti érték növekedésével. Ha azonban a diverzitás növekedésével a fajok természetességi értékei is növekednek, akkor az adott élőhelyen természetvédelmi szempontból egyértelműen előnyös vegetációdinamikai folyamatok zajlanak. Ez utóbbi az általunk vizsgált természetes felújításokban kimutatható. Török és Tótmérész (2004) eredményei szerint a nagy-erdei zavart, parkjellegű illetve városközeli erdőrésztetek növényzetének

heterogenitása nagyobb a természetközeli erdőrészekénél. Ez a kevert fajösszetétel megfigyelhető az általunk vizsgált természetes felújításokban is, de cél, hogy a fászfárúak dominánssá válásával, flórájának erdei fajokkal való gazdagodásával kiegyensúlyozottabbá váljon.

A Nagyerdő jövőbeli sorsára vonatkozó kérdésekre aligha kapnánk örömteli választ. Néhány jel arra mutat, hogy az „öreg erdő” valóban nagyon öreg, és utánpótlást sem nevel magától. Mivel természetes újulatot nem találtunk, az erdő elöregedését a csíranövények gyors pusztulásával magyarázhatjuk. A kései meggy (*Padus serotina*) és a fehér akác (*Robinia pseudo-acacia*) tölgyek alatti térfoglalása sem mutat természetességi szempontból kedvező irányba. A magára hagyott erdő idegenhonos, agresszívan terjedő fajokból újulna fel. Természetesen egy magára hagyott erdő holt faanyaga és cirkuláris folyamatai a tápanyagvisszapótlás szempontjából és az erdő egyensúlya szempontjából nagyon fontosak (Bartha 2001, Sódor *et al.* 2000, Solymos 2000). De szükségszerűnek, és egyetlen lehetőségnek tűnik az erdő felújítása minél természetesebb módszerekkel.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton köszönjük meg a Nyírerdő Zrt. támogatását.

Irodalomjegyzék

- Bartha, D. (2001): *A természetes erdők kezelése*. – TermészetBúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- Bartha, D., Bölöni, J., Ódor, P., Standovár, T., Szmorad, F. & Tímár, G. (2003a): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata. – *Erdészeti Lapok* **138**: 73–75.
- Bartha, D., Szmorad, F., & Tímár, G. (2003b): A magyarországi erdők természetességének erdőrészt szintű értékelési lehetősége. – *Erdészeti Lapok* **138**: 73–75.
- Papp, L. (1989): A debreceni Nagyerdő növénytakarásai és flórája. *Calandrella* Nagyerdei különszám: 19-32.
- Peterken, G. F. (1996): *Natural Woodland. Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions*. – Cambridge University Press, Cambridge.

- Sódor, M., Szmorád, F., Frank, T. & Kovács, T. (2000): Idős facsoportok és fák jelentősége az erdőben, a hagyásfacsoportok és hagyásfák jelentősége. In Frank, T. (szerk.) *Természet – Erdő – Gazdálkodás*. – MME & Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, pp. 116-123.
- Solymos, R. (2000): *Erdőfelújítás és nevelés a természetes erdőgazdálkodásban*. – Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest.
- Szmorád, F. (2000): A cserjeszint szerepe. – In Frank, T. (szerk.) 2000. *Természet – Erdő – Gazdálkodás*. – MME & Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger, pp 77–84.
- Tóthmérész, B. (1995): Comparative analysis of different methods of diversity orderings. – *J. Veg. Sci.* **6**: 283–290.
- Török, P., Tóthmérész, B. (2004): A debreceni nagyerdő növényzeti arculatának vizsgálata. *Természetvédelmi Közlem.* **11**: 107–116.

Botanical evaluation of different ways of reforestation in the 'Nagyerdő' oak forest (Debrecen, East Hungary)

Zsuzsa Lisztes-Szabó, Szilvia Kovács and Péter Tanyi

*Institute of Plant Sciences, Faculty of Agricultural Science, University of Debrecen
4032, Debrecen, Böszörményi út 138, Hungary. E-mail: szabozs@agr.unideb.hu*

Abstract: Different aged forest stands renewed with different ways and the old stands of *Convallario-Quercetum* forest (Nagyerdő, Debrecen, East Hungary) were compared by classical phytocoenological methods. The Rényi diversity of the communities was compared as well. The data matrix comprised the relative frequency and abundance-dominance data referring to the list of species. The regeneration potential of the old stands and germination ability of seeds in the upper 10 cm soil layer were evaluated. The changes have been studying in quadrates localized by geo-coordinates.

Naturalness values of Simon showed better state in the stands renewed naturally. Diversity of the natural reforestation is the highest because the forest species and weed species of disturbed areas can be found together. Young oak trees can not be found in the old parts of the forest, because the level of soil water is falling continuously. Number of germinating seeds is considerable in the soil.

We proved that the natural reforestation is really more beneficial from a natural conservation point of view: favourable vegetation dynamic processes are going on. At present two threats can be observed: (1) low level of soil water and (2) widespread growth of weed species that are not native to the region, especially *Robinia pseudoacacia* and *Padus serotina*.

Keywords: natural renewing, regeneration potencial, phytocoenology