

56980

(bony)

56980

Természet- védelmi közlemények

Magyar
Biológiai Társaság
Budapest

8

1999

TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK

8. ÉVFOLYAM

A Magyar Biológiai Társaság
Környezet- és Természetvédelmi
Szakosztályának közleményei



Budapest, 1999

A Természetvédelmi Közlemények ezen számának megjelenését a

Központi Környezetvédelmi Alap
Magyar Tudományos Akadémia
Országos Tudományos Kutatási Alap
Pro Renovanda Cultura Hungariae Alapítvány

támogatása tette lehetővé.

Szerkesztő bizottság Báldi András
 Demeter András
 Horváth Ferenc
 Horváth Győző
 Kiss István
 Liker András
 Lőkös László (szerkesztő)
 Margóczy Katalin
 Peregovits László (szerkesztő)

Szerkesztőség címe
Magyar Természettudományi Múzeum
1088 Budapest, Baross u. 13
Tel.: 2677100, 2677101, Fax: 3171669
E-mail: perego@zoo.zoo.nhmus.hu vagy lokos@bot.nhmus.hu

ISSN 1216–4585

Megjelent: 2000. augusztus 16-án.

Tördelés Pars Kft., Budapest
Nyomás:

Készült a *mondAe Kft.* nyomdájában
Felelős vezető: Nagy László. Telefon: 06-30-944-93-32

© Magyar Biológiai Társaság
1027 Budapest, Fő u. 68

Tartalomjegyzék

<i>Bőhm Éva Irén és Facsar Géza</i> : Pilisszentkereszt és a Pilis hegy florisztikai vizsgálatának első eredményei Borbás V. (1879) Budapestnek és környékének flórája nyomán	5
<i>Kevey Balázs és Huszár Zsuzsanna</i> : A Háros-sziget fehéornyár-ligetei (<i>Senecio-ni sarracenicus</i> - <i>Populetum albae</i> Kevey in Borhidi & Kevey 1996)	37
<i>Mihók Barbara</i> : Telepített feketefenyves állományok természetvédelmi szempontú vizsgálata dolomiton	49
<i>Pál-Fám Ferenc</i> : Védelemre javasolt nagyombok a Mecsek hegységből	67
<i>Báldi András</i> : A fészekalj-predációs ráta térbeli változatosságának vizsgálata a Kis-Balatonon	81
<i>Barta Zoltán és Liker András</i> : Viselkedésbiológiai kutatások természetvédelmi alkalmazásának lehetőségei	89
<i>Bleicher Krisztina, Samu Ferenc, Szinetár Csaba és Rédei Tamás</i> : A budai Sas-hegy Természetvédelmi Terület farkaspókjainak (Araneae, Lycosidae) vizsgálata hatvan évvel ezelőtt és napjainkban	111
<i>Lanszki József és Körmendi Sándor</i> : Ragadozó emlős életközösség táplálékösszetétele mezőgazdasági területen, Somogy megyében	121
<i>Nagy Barnabás és Szövényi Gergely</i> : A Körös–Maros Nemzeti Park állatföldrajzilag jellegzetes Orthoptera fajai és konzervációökológiai viszonyaik	137
<i>Schád Péter, Puky Miklós és Kiss István</i> : A Naplás-tó Természetvédelmi Területen élő kétélűek vonulási sajátosságai	161
<i>Schmera Dénes</i> : Tegzesegyüttesek (Insecta: Trichoptera) közösségszerkezeti változásai a Bernecei-patak (Börzsöny hegység) mentén	173
<i>Szásziné Horváth Henrietta</i> : Adatok a Balaton-felvidéki Nemzeti Park holyva (Coleoptera: Staphylinidae) faunájához II. (Gyrohypninae–Tachininae)	185
<i>Újvári Beáta és Korsós Zoltán</i> : A telepítési programok kockázatai, különös tekintettel a hullókre	195
<i>Váczi Olivér és Altbäcker Vilmos</i> : Fűves repülőterek ürgeállományának felmérése	205
<i>Hajósy Adrienne</i> : Hozzászólás – Lengyel Szabolcs: „Kitekintés a vízlépcsők szakirodalmára” című cikkéhez	215
<i>Lengyel Szabolcs</i> : Válasz Hajósy Adrienne hozzászólására	216
Krónika (Összeállította: <i>Báldi András</i>)	217
Könyvismertetés (<i>Margóczy Katalin: Természetvédelmi biológia</i>)	220

Contents

<i>Bóhm, É. I. & G. Facsar</i> : Floristical studies around the village Pilisszentkereszt and the Mt. Pilis, Hungary	5
<i>Kevey, B. & Zs. Huszár</i> : Die Silberpappel-Auenwälder der Háros-Insel (Senecioni sarracenicici-Populetum albae Kevey in Borhidi & Kevey 1996)	37
<i>Mihók, B.</i> : Observation of planted <i>Pinus nigra</i> stands on dolomite grasslands and the possibilities of their forestry management	49
<i>Pál-Fám, F.</i> : Macrofungi recommended to be protected in the Mecsek Mts	67
<i>Báldi, A.</i> : Spatial variations of nest predation rate in the Kis-Balaton reservoir	81
<i>Barta, Z. & A. Liker</i> : Behavioural research in nature conservation	89
<i>Bleicher, K., Samu, F., Szinetár, C. & T. Rédei</i> : Investigations of the wolf spiders of the Sas Hill Nature Reserve Area in Budapest sixty years ago and today	111
<i>Lanszki, J. & S. Körmendi</i> : Diet of a Carnivora community at a rural area in Somogy county	121
<i>Nagy, B. & G. Szövényi</i> : Zoogeographically characteristic orthopteroid insects of the Körös–Maros National Park (E Hungary) and their nature conservation characteristics	137
<i>Schád, P., Puky, M. & I. Kiss</i> : Breeding migration characteristics of amphibians at Lake Naplás Nature Conservation Area	161
<i>Schmera, D.</i> : Change of structural characteristics of caddisflies (Insecta: Trichoptera) along the Bernece stream (Börzsöny Mountains, Northern Hungary)	173
<i>Szásziné Horváth, H.</i> : Contributions to the Staphylinidae (Coleoptera) fauna of the Balaton-Upland National Park II. (Gyrohyppinae–Tachiporinae)	185
<i>Újvári, B. & Z. Korsós</i> : Risk of translocation programs, with special reference to reptiles	195
<i>Váczi, O. & V. Altbäcker</i> : Suslik populations of Hungarian grassy airports	205
<i>Hajósy, A.</i> : Comments on – An overview of the literature on the biological effects of dams	215
<i>Lengyel, Sz.</i> : Reflection on the comments by A. Hajósy	216
Chronicle	217
Book review	220

Pilisszentkereszt és a Pilis hegy florisztikai vizsgálatának első eredményei Borbás V. (1879) Budapestnek és környékének flórája nyomán

Bőhm Éva Irén¹ & Facsar Géza²

¹*Magyar Természettudományi Múzeum, Növénytár
1476 Budapest, Pf. 222. E-mail: bohm@bot.nhmus.hu*

²*Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem, Növénytani Tanszék
1118 Budapest, Ménesi út 44*

Összefoglaló: A pilisszentkereszt-i völgy, különösen pedig a Pilis-oldal kutatásával csak nemrég kezdtünk el foglalkozni. Három év után nagy merészség lenne kijelenteni, hogy teljes fajlistát tudunk összeállítani. Első eredményeink alapján is állíthatjuk, hogy rendkívül izgalmas és dinamikusan fejlődő, érdekes területről van szó, amely védettséget annak idején csak szegélyterületként kapott. Így a flórakutatás nagyon fontos nemcsak a Duna–Ipoly Nemzeti Park, hanem mindnyájunk számára is.

A közeljövő feladatai közé tartozik a Pilis hegy négyzetének feltérképezése a biodiverzitás-monitorozó program keretében, jelen cikkünkkel ehhez a nagy feladathoz is szerettünk volna hozzájárulni.

Kulcsszavak: flóráváltozás, irtásterületek, erdőszegélyek

Bevezetés

Borbás Vince (1844–1905) a 19. század második felének, e század legelejének zseniális flórakutatója doktori disszertációját „Pestmegye flórája Sadler (1840) óta és újabb adatok” címmel 1872-ben védte meg, erre megbízást professzora, Jurányi Lajos adott. Ez a munkája kibővítve 1879-ben „Budapestnek és környékének flórája” címmel jelent meg, vagyis pontosan százhusz évvel ezelőtt. A ma is nagyszerűen használható flóraműnek mi csak a Pilis hegyre, a Pilis hegy környékére és Pilisszentkeresztre, Pilisszántóra vonatkozó adatait vettük figyelembe. Többi adata (pl. a Rákos mezejére vonatkozó) is érdekes lenne, hiszen ki tudja, elzártabb helyeken mennyi maradhatott meg az eredeti flórából? Aki ma Budapest és környéke flórájával szeretne foglalkozni, alapirodalomként nem nélkülözheti Borbás művét.

A pilisszentkereszt-i völgy és a Pilis hegy tájtörténete

A Pilis hegység legmagasabb pontja a Pilis hegy (757 m), amely triász korú (dachsteini) mészkőből és dolomitból épül fel. A völgyekből a csúcsig lerakódott

a lösz, amelynek vastagsága különösen a medencékben jelentős. Alatta két nagyközség található: Pilisszántó és Pilisszentkereszt. A rómaiak idejében a településeket gondozott hadi utak kötötték össze, ennek maradványa ma is látható pl. a Kis-Szoplák oldalában. A magyar honfoglalás idején ez a vidék lakatlan lehetett, hiszen őseink inkább a sík vidékeket szállták meg. Később is, még évszázadokig vadászterületként szerepel a vadon. Erdőuradalom voltára utal, hogy a 13. század későbbi évtizedeiben is többször megjelenik a forrásokban a Pilis-erdő (silva Pilis) kifejezés, illetve, hogy lakóikként erdőővékat említenek (Kristó 1989, Zolnay 1982).

Pilisszentkereszt környékén is királyi vadászkastély állott, ezt adományozták a betelepülő ciszterieknek, akik itt hatalmas monostort emeltek. A pilisi vadászatok egyikén gyilkolták meg 1213 őszén valahol ezen a környéken Meráni Gertrúd királynét, akit a ciszterci monostorba temettek el. Fia, IV. Béla által emeltetett síremlékét apró darabokból Gerevich L. rekonstruálta.

A közelben ősi települések pl. a Pomáz és Pilisszentkereszt közötti Kis- és Nagykovácsi (-puszta), Csobánka (eredeti nevén Boron) és (Pilis-) Szántó is. A török uralom után, az elnéptelenedett vidékre német és szlovák telepesek érkeztek, a Zichy és Orosdy birtokokra. Először Pilisszentkereszt helyén egy fatelep volt, néhány német favágóval, majd fűrésztelep, lassan benépesült a völgy. 1722 és 1770 között zajlott le ez a folyamat, Pilisszentkereszt (Mlynky), Pilisszántó (Santov) lakói nagyrészt ma is ezeknek a telepeseknek a leszármazottjai.

Elsősorban erdőműveléssel, mészégetéssel, szénégetéssel keresték a kenyerüket, mivel a terület akkor sem volt, de ma, a nagy erdőirtások kora után is alig alkalmas komolyabb mezőgazdasági művelésre. Ennek az az oka, hogy a Pilis-oldal talaja a felső, 4–500 m tszf. magasságban mészkő- és dolomit-törmelékes, egy kisebb körzeten belül homok, lejjebb pedig löszös barna erdőtalaj, többé-kevésbé savanyú kémhatású. Lucerna, burgonya, gyümölcs, szőlő is csak a családok saját szükségleteire termelt, legeltetéssel, kaszálással hasznosították az irtás-területeket.

A II. világháború idején a fahiány miatt a Vaskapu-hegy és a Hármasszántó-völgye között új irtás-terület keletkezett, ennek lassú szukcessziója ma is tart. A lakosság hagyományos tevékenysége, a mészégetés kisebb méreteken, de napjainkban is folyik a hosszú-hegyi Szurdok közelében. Ma a Pilis-oldal alatti földiken nagy kaszálórétek találhatóak, a Dera-patak közelében lucernatermesztéssel foglalkoznak. Itt épült néhány hétvégi ház is, de a szentendre–visegrádi-hegységi oldal lejtőire ez sokkal jellemzőbb. A pilisszentkereszt-i szlovák telepesek késői utódai megőrizték nyelvüket és szokásaikat. Ma szépen kiépült nagyközség, de a híres dobogókői kiránduló- és síközpont is ide tartozik, a Duna–Ipoly Nemzeti Park egyik gyöngyszeme.

A Pilis hegy és környéke botanikai kutatásának története

Ez a vidék régóta kutatott területe a magyar botanikának, történetének nagy alakjai 1777 óta mind megfordultak ezen a vidéken, tudjuk, hogy Winterl J. J. (1788), Kitaibel P. (1799–1812), Sadler J. (1825–1826), Müller B. (herbárium), Kováts Gy. (herbárium), Borbás V. (1874–1899), Simonkai L. (1900), Degen Á. (herbárium), Jávorka S., Csapody V., Bartha A., Boros Á., Kárpáti Z., Péntes A. és mások is kutattak itt.

Többnyire a Pilis hegy (Pilischerberg, „e monte Szanto” szántói hegy) és (Pilis)Szántó néven szerepel a leggyakrabban a régebbi botanikai szakirodalomban, Sadler J. mindkét *Flora Comitatus Pestinensis* (1825–1826, 1840) című művében említi a Pilis hegyet, nagyon sokszor a Pilis hegységet, de „Sz. Kereszt” alig fordul elő. Ennek oka az lehetett, hogy még a múlt század második felében, de csaknem e század közepéig, néhány esetben napjainkig nem is voltak kiépített utak, sőt erdészeti feltáró utak is alig. Mai szemmel nézve szinte hihetetlen, de pl. a Pomáz–Dobogókő, illetve a Dobogókő–Pilisszentlélek–Esztergom közötti műút csak néhány évtizede létezik, annyira hozzátartozik a tájhoz és nélkülözhetetlen. Borbás V. azonban mégis nagyon sokszor említi „P.-Szt.-Kereszt”-et, így, rövidítve.

A Pilis hegy és pilisszentkereszti völgy kutatásában az MTM Növénytárának Herbarium Carpato-Pannonicum gyűjteménye sokat segített, részben Borbás V. saját tulajdonú herbáriumával is össze tudtuk vetni az adatokat. Ezek az igen értékes adatokat tartalmazó lapok az „Egyetemi Gyűjteménnyel” kerültek a múzeum birtokába, s bár hiányosak, de a közhiedelemmel ellentétben nem pusztultak el teljesen a II. világháború alatt, Alsópetényben. Az évtizedek óta zárt, 1991-ig szovjet bázisként hasznosított hatalmas pilis-tetői terület és a Pilis hegy keleti oldalának kutatására (itt a közelben magyar laktanya is volt) csak az utóbbi néhány évben nyílt lehetőségünk.

A „flórajárás-határok” kérdéséhez csak annyit szeretnénk hozzáfűzni, hogy a *Knautia* monográfia szerzője, Szabó Z. (1906) professzor megállapítása igazolódott: a Pilis hegy egy része (kivéve a délkeleti letörést (*Ferula* lelőhelye), a déli-, délnyugati oldalt és a Csévi-szirtek egy részét, valamint az Éleskő és a Vaskapu-szikla környékét) az észak-kárpáti flóra legdélibb előfordulási pontja. Az Északi-Kárpátokban nagyon gyakoriak a *Knautia* fajok és hibridek, ennek megfelelően nem tekinthető véletlennek a *Knautia* alakkör (*K. kitaibelii*, *K. kitaibelii* subsp. *tomentella*, *K. arvensis* s. l., *K. dipsacifolia*) gyakorisága, egyes *Carex* fajok és északi-középhegységi társulások megjelenése, valamint nem utolsó sorban az „északi-középhegységi” *Helleborus purpurascens*, amelynek mikroaréaja be nyúlik Piliscsév fölé is, de nem lépi át lefelé az 500 m-es tszf. magasságot. Ez a vastag fehér erekkel, melyek erősen szőrözöttek, sötétzöld, hólyagos levelekkel, nagy, bíborpiros lepellel, egy száron sok (3–6) virággal, sok (8–10) tüszővel jel-

lemezhető, „kész dísznövény” a Bükkben, a Dél-Börzsönyben és a Szentendre–Visegrádi-hegységben tömeges. A Pilis hegy déli, dk-i és dny-i oldalán más, nyugat-balkáni eredetű, jelenleg genetikai vizsgálat alatt álló, még pontosan meg nem határozott *Helleborus*-ok élnek. Ezért ezek külön nem szerepelnek a fajlistában. Tehát az alapközethez (andezit, triász mészkő, dolomit) kötötten meghúzott Pilisense-Visegradense határ nem igazolódott, a „határ” valójában a Csévi-szirtek keleti oldalán, a volt szovjet bázison keresztül a dk-i oldalig húzódik.

A terület flórája Borbás idejében és napjainkban

A táblázat első oszlopa a faj nevét (Simon 1992 szerinti), a második a Borbás által használt neveket, a „+” az általa így jelölt előfordulások oszlopa, a harmadik az általunk újra megtalált, nem talált, illetve általa nem jelzett fajokat tartalmazza.

Fajnév	Borbás V. (1879)	Bóhm & Facsar
<i>Equisetum fluviatile</i> L. emend. Ehrh. var. <i>limosum</i> (L.) Aschers.	+ <i>Equisetum limosum</i>	Klastrom-kút, Golyvás-forrás
<i>Gymnocarpium robertianum</i> (Hoffm.) Newm.	+ <i>Phegopteris robertiana</i>	nem találtuk meg
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	+ <i>Pteris aquilina</i>	Kakas-hegy
<i>Asplenium trichomanes</i> L.	nem jelzi	Pilis hegy
<i>Asplenium adiantum-nigrum</i> L.	+	nem találtuk meg
<i>Phyllitis scolopendrium</i> (L.) Newm.	+ <i>Scolopendrium vulgare</i>	nem találtuk meg
<i>Athyrium felix-femina</i> (L.) Roth	+	gyakori
<i>Polystichum aculeatum</i> (L.) Roth	+ <i>Aspidium aculeatum</i> var. <i>lobatum</i>	nem találtuk meg
<i>Dryopteris filix-mas</i> (L.) Schott	+ <i>Aspidium filix-mas</i>	gyakori
<i>Cystopteris fragilis</i> (L.) Bernh.	+	gyakori
<i>Picea abies</i> (L.) Karst.	nem jelzi	Hármasforrás-völgye
<i>Larix decidua</i> Mill.	nem jelzi	Hármasforrás-völgye
<i>Pinus sylvestris</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Berberis vulgaris</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Helleborus purpurascens</i> W. et K. s. l.	+	helyenként tömeges
<i>Actaea spicata</i> L.	+	nem gyakori
<i>Aconitum anthora</i> L.	+	nem gyakori
<i>Aconitum vulparia</i> Rchb.	nem említi	helyenként gyakori
<i>Consolida regalis</i> S. F. Gray	nem említi	ritka
<i>Anemone ranunculoides</i> L.	nem említi	általánosan elterjedt

Fajnév	Borbás V. (1879)	Bóhm & Facsar
<i>Anemone sylvestris</i> L.	nem említi	helyenként gyakori
<i>Hepatica nobilis</i> Mill.	+ <i>Hepatica triloba</i>	nem találtuk meg
<i>Pulsatilla grandis</i> Wender.	nem említi	Pilis-tető, Pilisszántó, Szedmina, ritka
<i>Clematis vitalba</i> L.	+	gyakori
<i>Clematis recta</i> L.	nem említi	nem gyakori
<i>Adonis vernalis</i> L.	nem említi	Pilis-tető, Piliszántó, Pázsity
<i>Ficaria verna</i> Huds.	nem említi	általánosan elterjedt
<i>Ranunculus</i> sp.	+ <i>Ranunculus Breynianus</i>	nem azonosítható
<i>Ranunculus arvensis</i> L.	+	Pilis-oldal alatti földek
<i>Ranunculus illyricus</i> L.	nem említi	nem gyakori
<i>Ranunculus repens</i> L.	nem említi	általánosan elterjedt
<i>Ranunculus auricomus</i> L.	nem említi	helyenként gyakori
<i>Ranunculus acris</i> L.	nem említi	általánosan elterjedt
<i>Asarum europaeum</i> L.	nem említi	gyakori
<i>Aristolochia clematitis</i> F. Schm.	nem említi	gyakori
<i>Spiraea media</i> F. Schm.	+	a Pilis-tető nyugati gerincén
<i>Rubus canescens</i> DC.	+ <i>Rubus tomentosus</i>	Pilis-oldal
<i>Rubus hirtus</i> L.	+	nem gyakori
<i>Rubus</i> sp.	+ <i>Rubus glandulosus</i>	nem azonosítható
<i>Rubus discolor</i> Wh. et N.	+	nem találtuk meg
<i>Rubus idaeus</i> L.	+	helyenként gyakori
<i>Malus sylvestris</i> (L.) Mill.	+ <i>Pyrus Malus</i>	helyenként gyakori
<i>Pyrus</i> × <i>pannonica</i> Terpó	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Pyrus pyrastrer</i> (L.) Burgsd.	nem jelzi	gyakori
<i>Pyrus</i> × <i>karpatiana</i> Terpó	nem jelzi	Pilis-oldal, ritka
<i>Sorbus graeca</i> (Spach) Kotschy	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Sorbus torminalis</i> (L.) Cr.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Sorbus semiincisa</i> Borbás	nem jelzi	Vaskapu-hegy
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	nem jelzi	gyakori
<i>Crataegus laevigata</i> (Poiret) DC.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Fragaria vesca</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Fragaria viridis</i> Duch.	nem jelzi	gyakori
<i>Potentilla micrantha</i> Ram.	+	Kis-Szoplák
<i>Potentilla arenaria</i> Borkh.	+	Pilis-tető
<i>Potentilla argentea</i> L.	nem jelzi	gyakori

Fajnév	Borbás V. (1879)	Bőhm & Facsar
<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rausch.	nem jelzi	gyakori
<i>Potentilla heptaphylla</i> Jusl.	nem jelzi	Pilisszántó, Szedmina
<i>Potentilla reptans</i> L.	nem jelzi	Klastrom-kút, Golyvás-forrás
<i>Waldsteinia geoides</i> Willd.	nem jelzi	helyenként gyakori
<i>Geum urbanum</i> L.	nem jelzi	nagyon gyakori
<i>Filipendula vulgaris</i> Mönch	nem jelzi	gyakori
<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	nem jelzi	nagyon gyakori
<i>Agrimonia procera</i> Wallr.	+ <i>Agrimonia odorata</i>	ritka, Pilis-oldal
<i>Sanguisorba minor</i> subsp. <i>muricata</i>	nem jelzi	gyakori
<i>Rosa spinosissima</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Rosa spinosissima</i> L. subsp. <i>pimpinellifolia</i> (L.) Soó	nem jelzi	Pilis-tető nyugati oldala, Spiraea cserjés szélén
<i>Rosa gallica</i> L.	nem jelzi	Piros-földek felett gyakori
<i>Rosa caesia</i> Sm. et Sow.	nem jelzi	Szt. László-kúpja
<i>Rosa rubiginosa</i> L.	+	Piros-földek felett
<i>Rosa hungarica</i> Kerner	+	Piros-földek felett, Pilisszántó, Pázsity, Szedmina
<i>Rosa subcanina</i> (Christ.) D. T. et Sar.	nem jelzi	gyakori
<i>Rosa canina</i> L.	nem jelzi	tömeges
<i>Rosa micrantha</i> Sm. ex Bor. in Sow.	+ <i>Rosa jundzillii</i>	Pilisszántó, Szedmina
<i>Rosa zalana</i> Wiesb.	nem jelzi	Pilis-tető, volt orosz bázis
<i>Cerasus mahaleb</i> (L.) Mill.	+ <i>Prunus mahaleb</i>	nem gyakori
<i>Cerasus avium</i> (L.) Mönch	+ <i>Prunus avium</i>	nem gyakori
<i>Cerasus vulgaris</i> Mill.	nem jelzi	gyakori
<i>Cerasus fruticosa</i> Pall.	nem jelzi	nem gyakori
<i>Prunus spinosa</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Prunus domestica</i> L.	nem jelzi	a Klastrom-kertben gyakori
<i>Sedum maximum</i> (L.) Hoffm.	nem jelzi	gyakori
<i>Sedum album</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető, Vaskapu-szikla
<i>Sedum acre</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Sedum sexangulare</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Jovibarba hirta</i> (Jusl.) Opiz	nem jelzi	gyakori
<i>Jovibarba sobolifera</i> (Sims.) Opiz	nem jelzi	A Pilis-hegy déli old.
<i>Ribes grossularia</i> L.	+	gyakori
<i>Saxifraga bulbifera</i> L.	nem jelzi	Piros-földek felett

Fajnév	Borbás V. (1879)	Böhm & Facsar
<i>Chrysosplenium alternifolium</i> L.	+	nem találtuk meg
<i>Genista tinctoria</i> L. subsp. <i>elator</i> (Koch) Simk.	+ <i>Genista virgata</i>	Pilis-oldal, Pilisszántó, Szedmina
<i>Cytisus hirsutus</i> L. subsp. <i>leucotrichus</i> (Schur) A. et D. Löve	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Cytisus procumbens</i> (W. et K.) Spr.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Cytisus austriacus</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilisszántó, Pá- zsity
<i>Ononis spinosa</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilisszántó, Szedmina
<i>Medicago lupulina</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Medicago falcata</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Medicago prostrata</i> Jacq.	+ <i>Medicago prostrata</i> var. <i>declinata</i>	Pilis-tető, Hármás-forrás- völgye
<i>Medicago minima</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Melilotus albus</i> Desr.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pall.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Trifolium aureum</i> Poll.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Trifolium montanum</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető
<i>Trifolium hybridum</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető
<i>Trifolium rubens</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető
<i>Trifolium alpestre</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető
<i>Trifolium ochroleucum</i> Huds.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető
<i>Trifolium pannonicum</i> Jacq.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető
<i>Trifolium medium</i> Grufbg.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető
<i>Trifolium pratense</i> L.	nem jelzi	nagyon gyakori
<i>Trifolium arvense</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, a Pilis-tetőn he- lyenként tömeges
<i>Anthyllis vulneraria</i> L. subsp. <i>polyphylla</i> (Kit.) Nym.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Anthyllis vulneraria</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Dorycnium herbaceum</i> Vill.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis

Fajnév	Borbás V. (1879)	Bőhm & Facsar
<i>Lotus corniculatus</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Astragalus cicer</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Astragalus glycyphyllos</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilisszántó, Szedmina
<i>Astragalus austriacus</i> Jacq.	nem jelzi	Pilisszántó Pázsity, Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Astragalus onobrychis</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilisszántó, Pázsity, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Coronilla varia</i> L.	nem jelzi	nagyon gyakori
<i>Coronilla coronata</i> Nath.	+	nem találtuk meg
<i>Onobrychis arenaria</i> (Kit.) Ser.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Vicia hirsuta</i> (L.) S. F. Gray	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Vicia pisiformis</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Vicia dumetorum</i> L.	+	Pilis-oldal
<i>Vicia sylvatica</i> L.	+	nem találtuk meg
<i>Vicia villosa</i> Roth	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Vicia cracca</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Vicia tenuifolia</i> Roth	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Vicia lathyroides</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Vicia pannonica</i> Cr.	nem jelzi	Klastrom-kert
<i>Vicia grandiflora</i> Scop.	nem jelzi	Klastrom-kert
<i>Lathyrus nissolia</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Lathyrus latifolius</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	nem jelzi	Klastrom-kút, Pilis-oldal, Pilisszántó, Szedmina
<i>Lathyrus tuberosus</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Lathyrus niger</i> (L.) Bernh.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Lathyrus vernus</i> (L.) Bernh.	nem jelzi	Pilis-hegyen sokfelé
<i>Peplis portula</i> L.	+	nem találtuk meg
<i>Lythrum salicaria</i> L.	nem jelzi	Klastrom-kút
<i>Epilobium parviflorum</i> Schreb.	+	Klastrom-kút
<i>Epilobium tetragonum</i> L.	+	Pilis-oldal
<i>Epilobium hirsutum</i> L.	nem jelzi	Golyvás-forrás

Fajnév	Borbás V. (1879)	Böhm & Facsar
<i>Epilobium</i> sp.	+ E. Knapfii	nem azonosítható
<i>Circaea lutetiana</i> L.	+	Pilis-hegy
<i>Dictamnus albus</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Ailanthus altissima</i> (L.) Swingle	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Polygala major</i> Jacq.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Polygala comosa</i> Schkuhr	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, réten
<i>Acer platanoides</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	+	gyakori
<i>Acer campestre</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Acer tataricum</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Impatiens parviflora</i> DC.	nem jelzi	Dera-patak
<i>Impatiens noli-tangere</i> L.	+	nem találtuk meg
<i>Euonymus verrucosus</i> Scop.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Euonymus europaeus</i> L.	nem jelzi	Pilis-hegyen gyakori
<i>Staphylea pinnata</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Rhamnus catharticus</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Frangula alnus</i> Mill.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Vitis sylvestris</i> C. C. Gmel.	+ <i>Vitis vinifera</i> L. „Vadon lombos erdőkben a Pilis-hegyen”	Klastrompuszta, Kéményszikla alatt
<i>Hedera helix</i>	nem jelzi	gyakori
<i>Cornus mas</i> L.	nem jelzi	nagyon gyakori
<i>Cornus alba</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Cornus sanguinea</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Sanicula europaea</i> L.	nem jelzi	Pilis-hegy
<i>Eryngium campestre</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Chaerophyllum aromaticum</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Anthriscus cerefolium</i> (L.) Hoffm. subsp. <i>trichosperma</i> (Spr.) Arc.	nem jelzi	Klastrom-kert, nagyon gyakori
<i>Anthriscus sylvestris</i> (L.) Hoffm.	nem jelzi	Klastrom-kút
<i>Angelica sylvestris</i> L.	nem jelzi	Golyvás-forrás
<i>Peucedanum palustre</i> (L.) Mönch	nem jelzi	Golyvás-forrás
<i>Peucedanum cervaria</i> (L.) Lap.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Peucedanum alsaticum</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis

Fajnév	Borbás V. (1879)	Bőhm & Facsar
<i>Torilis japonica</i> (Houtt.) DC.	nem jelzi	gyakori
<i>Orlaya grandiflora</i> (L.) Hoffm.	nem jelzi	Pilis-tető, tömeges
<i>Smyrniium perfoliatum</i> L.	+ <i>Smyrniium perfoliatum</i> var. <i>Kitaibelii</i> DC.	a Pilis-hegy nyugati gerincén gyakori
<i>Conium maculatum</i> L.	nem jelzi	Dera-patak mentén
<i>Bupleurum longifolium</i> L.	+	Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Bupleurum falcatum</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Bupleurum praealtum</i> Nath.	+ <i>Bupleurum junceum</i>	Pilis-tető
<i>Trinia glauca</i> (L.) Dum.	+ <i>Trinia pumila</i>	Pilis-tető
<i>Falcaria vulgaris</i> Bernh.	nem jelzi	gyakori
<i>Pimpinella saxifraga</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Aegopodium podagraria</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Seseli leucospermum</i> W. et K.	nem jelzi	Vaskapu-szikla
<i>Seseli hippomarathrum</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Seseli osseum</i> Cr.	nem jelzi	Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Selinum carvifolia</i> L.	nem jelzi	Golyvás-forrás
<i>Ferula sadleriana</i> Ledeb.	+	Pilis-tető, Szt. László-kúpja
<i>Pastinaca sativa</i> L. subsp. <i>pratensis</i> (Pers.) Celak.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Heracleum sphondylium</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Laser trilobum</i> (L.) Borkh.	nem jelzi	Pilis-hegy déli oldala
<i>Laserpitium latifolium</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Daucus carota</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Asperula cynanchica</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Asperula arvensis</i> L.	+	nem találtuk meg
<i>Cruciata laevipes</i> Opiz	nem jelzi	gyakori
<i>Cruciata glabra</i> (L.) Ehrend.	nem jelzi	gyakori
<i>Cruciata pedemontana</i> (Bell.) Ehrend.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Galium aparine</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Galium odoratum</i> (L.) Scop.	nem jelzi	Pilis-hegy
<i>Galium glaucum</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Galium schultesii</i> Vest	nem jelzi	gyakori
<i>Galium verum</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Galium palustre</i> L.	nem jelzi	Klastrom-kút
<i>Galium mollugo</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis

Fajnév	Borbás V. (1879)	Böhm & Facsar
<i>Galium</i> sp.	+ <i>Galium intercedens</i>	nem azonosítható
<i>Sambucus ebulus</i> L.	nem jelzi	Dera-patak, hétvégi telkek
<i>Sambucus nigra</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Viburnum opulus</i> L.	nem jelzi	Dera-patak
<i>Viburnum lantana</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Valerianella locusta</i> (L.) Latterade	nem jelzi	Pilisszántó, Pilis-oldal
<i>Valerianella coronata</i> (L.) DC.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Valeriana officinalis</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Valeriana officinalis</i> L. subsp. <i>collina</i> (Wallr.) Nym.	nem jelzi	Pilis-tető, Pilis-oldal, gyakori
<i>Valeriana dioica</i> L.	nem jelzi	Klastrom-kút
<i>Valeriana tripteris</i> L.	+	Vaskapu-völgy, Simon-halála
<i>Dipsacus laciniatus</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Dipsacus fullonum</i> L.	nem jelzi	Csévi-nyereg
<i>Dipsacus</i> × <i>pseudosylvester</i> Schur?	+ <i>Dipsacus fallax</i>	nem találtuk meg
<i>Cephalaria pilosa</i> (L.) Gr. et Godr.	nem jelzi	Dera-pataknál, ritka
<i>Succisa pratensis</i> Mönch.	+ <i>Succisa pratensis</i> var. <i>glabrata</i>	nem találtuk meg
<i>Knautia arvensis</i> (L.) Coult.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilisszántó, Pázsity nagyon gyakori, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Knautia dipsacifolia</i> (Host) Kreutzer	+ (Sadler J. adata)	Hármas-forrás völgye
<i>Knautia kitaibelii</i> (Schult.) Borb.	nem jelzi	gyakori (mai magyar flórára új?)
<i>Knautia kitaibelii</i> (Schult.) Borb. subsp. <i>tomentella</i> (Szabó) Baksay	nem jelzi	kisebb populáció, a Pilis-oldal több pontján
<i>Scabiosa ochroleuca</i> L.	nem jelzi	nagyon gyakori
<i>Scabiosa triandra</i> L.	+ <i>Scabiosa agrestis</i>	Pilis-oldal
<i>Adoxa moschatellina</i> L.	+	Pilis-hegy nyugati oldala, illetve Pilis-oldal
<i>Tilia platyphyllos</i> L.	nem jelzi	Pilis-hegy
<i>Tilia cordata</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Lavatera thuringiaca</i> L.	nem jelzi	Klastrom-kert
<i>Alcea biennis</i> (Winterl) Borbás (= <i>Althaea pallida</i> W. et K.)	nem jelzi	Klastrom-kert
<i>Malva sylvestris</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Malva alcea</i> Wallr.	nem jelzi	gyakori

Fajnév	Borbás V. (1879)	Bőhm & Facsar
<i>Linum austriacum</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity, Piros földek
<i>Linum tenuifolium</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Linum hirsutum</i> L. subsp. <i>hirsutum</i>	nem jelzi	Pilis-tető, volt szovjet bázis, egy ponton tömeges!
<i>Linum catharticum</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető, réten
<i>Oxalis corniculata</i> L.	nem jelzi	nem gyakori
<i>Oxalis acetosella</i> L.	+	nem gyakori
<i>Geranium robertianum</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Geranium dissectum</i> Jusl.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Geranium columbinum</i> L.	+	ritka
<i>Geranium sanguineum</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér.	nem jelzi	gyakori
<i>Mercurialis annua</i> L.	nem jelzi	ritka
<i>Mercurialis perennis</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Mercurialis longistipes</i> (Borb.) Baksay	+ (M. ovata × perennis)	Pilis-oldal
<i>Euphorbia polychroma</i> Kern.	nem jelzi	helyenként gyakori
<i>Euphorbia virgata</i> W. et K.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Euphorbia helioscopia</i> L.	nem jelzi	ritka
<i>Euphorbia seguierana</i> Necker	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Euphorbia pannonica</i> Host	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Euphorbia amygdaloides</i> L.	nem jelzi	nagyon gyakori
<i>Euphorbia cyparissias</i> L.	nem jelzi	általánosan elterjedt
<i>Euphorbia esula</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Euphorbia exigua</i> L.	+	nem találtuk meg
<i>Fraxinus ornus</i> L.	+	Pilis-oldal, Pilis-tető
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	+	Pilis-oldal, Pilis-hegy
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl subsp. <i>pannonica</i> Soó et Simon	nem jelzi	Dera-patak
<i>Ligustrum vulgare</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Centaurium erythraea</i> Rafn.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Gentiana cruciata</i> L.	+	Pilis-oldal, Pilis-tető, nagyon gyakori
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i> Medic.	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Vinca minor</i> L.	nem jelzi	ritka
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	nem jelzi	gyakori

Fajnév	Borbás V. (1879)	Bóhm & Facsar
<i>Calystegia sepium</i> (L.) R. Br.	nem jelzi	Dera-patak
<i>Omphalodes scorpioides</i> (Hke.) Schr.	+	nem találtuk meg
<i>Cynoglossum officinale</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Cynoglossum hungaricum</i> Simk.	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Asperugo procumbens</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, ritka
<i>Symphytum tuberosum</i> L. subsp. <i>angustifolium</i> (Kern.) Nym.	nem jelzi	gyakori
<i>Symphytum officinale</i> L.	nem jelzi	Dera-patak
<i>Anchusa officinalis</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Nonea pulla</i> (L.) DC.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilisszántó, Pázsity
<i>Pulmonaria officinalis</i> L.	nem jelzi	nagyon gyakori
<i>Pulmonaria mollis</i> Wulf.	nem jelzi	Pilis-tető, Pilisszántó
<i>Pulmonaria obscura</i> Dum.	+	nem találtuk meg
<i>Myosotis palustris</i> (L.) Nath. emend. Rchb.	nem jelzi	Golyvás-forrás
<i>Myosotis sylvatica</i> (Ehrh.) Hoffm.	+	Klastrom-kút
<i>Myosotis sparsiflora</i> Mikan	+	Pilis-oldal
<i>Myosotis arvensis</i> (L.) Hill.	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Lithospermum arvense</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Lithospermum purpureo-coeruleum</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Onosma arenarium</i> W. et K. subsp. <i>tuberculatum</i> (Kit.) Jáv.	+	Pilis-tető déli oldala
<i>Cerinthe minor</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Echium vulgare</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Verbena officinalis</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, ritka
<i>Ajuga reptans</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Ajuga genevensis</i> L.	+	Pilis-oldal
<i>Teucrium montanum</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Teucrium chamaedrys</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Teucrium botrys</i> L.	+	Pilisszántó, Pázsity
<i>Sideritis montana</i> L.	nem jelzi	Piros-földek, Pilisszántó, Pázsity
<i>Nepeta pannonica</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető több pontján, gyakori
<i>Glechoma hederacea</i> L.	nem jelzi	nagyon gyakori

Fajnév	Borbás V. (1879)	Bőhm & Facsar
<i>Glechoma hirsuta</i> W. et K.	nem jelzi	gyakori
<i>Prunella grandiflora</i> (L.) Scholler	nem jelzi	Pilis-oldal, ritka
<i>Prunella vulgaris</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Prunella laciniata</i> (L.) Nath.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Melittis carpatica</i> Klok.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Phlomis tuberosa</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó
<i>Galeopsis speciosa</i> Mill.	nem jelzi	gyakori
<i>Lamium amplexicaule</i> L.	nem jelzi	szántókon gyakori
<i>Lamium purpureum</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Lamium album</i> L.	+	Pilis-oldal, ritka
<i>Lamium maculatum</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Galeobdolon luteum</i> Huds.	nem jelzi	gyakori
<i>Scutellaria columnae</i> All.	+	Pilis-oldal, ritka
<i>Scutellaria hastifolia</i> L.	nem jelzi	Golyvás-forrás
<i>Leonurus cardiaca</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, ritka
<i>Ballota nigra</i> L.	nem jelzi	nagyon gyakori
<i>Betonica officinalis</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Stachys annua</i> (L.) L.	nem jelzi	Pilis-oldal, vaddisznó-túrásokon, ritka
<i>Stachys recta</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Stachys sylvatica</i> L.	nem jelzi	Kis-Szoplák, nem gyakori
<i>Salvia glutinosa</i> L.	+	helyenként gyakori
<i>Salvia verticillata</i> L.	nem jelzi	általánosan elterjedt
<i>Salvia aethiopsis</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, ritka
<i>Salvia nemorosa</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Salvia pratensis</i> L.	nem jelzi	nem gyakori
<i>Salvia</i> sp.	+ <i>Salvia dumetorum</i>	nem azonosítható
<i>Acinos arvensis</i> (Lam.) Dandy	nem jelzi	Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Clinopodium vulgare</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Origanum vulgare</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Thymus glabrescens</i> Willd.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Thymus praecox</i> Opiz	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Lycopus europaeus</i> L.	nem jelzi	Klastrom-kút
<i>Mentha longifolia</i> (L.) Nath.	nem jelzi	Klastrom-kút, Golyvás-forrás
<i>Mentha aquatica</i> L.	nem jelzi	Klastrom-kút, Golyvás-forrás
<i>Atropa bella-donna</i> L.	+	nem gyakori

Fajnév	Borbás V. (1879)	Böhm & Facsar
<i>Hyoscyamus niger</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Physalis alkekengi</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, ritka
<i>Solanum dulcamara</i> L.	nem jelzi	Dera-patak, gyakori
<i>Datura stramonium</i> L.	nem jelzi	nem gyakori
<i>Verbascum phoeniceum</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Verbascum lychnitis</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Verbascum austriacum</i> Jacq.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Verbascum phlomoides</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Linaria vulgaris</i> Mill.	nem jelzi	gyakori
<i>Linaria genistifolia</i> (L.) Mill.	nem jelzi	Pilis-tető, Pilis-oldal
<i>Antirrhinum orontium</i> L.	+	Pilisszántó, ritka
<i>Chaenorhinum minus</i> (L.) Lange	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Scrophularia vernalis</i> L.	+	Pilis-hegy, ritka
<i>Scrophularia nodosa</i> L.	nem jelzi	nem gyakori
<i>Scrophularia umbrosa</i> Dum.	nem jelzi	Klasterm-kút, Golyvás-forrás
<i>Veronica beccabunga</i> L.	nem jelzi	Klasterm-kút
<i>Veronica chamaedrys</i> L.	nem jelzi	nagyon gyakori
<i>Veronica montana</i> L.	+	Pilis-oldal, Kis-Szoplák
<i>Veronica officinalis</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Veronica prostrata</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Veronica austriaca</i> L. subsp. <i>teucrium</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, ritka
<i>Veronica austriaca</i> L. subsp. <i>dentata</i> (F. W. Schmidt) Watzl.	nem jelzi	Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Veronica spicata</i> L. subsp. <i>orchidea</i> (Crantz) Hay.	+	Pilis-oldal, Pilis-tető
<i>Veronica verna</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Veronica hederifolia</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Digitalis grandiflora</i> Mill.	nem jelzi	gyakori
<i>Digitalis lanata</i> Ehrh.	nem jelzi	Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Melampyrum cristatum</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Melampyrum nemorosum</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Euphrasia rostkoviana</i> Hayne	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Odontites lutea</i> (L.) Clairv.	nem jelzi	nagyon gyakori

Fajnév	Borbás V. (1879)	Bőhm & Facsar
<i>Odontites rubra</i> (Baumg.) Opiz	nem jelzi	nagyon gyakori
<i>Rhinanthus minor</i> L.	nem jelzi	Klastrom-kert
<i>Lathraea squamaria</i> L.	nem jelzi	nem gyakori
<i>Globularia punctata</i> Lap.	nem jelzi	Pilis-tető, Pilisszántó, Pázsity
<i>Orobanche purpurea</i> Jacq.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Plantago lanceolata</i> L.	nem jelzi	nagyon gyakori
<i>Plantago altissima</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Plantago media</i> L.	nem jelzi	nagyon gyakori
<i>Chelidonium majus</i> L.	nem jelzi	Dera-patak
<i>Papaver dubium</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Papaver rhoeas</i> L.	nem jelzi	nem gyakori
<i>Corydalis cava</i> (L.) Schw. et Koerte	nem jelzi	gyakori
<i>Corydalis intermedia</i> (L.) Mérat	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Corydalis solida</i> (L.) Clairv.	nem jelzi	nagyon gyakori
<i>Fumaria schleicherii</i> Soy.-Will.	nem jelzi	nagyon gyakori
<i>Diptotaxis muralis</i> (L.) DC.	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Bunias orientalis</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Rapistrum perenne</i> (L.) All.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilisszántó
<i>Lepidium draba</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Lepidium ruderales</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Thlaspi perfoliatum</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Thlaspi arvense</i> L.	nem jelzi	nem gyakori
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medic.	nem jelzi	nagyon gyakori
<i>Lunaria rediviva</i> L.	+	Vaskapu-szurdok, Pilis-nyereg, Hármás-forrás völgye
<i>Alyssum montanum</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Alyssum alyssoides</i> (L.) Nath.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Alyssum tortuosum</i> W. et K.	nem jelzi	Vaskapu-szikla
<i>Alyssum saxatile</i> L.	nem jelzi	Vaskapu-szikla
<i>Berteroa incana</i> (L.) DC.	nem jelzi	gyakori
<i>Draba lasiocarpa</i> Rochel	nem jelzi	Vaskapu-szikla
<i>Draba nemorosa</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó
<i>Erophila verna</i> (L.) Chev.	nem jelzi	gyakori
<i>Armoracia lapathifolia</i> Ust.	nem jelzi	nem gyakori

Fajnév	Borbás V. (1879)	Böhm & Facsar
<i>Cardamine impatiens</i> L.	+	gyakori
<i>Cardamine pratensis</i> L.	nem jelzi	Pilis-hegy
<i>Dentaria enneaphyllos</i> L.	+	Kis-Szoplák, Vaskapu-szur- dok
<i>Dentaria bulbifera</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Barbarea vulgaris</i> R. Br.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Cardaminopsis arenosa</i> (L.) Hay.	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Arabis auriculata</i> Lam.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető
<i>Arabis turrita</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető
<i>Arabis hirsuta</i> (L.) Scop.	nem jelzi	gyakori
<i>Rorippa × astylis</i> (Rchb.) Rchb.	nem jelzi	Klastrom-kút
<i>Rorippa austriaca</i> (Cr.) Bess.	nem jelzi	Dera-patak
<i>Hesperis matronalis</i> L. subsp. <i>candida</i> (Kit.) H. et S.	+ <i>Hesperis inodora</i>	Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Erysimum repandum</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Erysimum diffusum</i> Ehrh.	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Erysimum odoratum</i> Ehrh.	nem jelzi	Pilis-tető, Vaskapu-szikla
<i>Sisymbrium strictissimum</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető, Pilisszántó, Páz- sity
<i>Descurainia sophia</i> (L.) Webb.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Reseda lutea</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Reseda phyteuma</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Helianthemum canum</i> (L.) Baumg.	nem jelzi	Pilis-tető, Vaskapu-szikla
<i>Helianthemum ovatum</i> (Viv.) Dun.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Dun.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Viola odorata</i> L.	nem jelzi	Pilis-hegy
<i>Viola alba</i> Bess.	nem jelzi	Pilis-hegy
<i>Viola cyanea</i> Celak.	nem jelzi	Pilis-hegy
<i>Viola hirta</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Viola mirabilis</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Viola rupestris</i> F. W. Schm. subsp. <i>arenaria</i> (DC.) Beck	+	Vaskapu-szikla
<i>Viola sylvestris</i> Lam.	+	Pilis-hegy
<i>Viola montana</i> L.	nem jelzi	Csévi-nyereg
<i>Viola arvensis</i> Murr.	nem jelzi	gyakori
<i>Viola kitaibeliana</i> R. et Sch.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Viola riviniana</i> Rchb.	+	Pilis-hegy

Fajnév	Borbás V. (1879)	Bóhm & Facsar
<i>Elatine hungarica</i> Moesz	Elatine hydropiper	nem találtuk meg
<i>Hypericum tetrapterum</i> Fr.	nem jelzi	Klastrom-kút
<i>Hypericum perforatum</i> L.	nem jelzi	nagyon gyakori
<i>Hypericum elegans</i> Steph.	nem jelzi	Pilis-oldal, ritka
<i>Campanula glomerata</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Campanula sibirica</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Campanula rapunculoides</i> L.	nem jelzi	nagyon gyakori
<i>Campanula trachelium</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Campanula bononiensis</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Campanula persicifolia</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Campanula patula</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	nem jelzi	Klastrom-kút, Golyvás-forrás, Dera-patak
<i>Solidago gigantea</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, magasles
<i>Bellis perennis</i> L.	+	gyakori
<i>Aster linosyris</i> (L.) Bernh.	nem jelzi	gyakori
<i>Aster amellus</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Erigeron acer</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, ritka
<i>Inula conyza</i> (L.) DC.	+	Pilisszántó, Pázsity
<i>Inula ensifolia</i> L.	nem jelzi	Piros-földek felett, Pilis-oldal
<i>Inula oculus-christii</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Inula hirta</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Inula salicina</i> L.	nem jelzi	Piros-földek felett
<i>Inula britannica</i> L.	nem jelzi	Két-forrás
<i>Carpesium cernuum</i> L.	+	nem találtuk meg
<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Xanthium strumarium</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Bidens tripartita</i> L.	nem jelzi	Klastrom-kút
<i>Anthemis tinctoria</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Anthemis arvensis</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Achillea nobilis</i> L. subsp. <i>neilreichii</i> (Kern.) Velen.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Achillea collina</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Achillea pannonica</i> Scheele	nem jelzi	Pilis-oldal, Klastrom-kert, Pilis-tető, volt szovjet bázis

Fajnév	Borbás V. (1879)	Böhm & Facsar
<i>Matricaria maritima</i> L. subsp. <i>inodora</i> (L.) Soó	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Chrysanthemum vulgare</i> (L.) Bernh.	nem jelzi	gyakori
<i>Chrysanthemum corymbosum</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Chrysanthemum leucanthemum</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Artemisia annua</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, ritka
<i>Artemisia campestris</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilisszántó, Pázsity
<i>Artemisia pontica</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Artemisia absinthium</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Artemisia vulgaris</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Tussilago farfara</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity, Pilis-oldal: Golyvás-forrás
<i>Petasites hybridus</i> (L.) G. M. Sch.	<i>Petasites officinalis</i>	Hármasforrás-völgye, Golyvás-forrás
<i>Doronicum hungaricum</i> (Sadl.) Rchb.	nem jelzi	Csévi-nyereg
<i>Senecio vulgaris</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Senecio viscosus</i> L.	+	Pilis-hegy
<i>Senecio jacobaea</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Echinops sphaerocephalus</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity, Pilis-tető. volt szovjet bázis
<i>Xeranthemum annuum</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Carlina vulgaris</i> L. subsp. <i>intermedia</i> (Schur) Hay.	nem jelzi	gyakori
<i>Arctium lappa</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Jurinea mollis</i> (L.) Rchb. subsp. <i>dolomiticus</i> Jakucs	nem jelzi	Pilis-tető, Vaskapu-szikla
<i>Carduus nutans</i> L. subsp. <i>macrolepis</i> (Peterm.) Kazmi	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Carduus acanthoides</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Carduus hamulosus</i> Ehrh.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Carduus collinus</i> W. et K.	+	Pilis-tető
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Cirsium eriophorum</i> (L.) Scop.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity, Pilis-oldal
<i>Cirsium canum</i> (L.) All.	nem jelzi	Klastrom-kút

Fajnév	Borbás V. (1879)	Bőhm & Facsar
<i>Cirsium pannonicum</i> (L. f.) Link	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Onopordon acanthium</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Crupina vulgaris</i> Pers.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető
<i>Serratula tinctoria</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Centaurea pannonica</i> (Heuff.) Simk.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Centaurea stenolepis</i> Kern.	nem jelzi	Pilis-hegy
<i>Centaurea mollis</i> W. et K.	+	nem találtuk meg
<i>Centaurea triumfetti</i> All. subsp. <i>aligera</i> (Gugl.) Dost.	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Centaurea micranthos</i> S. G. Gmel.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity, Pilis-oldal
<i>Centaurea sadleriana</i> Janka	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Cichorium intybus</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Hypochoeris maculata</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Leontodon hispidus</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Leontodon autumnalis</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Picris hieracioides</i> L. subsp. <i>villarsii</i> (Jord.) Nym.	+ <i>Picris crepoides</i>	Klastrom-kút, Golyvás-forrás
<i>Tragopogon dubius</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Scorzonera austriaca</i> Host	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Scorzonera purpurea</i> L.	nem jelzi	Pilis-hegy
<i>Chondrilla juncea</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Mycelis muralis</i> (L.) Dum.	nem jelzi	Pilis-hegy
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Lactuca perennis</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Crepis tectorum</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Crepis biennis</i> L.	nem jelzi	Klastrom-kert
<i>Prenanthes purpurea</i> L.	+	Pilis-hegy, ritka
<i>Hieracium pilosella</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Hieracium bauhinii</i> Schult. et Bess.	nem jelzi	gyakori
<i>Hieracium cymosum</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Hieracium wiesbaurianum</i> Uechtr.	nem jelzi	Vaskapu-szikla
<i>Hieracium sylvaticum</i> (L.) Grufbg.	nem jelzi	gyakori
<i>Hieracium lachenalii</i> C. C. Gmel.	+ <i>H. vulgatum</i>	ritka
<i>Monotropa hypopithys</i> L.	+	Pilisszentlélek
<i>Loranthus europaeus</i> L.	nem jelzi	nem gyakori

Fajnév	Borbás V. (1879)	Böhm & Facsar
<i>Thesium linophyllum</i> L.	nem jelzi	Pilis-hegy, Pilis-oldal
<i>Thesium ramosum</i> Hayne	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Portulaca oleracea</i> L.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Silene vulgaris</i> (Mönch) Garcke	nem jelzi	gyakori
<i>Silene otites</i> (L.) Wib.	nem jelzi	gyakori
<i>Silene nutans</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Silene viridiflora</i> L.	+	Pilis-oldal, ritka
<i>Silene alba</i> (Mill.) Krause	nem jelzi	gyakori
<i>Lychnis coronaria</i> (L.) Desr.	nem jelzi	nem gyakori
<i>Lychnis flos-cuculi</i> L.	nem jelzi	Klastrom-kút
<i>Melandrium sylvestre</i> (Schkuhr) Roehl.	+	Pilis-oldal, Kis-Szoplák
<i>Cucubalus baccifer</i> L.	nem jelzi	Dera-patak
<i>Petrorhagia polifera</i> (L.) Ball. et Heyw.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Dianthus ponederae</i> Kern.	nem jelzi	gyakori
<i>Dianthus carthusianorum</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Dianthus deltooides</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető, réten
<i>Moenchia mantica</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Saponaria officinalis</i> L.	nem jelzi	Dera-patak
<i>Myosoton aquaticum</i> (L.) Mönch	nem jelzi	Klastrom-kút
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	nem jelzi	gyakori
<i>Stellaria holostea</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Stellaria graminea</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Cerastium fontanum</i> Baumg.	+ <i>Cerastium vulgatum</i> var. <i>memorale</i>	nem találtuk meg
<i>Cerastium arvense</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Holosteum umbellatum</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Scleranthus annuus</i> L.	+	nem találtuk meg
<i>Minuartia</i> sp.	+ <i>Alsine fasciculata</i>	nem azonosítható
<i>Minuartia setacea</i> (Thuill.) Hay.	nem jelzi	gyakori
<i>Moehringia trinervia</i> (L.) Clairv.	+	nem találtuk meg
<i>Paronychia cephalotes</i> (M. B.) Bess.	nem jelzi	Pilis-tető: déli oldal
<i>Polycnemum heuffelii</i> Láng	+	nem találtuk meg
<i>Chenopodium hybridum</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Chenopodium album</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	nem jelzi	gyakori

Fajnév	Borbás V. (1879)	Bőhm & Facsar
<i>Primula veris</i> L. subsp. <i>inflata</i> (Lehm.) Dom.	+	gyakori
<i>Lysimachia nummularia</i> L.	nem jelzi	Klastrom-kút, Golyvás-forrás
<i>Lysimachia punctata</i> L.	+	Klastrom-kút
<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	nem jelzi	Dera-patak, Golyvás-forrás
<i>Anagallis arvensis</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Cyclamen purpurascens</i> Mill.	+	Hármasforrás-völgye
<i>Rumex acetosa</i> L.	nem jelzi	Klastrom-kút
<i>Polygonum aviculare</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Polygonum persicaria</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Bilderdykia convolvulus</i> (L.) Dum.	nem jelzi	gyakori
<i>Reynoutria japonica</i> Houtt. (= <i>Fallopia</i>)	nem jelzi	Dera-patak
<i>Humulus lupulus</i> L.	nem jelzi	Dera-patak
<i>Cannabis sativa</i> L. subsp. <i>spontanea</i>	nem jelzi	nem gyakori
<i>Urtica dioica</i> L.	+	gyakori
<i>Parietaria officinalis</i> L.	nem jelzi	Pilis-hegy, Vaskapu-szurdok
<i>Ulmus glabra</i> Huds.	nem jelzi	gyakori
<i>Ulmus minor</i> Mill.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Corylus avellana</i> L.	+	gyakori
<i>Carpinus betulus</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Fagus sylvatica</i> L.	nem jelzi	Pilis-hegyen gyakori
<i>Quercus cerris</i> L.	nem jelzi	Pilis-hegyen gyakori
<i>Quercus petraea</i> L.	nem jelzi	Pilis-hegyen gyakori
<i>Quercus virgiliana</i> Ten.	nem jelzi	Pilis-oldal, ritka
<i>Quercus pubescens</i> Willd.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető
<i>Salix alba</i> L.	+	Dera-patak
<i>Salix cinerea</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, ritka
<i>Salix caprea</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Populus</i> × <i>canescens</i> (Ait.) Sm.	nem jelzi	Dera-patak
<i>Veratrum nigrum</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, Cséviszirték
<i>Colchicum autumnale</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Anthericum ramosum</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Gagea lutea</i> (L.) Ker.-Gawl.	nem jelzi	gyakori
<i>Allium ursinum</i> L.	+	Vaskapu-hegy

Fajnév	Borbás V. (1879)	Böhm & Facsar
<i>Allium montanum</i> F.W. Schm.	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Allium oleraceum</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Allium flavum</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető
<i>Lilium martagon</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Ornithogalum comosum</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Ornithogalum orthophyllum</i> Ten.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilisszántó, Pázsity, Szedmina
<i>Ornithogalum umbellatum</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Muscari neglectum</i> Guss. ex Ten.	nem jelzi	gyakori
<i>Muscari tenuiflorum</i> Tausch	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Asparagus officinalis</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető
<i>Polygonatum latifolium</i> (Jacq.) Desf.	nem jelzi	gyakori
<i>Polygonatum odoratum</i> (Mill.) Druce	nem jelzi	gyakori
<i>Polygonatum multiflorum</i> (L.) All.	nem jelzi	gyakori
<i>Convallaria majalis</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, gyakori
<i>Paris quadrifolia</i> L.	+	Simon halála, Kétbükkfanyereg
<i>Galanthus nivalis</i> L.	nem jelzi	nagyon gyakori
<i>Iris graminea</i> L.	+	Pilis-tető
<i>Iris pumila</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Iris variegata</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Juncus subnodulosus</i> L.	nem jelzi	Klastrom-kút
<i>Juncus effusus</i> L.	nem jelzi	Golyvás-forrás
<i>Juncus bufonius</i> L.	nem jelzi	gyakori, pl. Klastrom-kert
<i>Juncus articulatus</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Luzula campestris</i> (L.) DC.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Cephalanthera rubra</i> (L.) Rich.	nem jelzi	Hármasforrás-völgye, Pilisszántó
<i>Cephalanthera longifolia</i> (L.) Fritsch.	+ <i>Cephalanthera ensifolia</i>	Kis-Szoplák, Pilis-oldal
<i>Epipactis microphylla</i> (Ehrh.) Sw.	+	Pilis-oldal
<i>Epipactis helleborine</i> (L.) Cr.	nem jelzi	Vaskapu-völgy, Pilis-oldal
<i>Limodorum abortivum</i> (L.) Sw.	nem jelzi	Pilis-hegy, ritka
<i>Neottia nidus-avis</i> (L.) Rich.	nem jelzi	gyakori
<i>Platanthera bifolia</i> (L.) Rich.	+	Pilis-hegy, Pilis-oldal
<i>Platanthera chlorantha</i> (Cust.) Rchb.	nem jelzi	Kis-Szoplák, Vaskapu-hegy
<i>Gymnadenia conopsea</i> (L.) R. Br.	nem jelzi	Pilis-oldal, ritka

Fajnév	Borbás V. (1879)	Bőhm & Facsar
<i>Orchis morio</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető
<i>Orchis militaris</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Hármasszántó-völgye
<i>Orchis purpurea</i> Huds.	nem jelzi	Pilis-tető, Pilisszántó, Szedmina
<i>Orchis pallens</i> L.	+	Kis-Szoplák, Pilis-tető, Pilisszántó
<i>Orchis mascula</i> L. subsp. <i>signifera</i> (Vest) Soó	+	Hármasszántó-völgye
<i>Ophrys apifera</i> Huds.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Dactylorhiza sambucina</i> (L.) Soó	+ <i>Orchis sambucina</i>	nem találtuk meg
<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	+	Pilis-hegy
<i>Eleocharis palustris</i> (L.) R. et Sch.	nem jelzi	Golyvász-forrás
<i>Carex spicata</i> Huds.	nem jelzi	Pilis-hegy, Pilis-oldal
<i>Carex divulsa</i> Stokes	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Carex gracilis</i> Curt.	nem jelzi	Golyvász-forrás
<i>Carex tometosa</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Carex curvata</i> Knapf	+	Pilis-tető
<i>Carex praecox</i> Schreb.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity, Szedmina
<i>Carex leporina</i> L.	nem jelzi	Golyvász-forrás, Klastromkút
<i>Carex remota</i> L.	+	Klastromkút
<i>Carex pairei</i> F. Schultz	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Carex montana</i> L.	+	Pilis-hegy
<i>Carex caryophyllea</i> Latour	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Carex hirta</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Carex pilosa</i> Scop.	nem jelzi	Pilis-hegy
<i>Carex pendula</i> Huds.	+	Hármasszántó-völgye
<i>Carex pallescens</i> L.	+	Golyvász-forrás, Klastromkút
<i>Carex sylvatica</i> Huds.	+	Simon halála, Pilis-hegyen nem gyakori
<i>Carex michelii</i> Host	+	Vaskapu-szurdok
<i>Carex vesicaria</i> L.	+	nem találtuk meg
<i>Bromus sterilis</i> L.	nem jelzi	Klastromkert
<i>Bromus tectorum</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Bromus erectus</i> Huds.	nem jelzi	Pilis-oldal

Fajnév	Borbás V. (1879)	Böhm & Facsar
<i>Bromus pannonicus</i> Kumm. et Sendt.	nem jelzi	Kis-Szoplák, ritka
<i>Bromus arvensis</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Bromus mollis</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Festuca altissima</i> L.	+ <i>Festuca sylvatica</i> (Poll.) Vill.	Pilis-nyereg
<i>Festuca pratensis</i> Huds.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Festuca rubra</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Festuca heterophylla</i> Lam.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Festuca rupicola</i> Heuff.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Festuca valesiaca</i> Schleich.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Festuca pseudovina</i> Hack. ex Wiesb.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilisszántó, Szedmina
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) R. et Sch.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető
<i>Brachypodium pinnatum</i> (L.) P. B.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	nem jelzi	Golyvás-forrás
<i>Poa bulbosa</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető
<i>Poa annua</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Poa badensis</i> Hke.	nem jelzi	Vaskapu-szikla, Pilis-tető
<i>Poa compressa</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Poa pratensis</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Poa angustifolia</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Briza media</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Dactylis glomerata</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Dactylis polygama</i> Horvatovszky	nem jelzi	gyakori
<i>Melica ciliata</i> L.	nem jelzi	Pilis-tető, Kis-Szoplák
<i>Melica altissima</i> L.	+	Kis-Szoplák
<i>Melica uniflora</i> Retz.	nem jelzi	Pilis-hegy
<i>Melica nutans</i> L.	nem jelzi	Pilis-hegy
<i>Sesleria sadleriana</i> Janka	+ <i>Sesleria coerulea</i>	Vaskapu-szikla, Pilis-tető dnyi-i oldala (Kun 1994)
<i>Lolium perenne</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Molinia arundinacea</i> (Schrank) Dom.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Agropyron repens</i> (L.) P. B.	nem jelzi	gyakori
<i>Hordeum murinum</i> L.	nem jelzi	gyakori
<i>Hordelymus europaeus</i> (L.) C. O. Harz	nem jelzi	Kis-Szoplák

Fajnév	Borbás V. (1879)	Bőhm & Facsar
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	nem jelzi	gyakori
<i>Deschampsia caespitosa</i> (L.) P. B.	nem jelzi	Pilis-oldal: Golyvás-forrás
<i>Holcus lanatus</i> L.	+	Pilis-oldal
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) Presl.	nem jelzi	Pilis-oldal, tömeges
<i>Koeleria cristata</i> (L.) Pers.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	nem jelzi	Klastrom-kút
<i>Calamagrostis canescens</i> Roth	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Calamagrostis epigeios</i> (L.) Roth	nem jelzi	helyenként gyakori
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Phleum phleoides</i> (L.) Karsten	nem jelzi	Pilis-oldal, Pilis-tető, volt szovjet bázis
<i>Phleum pratense</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Alopecurus aequalis</i> Sobol.	nem jelzi	Klastrom-kút
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	nem jelzi	Pilis-oldal
<i>Stipa pulcherrima</i> C. Koch	nem jelzi	Pilis-oldal, ritka
<i>Piptatherum virescens</i> (Trin.) Boiss.	+ <i>Milium virescens</i>	Kis-Szoplák
<i>Milium effusum</i> L.	+	Pilis-oldal
<i>Digitaria sanguinalis</i> (L.) Scop.	nem jelzi	gyakori
<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P. B.	nem jelzi	gyakori
<i>Setaria viridis</i> (L.) P. B.	nem jelzi	gyakori
<i>Chrysopogon gryllus</i> (Torn.) Trin.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Botriochloa ischaemum</i> (L.) Keng.	nem jelzi	Pilisszántó, Pázsity
<i>Arum orientale</i> M. B. (= <i>Arum alpinum</i> (Schott et Ky.) Riedel)	nem jelzi	gyakori
<i>Lemna minor</i> L.	nem jelzi	Klastrom-kút

Milyen változások történtek Borbás kora óta a Pilis hegyen és Pilisszentkereszt környékén?

A jelentős változások (szovjet bázis a Pilis-tetőn, az irtásterület jelentős bővülése, a mezőgazdasági művelés beszűkülése, környezetszennyezés stb.) ellenére érdekes módon a Borbás V. által jelzett növényfajok nagy része ma is megtalálható ugyanezek a lelőhelyeken. Nagyon furcsa azonban, hogy pl. a *Knautia kitaibelii* subsp. *tomentella* vagy a *Valeriana dioica*, *Veronica beccabunga* stb. nem szerepel Borbás művében (1879).

Ennek oka az lehetett, hogy még a századfordulón is keservesen panaszkodtak a Pilis hegyen az egymást keresztező, el-eltűnő szekérutak szövevényére és a felfedezett „új fajok” másodszori megtalálásának lehetetlenségére pl. Lengyel G. (1906), Schilberszky K., de mások is. Borbás V. valószínűleg felült egy mészkövet gyűjtő helybeli lakos szekerére és a Pilis-oldal alatti földek – Vaskapu-szurdok – Hármassforrás-völgye – Kis-Szoplák – Kétbükkfa-nyereg – Pilis-nyereg – Pilis-tető – Pilisszántó útvonalon csak az érdekesebb és ritkább fajok megfigyelésére szorítkozott.

A szekérutak egy része ma is használatban van, a Pilis hegy fő turistaútja is ez volt korábban, azonban egyes szakaszok ma már hegyomlás miatt használhatatlanok. Amelyik azonban többé-kevésbé gyalogosan járható, sok értékes, ritka faj felkutatását teszi lehetővé. Ami Borbás útjának időpontját illeti, valószínűleg hétféteken, május végén, június elején, illetve tanári elfoglaltsága miatt szünidőben járhatott a Pilis hegyen és Pilisszentkereszten. (Még látható volt az *Adoxa moschatellina*, *Dentaria enneaphyllos*, *Helleborus purpurascens* s.l. levele, de nem látta pl. az *Anemone ranunculoides*, *Ficaria verna*, *Gagea lutea* stb. kora tavaszi fajokat, mert ezek behúzódtak. Külön kell említeni a *Galanthus nivalis*-t, mivel a Vaskapu-völgyben néha még júliusban (!) is virágzik.)

A legértékesebb pilis-oldali terület sokáig rejtve maradt, ennek oka a két katonai bázis közelsége lehetett. A Vaskapu-sziclák meghosszabbításában, a sávosan elhelyezkedő triász mészkő és dolomit aprózódása során a törmelék északkeleti irányba a lejtő alá, a kaszálórétekig ért, ennek megfelelően rendkívül érdekes társulások alakultak ki.

Az irtások során meghagyott erdősávokba lehúzódott a Vaskapu-hegy felső, 680 m tszf. magasságából az *Orno-Quercetum* sok növényfaja, de ezzel keveredik a *Mercuriali-Tilietum*, sőt a *Quercus-Carpinetum* néhány faja is. Így pl. 500 métertől lefelé: *Fraxinus ornus* és *F. excelsior*, *Quercus virgiliana* és *Q. petraea*, *Sorbus graeca*, *Gymnadenia conopsea*, *Aconitum vulparia*, *Helleborus purpurascens* (= *N. pannonica*), *Asarum europaeum*, *Laserpitium latifolium*, *Veratrum nigrum*, *Nepeta nuda*, *Solidago gigantea*, *Knautia kitaibelii* subsp. *tomentella*, *Rubus canescens*, *Campanula glomerata*, *Festuca heterophylla*, *Festuca valesiaca*, *Festuca rupicola* stb. található itt igen kis területen belül.

A fokozottan védett *Knautia kitaibelii* subsp. *tomentella* lelőhelye az 1930-as években még ismert volt (Böhm & Facsar 1998), majd elfeledték, de a kaszálás rendszeresen folyt. Feltételezhető (bár inkább csak a virágzat színében eltérő) hibridek széles gyűréje veszi körül. A száraz gyepekben és a hegyi kaszálóréteken, hegyi gyomos kaszálóréteken nagy területen előfordul.

A Pilisszentkereszt feletti, kétszázhetven éves irtásterület az utóbbi száz évben jelentősen kibővült, például a Vaskapu-szurdok és a Hármassforrás-völgye között. Az egész Pilis-oldal alatti földeket behálózzák az alkalmi keréknyomok és mélyen bevágódott egykori földutak, mellettük a ma használt utakkal.

A Pilisszántóhoz közeli irtásterületek (Piros-földek, szántói oldal) mellett eredeti, löszön kialakult lejtősztyepprétek és erdőssztyepppek is vannak, a beerdősülési folyamat lelassult. Néhány jellegzetes faj: *Rosa gallica*, *Inula ensifolia*, *Rosa hungarica*, *Veronica austriaca* subsp. *teucrium*, *Geranium sanguineum* stb.

A középső, Klastrom-kert feletti erdőszáv közelében, kisebb körzeten belül a talaj homokos, az évelő homokpusztagyeppek jellegzetes fajaival. Érdekesebb fajaik a következők: *Stipa pulcherrima*, *Onobrychis arenaria*, *Hypochaeris maculata* stb.

Közvetlenül mellette terül el a Pilis-oldal alatt, nagyobb területen a már említett kőtörmelékes (dolomit és triász mészkő keveredik benne) széles sáv, amelyben ott él a *Knautia kitaibelii* subsp. *tomentella*, a mai magyar flórára új (!) *Knautia kitaibelii* és még néhány, jellegzetesen dolomithoz kötődő növényfaj.

A Pilis-oldal alatti földeken, az előző terület alatt, felhagyott szőlők, gyümölcsösök helyén, 400 m tszf magasságban tömegesen fordulnak elő az alábbi fajok: *Rosa canina*, *Pyrus pyraster*, *Rubus* sp., *Sambucus nigra*, *Calamagrostis epigeios* stb.

Eredetileg ez is irtásterület lehetett, azonban nem hegyvidéki kaszálórétként, legelőként hasznosították, hanem a legutóbbi évtizedekig szőlők, gyümölcsösök voltak. Az alsó földút mellett, néhány helyen még ott vannak az öreg szőlőtőkék, de alapvetően átalakulóban van.

A ciszterci kolostor ásatási területén, a Klastrom-kertben a romokat körülvevő erdőszáv-töredékek váltakoznak kaszálórétekkel és másodlagosan, felhagyott szántókon kialakult *Polygalo-Brachypodium pinnati* gyepekkel. Ez a társulás nagyon jellemző a stabilizálódott félszáras irtásrétekre, védett növényfajok tömeges elterjedése figyelhető meg, pl. *Gentiana cruciata*, *Centaurea sadleriana*, *Polygala major* stb. Gyakoribb még: *Brachypodium pinnatum*, *Cirsium pannonicum* stb.

A Pilis-oldal alatti földek felső harmadában hegyvidéki kaszálórétek vannak, ezek nem gyomosak, azonban alattuk, hatalmas területen elgyomosodott száraz gyepeket találunk. Ezek közé ékelődik be a Klastrom-kút forráslápa és még néhány kisebb forrásláp, pl. a Két-forrás környéke.

A Klastrom-kút tulajdonképpen forrásláp, kb. 25–30 m² felületen. Mára átalakult, szerencsére szemétlerakás nélkül, azonban valószínűleg az erős antropogén hatás és a meglehetősen nagy létszámú vadállomány miatt széttúrt és elgyomosodott állapotban. Még így is értékes növényfajok lelőhelye, pl. *Mentha longifolia*, *Lythrum salicaria*, *Scutellaria hastifolia*, *Epilobium hirsutum*, *Cirsium canum*, *Carex pallescens*, *Valeriana dioica*, *Veronica beccabunga*, *Scrophularia umbrosa*, néhány tő *Carex pseudocyperus* stb.

Az északi oldalon, a földút felett több forrásláp lappang, a talaj mindig nedves, de a hatalmas kórótömeg elrejtje ezeket. Valószínűleg Borbás idején itt még *Quercus-Carpinetum* váltakozott fűzlápokkal és magaskórósokkal, később kaszá-

lórét, ma a fiatal cserjések a jellemzők, lassú szukcessziós folyamatok játszódhatnak. Jellemző növényfajok: *Quercus cerris*, *Rosa canina*, *Pyrus pyraeaster*, *Crataegus monogyna* stb. Felette már a gyertyános tölgyesek gyepszintjének jellegzetes fajai is tömegesen jelennek meg az erdő szegélyében és a hegyi kaszálórétén, pl. *Digitalis grandiflora*, *Campanula persicifolia*, *Primula veris* subsp. *inflata*, *Veronica officinalis*, *Lithospermum purpureo-coeruleum* stb.

A Hármassforrás-völgyének közelében van a Golyvás-forrás, amelynek erecskéje mentén magaskórós található, azonban nincsen valódi túlfolyója, így a köves, nagyon rossz minőségű földúton folyik végig egy szakaszon a vize.

A Pilis-oldalban, kb. 350–400 m magasan, *Salix cinerea* gyökerei között, *Rubus* bozóttal fedett mélyedésben ered. Érdekesebb fajok: *Carex gracilis*, *Lythrum salicaria*, *Eupatorium cannabinum*, *Scrophularia umbrosa*, *Epilobium hirsutum*, *Petasites hybridus*, *Cucubalus baccifer*, *Angelica palustris*, *Peucedanum palustre*, *Mentha longifolia*, *Potentilla reptans* stb.

Mivel a források száma a Hármassforrás-völgyében 5–7 között ingadozik (az időszakosakkal együtt), valószínűleg eredetileg a Dera-patak irányába folyó erecskéket mind magaskórós növényzet kísérte, egy-egy szakaszon acsalapus foltokkal, ez ma is megtalálható. A fűzlápok maradványa ma már nagyon csekély, de az elgyomosodott, Vaskapu-hegy alatti kaszálóréteken a nedvesebb, forrásos foltokon néhány kisebb *Calamagrostis canescens* folt jelzi egykori jelenlétüket. Egyéb, erre a társulásra utaló fajok még többek között: *Cirsium vulgare*, *C. canum*, *Eupatorium cannabinum* stb.

Ugyanakkor a hétvégi telkek alatti rézsűben a Hármassforrás-völgyében a régi florisztikai és herbáriumi adatként ismert *Knautia dipsacifolia* (Host) Kreutzer is előkerült 1999 őszén.

A hatalmas méretű irtásrétek egyes pontjain, főleg a földutak mentén és a Klastrom-kert körül az eredeti *Quercus-Carpinetum* és a részben elvadult gyümölcsfákból (*Prunus domestica*, *Malus domestica*, *Cerasus avium* stb.) álló töviskes erdősávjai ma is őrzik az egykori erdők gyepszintjének fajait. Így fordulhatott elő, hogy az *Alcea biennis* (= *Althaea pallida*) közelében, alig egy-két méternyire ott él a bozóttan pl. a *Corydalis cava*, a *Primula veris* subsp. *inflata*, a *Galeobdolon luteum* stb.

A cserjeszintből kevés maradt (pl. *Crataegus monogyna*, *Corylus avellana*, *Acer campestre*).

Az alsó földútnál néhány telek található, a kaszálórétek egy része lenyúlik a Dera-patak partjáig, tömeges itt az *Orchis militaris*, *Gentiana cruciata*, *Centaurea sadleriana* stb. A patak ártéri ligeterdeje itt még aránylag ép, *Petasites hybridus*, *Viburnum opulus* stb. mellett a partján *Cyclamen purpurascens* él, beljebb a *Carpinetum*-ban *Cephalanthera rubra* is előfordul. A község közelében és a házak között azonban ez a puhafás ligeterdő gyorsan pusztul, a szeméthordás, építési hulladék, illegális fakivágás stb. miatt. Ma már az öreg *Salix alba*, *Populus* ×

canescens példányok is kidőlnek, feltűnően megritkult a *Cephalaria pilosa*, de megjelent a lerakott szerves hulladékok miatt a *Calendula officinalis*, *Tagetes* sp., *Lycopersicon esculentum* stb.

*

Köszönetnyilvánítás – A Gramineae és Cyperaceae családba tartozó fajok határozásánál nyújtott segítséget köszönjük Felföldy L. és Szollát Gy. botanikus kutatóknak.

Irodalomjegyzék

- Baksay, L. (1952): Monographie der Gattung Succisa. – *Annls hist.-nat. Mus. natn. Hung.* **2**: 237–278.
- Borbás, V. (1871): Pest megye flórája Sadler óta és újabb adatok. – *Math. Természettud. Közl.* **9**: 15–54.
- Borbás, V. (1879): *Budapest és környékének növényzete*. – Budapest, 175 pp.
- Borbás, V. (1895): A holdviola fajairól (Lunaria). (Über die Arten der Mondviole). – *Természettud. Füzetek* **18**: 87–96.
- Boros, Á. (1917): Újabb adatok Budapest környéke növényzetéhez. – *Bot. Közlem.* **16**: 116–118.
- Boros, Á. (1919): Újabb adatok Közép-Magyarország flórájának ismeretéhez. – *Bot. Közlem.* **18**: 39–43.
- Boros, Á. (1949): Florisztikai közlemények III. – *Borbásia* **9**: 28–34.
- Boros, Á. (1953): A Pilis-hegység növényföldrajza. – *Földr. Ért.* **2**: 370–385.
- Boros, Á. (1954): Florisztikai közlemények IV. – *Bot. Közlem.* **45**: 247–250.
- Boros, Á. (1970): Florisztikai közlemények V. – *Bot. Közlem.* **57**: 69–72.
- Borsos, O. (1952): Magyarország és a Kárpát-medence orchideáinak monográfiája I. – *Annls. Univ. Scient. Bpest. Rolando Eötvös, Sect. Biol.* **2**: 183–192.
- Bőhm, É. I. & Facsar, G. (1998): *Eltűnt-e a magyar flórából a Kitaibel-varfü (Knautia kitaibelii (Schultes) Borbás subsp. tomentella (Szabó) Baksay?* – Poszter- és előadás-összefoglalók, Lippay J. & Vas K. Nemzetközi Tud. Ülésszak, Botanikai Szekció. p. 8.
- Braun, H. (1890): Flora von Österreich-Ungarn. West- und Mittelungarn. – *Österr. Bot. Zeitschr.* **40**: 461–464.
- Braun, H. (1891): Flora von Österreich-Ungarn. West- und Mittelungarn. – *Österr. Bot. Zeitschr.* **41**: 29–32.
- Csapody, V. (1939): Florisztikai adatok. – *Bot. Közlem.* **36**: 347.
- Dobolyi, Z. K., Szerdahelyi, T. & Szollát, Gy. (1993): Botanical bibliography of the Pilis Nature Preservation Area (Hungary). – *Studia bot. hung.* **24**: 77–90.
- Facsar, G., Bőhm, É. I. & Bényei, H. M. (1988): *A pirosló hunyor (Helleborus purpurascens W. et K.) változatosságának kérdéséhez*. – Poszter- és előadás-összefoglalók, Lippay J. & Vas K. Nemzetközi Tud. Ülésszak, Botanikai Szekció. p. 16.
- Gombocz, E. (1936): *A magyar botanika története*. – Budapest.
- Grundl, I. (1863): Berg Pilis bei Gran in Ungarn. – *Österr. Bot. Zeitschr.* **13**: 16.
- Horánszky, A. (1957): Adatok a Pilis-hegység flórájához. – *Bot. Közlem.* **47**: 109.
- Jávorka, S. (1903): Adatok a Pilis hegység növényzetének ismeretéhez. – *Magyar Bot. Lapok* **2**: 352.
- Jávorka, S. (1904): Adatok a Pilis hegység növényzetének ismeretéhez. – *Növényt. Közlem.* **3**: 119–120.
- Jávorka, S. (1912): Újabb érdekes növényelfordulások. – *Bot. Közlem.* **11**: 163.
- Jávorka, S. (1932): Apró közlemények a magyar flóra köréből. – *Bot. Közlem.* **29**: 79–82.

- Jávorka, S. & Csapody, V. (1992): *Iconographia Florae Partis Austro-Orientalis Europae Centralis*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 580 pp.
- Kerner, A. (1857): Das Pilis-Vértes-Gerbirge. – *Verh. zool.-bot. Ges.*, Wien, **7**: 257–278.
- Kristó, Gy. (1989): *A vármegyék kialakulása Magyarországon*. – Magvető Könyvkiadó, Budapest, 643 pp.
- Kun, A. (1994): Észrevételek és új adatok a Dunazug-hegyvidék növényzetéről. – *Bot. Közlem.* **81**: 177–180.
- Lengyel, G. (1905): Újabb adatok Budapest környéke növényzetének ismeretéhez. – *Magyar Bot. Lapok* **4**: 40–41.
- Lengyel, G. (1905): Újabb adatok Budapest környéke növényzetének ismeretéhez. – *Növényt. Közlem.* **4**: 26–27.
- Lengyel, G. (1906): A Pilis-hegy környékéről. – *Magyar Bot. Lapok* **5**: 15–18.
- Lengyel, G. (1909): Néhány ritkább növény újabb termőhelye Budapest környékén. – *Magyar Bot. Lapok* **8**: 335–336.
- Máthé, I. (1980): *Digitalis lanata* Ehrh. in the Buda-Pilis Range of Mountains. – *Acta bot. hung.* **26**: 121–129.
- Priszter, Sz. (1985): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve. VII.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 684 pp.
- Radics, F. (1975): Emlékezés Borbás Vincére (1844–1905) halálának 70. évfordulóján. – *Studia bot. hung.* **10**: 3–15.
- Sadler, J. (1818): *Verzeichniss der um Pesth und Ofen wildwachsenden Phanerogamen Gebüsche*. – Pesth, 199 pp.
- Sadler, J. (1825–1826): *Flora Comitatus Pesthinensis. I–II.* – Pesth, 355 pp.
- Sadler, J. (1840): *Flora Comitatus Pesthinensis*. – Pesth, 499 pp.
- Simkovics, L. (1878): Néhány középmagyarországi növényről. – *Természettud. Füzetek* **2**: 148–153.
- Simon, T. (1992): *A magyarországi edényes flóra határozója*. – Tankönyvkiadó, Budapest.
- Simonkai, L. (1900): Apró közlemények Magyarország flórájához. – *Magyar Bot. Lapok* **8**: 38–39.
- Soó, R. (1964–1980): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve. I–VI.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 892 pp.
- Szabó, Z. (1906): Monographie der Gattung *Knautia*. – *Engler's Bot. Jahrb.*
- Szerdahelyi, T. (1988): Vegetation studies on rocky grasslands in the Pilis Mountains, Hungary. – *Studia bot. hung.* **20**: 109–117.
- Szerdahelyi, T. (1989): Vegetation studies on rocky grasslands in the Pilis Mountains (Hungary) II. – *Studia bot. hung.* **21**: 27–44.
- Szujkó-Lacza, J. (1959): Beiträge zur Arealkunde der ungarischen Helleborus-Arten. – *Annls hist.-nat. Mus. natn. hung.* **51**: 201–209.
- Tatár, M. (1938–1939): A pannóniai flóra endemikus fajai. – *Acta geobot. hung.* **2**: 63–127.
- Vajda, L. (1943): Florisztikai adatok. – *Bot. Közlem.* **40**: 396–399.
- Waldstein, F. & Kitaibel, P. (1802–1812): *Descriptiones et icones plantarum rariorum Hungariae I–III.* – Viennae.
- Walger, J. (1940): A *Phyllitis scolopendrium* újabb pilishegységi termőhelye. – *Bot. Közlem.* **37**: 196.
- Winterl, J. J. (1788): *Index Horti Botanici Universitatis Hungaricae, quae Pestini est*. – Facsimile: Priszter, Sz. (1972), 59 pp.
- Zolnay, L. (1982): *Az elátkozott Buda. Buda aranykora*. – Magvető Könyvkiadó, Budapest, 800 pp.
- Zólyomi, B. (1942): A közép-dunai flóráválasztó és a dolomitjelenség. – *Bot. Közlem.* **39**: 209–231.
- Zólyomi, B. (1958): *Budapest környékének természetes növénytakarója*. – In: Pécsi, M. (ed.): Budapest természeti képe. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 511–642.
- Zsák, Z. (1941): Florisztikai adatok a hazai növényvilág ismeretéhez. – *Bot. Közlem.* **38**: 12–34.

Floristical studies around the village Pilisszentkereszt
and the Mt Pilis, Hungary

É. I. Bőhm¹ & G. Facsar²

¹Dept. Botany, Hungarian Natural History Museum
H-1476 Budapest, Pf. 222, Hungary. E-mail: bohm@bot.nhmus.hu

²Dept. Botany, Univ. Horticulture and Food Industry
H-1118 Budapest, Ménesi út 44, Hungary

Abstract: Research of Pilisszentkereszt Valley and especially Pilis-oldal has been started recently. These are the results of only the first three years, and considering that this extremely exciting and interesting area has received protected state only as a peripheral area, are very important for the Danube-Ipoly National Park and for all of us well.

In some places of the naturalised fruit trees (*Prunus domestica*, *Malus domestica*, *Cerasus avium*, etc.) – still preserve species of herbaceous layer of former forests. In this way near *Alcea biennis* (syn. *Althaea pallida*) in the thicket e.g. *Corydalis cava*, *Primula veris* subsp. *canescens*, *Galeobdolon luteum*, etc. occur in 1–2 m distance.

From the Pilis-peak-Éleskő line have arrived the association of mountain dry grassland *Festuca rupicola*-*F. valesiaca*, which has stretched till the stream Dera. *Knautia kitaibelii* subsp. *tomentella* and some other species have arrived from the other direction, from Vaskapu-rock; the herbaceous layer of *Quercus-Carpinetum* (e.g. *Campanula persicifolia*, *Digitalis grandiflora*, *Primula veris* subsp. *inflata* etc.) gradually return to the younger clearings (or it has survived the clearing and now spreads better and better. More and more spreading associations of *Arrhenatheretea* (mountain mow-meadows) has arrived from the weekend sites (e.g. *Knautia arvensis*, *Leontodon autumnalis*, *Scabiosa triandra*, etc.). During 270 years significant change has occurred, many valuable plant species has been extinct, but associations of lands under Pilis-oldal above Pilisszentkereszt preserve valuable, rare, protected species.

A Háros-sziget fehéornyár-ligetei (*Senecioni sarracenic-Populetum albae* Kevey in Borhidi & Kevey 1996)*

Kevey Balázs¹ & Huszár Zsuzsanna²

¹Jannus Pannonius Tudományegyetem, Növénytan Tanszék
7624 Pécs, Ifjúság útja 6

²8000 Székesfehérvár, Távirda u. 31–33

Összefoglaló: A Háros-sziget Budapest déli részén, a Duna jobb partján található. A több mint ötven éve háborítatlan „sziget” nagy részét őserdő jellegű fehéornyár-ligetek (*Senecioni sarracenic-Populetum albae*) borítják. Az idős fákon hatalmas tömegben képez függőnyszerű bevonatot az elvadult *Vitis riparia*, valamint az őshonos *Vitis sylvestris*. E fehéornyár-ligetek mintegy másfél méterrel magasabban találhatóak, mint a fűzligetek (*Leucojo aestivi-Salicetum albae*) és a feketenyár-ligetek (*Carduo crispi-Populetum nigrae*), s kissé átmenetet képeznek a még magasabban elhelyezkedő tölgy-kőris-szil-ligetek felé. Jelen tanulmány e különös megjelenésű erdőtársulást mutatja be.

Kulcsszavak: Háros-sziget, társulástan, természetvédelem, ligeterdő

Bevezetés

Amikor arról értesültünk, hogy a Háros-szigeten milyen ősi állapotban levő ligeterdők találhatóak, 1997-ben egy előzetes terepbejárást tartottunk. A felméréseket – a rendkívül magas árhullám miatt – csak egy évvel később, 1998-ban végeztük el. Különösen a viszonylag magasabb fekvésű helyek fehéornyár-ligeteit (*Senecioni sarracenic-Populetum albae*) vizsgáltuk. E társulás első hazai leírása a Szigetközéből történt (vö. Kevey 1993, 1998, Borhidi & Kevey 1996). Jelen dolgozattal a hazai fehéornyár-ligetekről szerzett ismereteinket szeretnénk bővíteni, hiszen olyan asszociációval állunk szemben, amellyel a hazai cönológiai irodalom eddig alig foglalkozott.

A kutatás és elemzés módszerei

A kutatott fehéornyár-ligeteből (*Senecioni sarracenic-Populetum albae*) „állandókvadrát”-módszerrel tíz növénycönológiai felvételt készítettünk. A felvett mintaterületek nagysága 1600 m². A cönológiai felvételezés, valamint a táb-

* A kutatásokat az OTKA (023504) támogatta.

látatok kielemezése a Kevey & Tóth (1992) által leírt módon történt. A cönotaxonomiai nevek használatánál Soó (1980) cönológiai rendszerét és nomenklatúráját követtük.

Előfordulási viszonyok

A fokozott védelem alatt álló Háros-sziget Budapest déli részén, a Duna jobb partján található. Magyarország florisztikai-növényföldrajzi beosztása (Soó 1960) szerint a Mezőföld és Solti-síkság flórajárásához (*Colocense*) tartozik. A fehérnár-ligetek (*Senecioni sarracenicis-Populetum albae*) az alacsony ártér viszonylag magasabb szintjein fordulnak elő (vö. Kevey 1993, 1998), a mélyebb fekvésű puhafaligetekből származtathatók. Ilyenek a durva öntéshomokon fejlődő feketenyár-ligetek (*Carduo crispis-Populetum nigrae*), valamint az iszapos talajú fűzligetek (*Leucojo aestivi-Salicetum albae*). Ez az átalakulási folyamat hosszú időt vesz igénybe. A termőhely feltöltődésével párhuzamosan a *Populus nigra* és *Salix alba* élettere egyre beszűkül, majd fokozatosan tért hódít a *Populus alba*. Mivel a fehérnár-ligetek az utóbbi két asszociációhoz képest mintegy másfél-két méterrel magasabb szinten helyezkednek el, lényegesen ritkábban kerülnek víz alá. Nyers öntéstalajuk némi átmenetet mutat az öntés erdőtalajok felé. A fehérnár-ligetek szukcessziós iránya a tölgy-kőris-szil-ligetek (*Scillo vindobonensis-Ulmetum*) felé mutat, de nem tévesztendő össze utóbbi *Populus alba*-s konzociációjával (vö. Kevey 1998).

Társulási viszonyok

A Háros-sziget fehérnár-ligeteinek lombkoronaszintje közepesen zárt (60–70%), de lehet hézagosabb is (50%), s elérheti a 25–28 m magasságot is. Uralkodó fája a *Populus alba*. Mellette a *Populus nigra* és az *Ulmus laevis* is elég gyakori. A *Quercus robur* és a *Fraxinus angustifolia* subsp. *pannonica* e szintben csak szórványosan fordul elő.

Jól elkülöníthető egy viszonylag fejlett (40–60%), mintegy 15–20 m magas alsó lombkoronaszint. Elsősorban a felső lombkoronaszintet alkotó fafajok fiatal egyedei képezik, de itt található a szilfavész által erősen visszaszorult *Ulmus minor* is. Külön figyelmet érdemelnek a liánok, mint a *Hedera helix*, a védett *Vitis sylvestris*, valamint a hatalmas tömegben megjelenő, tájidegen *Vitis riparia*.

Cserjeszintjük fejlett, elérheti a 70%-os borítást és a 4 m-es magasságot. Tömeges benne a *Cornus sanguinea*, mellette a *Crataegus monogyna*, az *Euonymus europaeus* és az *Acer tataricum* jut jelentősebb szerephez. A ritkább cserjék közül a *Malus sylvestris* és a *Viburnum opulus* érdemel említést.

A változóan fejlett gypsizint borítása 25–80%. Benne a *Ficaria verna* és a védett *Scilla vindobonensis* képez kora tavaszi aszeptust. Későbbi időszakban fáciesképző lehet a *Convallaria majalis* és a *Polygonatum latifolium*. Ritkán a *Galanthus nivalis* és a *Leucojum aestivum* is előfordulhat viszonylag nagyobb tömegben. A gypsizint ritka védett növénye, a nyitottabb helyeken megjelenő *Lathyrus palustris* (vö. 1. táblázat).

A karakterfajok csoportrészesedése szerint a fehérynýár-ligetek a tölgy-kőris-szil-ligetekhez (*Scillo vindobonensis-Ulmetum*) állnak legközelebb. Kevey (1993) kutatásai szerint e két asszociáció mégis jól elkülöníthető. Így a fehérynýár-ligetekben a mocsári növények (Cypero-Phragmitea), valamint a puhafaligeti elemek (Salicetea) aránya lényegesen magasabb, mint a tölgy-kőris-szil-ligetekben. Ezzel szemben az üde lomberdei elemek (Carpino-Fagetea = Fagetalia) és a száraz tölgyesek fajai (Quercetea pubescentis-petraeae) a tölgy-kőris-szil-ligetekben mutatnak nagyobb gyakoriságot. A Háros-szigeten tipikus tölgy-kőris-szil-ligetet nem láttunk, ezért a két asszociáció összehasonlításától el kellett tekintenünk. A karakterfajok csoportrészesedése szerint (vö. 2. táblázat) azonban a felvett állományok oly nagy mértékben emlékeztetnek a szigetközietekre, hogy kétségtelenül fehérynýár-ligetekkel állunk szemben.

A vizsgált fehérynýár-ligetek természetvédelmi jelentősége

Hazai ártereken a fehérynýár-ligetek rohamosan fogyatkoznak, mert termőhelyüket fokozatosan nemesnyár-ültetvények (*Populus × euramericana*) foglalják el. A Háros-szigeten levő állományok természetvédelmi értéke azonban nemcsak azért rendkívül magas, mert egy eltűnőben levő vegetációtípussal állunk szemben, hanem elsősorban azért, mert e fehérynýár-ligetekben – a több mint fél évszázados háborítatlanságnak köszönhetően – csaknem őserdei állapot alakult ki, amely hazai árterein csak egyedülálló jelenség. Vizsgálataink során e fehérynýár-ligetekből négy védett növényfaj került elő (*Lathyrus palustris*, *Leucojum aestivum*, *Scilla vindobonensis*, *Vitis sylvestris*), amelyek a társulás természetvédelmi értékét tovább emelik.

Rövidítések – A1: felső lombkoronaszint; A2: alsó lombkoronaszint; AP: Alno-Padion; AQ: Aceri tatarico-Quercion; AR: Agropyro-Rumicion crispi; Ar: Artemisietea; Ara: Arrhenatheretea; Ate: Alnetea glutinosae; B1: felső cserjeszint; B2: alsó cserjeszint (újulat); C: gypsizint; Cgr: Caricion gracilis; Che: Chenopodieta; ChS: Chenopodio-Scleranthea; Cp: Carpinion; Des: Deschampsion caespitosae; Epa: Epilobietea angustifolii; Epn: Epilobion angustifolii; FBt: Festuco-Brometea; FiC: Filipendulo-Cirsion oleracei; FPe: Festuco-Puccinellietea; FPi: Festuco-Puccinellietalia; GA: Galio-Alliarion; ined.: ineditum (kiadatlan közlés); Moa: Molinietaalia coeruleae; MoA: Molinio-Arrhenatheretea; MoJ: Molinio-Juncetea; OCn: Orno-Cotinion; Pla: Plantaginetea; Prs: Prunio spinosae; Pru: Prunetalia; Pte: Phragmitetea; QF: Querco-Fagea; Qpp: Quercetea pubescentis-petraeae; Sal: Salicion albae; SCn: Scheuchzerio-Caricetea nigrae; Sea: Secalietea; Spu: Salicetea purpureae; TAc: Tilio-Acerion; Ulm: Ulmion; US: Urtico-Sambucetea.

1. táblázat. *Senecioni sarracenicus*-*Populetum albae*.

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	A-D	K	%
Phragmitetea														
<i>Phalaroides arundinacea</i> (Des)	C	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	V	100
<i>Iris pseudacorus</i> (Sal, Ate, AP)	C	+	+	+	+	-	+	-	-	+	-	+	III	60
<i>Poa palustris</i> (MoJ, Des, Spu, Ate, AP)	C	-	-	+	-	+	+	-	-	-	+	+	II	40
<i>Carex riparia</i> (Mag, Cgr, MoJ, Sal, Ate)	C	-	-	-	-	-	+	-	-	+	-	+	I	20
<i>Solanum dulcamara</i> (Cal, Bia, Spu, Ate, AP)	C	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	I	20
<i>Lathyrus palustris</i> (Mag, MoJ, Moa)	C	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	I	10
Caricion gracilis														
<i>Carex gracilis</i> (Pte, Mag, MoJ, Ate, AP)	C	-	-	-	+	+	+	-	+	+	+	+	III	60
Molinio-Arrhenathera														
<i>Poa trivialis</i> (Pte, Spu, Ate, AP)	C	-	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	V	90
Molinio-Juncetea														
<i>Symphytum officinale</i> (Pte, Cal, Spu, Ate, AP)	C	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	V	100
Molinetalia coeruleae														
<i>Festuca arundinacea</i> (FPi, AR)	C	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	I	10
<i>Valeriana officinalis</i> s. str. (Mag, FiC)	C	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	I	10
Deschampsion caespitosae														
<i>Galium rubioides</i> (Alo, Qpp)	C	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	I	10
Galio-Alliarion														
<i>Alliaria petiolata</i> (Epa)	C	-	-	-	+	-	-	+	-	+	+	+	II	40
<i>Aethusa cynapium</i> (Che)	C	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	I	10
Calystegion sepium														
<i>Aristolochia clematidis</i> (Sea, Sal)	C	+	+	+	+	+	-	+	+	+	-	+	IV	80
<i>Calystegia sepium</i> (Pte, Bia, Pla, Spu, Ate)	C	+	-	-	-	+	-	-	+	-	-	+	II	30
<i>Rumex obtusifolius</i> (Sal, AP)	C	-	-	-	+	-	-	-	+	+	-	+	II	30
<i>Barbarea stricta</i>	C	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	I	10
Querco-Fagea														
<i>Convallaria majalis</i>	C	1	+	+	3	2	1	+	2	+	2	+3	V	100
<i>Cornus sanguinea</i> (Qpp)	B1	4	4	4	3	3	4	3	4	3	3	3-4	V	100

1. táblázat (folytatás)

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	A-D	K	%
<i>Cornus sanguinea</i> (Qpp)	B2	1	1	+	1	1	1	1	1	1	1	+1	V	100
	S	4	4	4	3	3	4	3	4	3	3	3-4	V	100
<i>Ficaria verna</i> (AP)	C	+	+	+	+	3	3	1	+	+	2	+3	V	100
<i>Polygonatum latifolium</i>	C	+	+	+	1	1	+	3	+	+	+	+3	V	100
<i>Quercus robur</i> (AP, Cp, Qpp)	A1	-	-	1	-	1	-	-	+	1	-	+1	II	40
	A2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	I	10
	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	V	100
	S	1	+	1	+	1	+	+	+	1	+	+1	V	100
<i>Ulmus minor</i> (AP, Ulm)	A2	2	2	1	1	+	2	2	2	2	+	+2	V	100
	B1	1	1	1	+	+	1	1	-	1	1	+1	V	90
	B2	1	2	+	+	-	+	-	+	-	+	+2	IV	70
	S	2	3	2	1	+	2	2	2	2	1	+3	V	100
<i>Crataegus monogyna</i> (Qpp)	A2	+	1	+	-	-	-	-	-	-	-	+1	II	30
	B1	+	1	+	+	1	+	1	+	-	1	+1	V	90
	B2	+	+	-	+	+	+	-	-	-	-	+	III	50
	S	1	2	+	+	1	+	1	+	-	1	+2	V	90
<i>Euonymus europaea</i> (Qpp)	B1	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	+	IV	80
	B2	+	+	1	1	+	+	+	+	-	+	+1	V	90
	S	+	+	1	1	+	+	+	+	-	+	+1	V	90
<i>Acer campestre</i>	A1	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	2	I	10
	A2	-	+	+	-	1	-	3	-	-	-	+3	II	40
	B1	+	+	+	+	+	+	1	-	-	+	+1	IV	80
	B2	+	+	+	+	+	-	-	-	-	+	+	III	60
	S	+	1	1	+	2	+	3	-	-	+	+3	IV	80
<i>Carex divulsa</i> (CF)	C	+	+	-	+	-	+	-	+	+	+	+	IV	70
<i>Ligustrum vulgare</i> (Cp, Qpp)	B1	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	+	I	20
	B2	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	I	10
	S	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	+	I	20
<i>Viola cyanea</i> (Qpp)	C	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	I	20
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	C	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	I	10
<i>Corylus avellana</i>	B2	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	I	10
<i>Rhamnus catharticus</i> (Qpp, Pru)	B2	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	I	10
Salicetea purpureae (incl. Salicetalia purpureae)														
<i>Populus nigra</i>	A1	2	2	2	2	1	2	2	-	1	-	1-2	IV	80
	A2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	I	10

1. táblázat (folytatás)

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	A-D	K	%
<i>Populus nigra</i>	S	2	2	2	2	1	2	2	-	1	-	1-2	IV	80
Salicion albae														
<i>Leucojum aestivum</i> (Des)	C	+	+	+	+	+	+	-	1	3	+	+3	V	90
<i>Humulus lupulus</i> (Cal, Ate, AP)	B1	+	+	1	-	+	+	+	-	-	-	+1	III	60
	C	+	+	+	-	+	+	+	-	-	+	+	IV	70
	S	+	+	1	-	+	+	+	-	-	+	+1	IV	70
<i>Cucubalus baccifer</i> (Cal, Ulm)	C	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	+	I	20
<i>Agropyron caninum</i> (Ulm, Qpp)	C	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	I	10
Carpino-Fagetea (incl. Fagetalia)														
<i>Scilla vindobonensis</i> (AP, Cp)	C	+	+	+	+	1	2	3	2	+	+	+3	V	100
<i>Galeopsis speciosa</i> (Epn, AP)	C	+	+	+	1	+	+	-	+	+	+	+1	V	90
<i>Circaea lutetiana</i> (AP)	C	+	+	1	+	+	+	-	-	-	+	+1	IV	70
<i>Galanthus nivalis</i>	C	-	-	-	+	2	2	+	-	-	1	+2	III	50
<i>Hedera helix</i>	B2	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	+	I	20
<i>Acer platanoides</i> (TAc)	B1	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	I	10
Alno-Padion														
<i>Populus alba</i> (Sal, AQ)	A1	3	3	3	3	3	3	3	4	3	4	3-4	V	100
	A2	2	2	2	1	-	-	-	1	1	-	1-2	III	60
	B1	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	I	10
	B2	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	V	100
	S	4	4	4	3	3	3	3	4	3	4	3-4	V	100
<i>Ulmus laevis</i> (Sal, Ulm)	A1	1	-	+	2	2	1	+	+	+	-	+2	IV	80
	A2	+	1	2	2	2	2	-	2	2	2	+2	V	90
	B1	+	-	+	1	+	+	-	-	-	1	+1	III	60
	B2	+	-	-	+	-	-	-	+	-	+	+	II	40
	S	1	1	2	3	3	2	+	2	2	2	+3	V	100
<i>Viburnum opulus</i> (Ate)	B1	+	+	+	+	-	-	-	1	-	+	+1	III	60
	B2	+	+	+	-	+	+	-	+	+	-	+	IV	70
	S	+	+	+	+	+	+	-	1	+	+	+1	V	90
<i>Fraxinus angustifolia</i> subsp. <i>pannonica</i> (Ate)	A1	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	1	I	20
	A2	-	-	+	-	+	1	-	-	1	-	+1	II	40
	B1	-	+	+	-	+	+	-	-	-	+	+	III	50
	B2	-	-	+	-	+	+	-	+	+	-	+	III	50
	S	-	+	1	-	1	2	-	+	2	+	+2	IV	70

1. táblázat (folytatás)

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	A-D	K	%	
<i>Vitis sylvestris</i> (Sal, Ulm)	A2	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	I	20	
	B1	-	+	-	-	-	-	+	-	-	-	+	I	20	
	B2	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	I	10	
	S	+	+	-	-	-	-	+	-	+	-	+	II	40	
<i>Rumex sanguineus</i> (Epa, Sal)	C	-	-	-	-	-	-	-	+	+	+	+	II	30	
Ulmion															
<i>Physalis alkekengi</i> (Qpp)	C	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	I	10
Quercetea pubescentis-petraeae															
<i>Acer tataricum</i> (OCn, AQ)	A2	+	-	-	+	1	+	-	-	-	-	+-1	II	40	
	B1	-	-	+	+	-	+	-	+	+	+	+	III	60	
	B2	+	+	+	+	-	+	-	+	+	-	+	IV	70	
	S	+	+	+	1	1	1	-	+	+	+	+	+-1	V	90
<i>Malus sylvestris</i> (AP, Cp)	A2	-	+	-	-	-	+	-	-	-	-	+	I	20	
	B1	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	I	10	
	B2	+	-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	I	20	
	S	+	+	+	-	-	+	-	-	-	-	+	II	40	
<i>Prunus spinosa</i> (Pru, Prs)	B2	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	+	I	10	
<i>Pyrus pyraeaster</i> (Cp)	B1	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	I	10	
<i>Rosa canina</i> agg. (Pru, Prs)	B2	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	I	10	
Indifferens															
<i>Galium aparine</i> (Sea, Epa, QF)	C	1	1	+	+	1	1	+	+	+	1	+-1	V	100	
<i>Rubus caesius</i> (Spu)	B1	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	I	10	
	B2	2	1	1	+	1	+	+	+	2	2	+-2	V	100	
	S	2	1	1	+	1	+	+	+	2	2	+-2	V	100	
	C	+	+	+	1	1	+	-	+	+	+	+	+-1	V	90
<i>Glechoma hederacea</i> s. str. (MoA, QF, Sal, AP)	C	+	+	+	1	1	+	-	+	+	+	+-1	V	90	
<i>Urtica dioica</i> (Ar, GA, Epa, Spu)	C	-	+	+	1	1	+	+	-	-	1	+-1	IV	70	
<i>Lysimachia nummularia</i> (Pte, MoJ, FPe, Bia, QF)	C	+	+	+	+	-	+	-	-	+	-	+	III	60	
<i>Sambucus nigra</i> (Epa, US, QF)	B1	+	+	+	-	-	-	1	-	-	-	+-1	II	40	
	B2	+	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	I	20	
	S	+	+	+	-	-	-	1	-	-	-	+-1	II	40	
<i>Chelidonium majus</i> (Che, Ar, GA, Epa)	C	-	+	-	+	-	-	+	-	-	-	+	II	30	
<i>Lysimachia vulgaris</i> (AP, Pte, SCn, MoJ, Sal)	C	+	-	-	+	-	-	-	+	-	-	+	II	30	

1. táblázat (folytatás)

		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	A-D	K	%
<i>Lythrum salicaria</i> (Pte, MoJ, Bia, Spu, Ate)	C	+	-	-	-	+	-	-	+	-	-	+	II	30
<i>Ornithogalum umbellatum</i> (Ara, FBt, Sea)	C	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	I	20
<i>Ranunculus repens</i> (Pte, MoA, ChS, Spu, Ate)	C	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	I	20
<i>Stellaria media</i> (ChS, QF, Spu)	C	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	I	10
Adventiva (incl. Culta, Subspontanea et Indigena)														
<i>Vitis vulpina</i>	A2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	3	1-3	V	100
	B1	+	+	1	1	1	+	+	2	1	2	+2	V	100
	B2	-	+	+	+	+	+	+	-	-	1	+1	IV	70
	S	1	2	2	2	2	2	2	3	2	4	1-4	V	100
<i>Celtis occidentalis</i>	B1	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	+	II	40
	B2	-	+	-	-	-	-	-	+	-	+	+	II	30
	S	+	+	+	+	-	-	-	+	-	+	+	III	60
<i>Acer negundo</i>	A2	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	+	I	20
	B1	+	+	+	+	-	-	+	-	-	-	+	III	50
	B2	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	I	10
	S	+	1	+	+	-	-	+	-	-	-	+1	III	50
<i>Impatiens parviflora</i>	C	1	+	2	-	-	-	-	+	-	-	+2	II	40
<i>Morus alba</i>	A2	+	-	-	1	-	-	-	-	-	-	+1	I	20
	B1	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	I	10
	B2	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-	+	I	10
	S	+	-	-	1	-	-	-	-	-	-	+1	I	20
<i>Aster × salignus</i>	C	-	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	I	10
<i>Juglans regia</i>	B1	-	-	-	-	-	-	+	-	-	-	+	I	10

Felvételi adatok

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Minta felvételi sorszáma	1853	1854	1870	1871	1872	1873	1874	1907	1908	1909
Felvételi évszám 1.	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998
Felvételi időpont 1.	04.14	04.14	04.14	04.14	04.14	04.14	04.16	04.16	04.16	04.16
Felvételi évszám 2.	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998	1998
Felvételi időpont 2.	07.21	07.21	07.21	07.21	07.21	07.21	07.21	07.21	07.21	07.21
Tengerszint feletti magasság (m)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

	Felvételi adatok									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Kitettség	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Lejtőszög (fok)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Felső lombkoronaszint borítása (%)	60	50	50	60	70	50	60	60	60	60
Alsó lombkoronaszint borítása (%)	40	60	50	50	40	60	60	50	50	40
Cserjeszint borítása (%)	70	60	75	50	50	60	50	80	50	60
Újulat borítása (%)	30	5	5	5	5	5	5	3	25	20
Gyepszint borítása (%)	25	40	60	60	80	70	80	50	40	75
Felső lombkoronaszint magassága (m)	25	27	27	25	28	25	27	28	27	27
Alsó lombkoronaszint magassága (m)	18	20	20	18	16	20	20	15	20	15
Cserjeszint magassága (cm)	300	300	400	300	250	300	300	300	300	300
Átlagos törzssátmérő (cm)	60	65	65	60	70	65	75	60	60	65
Faállomány kora (év)	70	75	75	70	80	75	85	70	70	75
Felvételi terület nagysága (m ²)	1600	1600	1600	1600	1600	1600	1600	1600	1600	1600

Felvétel helye: 1–10: Budapest, Háros-sziget

Alapkőzet: 1–10: homokos öntésföld

Talajtípus: 1–10: nyers öntéstalaj

Felvételt készítette: 1–10: Kevey & Huszár (ined.)

2. táblázat. A karakterfajok csoportrészesedése a Háros-sziget
fehérryár-ligeteiben (*Senecioni sarraceni-Populetum albae*).

Cönotaxon	%
CYPERO-PHRAGMITEA	0,0
Phragmitetea	4,0
Magnocaricetalia (incl. Magnocaricion)	0,5
Caricion gracilis	0,3
Magnocaricetalia összesen	0,8
Phragmitetea összesen	4,8
Cypero-Phragmitea összesen	4,8
MOLINIO-ARRHENATHEREA	1,0
Molinio-Juncetea	1,5
Molinetalia coeruleae	0,2
Deschampsion caespitosae	2,7
Filipendulo-Cirsion oleracei	0,1
Alopecurion pratensis	0,1
Molinetalia coeruleae összesen	3,1
Molinio-Juncetea összesen	4,6
Arrhenatheretea (incl. Arrhenatheretalia)	0,1
Molinio-Arrhenatherea összesen	5,7
CHENOPODIO-SCLERANTHEA	0,2
Secalietea	1,5
Chenopodietea	0,3
Artemisietea (incl. Artemisietalia et Arction lappae)	0,5
Galio-Urticetea (incl. Calystegietalia sepium)	0,0
Galio-Alliarion	1,2
Calystegion sepium	2,5
Galio-Urticetea összesen	3,7
Bidentetea (incl. Bidentetalia)	0,6
Plantaginetea (incl. Plantaginetalia majoris)	0,1
Agropyro-Rumicion crispi	0,1
Plantaginetea összesen	0,2
Epilobietea angustifolii (incl. Epilobietalia)	2,2
Epilobion angustifolii	0,8
Epilobietea angustifolii összesen	3,0
Urtico-Sambucetea (incl. Sambucetalia et Sambuco-Salicion capreae)	0,3
Chenopodio-Scleranthea összesen	10,3

Cönotaxon	%
QUERCO-FAGEA	17,5
Salicetea purpureae (incl. Salicetalia purpureae)	5,3
Salicion albae	6,3
Salicetea purpureae összesen	11,6
Alnetea glutinosae	4,8
Carpino-Fagetea (incl. Fagetalia)	5,4
Alno-Padion	13,3
Ulmion	2,5
Alno-Padion összesen	15,8
Asperulo-Fagion	0,0
Carpinion	2,2
Tilio-Acerion	0,1
Asperulo-Fagion összesen	2,3
Carpino-Fagetea összesen	23,5
Quercetea pubescentis-petraeae	6,6
Orno-Cotinetalia	0,0
Orno-Cotinion	0,8
Orno-Cotinetalia összesen	0,8
Quercetalia pubescentis-petraeae	0,0
Aceri tatarico-Quercion	1,7
Quercetalia pubescentis-petraeae összesen	1,7
Prunetalia	0,3
Prunion spinosae	0,2
Prunetalia összesen	0,5
Quercetea pubescentis-petraeae összesen	9,6
Querco-Fagea összesen	67,0
Indifferens	4,0
Adventiva (incl. Culta, Subspontanea et Indigena)	7,6
Ceteri (egyéb)	0,6
Összesen	100,0

Irodalomjegyzék

- Borhidi, A. & Kevey, B. (1996): *An annotated checklist of the Hungarian plant communities II.* – In: Borhidi, A. (ed.): *Critical revision of the Hungarian plant communities.* – Janus Pannonius University, Pécs, pp. 95–138.
- Kevey, B. (1993): *A Szigetköz ligeterdeinek összehasonlító-ökológiai vizsgálata.* – Kandidátusi értekezés tézisei, Pécs.
- Kevey, B. (1998): A Szigetköz erdeinek szukcessziós viszonyai. – *Kitaibelia* 3: 47–63.
- Kevey, B. & Tóth, I. (1992): A béda-karapancsai Duna-ártér gyertyános-tölgyesei (*Quercus robori-Carpinetum*). – *Dunántúli Dolg. Természettud. Sorozat* 6: 27–40.
- Soó, R. (1960): Magyarország új florisztikai-növényföldrajzi felosztása. – *MTA Biol. Csop. Közlem.* 4: 43–70.
- Soó, R. (1980): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve VI.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, 557 pp.

Die Silberpappel-Auenwälder der Háros-Insel
(*Senecioni sarracenic-Populetum albae* Kevey in Borhidi & Kevey 1996)

B. Kevey¹ & Zs. Huszár²

¹Botanische Abteilung, JPTE, H-7624 Pécs, Ifjúság útja 6, Ungarn

²H-8000 Székesfehérvár, Zombori u. 10, Ungarn

Zusammenfassung: Die Háros-Insel liegt südlich von Budapest am rechten Ufer der Donau. Einen großen Teil der mehr als fünfzig Jahren ungestörten Insel bedecken von der Art des Urwaldes Silberpappel-Auwälder (*Senecioni sarracenic-Populetum albae*). An den alten Bäumen bildet die verwilderte Pflanze *Vitis riparia*, sowie die urheimische Pflanze *Vitis sylvestris* in mächtiger Masse vorhangartigen Bezug. Diese Silberpappel-Auwälder sind etwa anderthalb Meter höher zu finden als die Weiden-Auwälder (*Leucojo aestivi-Salicetum albae*) und die Schwarzpappel-Auwälder (*Carduo crispi-Populetum nigrae*), und bilden etwas Übergang den noch höher liegenden Eichen-Eschen-Ulmen-Auwäldern (*Scillo vindobonensis-Ulmetum*) zu. Dieser Beitrag demonstriert die gesellschaftlichen Verhältnisse dieses besonders erscheinenden Waldes.

Telepített feketefenyves állományok természetvédelmi szempontú vizsgálata dolomiton

Mihók Barbara

ELTE, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
1083 Budapest, Ludovika tér 2. E-mail: barbar@mail.mata.v.hu

Összefoglaló: Az elmúlt évtizedekben a kopárfásítás során ültetett feketefenyves állományok egy része kiszáradt, más állományok spontán terjedést mutatnak egyes területeken, veszélyeztetve a fennmaradt őshonos társulásokat. A feketefenyő terjedése különböző mértékű az egyes társulásokban.

Kutatásaink során a feketefenyő-telepítés őshonos gyepevegetációra tett hatásának felmérésén kívül a fenyves állományok természetvédelmi szempontból is kielégítő erdészeti kezelésére tettünk javaslatokat.

Vizsgálataink a Csiki-hegyekben zajlottak. Eredményeink szerint a gyepevegetáció szerkezetét és összetételét nagymértékben megváltoztatja a feketefenyő-telepítés, míg az őshonos fás vegetáció kevésbé sérül.

A fenyő- és a tölgycsemeték eloszlása két dologra világít rá: egyrészt a nyílt területek, tehát a gyepevegetáció, illetve a tölgyesek tisztásai alkalmasak arra, hogy a feketefenyő megtelepedjen rajtuk. Másrészt feltételezhetjük, hogy a lombos fákkal alkotott elegyes részekben a feketefenyő visszaszorul egy-két nemzedéken belül. A megfelelő természetvédelmi kezelést így a társulások jellegének megfelelően, differenciáltan kell kiválasztani.

Kulcsszavak: feketefenyves, dolomitvegetáció, fajkicserélődés, természetvédelmi kezelés, természetvédelem

Bevezetés

A gazdaságilag értéktelennek minősített kopárok fásításának története a múlt századig nyúlik vissza. E század ötvenes éveitől nagyobb lendületet kapott a kopárfásítás, melynek célja a gazdaságilag hasznosítható területek nagyságának növelése, a talajerózió csökkentése volt.

A dolomitkopárokon a leggyakrabban használt faj a feketefenyő (*Pinus nigra*) volt, melynek ökológiai tűrőképessége és földrajzi elterjedtsége valóban alkalmassá tette a száraz és sekély talajú dolomitlejtőkön való megtelepedését (Danszky 1972, Bartha & Mátyás 1995).

A kopárfásítások megítélése természetvédelmi és erdészeti szempontból az elmúlt évtizedekben igen sokat változott. Míg kezdetben a fásításokkal foglalkozó tanulmányok nem helyeztek hangsúlyt a botanikailag értékes dolomitvegetáció veszélyeztetettségének tényére, a 80-as, 90-es években megjelent publikációkra már jellemző a természetvédelmi szemlélet felerősödése (Bódis 1993, Csontos *et al.* 1996, Járó 1995, Csontos és Lőkös 1992, Baumann 1997, Horánszky 1996). Erdészek és botanikusok között meg-megújuló viták jelzik a telepített fe-

ketefenyves állományok kezelésének még nem megoldott problémáját. Szintén nehezíti a megfelelő, természetvédelmi szempontból is kielégítő erdészeti kezelés kialakítását az a tény is, hogy a dolomitkopárok az elmúlt évtizedek alatt telepített feketefenyves állományok spontán terjedésnek indultak, illetve néhol kiszáradtak, vagy leégtek.

Jelen írás célja, hogy a feketefenyő őshonos dolomitvegetációra tett hatásának vizsgálatán felül a feketefenyő terjedésének lehetőségeit elemezze, és ebből következően kísérletet tegyen konkrét természetvédelmi kezelési javaslatokra a kopárfásítások által érintett dolomitterületekre vonatkozóan.

Kutatásainkban két problémakört jártunk körül a kopárfásításokkal kapcsolatban. Vizsgáltuk egyrészt a feketefenyő-telepítés hatását az őshonos dolomitvegetációra. A vizsgálatok során mind az értékes nyílt sziklagyep és lejtősztyeppré, mind a fás vegetáció (karsztbokorerdő, mészkedvelő tölgyes) változásait próbáltuk felmérni.

Vizsgálataink másik része a feketefenyő terjedésének lehetséges irányára vonatkozott, ebből következően tettünk javaslatokat a természetvédelmi kezelésre.

E problémakörökhöz kapcsolódóan a következő kérdésekre kerestük a választ:

1. Milyen vegetációszerkezeti- és összetételi változások történtek a fenyőtelepítés hatására az őshonos növényzetben (beleértve a gyeptelepítést és a fás vegetációt is)?

2. Lehet-e predikciókat tenni, és ha igen, milyeneket, a feketefenyő terjedésére vonatkozóan, az előforduló különböző vegetációegységek (gyep, fás vegetáció) veszélyeztetettségének szempontjából?

3. Hogyan lehet összehangolni a megfelelő természetvédelmi kezelést a botanikai eredményekkel? Milyen konkrét természetvédelmi kezelési eljárásokat lehet megvalósítani a feketefenyves állományokkal betelepített területeken?

Módszerek

A különböző társulások növényzetének összehasonlítását célzó adatfelvétel és -feldolgozás

A mintaterületeket a Budaörs mellett fekvő Csiki-hegyekben három különböző égtáji kitettségű lejtőn és a Farkas-hegyen jelöltük ki.

1996. augusztus 14. és szeptember 10. közötti időszakban az Odvas-hegy É-i, a Szállás-hegy DK-i és a Kő-hegy Ny-i lejtőjén a csúcstól indulva lejtőirányú transek mentén egymástól 3 m távolságra (terepakadály esetén ettől kissé eltérve) 18 db, 10 db és 20 db 1 m × 1 m-es kvadrátot vettünk fel, feljegyezve a növényfajok becsült százalékos borításértékeit. A transek a sziklagyeptől a

megjelenő karsztbokorerdőig húzódtak. Az itt vizsgált sziklagyepet tekintettük a további elemzés során a fenyőtelepítés által nem érintett kontroll területnek.

1997. május 20. és június 13. között a Farkas-hegyen három, egymással határos zónában, csökkenő lejtőszög mellett:

- gyepre ültetett félig zárt fenyves (40–50 %-os fenyőborítás)
- fenyő-tölgy elegyes
- tiszta tölgyes (mészkedvelő tölgyes)

zónában vettünk fel random módon 14–14 db 2 m × 2 m-es kvadrátot, 1997 augusztusában egy idősebb, záródott, a Farkas-hegy lábánál elhelyezkedő medencében lévő fenyves állományban készítettünk 10 db 2 m × 2 m-es kvadráttal cönológiai felvételeket.

Az adatokból az összes növényzeti típusra (sziklagyep, fenyővel beültetett gyep, tölgy-fenyő elegyes állomány, tölgyes, idős fenyves) felvettük a húsz legnagyobb borítású faj átlagborítását, a fajok cönoszisztematikai megoszlását, háromféle ökológiai indikátorérték (W, R, Lb) és a természetvédelmiérték-kategóriák spektrumait (Zólyomi *et al.* 1967, Simon 1988, Borhidi 1993).

A fás társulásokban felvett kvadrátokat hierarchikusan osztályoztuk. Az osztályozást a SYN-TAX programcsomaggal végeztük el (Podani 1993). Az objektumok (kvadrátok) távolságának megállapításához több hasonlósági indexet is felhasználtunk bináris, illetve kvantitatív adatokra is (pl. euklideszi távolság, PHI-koefficiens, Manhattan-metrika, Canberra-metrika) (Podani 1997).

Az objektumok összevonásához a csoportátlag-módszert alkalmaztuk. A különböző indexekkel kapott dendrogramokat összevetettük, így törekedtünk egy konszenzus-eredmény létrehozására.

A fenyő terjedésére vonatkozó adatfelvétel és -feldolgozás

Minden fás társulásban a cönológiai felvételezés során jelöltük, hogy találunk-e fenyő- vagy tölgymagoncot, illetve csemetét. Egy diagramon ábrázoltuk azt, hogy az egyes mintaterületek kvadrátjainak hány százaléka tartalmazott fenyő- vagy tölgymagoncot, illetve csemetét.

A Farkas-hegyen 1997 októberében az elegyes zónában tölgy- és fenyőcsemetéket, illetve magoncokat számláltunk össze 22 db feketefenyő, 22 db cser-tölgy, 6 db molyhos tölgy felnőtt faegyed alatt és 22 db tisztáson. Minden egyes felnőtt faegyed körül megmértük a talajmélységet is (10 párhuzamos méréssel). Összesen 313 csemetét számláltunk össze.

A csemeték számát diagramon ábrázoltuk a talajmélység, a lombkorona-szintet alkotó fafaj függvényében, illetve a különböző növényzeti típusok szerint. A Horn-féle fajkicserélődési modellt (Mátyás 1997) felhasználva tettünk predikciókat a tölgy/feketefenyő arány változásaira.

Eredmények

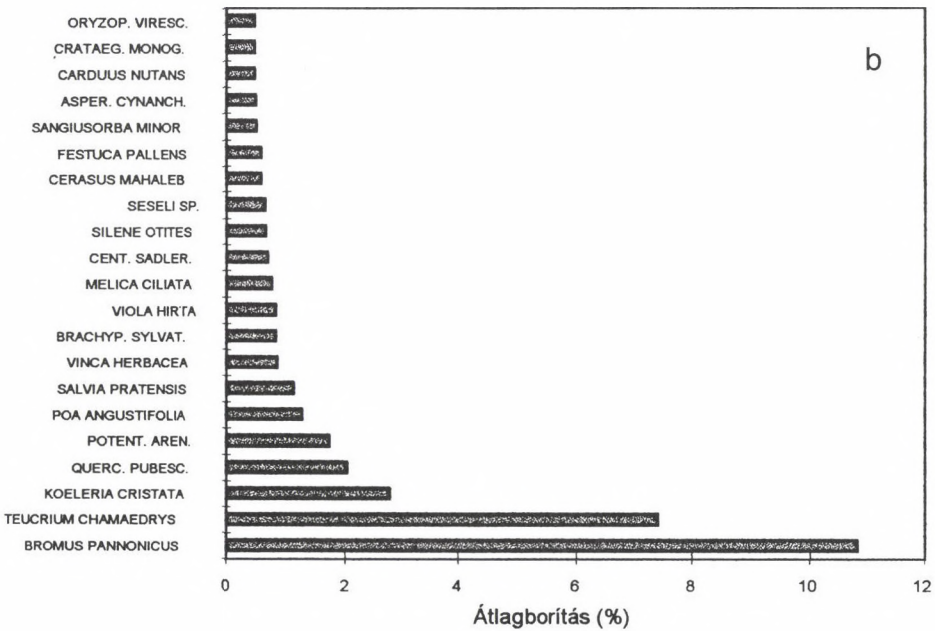
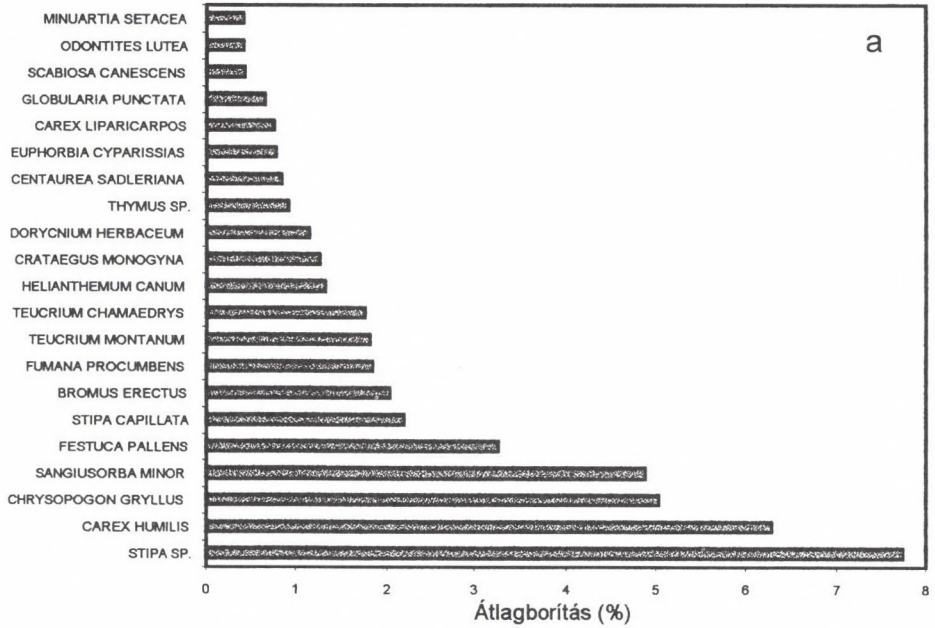
A fenyőtelepítés hatása az őshonos vegetációra

A sziklagyep és a gyepre telepített fenyves legnagyobb borítású fajainak spektruma döntő mértékben különbözik egymástól (1a, b ábra). A fenyvesben nincsenek jelen, vagy csak nagyon kicsi borítás jellemzi a következő (Zólyomi 1958) sziklagyepfajokat: *Stipa* spp., *Carex humilis* Leyss., *Fumana procumbens* (Dun.) Gr. et God., *Teucrium montanum* L., *Helianthemum canum* (L.) Baumg., *Dorycnium herbaceum* Vill., *Carex liparicarpos* Gaud., *Minuartia setacea* (Thuill.) Hay., *Chrysopogon gryllus* (Torn.) Trin. A fenyves alatt ugyanakkor olyan fajok is megjelennek (vagy jóval nagyobb borítást érnek el), amelyek részben sztyepprétek és sziklagyepék átnyúló fajai, illetve a melegkedvelő tölgyesek, karszterdők fajai közé tartoznak (Zólyomi 1958): *Bromus pannonicus* Kumm. et Sendt., *Melica ciliata* L., *Salvia pratensis* L., *Vinca herbacea* W. et K., *Viola hirta* L., *Oryzopsis virescens* (Trin.) Beck, *Koeleria cristata* (L.) Pers. Lényeges jelenség, hogy a gyepre telepített fenyves alatt fásszárú fajok is megjelennek: *Quercus pubescens* Willd., *Crataegus monogyna* Jacq.

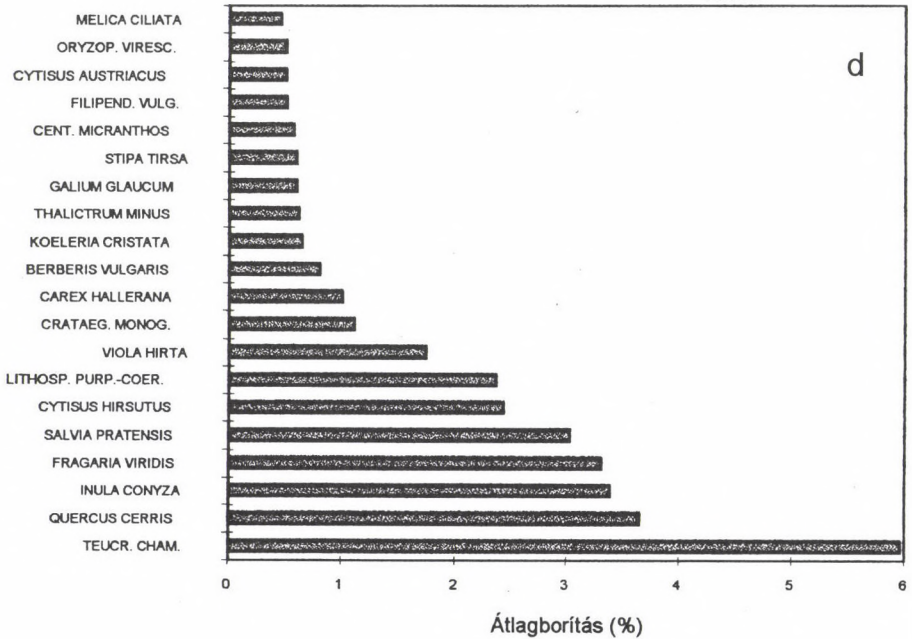
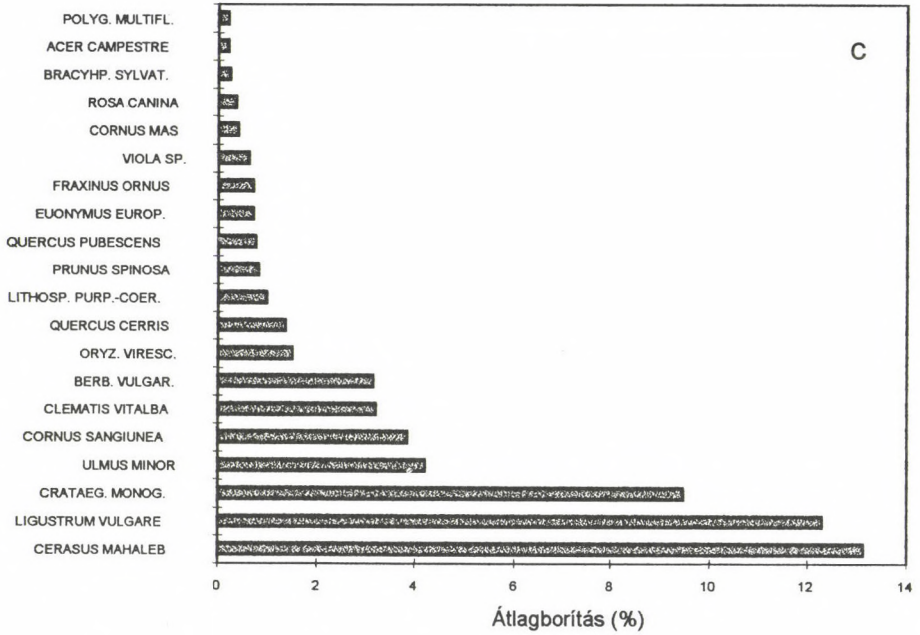
Bizonyos fajok mindkét mintaterületen előfordultak: *Centaurea sadlerana* Janka, *Teucrium chamaedrys* L., *Potentilla arenaria* Borkh. (az utóbbi két faj a fenyő alatt jóval nagyobb borítással), *Festuca pallens* Host (a fenyő alatt lecsökent borítással).

A fás vegetációjú mintaterületek fajösszetételének összehasonlításakor a legszembetűnőbb az öreg, zárt fenyvesnek a többiekétől igen eltérő fajspektruma (1c ábra). Ebben az állományban a néhány – száraz tölgyesre, illetve üdőbb társulásokra jellemző – faj alkotta ritka gyepszint (*Lithospermum purpureo-coeruleum* L., *Oryzopsis virescens*, *Brachypodium sylvaticum* (Huds.) R. et Sch.) mellett a cserjeszint nagyon fejlett: *Ligustrum vulgare* L., *Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa* L., *Berberis vulgaris* L., *Cerasus mahaleb* (L.) Mill., *Cornus sanguinea* L. A szárazabb élőhelyet kedvelő tölgyfajok nagy borítással jelennek meg itt, többségük még cserje nagyságú: *Quercus pubescens*, *Q. cerris* L., a *Fraxinus ornus* L. szintén megtalálható ezen a mintaterületen.

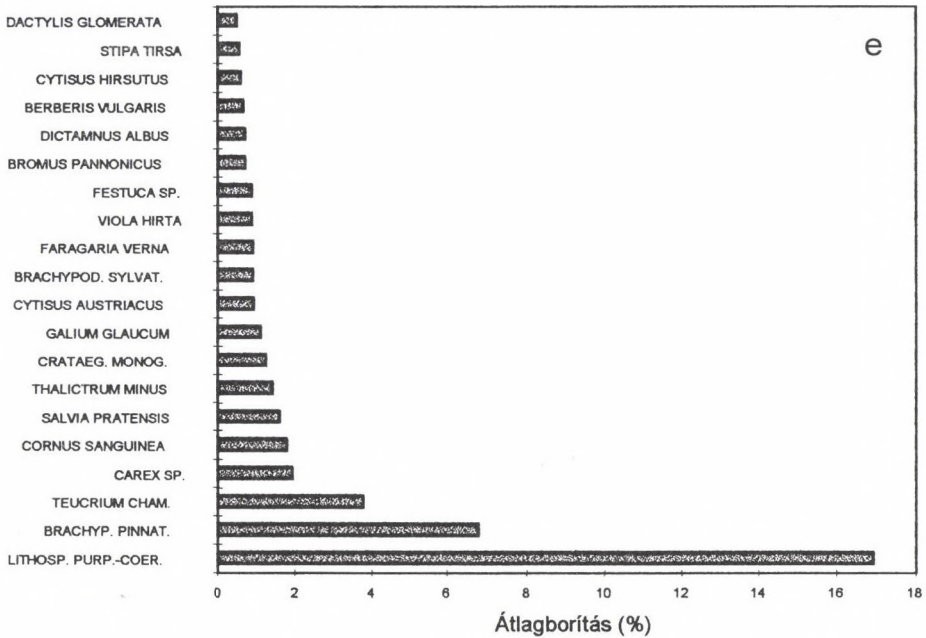
Az elegyes és a tiszta tölgyes zóna növényzete lágy szárú fajokban jóval gazdagabb, mint az öreg fenyvesé (1d, e ábra). A két mintaterület fajösszetétele hasonló egymáshoz, mindkét élőhelyen gyakoriak a száraz tölgyesekre jellemző fajok: *Lithospermum purpureo-coeruleum*, *Teucrium chamaedrys* L., *Salvia pratensis*, *Thalictrum minus* L., *Viola hirta*, *Galium glaucum* L., *Cytisus hirsutus* L., a fás szárú fajok közül a *Crataegus monogyna*, *Berberis vulgaris*. Egyes fajok előfordulásában eltérés mutatkozik: pl. *Dictamnus albus* L. (csak a tölgyesben jelenik meg), *Inula conyza* DC., *Fragaria vesca* L., *Melica ciliata* (elegyesben gyakoribb, bár borítása igen kicsi). E két mintaterület tehát igen hasonló jellegűnek mutatkozik az első hús legnagyobb borítású faj spektruma alapján.



1.a-b. ábra. a = A gyepevetáció hús legnagyobb borítású faja; b = a fenyves aljnövényzetének hús legnagyobb borítású faja.



1c–d. ábra. c = Az öreg fenyves aljnövényzetének húsz legnagyobb borítású faja; d = az elegyes aljnövényzetének húsz legnagyobb borítású faja.



1e. ábra. A tölgyes aljnövényzetének húsz legnagyobb borítású faja.

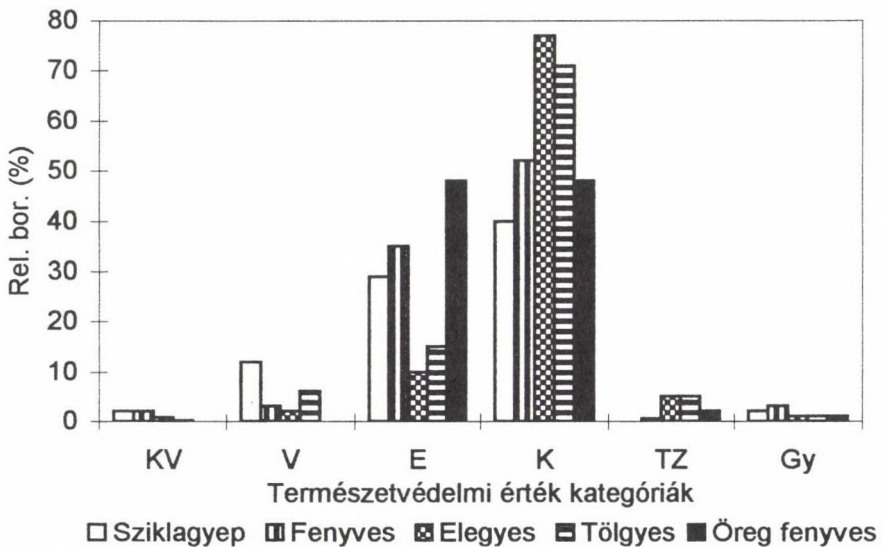
Hasonló eredményeket mutat be Borhidi (1956) és Bódis (1993) tanulmánya a fajösszetételbeli változások szempontjából. Mindkét tanulmány kiemeli a jellemző gyepfajok visszaszorulását a feketefenyves állományok alatt. A fenyőtelepítés hatására a lejtősztyeppréti fajok megjelennek a gyeppen (Borhidi 1956). A mi vizsgálataink nem mutatják a karakterfajok (*Carex humilis*, *Chrysopogon gryllus*) terjedését a fenyő alatt, de más sztyeppfajok és xerotherm tölgyes fajok terjedését igen. Bódis Judit a nyílt fenyves alatt a sziklagyephez képest nagyobb borítással szereplő sziklagyep fajokat, melyek közé pl. az *Anthericum ramosum* is beletartozik az ő vizsgálatai szerint, a stressztoleráns sziklagyepi fajok közé sorolja, amelyek a jellemző gyepfajok visszaszorulásával előtérbe kerülnek a nyíltabb fenyves alatt. E csoporthoz tartozik a mi vizsgálataink során is hasonló eloszlást mutató *Melica ciliata*, *Asperula cynanchica*.

Mindkét tanulmányban egy igen lényeges jelenséget kiemelnek a szerzők: az egészséges sziklagyepben nem találunk őshonos fafaj-csemetéket, de a feketefenyő magoncai képesek a gyeppen való megtelepedésre. Ugyanakkor a gyepre telepített feketefenyves alatt már megjelennek a karsztbokorerdő fás szárú fajai.

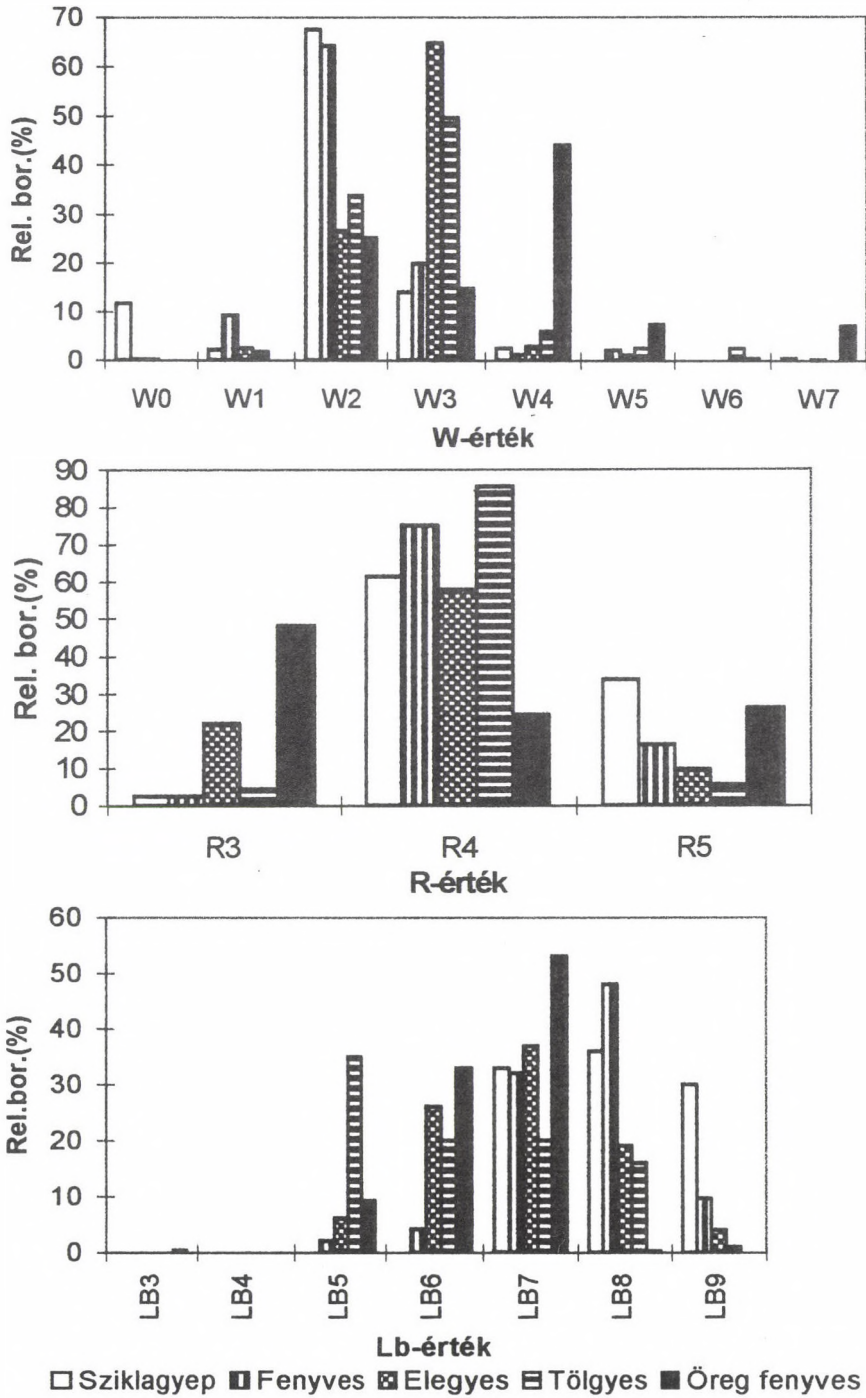
A sziklagyepben a fajok nagy része a száraz sziklai és pusztai gyepek osztályába (Festuco-Brometea Br.-Bl. et R. Tx. ex Klika & Hadac 1944) sorolt társulásokba tartozik (ezen belül a szubkontinentális és szubmediterrán szikla- és

pusztagyeppek (*Festucetalia valesiacae* Br.-Bl. et R. Tx. ex Br.-Bl. 1949) rendjébe, illetve a szubmediterrán mészkő-dolomit sziklagyeppek (*Bromo-Festucion* Zólyomi 1966) csoportba. A gyepre telepített feketefenyvesben megjelentek xerotherm tölgyes fajok is (*Quercetea pubescentis-petraeae* Jakucs 1960), illetve üdébb lombos erdők (*Quercu-Fagetea* Vlieger 1937) fajai, amelyek a fenyő által okozott árnyékoló hatás miatt lehettek képesek a megtelepedésre. Ebben a társulásban a gyepekre jellemző fajok még szintén gyakoriak. Az öreg fenyvesben jelennek meg igen nagy számban az üdébb erdőkre jellemző fajok, a xerotherm szegélycserjések (*Prunion spinosae* Soó 1940) és tölgyesek fajai. Az elegyes és a tiszta tölgyes társulás hasonló képet mutat. A xerotherm tölgyfajok és a gyepfajok dominálnak ezeken az élőhelyeken. Az elegyesben gyakoribbak a gyepfajok, ez a társulás némileg nyíltabb, ligetesebb és szárazabb élőhelyet képvisel, mint a tölgyes, míg a legnedvesebb és legzártabb élőhely a társulásokra jellemző fajok megoszlása szerint az öreg fenyves.

A természetvédelmiérték-kategóriák (Simon 1988) (TVK) szerinti megoszlás az öt mintaterületre vonatkozóan a 2. ábrán látható. A védett fajok kategóriájában (V) a sziklagyep mutatja a legmagasabb értéket (pl. *Seseli leucospermum* W. et K., *Onosma visianii* Clem.) a tölgyes a második legmagasabbat (pl. *Dictamnus albus*). A gyepre telepített fenyvesben a védett fajok borítása körülbelül a negyede a sziklagyepben tapasztaltnak, új védett fajok jelennek meg ebben a társulásban (pl. *Astragalus vesicarius* L., *Adonis vernalis* L.). Az öregebb, zárt feketefenyvesben egyáltalán nem fordulnak elő védett fajok.



2. ábra. A mintaterületek fajainak TVK-spektruma.

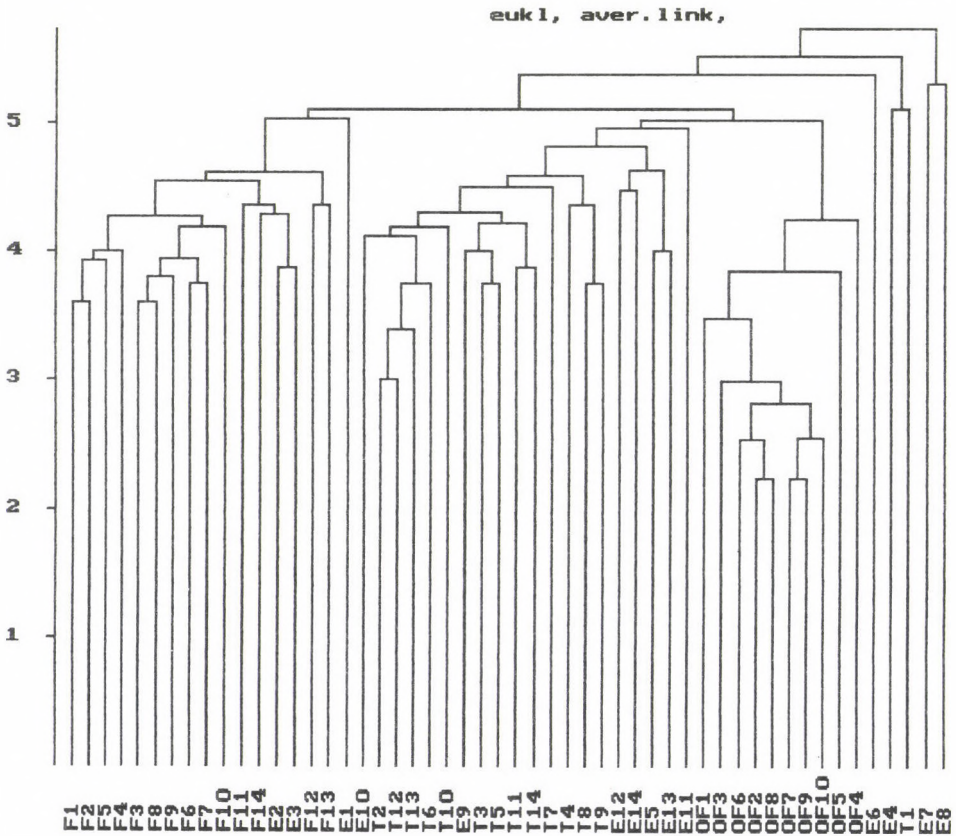


3. ábra. A mintaterületek fajainak: a = W-érték, b = R-érték, c = LB-érték spektruma.

Túlnyomó része a fajoknak a kísérő kategóriába tartozik (K) mindegyik mintaterületen.

Degradációra utal a gyomfajok jelenléte, amelyek azonban igen kis borítással fordulnak elő. A gyepre telepített feketefenyvesben a legmagasabb e fajok borítási aránya, amit a sziklagyep követ. A fenyőtelepítés hatására az eltűnő gyepfajok helyére könnyen beépülnek a gyomfajok. A vizsgált gyepvegetáció zavarásnak (turisták) részben kitett terület, ez magyarázhatja a gyomfajok megjelenését, amelyeknek aránya még így is igen kicsi. Mivel az eredmények csak egy vegetációs időszak felvételeiből származnak, nem tükrözik e vegetáció sérülékenységét, ezért a gyomfajok terjedésére nem mondhatunk biztos előrejelzéseket.

Az ökológiai indikátorértékek – W, R, Lb – spektrumának (3a, b, c ábra) összevetéséből az alábbi következtetéseket vonhatjuk le:

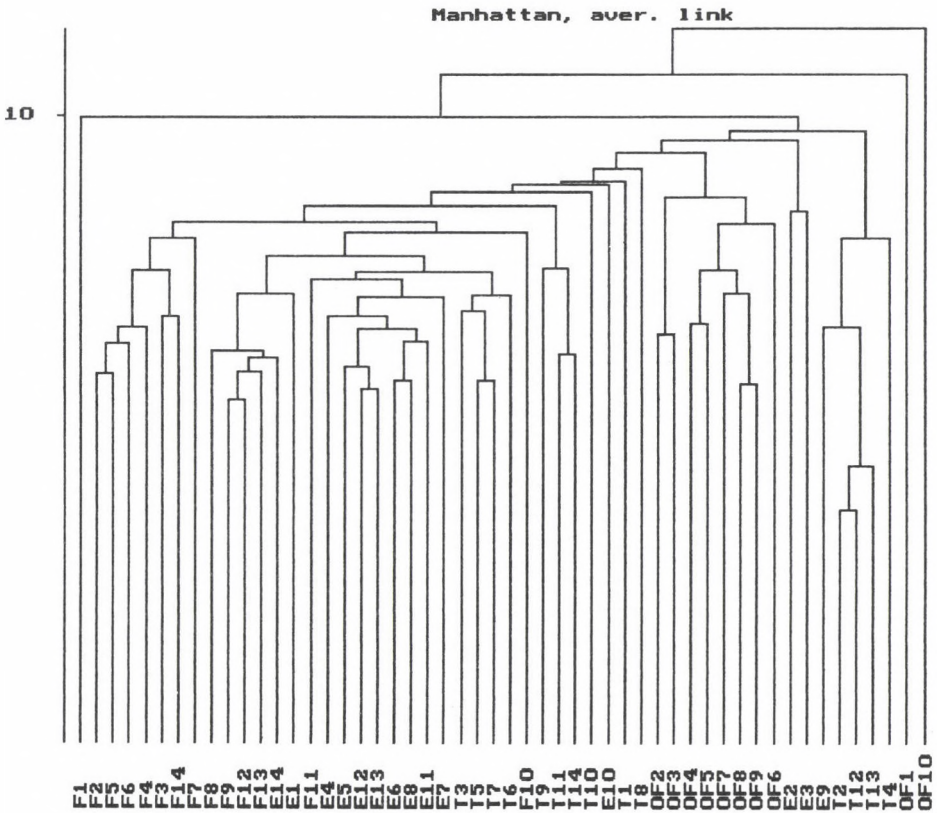


4a ábra. Hierarchikus osztályozás eredménye bináris adatokra (euklideszi távolság). Jelmagyarázat: – F: gyepre telepített fenyvesben felvett kvadrát, E: elegyesben felvett kvadrát, T: tölgyesben felvett kvadrát, OF: öreg fenyvesben felvett kvadrát.

A gyepevetáció mutatkozik a legszárazabb, a fényben leggazdagabb és talaja szempontjából a legbázikusabb élőhelynek a spektrumok szerint, míg az öreg fenyves képviseli a legnedvesebb, és a tölgyes után a legárnyékosabb élőhelyet, talajkémhatás spektruma pedig már a semleges kategóriában mutat maximumot. A gyepre ültetett feketefenyves már fényszegényebb és nedvesebb élőhely, mint a sziklagyep, de nem annyira, mint a tölgyes és az elegyes. A tölgyes és az elegyes a spektrumok alapján szintén hasonlóan mutatkozik, a fényviszonyok szempontjából az elegyes világosabb, nyitottabb élőhely (ligetes jellegű, míg a tölgyes meglehetősen zárt társulás).

A hierarchikus osztályozás eredménye a fás társulások kvadrátjaira

Példaként egy bináris és egy kvantitatív adatokkal készült dendrogramot mutatunk be (4a, b ábra).



4b. ábra. Hierarchikus osztályozás eredménye kvantitatív adatokra (Manhattan-metrika). Jelmagyarázat: – F: gyepre telepített fenyvesben felvett kvadrát, E: elegyesben felvett kvadrát, T: tölgyesben felvett kvadrát, OF: öreg fenyvesben felvett kvadrát.

A bináris adatokkal végzett osztályozás esetében azt tapasztaltuk, hogy a társulások kvadrátsoportjai jobban elkülönültek egymástól, mint a kvantitatív adatok esetében. Ennek oka az lehet, hogy a prezencia-abszencia adatok használatával szemben a borításértékek számszerűsítése finomíthatja a kvadrátok távolságát, így egy bonyolultabb képet ad a társulások hasonlóságára vonatkozóan

A dendrogramok összevetéséből az alábbi következtetéseket vonhatjuk le:

- a gyepre telepített fenyves a többi fás társulástól igen különbözik, leginkább az elegendeshez hasonlít;
- a fenyő-tölgy elegendes és a tölgyes társulások csak kis mértékben különböznek egymástól, a finomabb felbontású, kvantitatív adatokkal elvégzett osztályozás kimutat különbségeket köztük;
- az öreg fenyves a tölgyessel sok hasonlóságot mutat, az osztályozások során eltérő csoportokba sorolódtak e társulás kvadrátjai, ez jelzi ennek a társulásnak nem teljesen kialakult szerkezetét, illetve lehetséges, hogy a fajszegénység is szerepet játszott abban, hogy a kvadrátok ilyen sokféle módon vonódtak össze más csoportokkal.

A feketefenyő terjedésének iránya

A feketefenyő terjedésének irányát jelen esetben egy statisztikus közelítésről próbáltuk megjósolni. A jövőben lejátszódó események előrejelzésére a jelenlegi állapotban a fenyő-, illetve a tölgycsemeték számát és elhelyezkedését használhatjuk fel, hiszen a jövőbeni felnőtt faállományt elvileg ők alkotják majd.

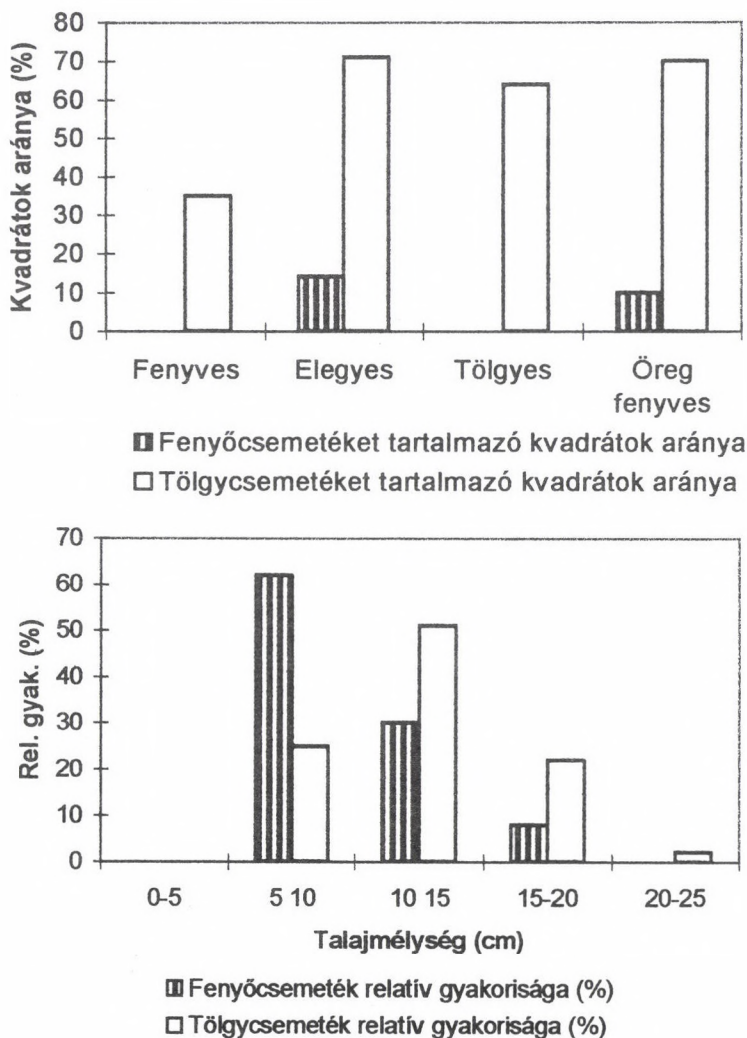
Az 5a ábrán látható, hogy fenyőcsemetét tartalmazó kvadrátot csak az elegendes, illetve az öreg fenyves területén találtunk, ott is igen kis arányban. Tölgycsemete ellenben minden fás társulásban volt. Az öreg fenyvesben a mérsékelt tölgyes felújulását jelzi a tölgyet tartalmazó kvadrátok nagyarányú előfordulása.

Az 5b ábra diagramja szignifikáns eltérést mutat a fenyő- és a tölgycsemeték eloszlásában a talajmélység függvényében. A diagram szerint a fenyőcsemeték nagy része (62%-a) az 5–10 cm-es talajvastagságú helyeken található, majd előfordulásuk a talajmélység növekedésével egyre csökken. A tölgycsemeték ezzel szemben úgy tűnik, a mélyebb talajt részesítik előnyben. Ez az eredmény azal is összefüggésben állhat, hogy a molyhos- és a csertölgy makkja a csírázásához eltemetődést igényel (Mátyás 1967). A legvastagabb talajtakarón például már csak tölgycsemetéket találunk.

Az elegendes zónában a feketefenyő és a tölgycsemeték eloszlása a lombkoronaszintet alkotó fafajok eloszlásától is függ. A tölgy makkjai a termő fa körül kis sugarú körben szóródnak szét, míg a fenyőmagok nagyobb utat képesek megtenni terjedéskor. Ugyanakkor a csemeték megmaradását befolyásolja a felettük levő

faegyed árnyékolása, a fa leveleiből származó avar talajra gyakorolt hatása. A csemeték megmaradása jelzi, hogy fejlődésük szempontjából milyen tényezők lehetnek fontosak, de figyelembe kell vennünk azt is, hogy nem minden csemete éri meg a felnőttkort. (Feketefenyőnél két év elteltével a veszteség 92–95% is lehet (Tamás & Csontos 1998).)

A csemeték eloszlását az 1. táblázat mutatja feketefenyő és tölgy felnőtt egyedei alatt, illetve nyílt területen.



5a–b. ábra. a = A csemeték aránya a mintaterületeken; b = a csemeték eloszlása a talajmélység függvényében.

1. táblázat. A csemeték eloszlása a felnőtt faegyed függvényében.

Csemeték	Tölgy (<i>Q. pub.</i> , <i>Q. cerris</i>) alatt	Feketefenyő alatt	Nyílt területen
Tölgy (<i>Q. pub.</i> , <i>Q. cerris</i>)	122 db (46%)	123 db (46%)	19 db (8%)
Feketefenyő	2 db (4%)	10 db (21%)	37 db (75%)

A fenyő az adatok szerint az elegyes zóna tisztás-foltjaiban telepszik meg nagy sikerrel, míg a tölgycsemeték az árnyaltabb területeken.

A fás területek csemeteszámait az mutatják, hogy a tölgy hasonló mértékben képes csírázni és növekedni feketefenyő alatt, mint tölgy alatt, míg a feketefenyő eloszlásában különbség tapasztalható.

A csemeték fenti eloszlása több tényező hatásának tulajdonítható. A vizsgált foltok – nyílt és erdős – egyrészt a fényklíma, másrészt a talajmélység szempontjából különböznek. A nyílt területeken az átlagos talajmélység alacsonyabb volt, mint a fás foltokban. Valószínű, hogy a talajtakaró vastagsága és a nyíltság összefügg: a vékonyabb talajon, amelynek felszínéhez az alapkőzet közelebb húzódik, nem tud összefüggő, őshonos fák által alkotott fás társulás kialakulni. Ugyanakkor a fenyőcsemeték fejlődéséhez a vékonyabb talajtakaró is megfelel, illetve a könnyebben terjedő, nagyszámú fenyőmag valószínűleg nagyobb mértékben szóródik szét a területen, mint a nehezebb tölgymakkok, így a nyílt területekre is nagy mennyiségben juthat. Ez nem zárja ki, hogy a fás foltokba is eljutnak a fenyőmagok, ott azonban nem csíráznak ki. Ennek oka részben a fényhiány lehet. Habár Danszky (1972) szerint a feketefenyő csemetéje az árnyalást jól bírja, megfigyeléseink szerint a nyílt területen való megjelenése a fiatal csemete, vagy magának a csírázás folyamatának nagy fényigényét jelzi. A tölgygagocok, -csemeték elterjedését részben a makkok terjedési képessége, részben a feltételezett mélyebb talaj iránti igény befolyásolhatja. A tölgycsemeték szintén fényigényesek, ennek ellenére a zártabb foltokban igen nagy számban megjelennek.

A Horn-féle fajkicserélődési szukcessziós modell

A Horn-féle sztochasztikus fajbehelyettesítést feltételező szukcessziós modell az erdődinamikai kutatások során született egyszerűbb modellek közé tartozik (Mátyás 1997). Habár a modell szigorú kezdőfeltételekkel rendelkezik, egyszerűsége és szemléletessége folytán érdemes foglalkoznunk vele.

A modell egy markovi lánc sémáját követi. A következő feltevésből indul ki (a fák szinkron lecserelődése és szabályos elhelyezkedésének feltétele mellett):

egy A faj B fajjal való kicserélődésének valószínűsége egyenlő a B csemeték relatív gyakoriságával az összes csemete százalékában, amelyek az A faj felnőtt példányai alatt találhatók.

A valószínűségek felhasználásával felírható egy projekciós mátrix, amelynek segítségével több generáció múlva is megadható a vizsgált állomány fajösszetétele.

Vizsgálatunkban ezt az egyszerű modellt használtuk fel arra, hogy az elegyes állományban bekövetkező fajösszetétel-beli változásokat megjósoljuk.

Kiindulási állapotvektor, (a feketefenyő-tölgy 1 : 1 arányt tekintve):

$$v_0 : (0,5 \ 0,5).$$

Kicserélődési valószínűségek (amelyek a projekciós mátrix értékeit adják):

	Tölgycsemeték	Fenyő csemeték
Tölgy felnőtt egyed	0,98	0,02
Feketefenyő felnőtt egyed	0,92	0,08

A második generáció felnőtt egyedeinek aránya:

$$v_0 * P = v_1 = (0,95 \ 0,5),$$

tehát az egyedek 95%-a tölgy, 5%-a feketefenyő.

A modell szerint már a következő generációban nagymértékben csökken a feketefenyő aránya. Ez tehát azt jelzi, hogy az elegyes zónában a feketefenyő visszaszorul az őshonos fák javára (vö. Járó 1995). Meg kell említenünk azonban azt is, hogy ez az elegyes állomány fás foltjaiban feltárható tendencia. A nyílt foltokban ezzel szemben azt láthatjuk, hogy a feketefenyő sikeresen megtelepszik, habár ezek a foltok a fás társulásba beágyazottan, kisebb szigetekként helyezkednek el, tehát végső soron a fenyő terjedése e nyílt foltok csekély méretei miatt is korlátozva van.

Következtetések

A vizsgálataink kezdetén felvetett kérdésekre az elvégzett elemzések, értékelések után a következő válaszokat adhatjuk:

1. A fenyőtelepítés nagymértékben megváltoztatja a gyepterület összetételét, jellemző gypfajok eltűnnek, sztyepprétre, karsztbokorerdőre jellemző fajok megjelennek. A gyeppen egyébként nem megtelepedő őshonos fásszárúak a feketefenyő alatt képesek a növekedésre.

A fás társulásokba elegyedő fenyő nem változtatja meg nagymértékben az eredeti vegetációt. A fás társulások helyére telepített feketefenyves alatt felnevelszik az eredeti lombosfa-vegetáció, a fényviszonyok miatt azonban nagyon szegényes a gyepszint a fajösszetétel szempontjából, a meglévő aljnövényzeti fajok borítása pedig igen kicsi.

2. Spontán terjedésével a feketefenyő legjobban a gyepevegetációt veszélyezteti. A feketefenyő csemetái képesek az őshonos fák által már nem meghódítható gyepterületeken is megtelepedni. A feketefenyő magoncai azonban a zártabb foltokban nem képesek fejlődni, így a fenyő nem tud a felnőtt feketefenyő-állományok és a tölgy-fenyő elegyes állományok alatt felújulni (vö. Járó 1995).

3. A kopárfásítás során érintett területek természetvédelmi kezelése a törvényi szabályozás szintjén még problémás. A természetvédelmi törvény végrehajtási rendelete még nem jelent meg, így a kezelések konkrét előírásai hiányoznak.

A kezelés során a különböző vegetációtípusokat differenciáltan célszerű kezelni. A gyepe telepített fenyves esetén bontóvágás, lékek nyitása szükséges, amelyek fokozatos szélesítésével vágható le az állomány egésze (vö. Csontos *et al.* 1996, Keszthelyi *et al.* 1995). A gyepeben megtelepedett fenyőcsemeték eltávolítása igen lényeges része a kezelésnek (Horánszky 1996). Az elegyes erdők területén szálalóvágással ajánlott olyan feketefenyő-egyedek eltávolítása, amelyek gyepefoltok közelében, vagy nyílt foltokban találhatóak. A mészkedvelő tölgyes helyére telepített, zárt, öreg fenyvesben kívánatos volna lékek megnyitásával a felnövekvő őshonos fajokból álló állomány fejlődését serkenteni, ami egyben az aljnövényzet fajainak fejlődésében is kedvező feltételeket teremtené (vö. Keszthelyi *et al.* 1995).

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozom dr. Csontos Péternek munkánk során nyújtott irányításáért, segítségéért, Kézdi Pálnak a rendelkezésemre bocsátott információkért és dokumentumokért, Tamás Júliának a terepmunkában és az eredmények értékelésében való közreműködéséért.

Irodalomjegyzék

- Bartha, D. & Mátyás, Cs. (1995): *Erdei fa- és cserjefajok előfordulása Magyarországon*. – Sopron.
- Baumann, A. (1997): *A telepített feketefenyvesek hatásának vizsgálata a dolomitsziklagyep és a lejtősztyep növényzetére a budaörsi Csiki-hegyekben (Út-hegy)*. – Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem, Budapest, (szakdolgozat).
- Bódis, J. (1993): A feketefenyő hatása a nyílt dolomit sziklagyepre I. Texturális változások. – *Bot. Közlem.* **80**(2): 129–139.
- Borhidi, A. (1956): Feketefenyveseink társulási viszonyai. – *Bot. Közlem.* **46**: 275–285.
- Borhidi, A. (1993): *A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai*. – JPTE Növénytan Tanszék, Pécs.
- Csontos, P. & Lőkös, L. (1992): Védett edényes fajok térbeli eloszlás-vizsgálata a Budai-hg. dolomitvidéken. Szünbotanikai alapozás, természetvédelmi területek felméréséhez. – *Bot. Közlem.* **79**(2): 121–143.
- Csontos, P., Horánszky, A., Kalapos, T. & Lőkös, L. (1996): Seed bank of *Pinus nigra* plantation in dolomite rocky grassland habitats, and its implications for restoring grassland vegetation. – *Annls hist.-nat. Mus. natn. hung.* **88**: 69–77.
- Danszky, I. (szerk.) (1972): *Erdőművelés I–II*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.

- Horánszky, A. (1996): Növény társulástani, erdőgazdálkodási és természetvédelmi kérdések a Kis- és Nagy-Szénáson. – *Természetvédelmi Közlemények* 3–4: 5–19.
- Járó, Z. (1995): Ökológiai vizsgálatok a Kis- és Nagy-Szénáson. – *Természetvédelmi Közlemények* 3–4: 21–53.
- Keszthelyi, I., Csapody, I. & Halupa, L. (1995): *Irányelvek a természetvédelem alatt álló erdők kezelésére*. – KTM Tanulmánykötetei 3., Budapest.
- Mátyás, Cs. (szerk.) (1997): *Erdészeti ökológia*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Mátyás, V. (1967): *A tölgyek dendrológiai ismertetése*. – In: Keresztesi, B. (szerk.): *A tölgyek*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 51–90.
- Podani, J. (1993): *SYN-TAX 5.0 User's Guide*. – Scientia Kiadó, Budapest.
- Podani, J. (1997): *Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeldolgozás rejtelmeibe*. – Scientia Kiadó, Budapest.
- Simon, T. (1988): A hazai edényes flóra természetvédelmi-érték besorolása. – *Abstracta Botanica* 12: 1–23.
- Tamás, J. & Csontos, P. (1998): *A növényzet tűz utáni regenerálódása dolomitra telepített fekete-fenyvesek helyén*. – In: Csontos, P. (szerk.): *Sziklagyepek szünbotanikai kutatása*. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 231–264.
- Zólyomi, B. (1958): *Budapest és környékének természetes növénytakarója*. – In: Pécsi, M. (szerk.): *Budapest természeti képe*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 508–642.
- Zólyomi, B., Baráth, Z., Fekete, G., Jakucs, P., Kárpáti, I., Kovács, M. & Máthé, I. (1967): *Einreihung von 1400 Arten der ungarischen Flora in ökologische Gruppen nach TWR-Zahlen*. – *Fragmenta Botanica* 4: 101–142.

Observation of planted *Pinus nigra* stands on dolomite grasslands and the possibilities of their forestry management

B. Mihók

Dept. Plant Taxonomy and Ecology, Eötvös L. University
H–1083 Budapest, Ludovika tér 2, Hungary. E-mail: babar@mail.matav.hu

Abstract: Afforestation of dolomite rocky grasslands by *Pinus nigra* in the past decades led to the endangering of the unique dolomite vegetation. The management of *P. nigra* stands is a questionable issue for botanists and foresters. This study observes the impacts of *P. nigra* stands on the native vegetation and makes suggestions to the management of the stands. The investigation site was in the Csiki Mts (SW Budapest, near Budaörs, Hungary). According to our results, the dolomite rocky grasslands are more fragile and deeply impacted by the *P. nigra* plantations than the dolomite woodland. The spreading of the *P. nigra* is expected in the open sites (grassland and meadows of the woody vegetation), while *Pinus* seems to disappear in the mixed *Quercus-Pinus* stands. Therefore different adequate management must be executed for the different types of the dolomite vegetation.

Key words: *Pinus nigra* stands, dolomite vegetation, nature protection

Védelemre javasolt nagygombák a Mecsek hegységből

Pál-Fám Ferenc

*Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem, Növényteni Tanszék
1118 Budapest, Ménesi út 44*

Összefoglaló: A dolgozat 163 olyan nagygombafaj gyűjtési, irodalmi és védettségi adatait tartalmazza a Mecsek hegységéből, amelyek a nagygombák hazai vörös listájának tervezetében szerepelnek és a közeljövőben védetté lesznek nyilvánítva.

Kulcsszavak: nagygombák, Mecsek hegység, vörös lista, gyűjtési és irodalmi adatok

Bevezetés

Több európai országhoz hasonlóan előzetes kezdeményezések (Siller & Vassas 1993, 1995) után Magyarországon is elkészült a nagygombák vörös listájának tervezete (Rimóczi 1997), és minden valószínűség szerint ez évben a hazai védett élőlények köre ezen új csoporttal fog bővülni. A vörös lista tervezete 470 védendő taxont tartalmaz (nem csupán fajokat, hanem faj alatti és feletti rendszertani kategóriákat egyaránt). Mindez egy új szemléletmóddal gazdagítja a jövő mikológiai kutatásait.

A Mecsek hegység nagygombavilágáról Vass Anna (1978: 1956–1976-os gyűjtések, 276 faj) és Rimóczi Imre (1994: 1991–1992-es gyűjtések, 132 faj, 52 faj első adata; helyileg Mecseknádasd, Zengővárkony, Orfű, Abaliget) közölték adataikat. A Magyar Természettudományi Múzeum Növénytárában csak néhány (30 faj, 14 faj első adata) mecseki adat van (Babos 1989).

Módszer

Az 1994-ben megkezdett kutatásaim során 1998 végéig 233 nagygombafaj termőtestjeit gyűjtöttem be és határoztam meg a Mecsek több élőhelyéről (helyileg Misinatető, Abaliget, Dömörkapu, Kisrét, Kantavár, Árpádtető, Vasas és környéke, Csertető, Pécs város). A fajok egy részét (1996 végéig) az 1998-ban megjelent publikációm tartalmazza (Pál-Fám 1998). A begyűjtött fajok közül 74-nek ez az első adata a Mecsekből, így az ismert fajok száma összesen 416-ra emelkedett a területen. Ennek a dolgozatnak a célja a Mecsekben ezidáig megtalált, a vörös lista tervezetben szereplő gombafajok gyűjtési adatainak közlése.

A gombák meghatározásához Breitenbach & Kränzlin (1981, 1986, 1991, 1995), Candusso (1997), Cappelli (1984), Hansen & Knudsen (1992), Michael & Hennig (1958–1975), Phillips (1981), Rimóczi & Vetter (1990) és Sarnari (1998) műveit használtam. A fajok egy része herbáriummal és/vagy fotóval van dokumentálva a szerző gyűjteményében.

A lista első sora a tudományos nevet Krieglsteiner (1991–1993) nomenklaturája szerint (egyed irodalmi adatoknál az eredetileg közölt tudományos név szerepel); és a fajnak a vörös listában tervezett IUCN védettségi értékét tartalmazza. Ezek a következők: 0 = eltűnt vagy kihalt fajok; 1 = eltűnéssel vagy kihalással fenyegetett fajok; 2 = erősen veszélyeztetett fajok; 3 = veszélyeztetett fajok; 4 = potenciálisan veszélyeztetett fajok (bővebben lásd Rimóczi 1997). A 0–2 kategóriákban a „fokozottan védett”, a 3–4-ben a „védett” fajok lennének a közeljövőben kiadandó természetvédelmi rendeletben.

Ez után következnek a szinonim nevek (Syn.), majd az irodalomból ismert előfordulási adatok (szerzők szerint, a közölt eredeti társulásnévvel). Végül az általam gyűjtött adatok száma, a gyűjtés(-ek) ideje, lelőhelye és termőhelye, észrevételek, megállapítások (az „F” a fotót, a „P” a preparátumot jelenti, amennyiben készült). Ötnél több adat esetén az évek és az éves időintervallumok vannak megadva. Egyes fajok *Pinetum cult.* és *Piceetum cult.* élőhelyeken való előfordulásánál figyelembe kell venni, hogy a Mecsek ezen élőhelyein szálanként *Carpinus betulus* és *Quercus petraea* is megtalálható.

Eredmények, értékelés

A Mecsekben ezidáig gyűjtött, a vörös listába besorolt fajok a családok ábécérendjében

Agaricaceae

Agaricus augustus Fr. – 3 – Syn.: *A. perrarus* Schulz. – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Abaliget, *Quercus petraeae-Carpinetum praeillyricum*. – Saját adatok: 1 adat, 1998.06.30. Kistrét, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, talajon (1 termőtest, P, F).

Lepiota aspera (Pers. : Fr.) Qué. – 3 – Syn.: *L. acutesquamosa* (Weinm.) Gill. var. *furcata* Kühn., *L. acutesquamosa* (Weinm. : Fr.) Gill., *L. friesii* (Lasch : Fr.) Qué. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Helleboro odoro-Fagetum*. – Saját adatok: 2 adat, 1994.09. Kantavár, *Asperulo taurinae-Carpinetum*; 1995.09.17. Dömörkapu, Silva mixta (*Quercus, Carpinus, Pinus*), talajon (3 termőtest, P, F).

Lepiota fuscovinacea Lge. et Moell. – 2 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Amanitaceae

Amanita caesarea (Scop. : Fr.) Pers. – 2 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*. – Saját adatok: 1 adat, 1994.09. Kantavár, *Asperulo taurinae-Carpinetum* (fiatal erdő), talajon (3 termőtest, F).

Amanita ceciliae (Berk. et Br.) Bas – 3 – Syn.: *A. inaurata* Secr. : Gill., *A. strangulata* (Fr.) Sacc. – Saját adatok: 2 adat, 1998.06.14. Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Helleboro odoro-Fagetum*, talajon (2 termőtest, F).

Amanita citrina (Schaeff.) Gray – 3 – Syn.: *A. mappa* (Batsch) Quél. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Querceto-Carpinetum mecsekense*; Rimóczi (1994), Zengővárkony, *Potentillo-Quercetum petraeae-cerris*, Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*. – Saját adatok: 21 adat, 1994, 1995, 1996, 1998, júl. és nov. között, Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Helleboro odoro-Fagetum*; Vasas, *Deschampsio-Fagetum mecsekense*, *Pinetum cult.*, *Luzulo-Querceto-Carpinetum*, talajon. A Mecsekben gyakorinak tekinthető (F).

Amanita crocea (Quél.) Singer – 3 – Saját adatok: 2 adat, 1994.09.23. Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*; 1998.06.30. Kantavár, fiatalos (*Carpinus*, *Salix*, *Quercus*), talajon (2 termőtest, P, F).

Amanita excelsa (Fr.) Bertil. – 3 – Syn.: *A. spissa* (Fr.) Kummer, *A. ampla* Pers. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercetum petraeae-cerris mecsekense*. – Saját adatok: 1 adat, 1995.10.15. Vasas, *Pinetum cult.*, talajon (4 termőtest).

Amanita fulva Singer – 3 – Irodalmi adatok: Babos (1989).

Amanita gemmata (Fr.) Bertil. – 3 – Syn.: *A. junquillea* Quél. – Saját adatok: 5 adat, 1994.09.21, 1994.09.23, 1995.09.29. Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*; 1995.10.15, 1998.10.18. Vasas, *Deschampsio-Fagetum mecsekense*, *Quercetum petraeae-cerris*, talajon (2–3 termőtest minden alkalommal, P, F).

Amanita muscaria (L.) Pers. – 2 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Helleboro odoro-Fagetum*, *Pinetum cult.* – Saját adatok: 5 adat, 1995.09.29., 198.06.14. Árpádtető, *Helleboro odoro-Fagetum*, *Asperulo taurinae-Carpinetum*; 1996.09.22., 1998.06.13, 1998.10.18. Vasas, *Pinetum cult.*, *Quercetum petraeae-cerris*, *Deschampsio-Fagetum mecsekense*, talajon (több termőtest alkalomként, P, F).

Amanita pantherina (DC. : Fr.) Krombh. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Querceto-Luzuletum mecsekense*, *Querceto-Carpinetum mecsekense*, *Helleboro odoro-Fagetum*, *Potentillo-Quercetum castanetosum*, vegyes erdő. – Saját adatok: 11 adat, 1994, 1995, 1996, 1998, júl.–okt., Dömörkapu, *Silva mixta* (*Quercus*, *Carpinus*, *Pinus*); Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Helleboro odoro-Fagetum*, *Quercetum petraeae-cerris*; Vasas, *Deschampsio-Fagetum mecsekense*, *Pinetum cult.*, *Quercetum petraeae-cerris*, *Luzulo-Querceto-Carpinetum*, talajon. A Mecsekben gyakorinak tekinthető (P, F).

Amanita strobiliformis (Paul. : Vitt.) Bertil. – 3 – Syn.: *A. pellita* Paul. : Bertil. – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Abaliget, *Querceto petraeae-Carpinetum praeillyricum*. – Saját adatok: 1 adat, 1995.07.02. Vasas, kertben, *Populus* és *Tilia* alatt, talajon (7 termőtest). Minden évben termőtestet képez (a lakosok szóbeli közlése alapján, F).

Amanita vaginata (Bull. : Fr.) Vitt. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercetum petraeae-cerris mecsekense*, *Querceto-Luzuletum mecsekense*, *Querceto-Carpinetum mecsekense*, *Helleboro odoro-Fagetum*, *Potentillo-Quercetum castanetosum*. – Saját adatok: 7 adat, 1995, 1996, 1998, máj.–okt., Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Helleboro odoro-Fagetum*; Vasas, *Quercetum petraeae-cerris*, *Luzulo-Querceto-Carpinetum*, talajon. A Mecsekben elterjedt, de nem túl gyakori (F).

Bolbitiaceae

Agrocybe cylindracea (DC. : Fr.) Maire – 4 – Syn.: *A. aegerita* (Briganti) Singer – Saját adatok: 2 adat, 1997.06., 1998.09.05. Pécs város, több helyen, *Populus* tuskókon (nagy tömegben mindkét alkalommal, F).

Bolbitius vitellinus var. *variicolor* (Atkinson) Krglst. – 3 – Syn.: *Bolbitius variicolor* Atkinson – Irodalmi adatok: Babos (1989).

Boletaceae

Boletus aereus Bull. : Fr. – 3 – Saját adatok: 1 adat, 1995.09.28. Vasas, *Deschampsio-Fagetum mecsekense*, talajon (1 termőtest).

Boletus edulis Bull. : Fr. – 2 – Saját adatok: 7 adat, 1994, 1995, 1996, 1998, jún.–okt., Kis-rét, *Querceto-Luzuletum mecsekense*; Kantavár, *Quercetum petraeae-cerris*; Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Helleboro odoro-Fagetum*; Vasas, *Deschampsio-Fagetum mecsekense*, talajon. A Mecsekben gyakorinak tekinthető (P, F).

Boletus piperatus Bull. : Fr. – 3 – Syn.: *Chalciporus piperatus* (Bull. : Fr.) Bat., *Suillus piperatus* (Bull. : Fr.) Quél., *Ixocomus piperatus* (Bull. : Fr.) O. Kuntze. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Querceto-Carpinetum mecsekense*, *Pinetum cult.* – Saját adatok: 2 adat, 1995.09.28. Dömörkapu, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Helleboro odoro-Fagetum*, talajon (2 termőtest, P).

Boletus regius Krbh. – 2 – Irodalmi adatok: Vass (1978), vegyes erdő. – Saját adatok: 2 adat, 1995.07.02. Dömörkapu, *Asperulo taurinae-Carpinetum*; 1998.06.14. Árpádtető, *Quercetum petraeae-cerris*, talajon (2 termőtest).

Gyroporus castaneus (Bull. : Fr.) Quél. – 4 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Orfű, *Helleboro odoro-Fagetum*. – Saját adatok: 2 adat, 1995.09.28. Dömörkapu, *Asperulo taurinae-Carpinetum*; 1995.09.29. Árpádtető, *Quercetum petraeae-cerris*, talajon (3 termőtest, P, F).

Leccinum duriusculum (Kbr. et Schul. in Fr.) Singer – 3 – Syn.: *L. aurantiacum* var. *decipiens* Singer. – Saját adatok: 1 adat, 1998.05. Vasas, *Quercetum petraeae-cerris* szélén, *Populus tremula* alatt, talajon (1 termőtest, P).

Leccinum griseum (Quél.) Singer – 4 – Syn.: *L. carpini* (Schulz.) Moser – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercetum petraeae-cerris mecsekense*, *Querceto-Carpinetum mecsekense*, vegyes erdő; Rimóczi (1994), Orfű, *Helleboro odoro-Fagetum*; Babos (1989). – Saját adatok: 4 adat, 1994.09.23., 1995.09.29., 1998.06.13. Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Helleboro odoro-Fagetum* (*Carpinus* alatt); 1998.06.13. Vasas, *Luzulo-Querceto-Carpinetum*, talajon (több termőtest alkalmanként, F).

Leccinum nigrescens (Richon et Rose) Singer – 2 – Syn.: *L. crocipodium* (Let.) Watl., *L. luteoporum* (Bouchinot in Barbier) Sutara, *L. tessellatum* (O. Kuntze) Rauschert, *Boletus tessellatus* Gill. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercetum petraeae-cerris mecsekense*, *Querceto-Carpinetum mecsekense*. – Saját adatok: 1 adat, 1998.06.13. Vasas, *Quercetum petraeae-cerris*, talajon (1 termőtest, P).

Leccinum quercinum (Pil.) Pil. – 4 – Syn.: *L. aurantiacum* var. *quercinum* Pil., *Krombholziella quercina* (Pil.) Sutara. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Querceto-Carpinetum mecsekense*. – Saját adatok: 2 adat, 1995.09.28. Dömörkapu, *Asperulo taurinae-Carpinetum*; 1998.06.30. Kantavár, *Quercetum petraeae-cerris*, talajon (2 termőtest, F).

Cantharellaceae

Cantharellus cibarius Fr. – 4 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercetum petraeae-cerris mecsekense*, *Querceto-Luzuletum mecsekense*, *Querceto-Carpinetum mecsekense*, *Helleboro odoro-Fagetum*; Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*. – Saját adatok: 6 adat, 1994, 1995, 1998, ápr.–okt., Kis-rét, *Potentillo-Quercetum castanetosum*; Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*; Vasas, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, talajon. Elég gyakori a Mecsekben (P).

Cantharellus cinereus Pers. : Fr. – 3 – Syn.: *Craterellus cinereus* Pers. : Fr., *Pseudocraterellus cinereus* (Pers. : Fr.) Kalam. – Saját adatok: 3 adat, 1995.09.28, 1996.10.18, 1998.06.13. Vasas, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Deschampsio-Fagetum mecsekense*, talajon, kisebb csoportokban (F).

Cantharellus tubaeformis Bull. : Fr. – 3 – Syn.: *C. infundibuliformis* (Scop.) Fr. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Querceto-Carpinetum mecsekense*. – Saját adatok: 3 adat, 1996.10.18, 1996.11.02, 1998.10.18. Vasas, *Deschampsio-Fagetum mecsekense*, talajon, moha között, a jelzett években hatalmas tömegben (több ezer termőtest, F).

Pseudocraterellus undulatus (Pers. : Fr.) Rauschert – 3 – Syn.: *P. sinuosus* (Fr. : Fr.) Reid, *Craterellus crispus* (Bull.) Berk. – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Clavariaceae

Clavariadelphus pistillaris (L. : Fr.) Donk – 3 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Clavulinopsis corniculata (Schaeff. : Fr.) Corner – 3 – Syn.: *Ramariopsis corniculata* (Schaeff. : Fr.) Petersen. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Helleboro odoro-Fagetum*.

Clavulinaceae

Clavulina cinerea (Bull. : Fr.) Schroeter – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*. – Saját adatok: 1 adat, 1998.10.18. Vasas, *Deschampsio-Fagetum mecsekense*, talajon (1 termőtest, P).

Clavulina cristata (Fr.) Schroeter – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*, *Helleboro odoro-Fagetum*. – Saját adatok: 9 adat, 1994, 1995, 1996, 1998, szept.–nov., Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Helleboro odoro-Fagetum*, talajon, nagy tömegben. A Mecsekben gyakorinak tekinthető.

Coprinaceae

Psathyrella gracilis (Fr.) Quél. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*, *Helleboro odoro-Fagetum*, rét, legelő és útszél.

Psathyrella pyrotricha (Holmsk.) Moser – 3 – Saját adatok: 1 adat, 1994.09.23. Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, talajon (1 termőtest).

Cortinariaceae

Cortinarius (Derm.) cinnamomeoluteus P. D. Orton – 3 – Syn.: *Dermocybe cinnamomeolutes* Orton, *D. saligna* Moser et Keller. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Pinetum cult*.

Cortinarius (Derm.) olivaceofuscus Kuehner – 3 – Syn.: *C. schaefferi* Bres., *C. carpineti* Moser – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Cortinarius (Derm.) phoeniceus Bull. : Mre. – 3 – Syn.: *Dermocybe phoenicea* (Bull. : Mre.) Moser, *D. sanguinea* var. *vitiosa* Moser – Saját adatok: 3 adat, 1996.10.18., 1996.11.02., 1998.06.13. Vasas, *Deschampsio-Fagetum mecsekense*, talajon (több termőtest alkalmanként, P, F).

Cortinarius (Lepr.) brunneofulvus Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Helleboro odoro-Fagetum*.

Cortinarius (Lepr.) cotoneus Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*, vegyes erdő; Babos (1989).

Cortinarius (Lepr.) mellinus Britz. – 3 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Cortinarius (Lepr.) rubicundulus (Rea) Pearson – 3 – Syn.: *C. pseudobolaris* R. Mre. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*.

Cortinarius (Lepr.) venetus (Fr. : Fr.) Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Helleboro odoro-Fagetum*.

Cortinarius (Myx.) lividoochraceus (Berk.) Berk. – 3 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Cortinarius (Myx.) pseudosalor Lge. ss. Lge., Moser – 3 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Cortinarius (Myx.) salor Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Helleboro odoro-Fagetum*.

Cortinarius (Myx.) trivialis Lge. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercetum petraeae-cerris mecsekense*, *Quercus-Carpinetum mecsekense*, *Helleboro odoro-Fagetum*, *Pinetum cult*., ve-

gyes erdő; Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*. – Saját adatok: 4 adat, 1994.09.23., 1994.10.15., 1998.09.17. Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*; 1995.09.28. Vasas, *Pinetum* cult., talajon (általában egyesével).

Cortinarius (Phl.) calochrous Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercu-Carpinetum mecsekense*, vegyes erdő.

Cortinarius (Phl.) calochrous var. *coniferarum* Moser – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Pinetum* cult.; Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Cortinarius (Phl.) citrinus Lge. ex Orton – 3 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Cortinarius (Phl.) coeruleus (Schaeff.) Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercu-Carpinetum mecsekense*, vegyes erdő; Babos (1989).

Cortinarius (Phl.) crassus Fr. ss. Bres. – 3 – Syn.: *C. pseudocrassus* Joss. ex P. D. Orton – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Zengővárkony, *Orno-Quercetum pubescenti-cerris*.

Cortinarius (Phl.) elotus Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Cortinarius (Phl.) infractus (Pers. : Fr.) Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercetum petraeae-cerris mecsekense*, *Quercu-Carpinetum mecsekense*, *Helleboro odoro-Fagetum*; Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*. – Saját adatok: 4 adat, 1994.10.15. Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*; 1995.09.28., 1996.09.22. Vasas, *Deschampsio-Fagetum mecsekense*, *Pinetum* cult., talajon (általában egyesével, F).

Cortinarius (Phl.) infractus var. *olivellus* Moser – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercu-Carpinetum mecsekense*.

Cortinarius (Phl.) largus Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercu-Carpinetum mecsekense*.

Cortinarius (Phl.) magicus Eichh. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercu-Carpinetum mecsekense*; Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Cortinarius (Phl.) multififormis (Fr.) Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercu-Carpinetum mecsekense*.

Cortinarius (Phl.) nemorensis (Fr.) Lge. – 3 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Zengővárkony, *Orno-Quercetum pubescenti-cerris*.

Cortinarius (Phl.) praestans (Cord.) Gill. – 2 – Syn.: *C. variicolor* (Pers. : Fr.) Fr. non ss Moser – Saját adatok: 3 adat, 1995.09.28., 1995.10.21., 1996.10.18. Vasas, *Pinetum* cult., talajon (több termőtest).

Cortinarius (Phl.) prasinus Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercu-Carpinetum mecsekense*.

Cortinarius (Phl.) pseudosulphureus Hry. ex Orton – 3 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Cortinarius (Phl.) purpurascens Fr. – 3 – Saját adatok: 2 adat, 1995.09.28., 1995.10.21. Vasas, *Pinetum* cult., talajon (2 termőtest).

Cortinarius (Phl.) rufoolivaceus Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercu-Carpinetum mecsekense*.

Cortinarius (Phl.) subfulgens Orton – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercu-Carpinetum mecsekense*. – Saját adatok: 1 adat, 1994.10.15. Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, talajon (1 termőtest, F).

Cortinarius (Phl.) varicolor Fr. – 3 – Syn.: *C. pseudovaricolor* Damblon et Lambinon. – Saját adatok: 2 adat, 1995.09.28., 1998.10.18. Vasas, *Pinetum* cult., talajon (több termőtest, F).

Cortinarius (Ser.) anomalus (Fr. : Fr.) Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercu-Carpinetum mecsekense*.

Cortinarius (Ser.) camphoratus Fr. – 3 – Syn.: *C. amethystinus* (Schaeff.) Quél., *C. hircinus* Fr. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Pinetum* cult.

Cortinarius (Tel.) bovinus Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Cortinarius (Tel.) brunneus (Pers. : Fr.) Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercu-Carpinetum mecsekense*, vegyes erdő.

Cortinarius (Tel.) bulliardii (Pers. : Fr.) Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Cortinarius (Tel.) castaneus (Bull. : Fr.) Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercocarpinetum mecsekense*.

Cortinarius (Tel.) duracinus Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Cortinarius (Tel.) firmus Fr. – 3 – Saját adatok: 2 adat, 1995.09.28., 1995.10.21. Vasas, *Pinetum* cult., talajon (több termőtest).

Cortinarius (Tel.) glandicolor Fr. – 3 – Saját adatok: 8 adat, 1995, 1996, szept.–nov., Vasas, *Pinetum* cult., talajon (több termőtest).

Cortinarius (Tel.) hinnuleus (Sow.) Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercocarpinetum mecsekense*; Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Cortinarius (Tel.) paleaceus Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Cortinarius (Tel.) rigens (Pers. : Fr.) Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Helleboro odoro-Fagetum*.

Cortinarius (Tel.) torvus (Bull. : Fr.) Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*. – Saját adatok: 6 adat, 1994, 1995, 1996, 1998, szept.–okt., Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Helleboro odoro-Fagetum*; Vasas, *Deschampsio-Fagetum mecsekense*, talajon. A Mecsekben elterjedt, de nem túl gyakori (F).

Cortinarius arvinaceus Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Cortinarius elatior Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), vegyes erdő.

Cortinarius vitellinopes (Secr.) Schroet. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercocarpinetum mecsekense*.

Hebeloma ingratum Bruchet – 3 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Zengővárkony, *Orno-Quercetum pubescenti-cerris*.

Hebeloma radicosum (Bull. : Fr.) Ricken – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercocarpinetum mecsekense*.

Hebeloma sacchariolens Qué. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercocarpinetum mecsekense*; Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*; Zengővárkony, *Potentillo-Quercetum petraeae-cerris*.

Inocybe amethystina Kuyper – 3 – Syn.: *I. obscura* ss. Konr. et Maubl., *I. obscuroides* ss. Alassio. – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Inocybe asterospora Qué. – 3 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*. – Saját adatok: 1 adat, 1998.10.18. Vasas, *Pinetum* cult., talajon (1 termőtest).

Inocybe bongardii var. *cervicolor* (Pers. : Pers.) Henkel – 3 – Syn.: *I. cervicolor* (Pers. : Pers.) Qué. – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Inocybe calospora Qué. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercocarpinetum mecsekense*.

Inocybe cooki Bres. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercocarpinetum mecsekense*; Rimóczi (1994), Zengővárkony, *Orno-Quercetum pubescenti-cerris*.

Inocybe erubescens Blytt – 3 – Syn.: *I. patouillardii* Bres. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercocarpinetum mecsekense*, vegyes erdő.

Inocybe geophylla (Sow. : Fr.) Kummer – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercocarpinetum mecsekense*, *Helleboro odoro-Fagetum*. – Saját adatok: 1 adat, 1998.10.18. Vasas, *Pinetum* cult., talajon (1 termőtest, P).

Inocybe geophylla var. *lilacina* (Peck) Gillet – 3 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Zengővárkony, *Orno-Quercetum pubescenti-cerris*; Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Inocybe griseovelata Kuehn. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercocarpinetum mecsekense*.

Inocybe maculata Boud. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercetum petraeae-cerris mecsekense*. – Saját adatok: 2 adat, 1994.09.21., 1994.09.23. Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, talajon (2 termőtest).

Inocybe obscurobadia (Favre) Grund et Stuntz – 3 – Syn.: *I. leptocystis* Atk., *I. tenuicystidiata* Horak et Stangl. – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Inocybe praetervisa Quél. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*.

Leucocortinarius bulbiger (Alb. et Schw. : Fr.) Singer – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Pinetum* cult.; Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*. – Saját adatok: 1 adat, 1995.09.28. Vasas, *Pinetum* cult., talajon (1 termőtest, F).

Naucoria eschariodes (Fr. : Fr.) Kummer – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), vegyes erdő.

Rozites caperatus (Pers. : Fr.) Karst. – 2 – Saját adatok: 1 adat, 1994.10.15. Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, talajon (1 termőtest, F).

Elaphomycetaceae

Elaphomyces muricatus Fr. – 1 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Abaliget, *Quercus petraeae-Carpinetum praelyricum*.

Entolomataceae

Entoloma eulividum Noord. – 3 – Syn.: *E. sinuatum* (Bull. : Fr.) Kummer, *E. lividum* (Bull.) Quél. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*, *Helleboro odoro-Fagetum*; Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*. – Saját adatok: 3 adat, 1995.09.28., 1995.10.21., 1998.10.18. Vasas, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Deschampsio-Fagetum mecsekense*, *Luzulo-Quercus-Carpinetum*, talajon (3 termőtest, F).

Entoloma lampropus (Fr. : Fr.) Hesler – 3 – Saját adatok: 1 adat, 1994.09.23. Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, talajon (1 termőtest).

Entoloma placidum (Fr. : Fr.) Noord. – 3 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Entoloma sericeum (Bull. : Merat) Quél. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*, rét, legelő és útszél.

Geastraceae

Geastrum fimbriatum Fr. – 3 – Syn.: *G. sessile* (Sow.) Pouz. – Saját adatok: 1 adat, 1995.09.28. Vasas, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, talajon (1 termőtest, F).

Helvellaceae

Helvella infula Fr. : Schaeff. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercetum petraeae-cerris mecsekense*.

Hydnaceae

Hydnum repandum L. : Fr. – 4 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*. – Saját adatok: 10 adat, 1995, 1996, 1998, jún.–nov., Vasas, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Deschampsio-Fagetum mecsekense*, *Luzulo-Quercus-Carpinetum*; Árpádtető, *Helleboro odoro-Fagetum*, talajon. A Mecsek egyes részein gyakorinak tekinthető (F).

Hygrophoraceae

Camarophyllus pratensis (Pers. : Fr.) Kummer – 4 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*.

Camarophyllus virgineus (Wulf. : Fr.) Kummer – 3 – Syn.: *C. niveus* (Scop. : Fr.) Wünsche. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Helleboro odoro-Fagetum*, *Potentillo-Quercetum castanetosum*, rét, legelő és útszél; Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*; Zengővárkony, *Potentillo-Quercetum petraeae-cerris*.

Hygrocybe conica (Schaeff. : Fr.) Kummer – 4 – Syn.: *H. nigrescens* (Quél.) Kuehn., *H. pseudoconica* J. Lge., *H. riparia* Kreis. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Pinetum* cult., rét, legelő és útszél.

Hygrocybe obrussea (Fr. : Fr.) Wünsche – 3 – Syn.: *H. quieta* (Kuehn.) Singer. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*, rét, legelő és útszél.

Hygrocybe psittacina (Schaeff. : Fr.) Wünsche – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*; Rimóczi (1994), Zengővárkony, *Potentillo-Quercetum petraeae-cerris*.

Lycoperdaceae

Calvatia utriformis (Bull. : Pers.) Jaap – 4 – Syn.: *C. caelata* (Bull.) Morg. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Potentillo-Quercetum castanetosum*.

Lycoperdon molle Pers. : Pers. – 4 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Zengővárkony, *Orno-Quercetum pubescenti-cerris*. – Saját adatok: 6 adat, 1998. szept., Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Helleboro odoro-Fagetum*; Vasas, *Luzulo-Quercus-Carpinetum*, talajon (néhány termőtest alkalmanként).

Lycoperdon umbrinum Pers. : Pers. – 4 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*.

Morchellaceae

Morchella esculenta Pers. ex St. Amans – 4 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Helleboro odoro-Fagetum*.

Phallaceae

Mutinus caninus (Huds. : Pers.) Fr. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), vegyes erdő. – Saját adatok: 3 adat, 1994.09.23., 1996.09.29. Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Helleboro odoro-Fagetum*; 1995.04. Vasas, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, talajon (több termőtest, F).

Pezizaceae

Otidea onotica (Pers.) Fckl. – 3 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*.

Peziza badia Pers. ex Merat – 4 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*, *Helleboro odoro-Fagetum*.

Pluteaceae

Pluteus leoninus (Schaeff. : Fr.) Kummer – 4 – Syn.: *P. luteomarginatus* Roll., *P. sororiatius* (P. Karst.) P. Karst. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*.

Pluteus nanus (Pers. : Fr.) Kummer – 4 – Syn.: *P. satur* Kuehn. et Romagn. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Helleboro odoro-Fagetum*; Rimóczi (1994), *Orno-Quercetum pubescenti-cerris*.

Pluteus semibulbosus (Lasch : Fr.) Gill. – 4 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*.

Volvariella bombycina (Schaeff. : Fr.) Singer – 3 – Saját adatok: 1 adat, 1998.06.30. Pécs város, *Sorbuson* (1 termőtest, P, F).

Polyporaceae

Pleurotus dryinus (Pers. : Fr.) Kummer – 3 – Syn.: *P. corticatus* (Fr.) Kummer. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*.

Ramariaceae

Ramaria aurea (Schaeff. per Fr.) Quél. – 3 – Saját adatok: 1 adat, 1995.10.21. Vasas, *Deschampsio-Fagetum mecsekense*, talajon (1 termőtest, F).

Ramaria bataillei (Mre.) Corner – 3 – Saját adatok: 1 adat, 1994.09.23. Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, talajon (1 termőtest).

Ramaria botrytis (Pers. : Fr.) Ricken – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Helleboro odoro-Fagetum*. – Saját adatok: 3 adat, 1995.09.29. Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*; 1995.10.15., 1996.09.28. Vasas, *Deschampsio-Fagetum mecsekense*, talajon (3 termőtest, F).

Ramaria flava (Schaeff. : Fr.) Quél. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Helleboro odoro-Fagetum*.

Ramaria formosa (Pers. : Fr.) Quél. – 3 – Saját adatok: 2 adat, 1995.10.15., 1998.10.18. Vasas, *Deschampsio-Fagetum mecsekense*, talajon (4 termőtest, P, F).

Ramaria fumigata (Peck) Corner – 3 – Syn.: *R. fennica* (Karst.) Ricken. – Saját adatok: 1 adat, 1995.10.15. Vasas, *Deschampsio-Fagetum mecsekense*, talajon (1 termőtest).

Russulaceae

Lactarius deliciosus (L.) S. F. Gray – 2 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Pinetum cult*.

Lactarius hepaticus Plowr. in Boud. – 2 – Saját adatok: 1 adat, 1995.10.15. Vasas, *Pinetum cult*, talajon (1 termőtest).

Lactarius theiogalus (Bull. : Fr.) Gray – 2 – Syn.: *L. tabidus* Fr. ss. J. Lge. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Pinetum cult*.

Lactarius turpis (Weinm.) Fr. – 3 – Syn.: *L. necator* (Gmel. : Fr.) Pers., *L. plumbeus* (Bull. : Fr.) Gray. – Saját adatok: 1 adat, 1995.09.17. Dömörkapu, *Pinus-Betula* erdő, talajon (több termőtest).

Russula aurea Pers. – 3 – Syn.: *R. aurata* With. : Fr. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercetum petraeae-cerris mecsekense*, *Quercus-Carpinetum mecsekense*. – Saját adatok: 2 adat, 1995.09.29. Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Helleboro odoro-Fagetum*, talajon (2 termőtest).

Russula brunneoviolacea Crawsh. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*.

Sclerodermataceae

Astraeus hygrometricus (Pers.) Morgan – 4 – Saját adatok: 4 adat, 1994.09.21., 1995.09.29., 1995.10.16. Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Helleboro odoro-Fagetum*, *Piceetum cult*; 1996.10.18. Vasas, *Deschampsio-Fagetum mecsekense*, talajon (2–3 termőtest alkalmanként, P).

Scutigeraeae

Scutigera cristatus (Pers. : Fr.) Bond. et Singer – 3 – Syn.: *Albatrellus cristatus* (Schaeff. : Fr.) Kotl. et Pouz. – Saját adatok: 1 adat, 1998.10.18. Vasas, *Deschampsio-Fagetum mecsekense*, talajon (3 termőtest, P, F).

Strophariaceae

Hypholoma sublateralium (Fr.) Quél. – 4 – Syn.: *Nematoloma sublateralium* (Fr.) Karst. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*, *Quercetum petraeae-cerris mecsekense*, *Helleboro odoro-Fagetum*, vegyes erdő; Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*. – Saját adatok: 12 adat, 1994, 1995, 1996, 1998, szept.–nov., Dömörkapu, *Silva mixta* (*Quercus*, *Carpinus*, *Pinus*); Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Helleboro odoro-Fagetum*, *Quercetum petraeae-cerris*; Vasas, *Luzulo-Quercus-Carpinetum*, kordhadó tuskón, jelentős mennyiségben. A Mecsekben gyakorinak tekinthető (P).

Phaeomarasmus muricatus (Fr.) Romagn. – 2 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*.

Psilocybe inquilina (Fr. : Fr.) Bres. – 2 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*.

Stropharia aeruginosa (Curt. : Fr.) Quél. – 4 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*, *Helleboro odoro-Fagetum*. – Saját adatok: 9 adat, 1995, 1996, 1998, szept.–okt., Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Helleboro odoro-Fagetum*, *Piceetum cult.*; Vasas, *Pinetum cult.*, talajon, jelentős mennyiségben. A Mecsekben elterjedt, de nem túl gyakori (P).

Telephoraceae

Sarcodon scabrosus (Fr.) Karst. – 2 – Saját adatok: 1 adat, 1998.10.18. Vasas, *Deschampsio-Fagetum mecsekense*, talajon (5 termőtest, P, F).

Tricholomataceae

Armillaria luteovirens (A. et S. : Fr.) Gill. – 2 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*.

Clitocybe geotropa (Bull. : Fr.) Quél. – 4 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*, vegyes erdő; Rimóczi (1994), Zengővárkony, *Orno-Quercetum pubescenti-cerris*. – Saját adatok: 1 adat, 1996.09. Dömörkapu, *Silva mixta (Quercus, Carpinus, Pinus)*, talajon (1 termőtest, F).

Hygrocybe subglobispora (Orton) Moser – 3 – Saját adatok: 1 adat, 1996.09.29. Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, talajon (1 termőtest, F).

Leucopaxillus macrocephalus (Schulz.) Bohus – 3 – Irodalmi adatok: Babos (1989).

Mycena alcalina (Fr.) Kummer – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*.

Mycena aurantiomarginata (Fr.) Quél. – 3 – Syn.: *M. elegans* (Pers. : Fr.) Kummer – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*.

Mycena corticola (Pers. : Fr.) Quél. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Potentillo-Quercetum castanetosum*.

Mycena crocata (Schrad. : Fr.) Kummer – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*; Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*. – Saját adatok: 2 adat, 1995.09.17. Dömörkapu, *Silva mixta (Quercus, Carpinus, Pinus)*; 1998.09.17. Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, korhadó ágakon (néhány termőtest, P).

Mycena epipterygia (Scop.) Gray – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*. – Saját adatok: 2 adat, 1995.09.28. Vasas, *Pinetum cult.*; 1995.09.29. Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, mohás fatörzsön, csoportosan.

Mycena erubescens v. *Hoehnel* – 3 – Syn.: *M. fellea* Lge., *M. parabolica* Fr. – Saját adatok: 1 adat, 1998.09.17. Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, mohás fatörzsön.

Mycena galericulata (Scop. : Fr.) Gray – 3 – Syn.: *M. rugosa* (Fr.) Quél. – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*, *Helleboro odoro-Fagetum*.

Mycena galopoda (Pers. : Fr.) Kummer – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), vegyes erdő.

Mycena haematopoda (Pers. : Fr.) Kummer – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*.

Mycena inclinata (Fr.) Quél. – 3 – Irodalmi adatok: Rimóczi (1994), Zengővárkony, *Orno-Quercetum pubescenti-cerris*; Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*; Zengővárkony, *Potentillo-Quercetum petraeae-cerris*.

Mycena polygramma (Bull. : Fr.) Gray – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercus-Carpinetum mecsekense*, *Helleboro odoro-Fagetum*; Rimóczi (1994), Mecseknádasd, *Tilio argenteae-Quercetum petraeae-cerris*. – Saját adatok: 1 adat, 1995.11.02. Árpádtető, *Quercetum petraeae-cerris*, korhadó tölgytuskón (több termőtest, P).

Mycena stylobates (Pers. : Fr.) Kummer – 3 – Syn.: *M. clavularis* Lge., *M. dilatata* ss. Rick. – Saját adatok: 3 adat, 1998.06.14., 1998.09.05. Árpádtető, *Asperulo taurinae-Carpinetum*;

1998.09.05. Vasas, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, korhadó avaron (néhány termőtestet alkalmanként, F).

Mycena vitilis (Fr.) Quél. – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercu-Carpinetum mecsekense*.

Nyctalis asterophora Fr. – 3 – Syn.: *Asterophora lycoperdoides* (Bull.) Dittm. : Gray. – Irodalmi adatok: Babos (1989). – Sajat adatok: 3 adat, 1995.09.28., 1998.10.18. Vasas, *Asperulo taurinae-Carpinetum*, *Deschampsio-Fagetum mecsekense*; 1995.09.29. Árpádtető, *Helleboro odoro-Fagetum*, *Russula nigricans* bomló termőtestein. A jelzett időpontokban nagy mennyiségben fordult elő (F).

Omphalina pyxidata (Bull. : Fr.) Kummer – 3 – Irodalmi adatok: Vass (1978), *Quercu-Carpinetum mecsekense*.

Irodalomjegyzék

- Babos, M. (1989): Magyarország kalaposgombáinak (Agaricales s. l.) jegyzéke, I. – *Mikol. Közlem.* **1989**(1–3): 3–234.
- Breitenbach, J. & Kränzlin, F. (1981, 1986, 1991, 1995): *Fungi of Switzerland*. Bd. 1–4. – Mykologia, Luzern.
- Candusso, M. (1997): *Hygrophorus s. l.*, *Fungi Europaei* 6. – Libreria Basso, Alassio.
- Cappelli, A. (1984): *Agaricus L. : Fr. ss Karsten*, *Fungi Europaei* 1. – Bella Giovanna, Saronno.
- Hansen, L. & Knudsen, H. (eds) (1992): *Nordic Macromycetes* Vol. 2. – Nordsvamp, Copenhagen.
- Kriegelsteiner, G. J. (1991–1993): *Verbreitungsatlas der Großpilze Deutschlands*. Bd. 1–2. – Ulmer, Stuttgart.
- Michael, E. & Hennig, B. (1958–1975): *Handbuch für Pilzfreunde I–VI*. – VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Pál-Fám, F. (1998): Adatok a Mecsek hegység makroszkopikus gombáiról. – *Mikol. Közlem.* **37**(1–3): 5–28.
- Phillips, R. (1981): *Les Champignons*. – Éditions Solar, Milan.
- Rimóczi, I. (1994): Nagyombáink cönológiai és ökológiai jellemzése. – *Mikol. Közlem.* **33**(1–2): 3–180.
- Rimóczi, I. (1997): Magyarország nagyombáinak természetvédelmi helyzete és Vörös Könyvének terve. – *Mikol. Közlem.* **36**(2–3): 65–108.
- Rimóczi, I. & Vetter, J. (szerk.) (1990): *Gombahatározó I–II*. – Országos Erdészeti Egyesület Mikológiai Társasága, Budapest.
- Sarnari, M. (1998): *Monografia illustrata del genere Russula in Europa I*. – Associazione Micologica Bresadola, Trento.
- Siller, I. & Vasas, G. (1993): Védelemre javasolt magyarországi nagyombák. – *Mikol. Közlem.* **32**: 75–80.
- Siller, I. & Vasas, G. (1995): Red List of macrofungi of Hungary (revised edition). – *Studia bot. hung.* **26**: 7–14.
- Vass, A. (1978): Cönológiai és ökológiai adatok a Mecsek hegység makroszkopikus gombáinak ismeretéhez. – *Janus Pannonius Múzeum évkönyve* **22**: 13–22.

Macrofungi recommended to be protected in the Mecsek Mts

F. Pál-Fám

Dept. Botany, Univ. Horticulture and Food Industry
H-1118 Budapest, Ménesi út 44, Hungary

Abstract: The paper concerns collected and literary data about 163 macrofungi species gathered in the Mecsek Mts, recommended to be protected on the basis of the plan of the Red Data List of Hungarian Macrofungi. There are mentioned the IUCN categories of protection of the species, too.

Key words: macrofungi, Mecsek Mts, plan of the red list, collected and literary data

A fészkalj-predációs ráta térbeli változatosságának vizsgálata a Kis-Balatonon

Báldi András

MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport
1088 Budapest, Baross u. 13
E-mail: baldi@ludovika.nhmu.hu

Összefoglaló: A fészkalj-predáció alapvető fontosságú a madarak reprodukciós sikerében és a madárfajok közösséggé szerveződésében. Jelen tanulmányban a fészkalj-predációs ráta térbeli változatosságát vizsgáltam a Kis-Balaton II. tározóján kísérletes úton, mesterséges, nyitott talajon levő fészkek készítésével, melyekbe tyúktojást tettem. A fészkek a területen nagy számban előforduló fajok, például lőkésréce, fészkeire hasonlítottak. Nyolc mintaterületen lettek a fészkek kihelyezve a gát füves oldalába. Összesen a fészkek 80%-a predálódott egy nap alatt. A mintaterületek predációs rátái szignifikánsan különböztek. Négy lehetséges magyarázatot vizsgáltam meg a variabilitás magyarázatára: (1) tájszintű szegélyhatás, (2) élőhely hatása, (3) zavarás hatása, és (4) predátor-aktivitási eltérések. Az elemzés alapján az első és második hipotézist elutasítottam, a harmadikra nem szignifikáns, de trend jellegű negatív összefüggést mutattam ki a zavarás mértéke és a fészkalj-predáció között, végül a negyedik hipotézis tűnik a leginkább helytállóknak, de ennek igazolása további célirányos kutatást igényel.

Kulcsszavak: fészkalj-predáció, kísérlet, Kis-Balaton, tájökológia, természetvédelem

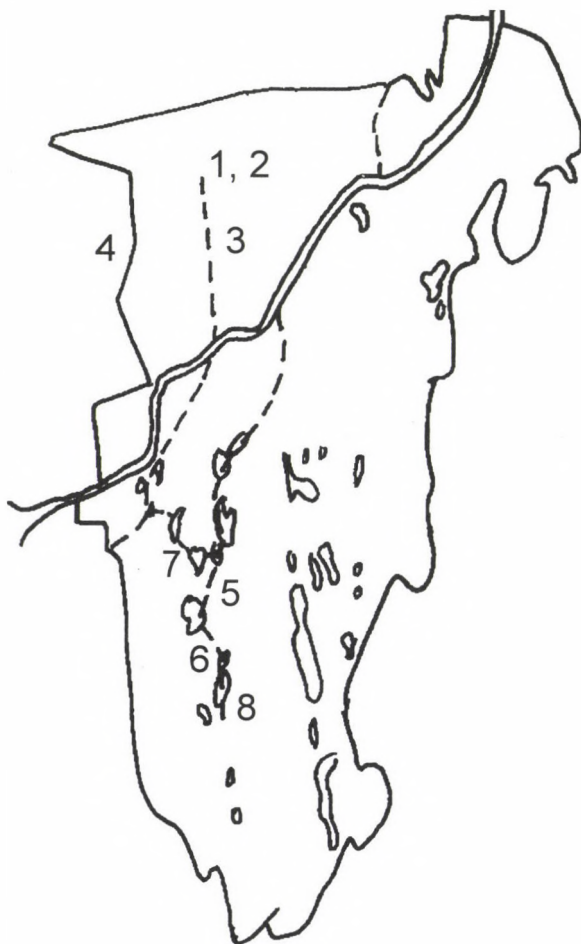
Bevezetés

A madarak reprodukciós sikerességét, életmenetét és közösségszerkezetét a fészkalj-predáció döntő mértékben befolyásolja (pl. Ricklefs 1969, Martin 1988, 1995, 1996). A fészkalj-predációról kimutatták, hogy függ a tájszerkezettől, az élőhelyszegélyektől vett távolságtól, és az élőhely fragmentáltságától (pl. Gates & Gysel 1978, Small & Hunter 1988, Andrén 1992, 1995, Paton 1994, Pasitschniak-Arts & Messier 1995, Huhta *et al.* 1996). A fragmentációs vizsgálatok (Báldi 1996) jelentős részét erdőkben végezték, alig néhány cikk szól mocsaras, illetve más vizes területekről. Hazai viszonylatban pedig, legjobb tudomásom szerint, még csak egy fészkalj-predációs vizsgálat készült, az is erdőben (Sasvári *et al.* 1995).

A vizsgálat során a célom az volt, hogy a történeti Kis-Balaton, azaz a jelenlegi II. tározó területén a fészkalj-predációt mesterséges fészkek segítségével mérjem, és a területen belüli különbségeket értelmezsem.

Vizsgálati terület és módszerek

A vizsgálati terület a Kis-Balaton II. tározója volt. Mintavételi pontok a területen található gátak oldalai voltak. Az alábbi helyeken és időben történtek a kísérletek (1. ábra): (1) az 1-es terelőtöltés vége 1997-ben, és (2) 1998-ban, (3) az 1-es terelőtöltés, a végétől számított mintegy egy km-re 1998-ban, (4) az ingói szivattyúteleptől délre eső gátszakasz 1997-ben, (5) a Hagymás-szigettől délre, illetve (6) északra eső gátak 1998-ban, (7) a Magyaros-sziget, végül (8) a Hosszú-sziget 1998-ban. A területre vonatkozó bővebb leírást lásd pl. Moskát *et al.* (1992), Báldi & Moskát (1995), Moskát & Báldi 1999.



1. ábra. A Kis-Balaton II. tározójának vázlatos térképe, rajta a mintavételi pontok 1–8 (lásd a szövegben).

A mintavételi pontokra mesterséges fészkeket helyeztem ki, melyek nyitott talajon levő fészkeket utánoztak. Ehhez a megfelelőnek vélt helyen a gátoldalban sekély mélyedést kapartam, majd egy tyúktojást (1997-ben), illetve egy tyúktojást és egy fürjtojás méretű gyurmatojást (1998) helyeztem bele (Báldi 1999). A tojások a gáton haladva nem voltak észrevehetőek, tehát az emberi beavatkozás valószínűségét elhanyagoltam. A kísérletekre májusban, a fő költési szezonban került sor. A fészkek közötti távolság legalább 20 m volt. Egy fészket akkor tekintettem predálnak, ha valamelyik tojás hiányzott, vagy valami módon károsodott. A mesterséges fészkeket már egy nap elteltével ellenőriztem, mert előzetes megfigyeléseim szerint a gátakon levő fészkek predációja kiugróan magas.

Eredmények és értékelésük

Az összes fészkekaljat figyelembe véve a napi predációs ráta 80% volt, ami igen magas érték. Ennek részben oka a kihelyezés módja, a gátoldalakat ugyanis rendszeresen kaszálják, így a fű magassága, azaz a fészkek rejtettsége csekély volt. Ráadásul a mesterséges fészkekaljak predációja általában eleve magasabb érték, mint a valódi fészkek predációja (Major & Kendal 1996). Berg (1996) például négyszer nagyobb predációs rátát kapott a nagypóling- és bíbicfészkeket utánozó mesterséges fészkek alapján, mint a valódi fészkek alapján. Ezt az aktív szülői védelem hiányával magyarázta. A mesterséges fészkekaljakkal végzett kísérletek során kapott predációs ráták alapján a valódi fészkek predációs rátáját megbecsülni nem lehet, viszont a térbeli változatosságnak, azaz a predációs ráták relatív nagyságának kimutatására alkalmas (pl. Paton 1994, Berg 1996).

Vizsgálatomban a nyolc mintavétel során a predációs ráták igen jelentős változatosságot mutattak (G-homogenitás teszt, Williams-féle korrekcióval (Fowler & Cohen 1995): $G_{\text{kor}} = 46,073$; szabadsági fokok száma = 7; $p < 0,01$) (1. táblázat). E változatosság magyarázatára a következő lehetséges hipotéziseket vizsgáltam meg:

- (1) tájszintű szegélyhatás, azaz a predációs ráták különbözőek a II. tározó szélén, illetve belsejében levő gátakon;
- (2) élőhely hatása a mintavételi pontnál, azaz a predáció függése a kihelyezett fészkek melletti növényzettől és vízborítottságtól;
- (3) zavarás hatása, azaz mennyire változik a predáció az adott gátszakasz forgalmától;
- (4) predátor-aktivitási variancia a mintavételi pontnál, azaz az adott mintavételi pontnál feltételezhető-e olyan predáció, amely a többi helyen kevésbé jelentkezhet.

Az általános elképzelés szerint az élőhelyszegélyekben a fészkekalj-predáció nagyobb, mint a belső élőhelyeken (Paton 1994), bár a vizsgálatokban sokféle kí-

1. táblázat. A mesterséges fészkaljak kihelyezésének helyei, és éve a Kis-Balaton II. tározóján.
Table 1. Sample plots and years of artificial open ground nests at the reservoir II of Kis-Balaton.

Mintavételi helyek / Sample plots	Fészkaljak száma / Number of nests	Predált fészkaljak aránya (%) / Percent of nests predated
1-es terelőtöltés vége, 1997	25	100
1-es terelőtöltés vége, 1998	10	100
1-es terelőtöltés vége előtt 1 km-rel, 1998	10	70
ingói szivattyúteleptől délre, 1997	25	92
Hagymás-szigettől délre, 1998	10	80
Hagymás-szigettől északra, 1998	10	10
Magyaros-sziget, 1998	10	40
Magyaros-sziget, 1998	10	100

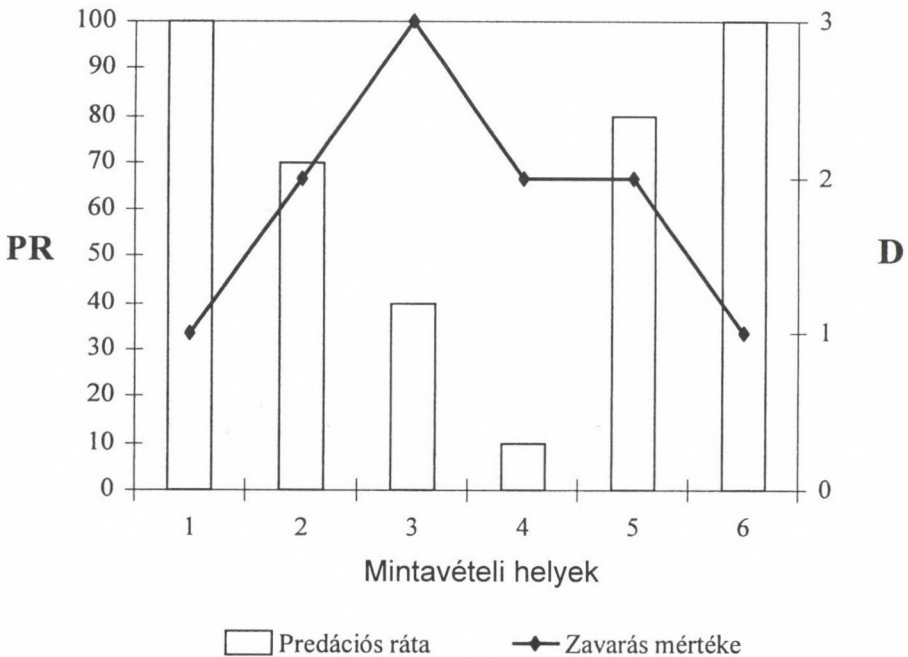
sérleti elrendezést használtak, ami megnehezíti az eredmények interpretálását. Az 1996-os kis-balatoni vizsgálatban a 25–25 fészkaljat az ingói gátra a tározó szélén, és az 1-es terelőtöltésre, a tározó közepére, helyeztem ki (1. ábra). Az elvárások ellenére a predációban nem találtam különbséget (G-homogenitás teszt, Williams-féle korrekcióval: $G_{\text{kor}} = 0,083$; szabadsági fokok száma = 1; NS). Ennek a feltételezhető oka, hogy a vizsgálatok túlnyomó részét, amikre az általános elképzelést alapozták, erdőkben végezték. Mocsaras területek esetében Berg *et al.* (1992), Picman *et al.* (1993) és Rogers (1994) nem talált szegélyfüggő predációt, Pasitschniak-Arts & Messier (1996) pedig a vizsgált élőhelyfolt méretétől függően mutatott ki szegélyhatást a predációban. Valószínűleg más, nagyobb jelentőségű tényezők elfedik a szegélyek hatását. Jobin & Picman (1997) szerint ez a faktor a vízmélység. E hipotézist vizsgáltam a következő pontban.

Az élőhelytípust a mintavételi pontok körül aszerint kategorizáltam, hogy egy szigeten átvívó út mellett voltak-e a fészkek kihelyezve, azaz szárazföld volt-e a fészkek körzetében, gyepterítással, vagy a gát mellett vízben álló nádas volt. Az előzetes elvárások szerint a vízmélység a predációs veszélyt csökkentheti (Picman *et al.* 1993, Jobin & Picman 1997). Az elemzésbe az 1997-es mintavételeket vettem be. A négy elárasztott mintavételi ponton a predációs ráta átlaga 6,5, a két szigeti ponton 7,0 volt. A kis mintaelemszám miatt statisztikai próbát nem lehetett végezni, a különbség azonban valószínűleg elhanyagolható, figyelembe véve a kategóriákon belüli varianciát.

Az emberi zavarás hatását az 1-es terelőtöltés végétől a Hosszú-sziget végéig húzódó „tengely” mentén vizsgáltam. A tengely két végén a gátak vakon végződnek, emiatt az emberi zavarás és jelenlét minimális, a közepe viszonylag gyakrabban használt útvonal (1. ábra). A zavarás mértékét önkényesen kategorizáltam, 1-es értéket kapott a legkisebb zavarás, 3-t a legnagyobb. A fészkaljak predációja az emberi jelenléttel fordítottan változott, ahol kicsi volt a zavarás, na-

gyobb predációs rátát találtam, bár a korreláció a kis mintaszám miatt nem szignifikáns (Kendall-tau rangkorreláció, $\tau = -0,725$, $n = 6$, NS) (2. ábra). Liker & Székely (1997) nem találtak eltérést bíbic (*Vanellus vanellus*) fészkek predációjában földutaktól, azaz zavarástól vett távolság függvényében. Esetünkben azonban az út és a kihelyezett fészkek távolsága jóval kisebb (mindössze 2–3 m) volt, mint Liker és Székely vizsgálatában, mely különbség az eltérést magyarázhatja.

A negyedik hipotézist, a predátorok egyes mintavételi pontoknál tanúsított eltérő prezenciáját és aktivitását közvetlenül nem tudtam vizsgálni. Számos jel szerint azonban e kis térléptékű variancia lehet felelős az eredmények sokféleségeért. Az 1-es terelőtöltés végénél talált 100%-os predációs ráta például nagy valószínűséggel a közeli gémtelep lakóinak tudható be, akiket nagy számban lehetett a vizsgált gátszakaszon megfigyelni. Esetenként 50–60 nagyköcsag (*Egretta alba*) és szürke gém (*Ardea cinerea*) tartózkodott a gáton. A tojánhéjmaradványok is megerősítik ezt az elképzelést, jelentős részük ugyanis a tojás két átellenes oldalán is lyukas volt, ami a hosszú csőrrel történt predációra utal. Rönkä & Koivula (1997) mesterséges partmadár-fészkek predációjára során hasonló megfigyelést tett, a predációs ráta nem a mintavételi hely földrajzi tulajdonságaitól függött, hanem attól, hogy a fő predátor, a viharsirály (*Larus canus*) kolóniája milyen távolságban volt. A Hagymás-szigettől délre levő mintavételi ponton a pre-



2. ábra. A fészkealj-predáció függése az emberi zavarástól. A zavarás mértékének önkényesen adott értékeit. PR: Predációs ráta, D: disztribúcia (zavarás) mértéke.

dációt a gátoldalban böngésző 3 szürkevarjú (*Corvus corone cornix*) okozta, tehát ismét csak a helyi predátorok eseti predációja alakította ki a megfigyelt fészekalj-pusztulást.

Valószínű, hogy jelentős varianciát okozott az eredményekben egy, vagy egyféle predátor aktivitása. Ha ugyanis egy predátor „rááll” a mesterséges fészekalj keresésére, akkor egy mintavételi ponton több fészket is kifoszthat, de az így kapott predációs ráta nem feltétlenül jellemzi az adott területet. Valójában a mesterséges fészekalj közötti távolság növelésével ezt a hibaforrást csökkenteni lehetett volna, de akkor viszont a mintaelemszám túl kicsi lett volna, mivel nem ért volna el megfelelő számú mesterséges fészkek egyes mintavételi gátszakaszokon.

A fenti, előzetesnek tekinthető eredmények fényében más, célirányosabb kísérleti elrendezésben, több mesterséges fészkekkel az emberi jelenlét predátorokra gyakorolt kedvezőtlen hatása, és a kis térskálán érvényesülő predációs variancia vizsgálható.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönöm Antonovics Dániel és Molnár Miklós terepi segítségét, valamint a Balaton-felvidéki Nemzeti Park kutatási engedélyét. A munka elvégzését az OTKA F/19737 pályázat, és a Kis-Balaton Madártani Monitorozása program tette lehetővé.

Irodalomjegyzék

- Andrén, H. (1992): Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. – *Ecology* **73**: 794–804.
- Andrén, H. (1995): *Effects of landscape composition on predation rates at habitat edges*. – In: Hansson, L., Fahrig, L. & Merriam, G. (eds): *Mosaic landscapes and ecological processes*. Chapman & Hall, London, pp. 225–255.
- Báldi, A. (1996): Élőhelyek fragmentálódásának hatása állatközösségekre. – *Természetvédelmi Közlem.* **3–4**: 103–112.
- Báldi, A. (1999): A fészekalj-predáció jelentősége, valamint kísérletes vizsgálatának előnyei, hátrányai és módszertana. – *Ornis Hung.* **8–9** (in press)
- Báldi, A. & Moskát, C. (1995): *Effect of reed burning and cutting on breeding birds*. – In: Bissonette, J. A. & Krausman, P. R. (eds): *Integrating People and Wildlife for a Sustainable Future*. Proceedings of the first International Wildlife Management Congress. The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA, pp. 637–642.
- Berg, A. (1996): Predation on artificial, solitary and aggregated wader nests on farmland. – *Oecologia* **107**: 343–346.
- Berg, A., Nilsson, S. G. & Boström, U. (1992): Predation on artificial wader nests on large and small bogs along a south-north gradient. – *Ornis Scand.* **23**: 13–16.
- Fowler, J. & Cohen, L. (1995): *Statistics for ornithologists*. – British Trust for Ornithology, Thetford, UK, 150 pp.

- Gates, J. E. & Gysel, L. W. (1978): Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. – *Ecology* **59**: 871–883.
- Huhta, E., Mappes, T. & Jokimäki, J. (1996): Predation on artificial ground nests in relation to forest fragmentation, agricultural land and habitat structure. – *Ecography* **19**: 85–91.
- Jobin, B. & Picman, J. (1997): Factors affecting predation on artificial nests in marshes. – *J. Wildl. Manage.* **61**: 792–800.
- Liker, A. & Székely, T. (1997): The impact of grazing and road use on hatching success of Lapwings (*Vanellus vanellus*). *Acta zool. hung.* **43**: 85–92.
- 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.
- Martin, T. E. (1988): Processes organizing open-nesting bird assemblages: competition or nest predation? – *Evolut. Ecol.* **2**: 37–50.
- Martin, T. E. (1995): Avian life history evolution in relation to nest sites, nest predation, and food. – *Ecol. Monogr.* **65**: 101–127.
- Martin, T. E. (1996): Fitness costs of resource overlap among coexisting bird species. – *Nature* **380**: 338–340.
- Moskát, C. & Báldi, A. (1999): The importance of edge effect in line transect censuses applied in marshland habitat. – *Ornis Fenn.* **76**: 33–40.
- Moskát, C., Waliczky, Z. & Báldi, A. (1992): Dispersion and association of some marshland-nesting birds: a matter of scale. – *Acta zool. hung.* **38**: 47–62.
- Pasitschniak-Arts, M. & Messier, F. (1995): Risk of predation on waterfowl nests in the Canadian prairies: effects of habitat edges and agricultural practices. – *Oikos* **73**: 347–355.
- Pasitschniak-Arts, M. & Messier, F. (1996): Predation on artificial duck nests in a fragmented prairie landscape. – *Écoscience* **3**: 436–441.
- Paton, P. W. C. (1994): The effect of edge on avian nest success: how strong is the evidence? – *Conserv. Biol.* **8**: 17–26.
- Picman, J., Milks, M. L. & Leptich, M. (1993): Patterns of predation on passerine nests in marshes: effects of water depth and distance from edge. – *Auk* **110**: 89–94.
- Ricklefs, R. E. (1969): An analysis of nesting mortality in birds. – *Smithsonian Contributions to Zoology* **9**: 1–48.
- Rogers, C. M. (1994): Avian nest success, brood parasitism and edge-independent reproduction in an Alaskan wetland. – *J. Field Ornithol.* **65**: 433–440.
- Rönkä, A. & Koivula, K. (1997): Effect of shore width on the predation rate of artificial water nests. – *Ibis* **139**: 405–407.
- Sasvári, L., Csörgő, T. & Hahn, I. (1995): Bird nest predation and breeding density in primordial and man-made habitats. – *Folia Zool.* **44**: 305–314.
- Small, M. F. & Hunter, M. L. (1988): Forest fragmentation and avian nest predation in forested landscapes. – *Oecologia* **76**: 62–64.

Spatial variations of nest predation rate in the Kis-Balaton reservoir

A. Báldi

Animal Ecology Research Group of the Hungarian Academy of Sciences
and the Hungarian Natural History Museum
H-1088 Budapest, Baross u. 13, Hungary

Abstract: Nest predation has crucial impacts on bird reproductive success and on the assembly of bird communities. I studied spatial variations in predation rates of artificial open ground nests, containing 1 brown chicken egg in the Kis-Balaton reservoir II. The nests resembled to natural nests of *e.g.* Mallard (*Anas platyrhynchos*), an abundant breeder in the area. Nests were placed out in 8 sites into the grassy dike side. There was a total loss of 80% over one day. I evaluated four possible explanations: (1) edge effect at the landscape level, (2) effect of habitat, (3) effect of disturbance, and (4) effect of local predator activity. I rejected the first two hypothesis, found a negative, although not significant correlation between disturbance and nest predation rate. It seems that the 4th hypothesis explains most of the variations, however, more detailed studies are required to improve it.

Key words: nest predation, experiment, Kis-Balaton, landscape ecology, nature conservation

Viselkedésbiológiai kutatások természetvédelmi alkalmazásának lehetőségei

Barta Zoltán¹ & Liker András²

¹*Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék
Viselkedésökológiai Kutatócsoport*

4010 Debrecen; e-mail: zbarta@dragon.klte.hu

²*Szent István Egyetem, ÁOTK, Ökológiai Tanszék, Viselkedésbiológiai Kutatócsoport
1077 Budapest, Rottenbiller u. 50; e-mail: aliker@mail.univet.hu*

Összefoglaló: A viselkedésbiológia és a konzervációbiológia napjaink egyedfeletti biológiájának legdinamikusabban fejlődő területei közé tartoznak. E cikkben áttekintjük a közöttük már kialakult és még feltáratlan együttműködési területeket, és javaslatokat teszünk olyan véleményünk szerint hazánkban is megindítható viselkedésbiológiai kutatásokra melyek eredményeit a hazai természetvédelem is felhasználhatja.

Kulcsszavak: állati viselkedés, konzervációbiológia, természetvédelem, viselkedésbiológia, viselkedésökológia

Bevezetés

A viselkedésbiológia, és azon belül is a viselkedésökológia napjaink egyik legdinamikusabban fejlődő tudományága a szupraindividuális biológián belül. Ezt alátámasztják a tudományterület közelmúltban tartott nagy sikerű, nagyszámú kutatót vonzó konferenciái is (pl. 25. Nemzetközi Etológiai Kongresszus, Bécs 1997, 1000 fő feletti résztvevő; 7. Nemzetközi Viselkedésökológiai Kongresszus, Monterey 1998, 800 fő feletti résztvevő). Ennek a lassulás jeleit egyelőre nem mutató fejlődésnek az egyik folyamánya, hogy az egyre kiterjedtebb viselkedési alapkutatások számos alkalmazott kutatási területnek nyújthatnak segítséget problémáik, feladataik megoldásában. Egy ilyen, fontos és napjainkra mind fontosabbá váló alkalmazott biológiai tudományág a konzervációbiológia.

A viselkedésbiológia és a konzervációbiológia közötti kapcsolat már kialakulásuktól kezdve igen szorosnak mondható. Ez korábban főleg annak volt köszönhető, hogy a legtöbb terepen dolgozó viselkedésbiológus sok időt tölt vizsgálati alanyainak megfigyelésével, melynek során mintegy „melléktermékként” a vizsgált faj státusának, ökológiájának és életmódjának szakértőjévé válik, amely tudás hasznosan kamatoztatható az adott faj populációinak védelmében. E szoros és mondhatni informális kapcsolat ellenére a két tudományterület közötti tudatos kapcsolatfelvétel azonban még viszonylag gyér. Tudatos kapcsolatnak nevezhetjük azokat az erőfeszítéseket, amikor egy konzervációbiológiai problémát viselkedésbiológiai eszközökkel oldanak meg.

Cikkünkben a konzerváció- és viselkedésbiológia közötti, az előbbieket szerinti tudatos kapcsolatok lehetőségét, a viselkedési kutatásokkal megoldható természetvédelmi problémák lehetséges körét vázoljuk. A cikk megírása során a természetvédelemben járatos olvasó lebegett a szemünk előtt, ezért a viselkedésbiológia ismertetésére helyezük a nagyobb hangsúlyt. Először áttekintjük a viselkedésbiológiát mint tudományterületet, fő kérdéseit és történetét. Utána, főként Sutherland (1998) áttekintésére támaszkodva, példák során keresztül vázoljuk azon ígéretes területeket ahol a viselkedési kutatások hozzájárulhatnak egy faj hatékonyabb védelméhez. A cikk megírásával két nem titkolt célunk volt: egyrészt fel akarjuk hívni a hazai konzervációbiológusok figyelmét a viselkedési kutatások természetvédelmi jelentőségére, másrészt lökést szeretnénk adni annak, hogy a határainkon túl már elindult természetvédelmi célú viselkedési kutatások hazánkban is erőre kapjanak.

A viselkedésbiológia

Egy tudományterület meghatározásához elsőként is meg kell adni témájának definícióját. Mi is az a viselkedés? Általánosságban elmondható, hogy viselkedésnek nevezhetünk minden az egyedekhez mint egész egységhez köthető jellegzet, tulajdonságot (a „whole animal” megközelítés, Manning & Dawkins 1992). Ilyen jellegekre példa a közhasználatúan is viselkedésnek nevezett jelenségek, pl. táplálkozás, fészeképítés vagy párzási viselkedés. Ide tartoznak azonban olyan, köznapi értelemben viselkedésnek nem tekintett tulajdonságok is, mint például a pávafarok hosszúsága, a paradicsommadár tollzatának pompája, a verebek torokfoltjának mérete (pontosabban ezen morfológiai jellegek kifejtésére tett erőfeszítések), vagy éppen olyan tulajdonságok, amelyek például nem is láthatók, mint a dominanciasorban elfoglalt rang. Fontos látni, hogy a viselkedés mint fogalom nemcsak a hozzá szorosabban kötődő állatok esetében használható, hiszen a növényeknek is rengeteg olyan tulajdonsága van, ami a fenti definíció szerint viselkedésnek tekinthető. Gondoljunk csak a virágok szimmetriájára, nektártermelésére, a növények életmenetére vagy a magok dormanciájára. Nem viselkedés viszont a más szerveződési szinthez köthető tulajdonságok, például szaporodási ráta, elterjedési terület (populációk) vagy a többsejt élőlény egyetlen sejtjének válasza egy hormon hatására (egyed alatti szint).

A viselkedésbiológia tehát nem más, mint az előbbieken definiált viselkedés kutatásának tudománya, amelynek fő kérdése: miért viselkednek úgy az élőlények, ahogy viselkednek? Nézzünk egy tipikus kérdést: miért énekelnek tavasszal a madarak? E kérdés többféleképpen, több szempont alapján is megválaszolható. A viselkedésbiológia vizsgálódásának szempontjait Tinbergen (1963) után két fő csoportra, ún. proximális és ultimális kérdésekre, illetve ezeken belül

1. táblázat. A viselkedésbiológiai kutatások felosztása Tinbergen (1963) után.

A kutatás típusa	A kutatás célja	
	Okok vizsgálata	Történetiség vizsgálata
Proximális vizsgálat	A viselkedést produkáló mechanizmus	A viselkedés egyedfejlődése
Ultimális vizsgálat	A viselkedés funkciója	A viselkedés törzsfjlődése

két-két alcsoportra: az okokat és a történetiséget vizsgáló kérdések körére bontjuk (1. táblázat). Ha proximális kérdést teszünk fel, akkor arra vagyunk kíváncsiak, hogyan jelenik meg, illetve fejlődik ki egy adott viselkedés az egyedben rejlő különböző, genetikai, egyedfejlődési, élettani, idegrendszeri vagy pszichológiai (tanulási) mechanizmusok működése révén. A madarak énekénél maradvá proximális válaszok lehetnek a következők: a nappalok hosszabbodásával a hímekben növekszik a tesztoszteron szintje, ami kiváltja az éneklést, vagy a madáragy ún. HVC magjának aktivitása készletit éneklésre a hímeket (Catchpole 1980). E megközelítések a proximális okokra világítanak rá. Ellenben ha azt vizsgáljuk, hogy a madárfiókának mikor, milyen hatásban kell részesülniük az énekléshez való eljutásig (pl. egyes fajok fiókái csak a kikelés utáni első hatvan nap alatt képesek a fajra jellemző éneket megtanulni), akkor a proximális történetiséget, a viselkedés egyedfejlődését tanulmányozzuk (Slater 1989).

A vizsgálódások másik fő csoportja az ultimális kérdések köre. Ez esetben egyrészt arra vagyunk kíváncsiak, hogy az előbbi proximális mechanizmusok működése révén megjelent viselkedések miért jelennek meg, mi megjelenésük célja, funkciója. Másrészt érdekel bennünket, hogy az adott funkció hogyan alakult ki, mindig a most tapasztalt funkció volt-e az adott viselkedés célja, vagy az változott a törzsfjlődés folyamán? Egy adott viselkedés, például a madárének megjelenése mindig valamilyen, az állat számára korlátozottan rendelkezésre álló forrás (pl. energia, idő) felhasználását jelenti. Emiatt várható, hogy egy viselkedés, még ha csak minimálisan is, de hatással van az egyed túlélésére, szaporodási sikerére és ezen keresztül arra, hogy az egyed génjei milyen arányban kerülnek be a következő generációba. Ha egy viselkedés segíti az egyed túlélését és/vagy szaporodását, akkor ezen egyed génjei a természetes szelekció révén elterjedhetnek a populációban. Ha az előbbiekkal ellentétben a viselkedés hatására az egyed túlélése és/vagy szaporodási sikere csökken, akkor várható, hogy a viselkedést végrehajtó egyed génjei eltűnnek, kiszelektálódnak a populációból. Mivel a legtöbb viselkedésbeni változatosság mögött legalább részben genetikai változatosság áll, hosszú távon csak azok a viselkedési elemek maradhatnak fent, amelyek segítik az egyed túlélését és/vagy szaporodását, vagyis génjeinek továbbadását. Ezen érvelés alapján tekinthetjük minden viselkedés végső okának vagy funkció-

jának – első megközelítésben – az egyedek túlélésének és/vagy szaporodási sikerének, röviden fitnesszének maximalizálását. Ultimális kérdések megválaszolásánál arra vagyunk kíváncsiak, hogy az adott viselkedés milyen szerepet játszik, mi a funkciója a fitnessz maximalizálásában.

Példánkra visszatérve, a „miért énekelnek a madarak” kérdésre adható triviális ultimális válasz: azért, mert ez maximalizálja az egyedek szaporodási sikerét. Ennél érdekesebb válaszokhoz vezet annak boncolgatása, hogyan járul hozzá az éneklés a szaporodási siker növeléséhez, mi a funkciója ebben? E kérdésre számos vizsgálat keresett választ. Az eredmények egyik csoportja arra utal, hogy az ének a territóriumok elfoglalásában, megtartásában segíti a hímeket (pl. Krebs *et al.* 1978). A vizsgálatok másik része pedig azt valószínűsíti, hogy az éneknek a tojók figyelmének felkeltésében van szerepe (pl. Catchpole *et al.* 1984). Ezek természetesen nem egymást kizáró hipotézisek, sőt valószínű, hogy az ének a hímek általános minőségjelzéseként funkcionál, amit azután figyelembe vesznek mind a rivális hímek, mind a párt választó tojók.

Miért fontos ennyire pontos különbséget tenni a viselkedésbiológia vizsgálati szempontjai között? A felosztás a vizsgálatok hatékonyságát és a tisztánlátást szolgálja. Ha tisztában vagyunk azzal, hogy egy kérdésre több egymással egyenértékű válasz is adható, akkor nem kezdünk el vitázni azon például, hogy vajon a tesztoszteron szint emelkedése miatt énekelnek a madarak, vagy mert ez segít a párszerzésben. Láttuk, hogy mind a kettő lehet helyes válasz. A másik fontos tényező, ami miatt a felosztás jelentőséggel bír az az, hogy történetileg e mentén definiálhatjuk a viselkedésbiológia két legfontosabb rész tudományát, a főként proximális kérdésekkel foglalkozó etológiát és az ultimális problémákat vizsgáló viselkedésökológiát (e szétválás azonban ma már kevésbé éles).

A viselkedésbiológia eredete, mint általában a szupraindividuális biológia több ágának (pl. ökológia, biogeográfia stb.) eredete is egészen Charles Darwinig nyúlik vissza. Darwin fő művében a „Fajok eredetét”-ben (Darwin 1859) egy teljes fejezetet szentelt a viselkedésnek. Később pedig egy teljes könyvben foglalkozik vele (Darwin 1872). Utána már csak e század harmincas éveitől beszélhetünk viselkedésbiológiai kutatásokról. Ez időben kezdett el az osztrák Konrad Lorenz, a holland Niko Tinbergen és a német Karl von Frisch viselkedésbiológiai tanulmányokat folytatni. Tevékenységük mindenki által jól ismert, munkásságukat 1973-ban jutalmazták Nobel-díjjal. A viselkedésbiológia két fő részterülete szétválásának kezdete a hatvanas évek végére, hetvenes évek elejére tehető, bár a viselkedésökológiai gondolkozás már R. Fishernek az ivararányról a harmincas években írott munkájában is feltűnik (Fisher 1930). A viselkedésökológia kialakulását olyan nevek kísérik, mint W. D. Hamilton (rokonszelekció, inkluzív fitness; 1964), G. C. Williams (1966), R. Dawkins (1976) (egyed- és génszelekció) és J. Maynard Smith (evolúciósan stabil stratégiák; 1982). A viselkedésökológia két könyv megjelenésével válik „hivatalossá”. Az egyik könyv E. O. Wilsonnak

nagy vihart kiváltott műve, a *Sociobiology* (Wilson 1975), míg a másik a J. R. Krebs és N. B. Davies által szerkesztett *Behavioural Ecology* volt (Krebs & Davies 1978). Innen kezdve az etológia és a viselkedésökológia majd két évtizedig különváltan fejlődött, de napjainkra egyre inkább nyilvánvalóvá vált, hogy ez a különállás tovább nem tartható fent és megkezdődött a két valójában komplexen területek közötti közeledése.

Viselkedésbiológiai kutatások a természetvédelemben

A következőkben néhány olyan konzervációbiológiai területet tekintünk át, ahol a viselkedésbiológiai kutatások jelentős segítséget nyújthatnak a veszélyeztetett fajok természetes körülmények között történő megőrzéséhez, fogságban való tenyésztéséhez, vagy visszavádításához. Célunk elsősorban azoknak a kapcsolódási pontoknak az összegyűjtése volt, ahol a két terület kooperációjának előnye mára már nyilvánvalóvá vált. Véleményünk szerint ezek között több olyan kutatási irány is található, amelyekhez a hazai viselkedésbiológiai és természetvédelmi projektek sikerrel csatlakozhatnak.

Proximális viselkedési vizsgálatok a természetvédelemben

Először néhány, a mechanizmusokra összpontosító, proximális vizsgálat hasznosíthatóságát tekintjük át.

A természetvédelemben talán legfontosabb szerepe az állati tanulás tanulmányozásának van. A tanulási folyamatok módosítása, illetve új ismeretek elsajátíttatása révén a védelmi szempontok számára kedvező irányba terelhetjük az állatok viselkedését. Ezen vizsgálatok egyik fontos felhasználási területe lehet a ragadozók nemkívánatos zsákmányszerzésének felszámolása. Madaraknál például számos eset ismert, amikor valamely szigorúan védett faj fészekaljját valamely kevésbé vagy egyáltalán nem védett ragadozó pusztítja el. A predációs nyomás csökkentésének egyik legegyszerűbb módja lehet a ragadozó kiirtása. Ez azonban sokszor nem hatékony és egyre gyakrabban etikai kérdéseket is felvet. Megoldás lehet a ragadozókat megtanítani a védendő faj tojásainak, fiókáinak elkerülésére. Avery és Decker (1994) sikerrel bírta rá az észak-amerikai varjakat (*Corvus ossifragus*) arra, hogy felhagyjanak a tojások fogyasztásával úgy, hogy sok rossz ízű vegyi anyaggal kezelt tojást helyeztek el a vizsgálati területen. Cowan és munkatársai (in press) szintén sikerrel riasztottak el fogságban tartott rókákat (*Vulpes vulpes*) a fácánok (*Phasianus colchicus*) fogyasztásától ösztradiol-tartalmú fácánhús adásával. A rókák néhány órával a rossz ízű hús elfogyasztása után már fogyasztották megszokott eledelüket, viszont a kezeletlen fácánhúshoz még egy év elteltével sem nyúltak. Sajnos a módszer terepi tesztelése nem hozott ilyen egyértelmű eredményeket (Cowan *et al.* in press), ami viszont a ragadozók tanu-

lásának további vizsgálata fontosságára hívja fel a figyelmet. Érdekeséggéppen megemlíthető, hogy Indiában elektromos emberi bábukkal csökkentették a tigrisek (*Panthera tigris*) emberekre irányuló ragadozását (Sanyal 1987).

A fogságban szaporított és ott felnevelt állatok szabadon bocsátási problémái is a tanulás vizsgálatának fontosságára hívják fel a figyelmet. Sok esetben a szabadon bocsátott állatok azért nem maradnak életben és szaporodnak, mert nincsenek tisztában a környezetük veszélyeivel, vagy nem ismerik fel a megfelelő táplálékot (pl. Beck *et al.* 1994). Mindez azért jelent számukra problémát, mert ezeket az ismereteket szüleiktől, csapattársaiktól tanulják meg. Hogyan lehet ezen fajok egyedeit ezekre az ismeretekre megtanítani? Néha meglepő ötletek alkalmazása vezet célra. Egy trópusi állatfaj, a bolyhos nyúlkenguru (*Lagorhestes hirsutus*) esetében például vízipisztolyt használtak a tipikus ragadozók elkerülésének megtanítására: a ragadozó kitömött makettjének megjelenésekor lelocsolták az állatokat, akik hamarosan meneküléssel válaszoltak a ragadozó felbukkanására (McLean *et al.* 1994). Szintén e fajnál mutatták ki, hogy a ketrecek mérete nagy mértékben meghatározta azt a távolságot, amelyre később a szabadon bocsátott állat menekült valamilyen zavarás hatására. Az igen ritka lármás darvak (*Grus americana*) esetében daruruhába öltözött emberek segítettek a szabadon engedett fiatal darvaknak a környezet veszélyeinek elsajátításában, illetve a megfelelő szociális magatartási elemek megtanulásában. Mindezek során magnetonról visszajátszott riasztó és kontaktusteremtő hangokat is használtak. A szabadon eresztés sikeres volt: a fiatalok csatlakoztak vad társaikhoz és részt vettek a vándorlásban (Horwich 1989).

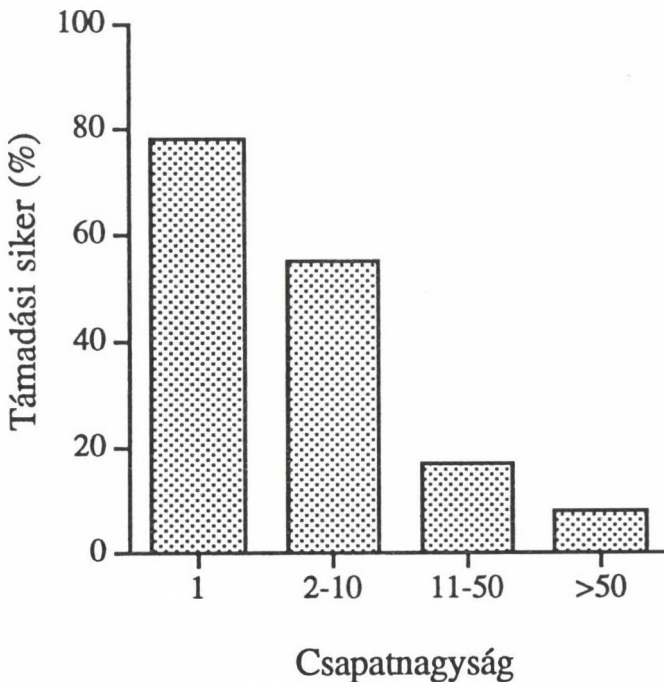
Kis populációk védelme

A természetvédelem egyik sarokkövének tekinthetjük azon állítást, miszerint az erősen lecsökkent méretű populációk sokkal könnyebben kerülnek a kihalás szélére, illetve tűnnek el, mint a nagy populációk. Ebben számos tényező szerepet játszhat, amelyek közül a legismertebb a kis populációkra jellemző lecsökkent genetikai változatosság, ami csökkenti a populáció alkalmazkodóképességét, valamint a demográfiai és környezeti ingadozások hatásának fokozott érvényesülése (Caughley 1994). Kevésbé közismert, hogy számos egyedi viselkedési jelleg is növelheti a kis populációk kihalásának esélyét. A következőkben – a teljesség igénye nélkül – megpróbálunk néhány olyan viselkedési jelleget bemutatni, amelyek jelentősen növelhetik a fajok kihalási esélyeit lecsökkent populációméret esetén.

Az eddigi vizsgálatok alapján különösen veszélyeztetettnek tekinthetők a csapatosan élő fajok populációi. E fajok esetében általánosan felteszik, hogy az egyedek valamilyen egyedi előny miatt élnek csapatosan (Alexander 1974). Ezen előnyök közé tartozik a hatékonyabb védelem a ragadozók ellen (pl. megnövekedett éberség, a társak közötti megbújás vagy a ragadozó közös elriasztása révén;

Wittenberger & Hunt 1985), vagy a hatékonyabb táplálékkeresés (pl. szociális tanulás, közös vadászat vagy információmegosztás révén; Ward & Zahavi 1973). A csapatos életmódból származó előnyök általában a csapatnagysággal nőnek (1. ábra). Ha a csapatosan élő fajok egyedei erősen támaszkodnak a csoportosságból származó előnyökre – azaz képtelenek viselkedésük megváltoztatásával reagálni a csapatnagyság csökkenésére – akkor a populáció egyedszámcsökkenésével szükségszerűen a csapatossággal járó előnyök csökkenése is sújtja őket. Ezek miatt csökkenhet például a ragadozók felderítésének, vagy a táplálék megtalálásának hatékonysága, amelyek azután jelentősen növelik a még megmaradt populáció eltűnésének esélyét.

A telepesen fészkelő madárfajokra szintén állnak az előbbiek két további kiegészítéssel. Először is, a telepek méretének csökkenésével csökken egyes hosszú életű madárfajok egyedeinek lehetősége a rendelkezésre álló élőhely minőségének feltérképezésére, a már költő egyedek reprodukív sikerének vizsgálata által („prospecting”, Boulinier *et al.* 1996). Ennek következményeként az új pároknak kevesebb információ alapján kell fészkelőhelyet választaniuk, ami csökkentheti a sikeres szaporodás esélyét. Felteszik továbbá, hogy a telepes fajok



1. ábra. A héja (*Accipiter gentilis*) támadásainak sikeressége rohamosan csökken a galambcsapat (*Columba palumbus*) nagyságának növekedésével (Kenward 1978 után).

esetében az egyedek tömeges jelenléte serkenti a reprodukciós folyamatokat: pl. növeli a telepen való megtelepedés esélyét, illetve növeli a korai költéskezdés esélyét. Az pedig madaraknál közismert, hogy a korai fészkelők általában sikeresebbek, mint a fészkelési időszak későbbi részében rakott fészkek. Ezek alapján a csoportos és telepesen szaporodó fajok állománycsökkenését különös gonddal kell kezelni. További kutatásokat igényel viszont még annak kiderítése, hogy a csoportos életmódú fajok egyedei mennyire támaszkodnak a csoportosságból származó előnyökre és mennyire képesek azokat kompenzálni, ha magányosan kell élniük. A kompenzáció lehetőségére utal az, hogy például az amerikai szirtifecskenél (*Hirundo pyrrhonota*) nem találtak a telepméret növekedésével szaporodási siker növekedést; ellene szól viszont, hogy a különböző méretű telepeken más és más korosztályok éltek (Brown & Brown 1998). A telepes madarak kedvező helyen való megtelepítését segítheti, ha mesterségesen biztosítják számukra a fajtársak jelenlétét: pl. a lundákat (*Fratercula arctica*) sikeresen csalogatták vissza elhagyott kolóniáikra fából készített lunda-makettek segítségével (Kress & Nettleship 1988).

A fajok szaporodási rendszere is lehet a kihalási esélyeket befolyásoló tényező. Egyes csoportosan dürgő fajok esetén kimutatható, hogy a párkereső nőtények előnyben részesítik a nagyobb csoportban pózoló hímeket a magányos hímekkel vagy kis csoportokkal szemben (Wiley 1991). Csökkenő populációméret esetén a nőtények feltehetőleg több időt fognak párkereséssel tölteni, ami csökkentheti szaporodási sikerüket. A szexuálisan erősen dimorf fajok is a veszélyeztetettebbek közé tartoznak, mivel a feltűnő hím jellegek – amilyen a díszes tollazat és a feltűnő udvarló viselkedések – általában erősen csökkentik viselőik túlélését (pl. csökkentik a túlélésre fordítható erőforrások arányát, növelik a ragadozóknak való kitettséget; Zahavi 1975, Zahavi & Zahavi 1997). E lecsökkent túlélés növelheti a kis populációk kihalási esélyét. Ezt a predikciót két vizsgálat is alátámasztja, amelyben a csendes-óceáni szigetvilágba betelepített madárfajok megtelepedési sikerét tanulmányozták. Mindkét vizsgálatban azt találták, hogy a betelepített fajok közül az ivarilag dimorf (díszes hímekkel rendelkező) fajok kihalási valószínűsége nagyobb volt, mint azoké a fajoké, ahol a hímek tollazata a nőtényekéhez hasonlított (McLain *et al.* 1995, Sorci *et al.* 1998). A szaporodási rendszer ismerete tehát fontos lehet a gyakorlati védelem tervezéséhez, a poligám fajok lecsökkent populációinak védelme és visszatelepítése pedig nehezebb kihívást jelenthet a konzervációbiológusok számára, mint a monogám fajok védelme.

Diszperzió és természetvédelem

Számos természetvédelmi probléma függ a veszélyeztetett fajok egyedeinek diszperziós viselkedésétől: milyen távolságot tesznek meg, hogyan keresnek, mintáznak és választanak alkalmas élőhelyet szétvándorlásuk során? A következőkben ezekkel foglalkozunk.

A habitatfragmentáció a jelen konzervációbiológiájának jelentős problémája. Ahogy az élőhelyek egyre jobban széttöredeznek egyre nő az esélye, hogy megfelelő élőhelyfoltok üresen maradnak az ott élő populációk helyi kihalása után. Az üresen maradás esélye nyilván az egyedek diszperziós viselkedésének függvénye: ha egy faj egyedei végtelen nagy területet képesek végigkeresni, akkor nem fog egyetlen alkalmas folt sem üresen maradni. Ha azonban a sokkal realisabb korlátozott keresésből indulunk ki, akkor üres foltok várhatók, még akkor is ha lesznek egyedek akik nem képesek megfelelő élőhelyet találni. Ezt jól példázza az észak-amerikai pettyes bagoly (*Strix occidentalis caurina*) esete. Az amerikai erdészek azt állították, hogy ők elegendő számú és nagyságú erdőfoltot hagytak ki a fakitermelésből, azonban e ritka bagolyfaj egyedszáma mégis csökkent a fakitermelést követően. Mint kiderült, hiába volt elég maradvány erdőfolt, ezek túl távol estek egymástól és így az új territóriumot kereső fiatal baglyok képtelenek voltak őket rekolonizálni (Harrison *et al.* 1993). Mivel a legtöbb faj nagy térszálajú diszperziós viselkedéséről keveset tudunk, hasonló problémákkal gyakran kell szembenéznie a természetvédelemnek, különösen a nagy léptékű élőhely-hálózati tervek kidolgozása esetében (Lima & Zollner 1996).

Az élőhely-fragmentációval kapcsolatos problémák egyik lehetséges megoldása a diszperziót segítő ún. ökológiai folyosók létrehozása az egyes fragmentumok között. Nyilván e folyosórendszer megtervezése során sem lehet az egyes fajok egyedeire jellemző diszperziós viselkedést figyelmen kívül hagyni. Egyre több vizsgálat keresi a választ arra, hogy miként használják a különböző élőlények az élőhelyek speciális részleteit – pl. a vegetáció egyes elemeit, domborzati elemeket – mozgásuk során (pl. Downes *et al.* 1997, Haig *et al.* 1998, Holmquist *et al.* 1998). A részletes viselkedési vizsgálatok például igazolták, hogy az erdei énekesmadarak általában kerülnek még a keskeny nyílt területek átrepülését is az egyik erdőfoltból a másikba történő mozgásuk során, és hogy számukra ténylegesen „folyosóként” szolgálnak az erdőfoltokat összekötő fás-bokros élőhelyrészletek (Derochers & Hannon 1997).

A diszperziós viselkedés megértése ugyancsak fontos szerepet kell, hogy játsszon a létrehozandó természetvédelmi területek méretének kijelölésében. Ha egy terület mérete a védendő faj egyedeire jellemző diszperziós távolsággal, illetve mozgáskörzet nagysággal összevetve kicsi, akkor ez a terület nyilvánvalóan nem lesz képes egy nagy, életerős populáció megtartására, mivel az egyedek gyakran fognak a védett területről a nem védett, és így kevésbé biztonságos környező területekre kivándorolni. Ez a védett területen lévő populáció jelentős méretcsökkenését okozhatja. Ez a jelenség sajnos gyakran megfigyelhető a ragadozók esetében, amelyek óriási területeket kóborolnak be zsákmányszerzésük során, ezért gyakran elhagyják a nem megfelelő nagyságú védett területeket (Schonewald-Cox & Buechner 1991). A védett területen kívül viszont védelmük gyakran megszűnik és szabadon vadászhatókká válnak. Az egyetlen lehetséges

megoldás a védendő fajra jellemző mozgáskörzet nagyságának meghatározása és az ennek megfelelő nagyságú védett terület (vagy területek hálózatának) kijelölése.

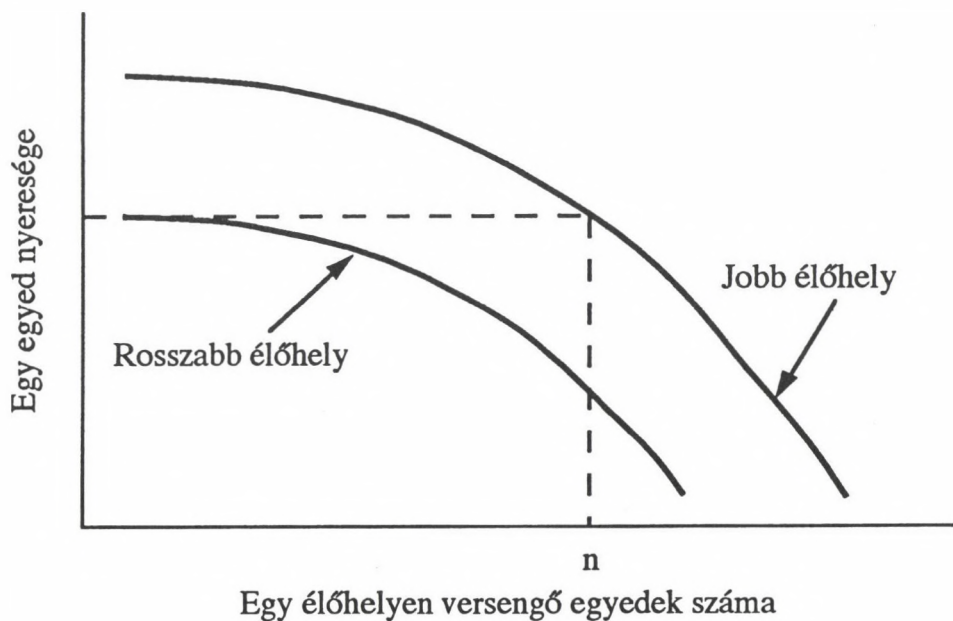
Egyedszámbebecslés, élőhelyminőség

Az egyedek viselkedése, illetve az erről való feltételezések ugyancsak fontos szerepet játszanak a konzervációbiológiában kiemelt jelentőséggel bíró egyedszámbebecslési technikák esetében is. E módszerek pontossága részben azon múlik, mennyire mozgékonyaknak, illetve aktívnak tételezzük fel a vizsgált faj egyedeket. Például a territóriumterképezés azt feltételezi, hogy az egyedek nem hagyják el territóriumukat a megfigyelések alatt. A jelölés-visszafogási módszerek egyik gyakori feltételezése, hogy a különböző korú vagy nemű egyedek azonos valószínűséggel lesznek megfogva a vizsgálatban. A különböző területek összehasonlítására tervezett számlálások az egyedek mindegyik területen azonos megfigyelhetőségéből indulnak ki. Ha az ilyen típusú feltételezéseink nem állják meg helyüket akkor egyedszámbebecslésünk is pontatlan lesz. A haris (*Crex crex*) esetében például kimutatták, hogy a felmérésére alkalmazott standard módszer éppen a legjobb területeken 20–25%-al kevesebb egyedet becsült, mint amennyit azok a valóságban tartalmaztak, egyszerűen amiatt, hogy a harisok ezeken a területeken kevesebbet mozogtak (McGregor *et al.* in press). E tévedés miatt éppen a legjobb és ezért leginkább védendő területek kimutatása szenved csorbát.

Szintén fontos a populáció nagyságának becslésekor a mintavételek helyének megválasztása. Ha a vizsgált fajban az egyedek között nincs territoriális interakció, akkor az egyedek az Ideálisan Szabad Eloszlás elméletének (Fretwell & Lucas 1969) megfelelően általában nagyobb számban fordulnak elő a számukra kedvezőbb élőhelyeken (2. ábra). Ha csak itt végzünk egyedszámbebecslést, akkor nem fogjuk észrevenni a populációméret csökkenésének megindulását: az egyedszámcsökkenéssel üres helyek szabadulnak fel a jó területeken, ahová viszont szinte rögtön betelepülnek a szomszédos rosszabb élőhelyekről, így a jó területek kimutatható egyedszáma nem változik. Jó példa erre az atlanti tőkehal esete (*Gadus morhua*), Kanada keleti partvidékén (Hutchings 1996). Valaha itt volt a tőkehal legnagyobb állománya a világon, mégis 1992-ben el kellett rendelni a halászat betiltását az állomány összeomlása miatt. Ennek az volt az oka, hogy a halászhajók mindig a legbőségesebb zsákmányt nyújtó, a halak által is leginkább előnyben részesített területeken vetették ki hálójukat, és így mindig gazdag fogással tértek haza. Ez az állapot hosszú ideig fennállt, mivel a halban gazdag területekről kifogott állományt sokáig pótolta az egyedek beáramlása a környező kevésbé preferált helyekről. Emiatt a halászok nem vették figyelembe a kutatók figyelmeztetését a csökkenés megindulásáról, ez pedig egyenesen vezetett a túlhalászathoz és végül a halfogas teljes betiltásához.

Ahogy az a tőkehal fenti példájából is látható, egyes fajok esetében a faj élőhelyeit az ott tapasztalható egyedsűrűség alapján kedvező vagy kevésbé ked-

vező élőhelyfoltnak tekinthetjük: Ideálisan Szabad Eloszlás (2. ábra) vagy azt közelítő helyzet esetén valóban a kedvező élőhelyfoltokban várható a nagyobb egyedsűrűség. Ha azonban az egyedek térbeli eloszlása nem követi az Ideálisan Szabad Eloszlást, például mivel a faj egyedei territóriumokon élnek, nem feltétlenül a legkedvezőbb élőhelyfoltokban találjuk a legnagyobb egyedsűrűségű populációkat. Számos vizsgálat bizonyította, hogy a legeredményesebben versengő egyedek kiszoríthatják a többi egyedet a kedvező (magas szaporodási sikert vagy túlélést biztosító) élőhelyfoltból (pl. Beletsky & Orians 1996, Krebs 1971, Watson 1970). Az újabb kutatások alapján pedig az is bebizonyosodott, hogy a jó helyekről kiszoruló, gyengébb kompetíciós képességű egyedek igen nagy egyedsűrűségben telepedhetnek meg a kedvezőtlenebb élőhelyfoltokban, ahol a nagy denzitás ellenére a populációk akár még önfenntartásra sem képesek további – a kedvezőbb területek felől érkező – utánpótlás hiányában (Brawn & Robinson 1996, Pulliam 1988). A védeni kívánt állatok szociális és diszperziós viselkedésének alapos ismerete tehát az élőhelyminőség megítélése miatt is fontos lehet a természetvédelem számára.



2. ábra. Az Ideálisan Szabad Eloszlás. Az ábra az egy egyedre eső hipotetikus nyereséget (pl. energiafelvételi ráta) mutatja az adott egyeddel egy élőhelyen versengők számának függvényében. Mivel az egyedek között kompetíció van, a nyereség csökken az egyedszám növekedésével. Az egyedek a jobb élőhelyen magasabb nyereséget érnek el (és ide települnek be elsők) egészen addig míg a jobb élőhelyen az egyedszám el nem éri n -t, amikor is a rosszabb élőhely ugyanolyan vonzóvá válik mint a jobb. Ezután az egyedek mind a rosszabb mind a jobb élőhelyre betelepülnek úgy, hogy a két élőhelyen elérhető nyereség egyenlő legyen (Fretwell & Lucas 1969 után)

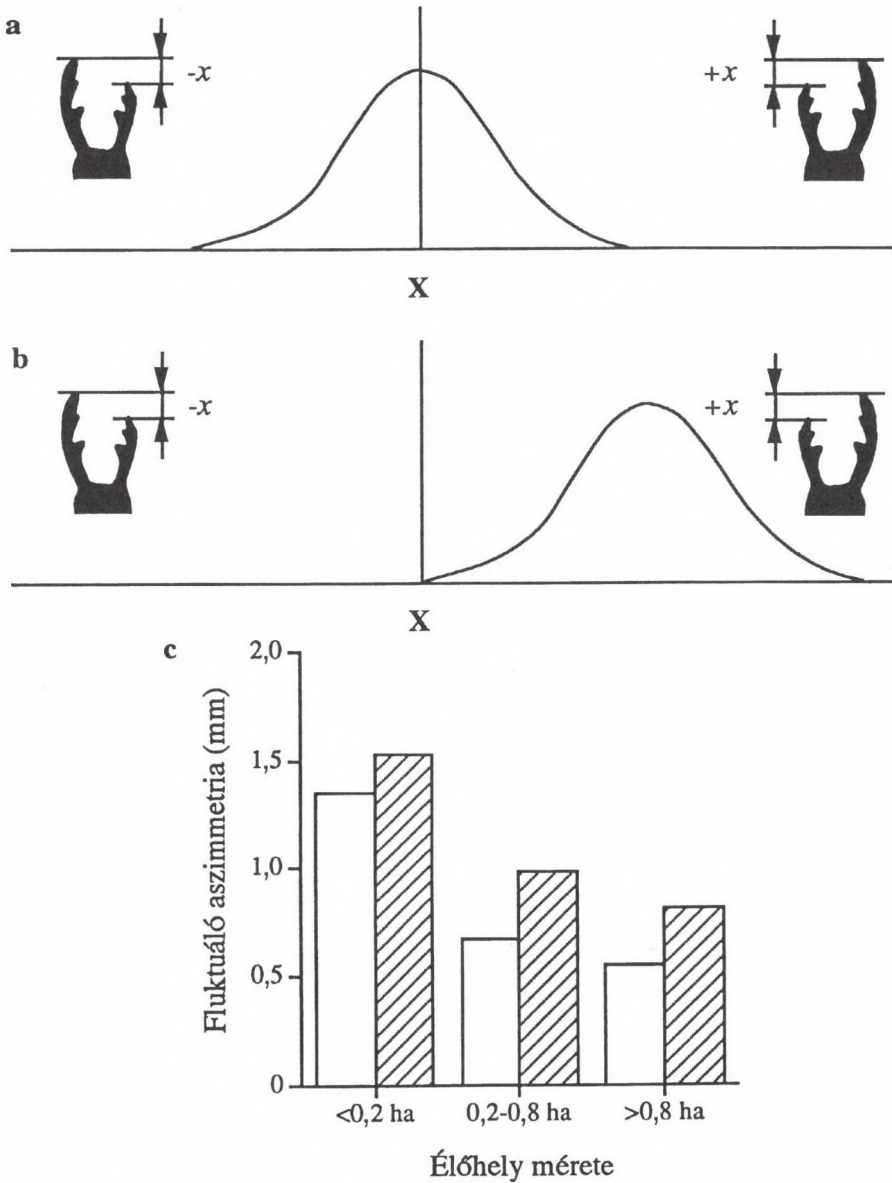
Egy adott faj védelmét legjobban szolgáló terület kijelöléséhez szükséges pontosan ismerni a faj élőhelyigényét. Fontos látni, hogy ezen igény sok komponense viselkedési: táplálékösszetétel, mozgáskörzet nagysága, szociális és párzási rendszer, migrációs szokások. Fontosak lehetnek a ragadozóbiztos menedékhelyek megléte. Ha ezek nem állnak rendelkezésre, akkor az egész védelmi erőfeszítés kudarcba fulladhat.

Az élőhelyleromlás és a környezeti stressz mérése

Az állat- és növényfajok megőrzését veszélyeztető természetvédelmi problémák sorában világszerte az egyik legkritikusabb a környezeti stressz – pl. szennyezések – által okozott élőhelyminőség-romlás (Caughley 1994, Diamond 1989, Wilson 1992). Ezek a változások negatívan befolyásolhatják az élőhely ökológiai szempontból lényeges tulajdonságait (pl. táplálékellátottság, predáció, paraziták gyakorisága), ami viszont csökkentheti az ott élő állat- és növénypopulációkban az egyedek túlélését vagy szaporodási sikerét, csökkentve ezzel az egész populáció túlélési esélyét (Broseliske *et al.* 1991, Burke 1994, Graveland *et al.* 1994, Hunter 1996, Ormerod & Tyler 1993).

A környezeti stressz élőhelyminőséget befolyásoló hatásának értékelése ideális esetben olyan paraméterek mérésén alapul, amelyek közvetlenül indikálják a vizsgált populációk életképességét vagy evolúciós fitnesszét (szaporodási siker, túlélés, a populációméret, genetikai változatosság). A populációk életképességét mutató fenti paraméterek mérése a jelenleg használatos módszerekkel azonban legtöbbször nagyon munkaigényes vagy nagyon lassú. Egy további probléma, hogy a fenti populációs paraméterek gyakran jelentős időbeli késéssel jelzik az élőhely állapotnak megváltozását (Clarke 1995). A gyors kimutatás azért fontos, mert a természetvédelemnek sokkal jobb esélyei vannak egy éppen meginduló káros folyamat visszafordítására, mint egy már hosszabb ideje ható folyamat következményeinek felszámolására. Hogyan lehetne egyszerűbbé és hatékonyabbá tenni a környezeti stressz kimutatását?

A fenti probléma megoldását célzó újabb vizsgálatok azt mutatják, hogy a bilaterális szimmetriát mutató morfológiai jelek fejlődési szabálytalanságainak, az ún. fluktuáló aszimmetriának a mérése egy alkalmas módszer lehet a környezeti stressz gyors kimutatására (a téma áttekintései: Clarke 1995, Leary & Allendorf 1989). A fluktuáló aszimmetria a páros morfológiai jelek jobb és bal oldali méretében megmutatkozó random különbség: egyedenként hol az egyik, hol a másik oldal hosszabb (3a. ábra). Ez az egyedfejlődés során jön létre, és az egyedfejlődés folyamatát megzavaró tényezők hatását jelzi. A fluktuáló aszimmetriát fontos megkülönböztetni az ún. irányított aszimmetriától, amikor is a szimmetriatörés egy direkcionális szelekciós nyomás hatására jön létre (pl. Varga 1991, 1992). Ez utóbbi esetben a bilaterális jelleg két oldala minden egyed esetében ugyanúgy tér el: mindig vagy a jobb vagy a bal oldal a hosszabb (3b. ábra).



3. ábra. A fluktuáló aszimmetria (a) és az irányított aszimmetria (b) közötti különbség. A fluktuáló aszimmetria esetén egy bilaterális jelleg mind a jobb mind a bal oldala nagyobb lehet, míg az irányított aszimmetriánál csak az egyik oldal. (c) Fluktuáló aszimmetria fekete rigó (*Turdus merula*) fiókák szárny- (üres oszlopok) és szélső faroktoll hosszában (vonlazott oszlopok). Az aszimmetria kisebb volt a nagyobb élőhelyfoltokban. Az élőhelyfoltok méretének növekedésével csökkent a fiókák éhezés és predáció okozta pusztulása, azaz a nagyobb élőhelyfoltok kedvezőbb élőhelyet biztosítanak a rigóknak a kisebb foltoknál. A fluktuáló aszimmetria, illetve a közvetlen fitnessz-paraméterek mérése révén hasonló élőhely-minőségbeli különbségek prediktálhatók (Møller 1995 után).

Egyre több vizsgálat igazolja, hogy a környezeti stresszfaktorok – amellet, hogy befolyásolják az élőhely ökológiai állapotát – az egyedfejlődés stabilitását biztosító folyamatok megzavarásán keresztül növelhetik az érintett populációkban a fluktuáló aszimmetria mértékét (Leary & Allendorf 1989). Azaz, általában pozitív kapcsolat tapasztalható a stressz intenzitása és a fluktuáló aszimmetria mértéke között (3c. ábra). Bár eddig kevés számú vizsgálatot végeztek, ugyancsak igazolódni látszik, hogy a fluktuáló aszimmetria nagyobb mértéke ténylegesen csökkent életképességű populációkat indikál (Clarke 1995). Az eddigi kísérletes vizsgálatok azt mutatják, hogy a fluktuáló aszimmetria érzékenyebben és jóval hamarabb reagál a környezeti stresszre, mint a fent említett populációs paraméterek (Clarke 1995).

Nem meglepő, hogy a fluktuáló aszimmetria mérését növekvő mértékben alkalmazzák a nemzetközi természetvédelmi munkákban. Alkalmasnak találták számos élőhelyminőséget csökkentő tényező hatásának detektálására (pl. nehézfémek és más kémiai anyagok szennyezése, radioaktív szennyezés, megnövekedett UV-B besugárzás, megnövekedett zaj, hőmérsékleti fluktuáció), és úgy tűnik, hogy a módszer a legtöbb élőlénycsoportnál használható (sikeres próbálkozások vannak több növényfaj, rovar, valamint gerinces állatfaj esetében) (pl. Clarke 1993, Leary *et al.* 1992, Manning & Chamberlain 1994, Midgley *et al.* 1998, Møller 1993, Pankakoski *et al.* 1992, Parsons 1992, Roldan *et al.* 1998, Sánchez *et al.* 1998, Tsubaki 1998, Zvereva *et al.* 1997). A módszerrel kapcsolatban nem világos, hogy milyen morfológiai választ várhatunk akkor, ha a populáció tartósan ki van téve egy adott típusú környezeti stressznek – egyes vizsgálatok arra utalnak, hogy ilyen esetekben a fluktuáló aszimmetria mérésének használhatósága korlátozott (Palmer & Strobeck 1986).

Habár a fenti munkák azt sugallják, hogy az aszimmetria mérése a nemzetközi természetvédelmi munkákban használt eszköztár standard részévé válhat, tudomásunk szerint alig néhány próbálkozás történt a módszer alkalmazására a hazai kutatásban. Mindez annak ellenére, hogy a fluktuáló aszimmetria mérésével a vadon élő populációk stresszterheléséről kaphatnánk adatokat. A fluktuáló aszimmetria mérése ugyancsak nem szerepel a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer által kialakított populációsintű monitorozás módszerei között sem (pl. Báldi *et al.* 1997, Csorba & Pecsénye 1997).

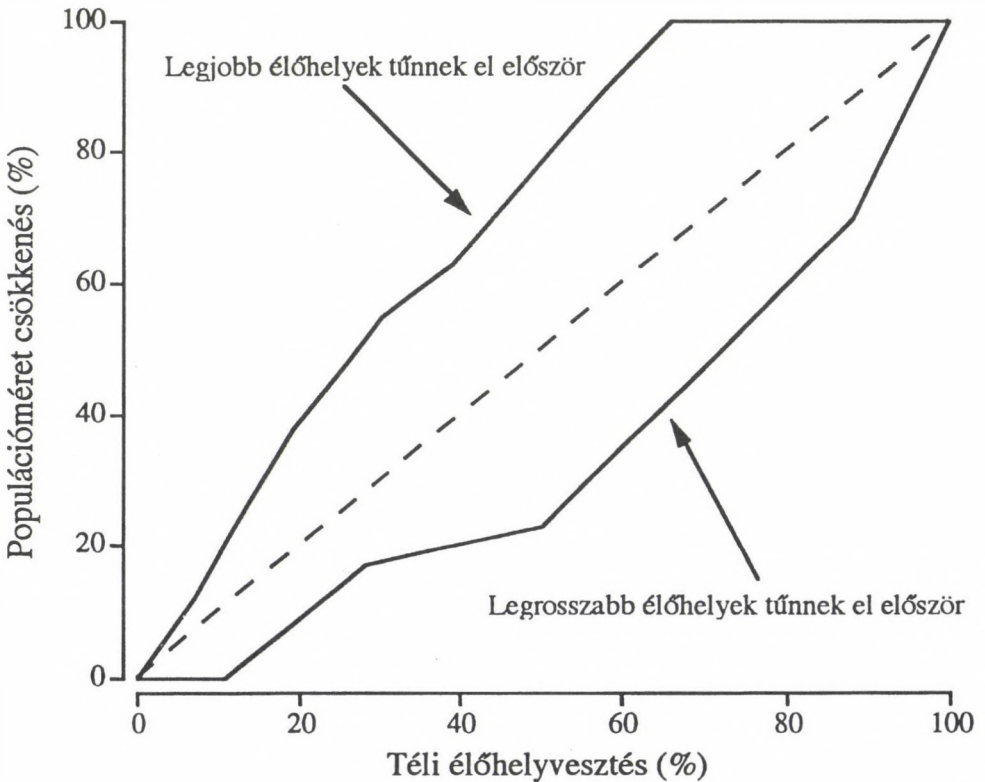
Környezeti változások hatásának prediktálása

A természetvédelmi kezelési tervek egyik legfontosabb eleme lehetne az, ha jóslni tudnánk a környezeti változások hatását a védendő populációkra. Ezen jóslásokra egyre nagyobb szükségük van a természetvédőknek, hiszen a politikai döntéshozók általában több különböző opció közül választanak és az ideák ilyen versenyhelyzetében egyáltalán nem mindegy, hogy a természetvédelem számára

kedvező kezelési tervet mennyire támogatják egzakt predikciók. Különösen ez a helyzet, ha a számunkra kedvező terv egy pénzügyi vagy mérnöki tervvel áll szemben. Az ökológiai modellek nagy többsége esetében a jövődő változások hatásának megjósolására általában nincs mód, mivel ezek a modellek leíró jellegűek (Goss-Custard & Sutherland 1997, Lomnicki 1988, Peters 1991). Emiatt használatuknál a jóslás nem más, mint a „belövési” tartományon – azaz az eddig megfigyelt legkisebb és legnagyobb mérési pontok közötti tartományon – kívüli extrapoláció, amelynek jósága azon a feltételezésen alapul, hogy a modellben alkalmazott összefüggések változatlanok maradnak a „belövési” tartományon kívül is. Ezen feltételezés jogossága azonban az esetek többségében erősen megkérdőjelezhető (Goss-Custard & Sutherland 1997, Peters 1991). A viselkedésökológiai modellek ezzel szemben magyarázó modellek, amelyek egy nagyon általános elven, a viselkedés optimalizáltságán alapulva prediktálhatják a környezeti változások hatását. Mitől lehetnek jobbak a viselkedésökológiai modellek az ökológiai-demográfiai modelleknél? Az ökológiai-demográfiai modellek nagyon specifikus feltevéseket tesznek a demográfiai függvények alakjára, és bizonyos paramétereik értékére, amilyenek például a szaporodási vagy elvándorlási ráta, illetve ezek függése például az egyedsűrűségtől. Azonban szinte semmit nem tudunk arról, hogy e feltevések mennyire jogosak a megváltozott környezetben. Ezzel szemben a viselkedésökológiai modellek abból indulnak ki, hogy az élőlények olyan viselkedési elvek (pl. optimalitás elve) alapján döntenek, amelyek a környezet megváltozásával valószínűleg nem változnak (Goss-Custard & Sutherland 1997). Ezen állandóság-feltevésnek az az alapja, hogy ezen elvek hosszú evolúciós fejlődés alatt alakultak ki a természetes szelekció hatására, így a jelenlegi környezeti változásoknak még egyszerűen nem volt elég idejük, hogy megváltoztassák ezeket az elveket. Másrészt nagyon valószínű, hogy ezen elvek az új, megváltozott környezetben is a leoptimálisabb viselkedést fogják generálni. Mint ahogy az is valószínű, hogy a megváltozott környezetbeli optimális viselkedés nagyon eltérő demográfiai folyamatokat (függvényeket) fog produkálni a régi környezethez képest. Éppen ez az, amire kíváncsiak vagyunk: a függvények alakját most már nem azon a feltevésen alapulva választjuk ki, hogy az új környezetben is azok a demográfiai összefüggések érvényesek mint a régiben (akkor mi változott?), hanem egy általánosabb elven, miszerint az állatok a természetes szelekció működése eredményeképpen „törekednek” az optimális viselkedésre.

Manapság rengeteg viselkedésökológiai modell tesz kísérletet az állatok viselkedésének predikciójára, sokszor nem kis sikerrel (l. pl. Cuthill & Houston 1997, Dugatkin & Reeve 1998, Stephens & Krebs 1986). Ami sokkal inkább hiányzik, az az egyedi viselkedési döntések populációs hatásának megértése, modellezése: milyen hatással van a populáció dinamikájára, ha a madár kettőt csip-pent percenként és nem ötöt? Azonban a kezdeti lépések megtörténtek, és egy

ígéretes új kutatási irányt nyitottak (l. pl. Goss-Custard & Sutherland 1997, Lomnicki 1988, Sutherland 1996). Goss-Custard és munkatársai (Goss-Custard 1996, Goss-Custard *et al.* 1995a, b) például egy, a játékelméletet, az Ideálisan Szabad Eloszlás elméletét és az optimális táplálkozást ötvöző egyed-alapú modellel mutatták ki, hogy a tengerpartok mentén táplálkozó csigaforgatók (*Haematopus ostralegus*) esetében az élőhelyvesztés hatása nagy mértékben függ attól, hogy mely élőhelyek szűnnek meg: a jó minőségűek megszűnése esetén a populáció mérete sokkal jobban csökken, mint a rosszak eltűnése esetén (4. ábra). Ez első ránézésre nem annyira meglepő eredmény, de fontos látni, hogy Goss-Custardék modelljével lehetőség van a hatások pontos mértékének becslésére. Ez különösen fontos, hiszen a korábbi demográfiamodellek csak az átlagos minőségű élőhelyek eltűnésének hatására adtak becsléseket.



4. ábra. Az angliai csigaforgató populáció prediktált csökkenése a téli táplálékul szolgáló kagylótelepek eltűnésének hatására. A kagylótelepek különböző minőségűek lehetnek. Az átlós szaggatott vonal mutatja az átlagos minőség telepek eltűnésének hatását, e felett a legjobb minőségű telepek, alatta a legrosszabb minőségűek eltűnésének hatása látható. Az ábra Goss-Custard és munkatársai által fejlesztett modell predikcióit mutatja (Goss-Custard 1996, Goss-Custard *et al.* 1995a, b után).

Diszkusszió

A felsorolt példák alapján látható, hogy a viselkedési kutatásoknak igen is fontos szerepük lehet/van a természetvédelem területén. Fontos azonban azt is látni, hogy ezek a kutatások még igen csak gyerekcipőben járnak. Milyen lehetőségei vannak ma Magyarországon az ilyen jellegű kutatásoknak? Az egyik legfontosabb és talán legkevésbé pénzigényes kitörési lehetőség lehet a fluktuáló aszimmetria mint környezeti stressz mérési lehetőség hazai viszonyokra való adaptálása. Ez, figyelembe véve, hogy az ország milyen sok pontján folyik pl. madárgyűrűzés és ezzel kapcsolatban madármérés, viszonylag könnyen elterjeszthető módszer lenne. A fluktuáló aszimmetria nagy tömegben való mérését azonban mindenképpen meg kell, hogy előzze egy részletes alapkutatás, egyrészt azért, hogy kiderüljön, milyen típusú élőhelyromboló hatások kimutatására alkalmas, másrészt azért, hogy kidolgozásra kerüljön egy egyszerű és sokak által végrehajtható mérési módszer.

Igen fontos a természetvédelmi hatóságok szerepe is a hazai természetvédelmi-viselkedés kutatások beindításában. Be kell látni, hogy egy védendő fajról csak részletes, sok mindenre kiterjedő viselkedési vizsgálat során kell/lehet a védelemhez szükséges adatokat összeszedni. Szintén fontos pont, hogy a nem kifejezetten természetvédelmi célokat szolgáló viselkedési kutatásoknak is van/lehet természetvédelmi szempontból fontos és érdekes hozadéka. E pontok a fentiek fényében talán most már még egyértelműbbek. Éppen ezért fontosnak tartjuk az alaposan megtervezett és jelentős tudományos eredményekkel kecsegtető (esetleg vezető viselkedésbiológiai szakemberekkel is elbírált) kutatások engedélyezését, még abban az esetben is, ha azok fokozottan védett fajokon történének. Természetesen ebben az esetben indokolni kell, miért nem lehet a kutatást más fajon is kivitelezni.

Végezetül reméljük, hogy írásunk eléri célját és egyre nagyobb számban olvashatunk természetvédelmi problémák megoldását szolgáló hazai viselkedési kutatásokról.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönjük Lengyel Szabolcs és Prof. Varga Zoltán értékes észrevételeit. Mindkét szerzőt a Bolyai János Kutatási Ösztöndíj támogatta.

Irodalomjegyzék

- Alexander, R. D. (1974): The evolution of social behavior. – *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **5**: 325–383.
Avery, M. L. & Decker, D. E. (1994): Responses of captive fish crows to eggs treated with chemical repellents. – *J. Wildlife Man.* **58**: 261–266.

- Báldi, A., Moskát, Cs. & Szép, T. (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. IX. Madarak.* – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Beck, B. B., Rapaport, L. G. & Wilson, A. C. (1994): Reintroduction of captive-born animals. – In: Olney, P. J. S., Mace, G. M. & Feister, A. T. C. (eds): *Creative conservation: Interactive management of wild and captive animals.* Chapman & Hall, London, pp. 265–286.
- Beletsky, L. D. & Orians, G. H. (1996): *Red-winged Blackbirds: Decision-making and reproductive success.* University of Chicago Press, Chicago.
- Boulinier, T., Danchin, E., Monnat, J.-Y., Doutrelant, C. & Cadiou, B. (1996): Timing of prospecting and the value of information in a colonial breeding bird. – *J. Avian Biol.* **27**: 252–256.
- Brawn, J. D. & Robinson, S. K. (1996): Source-sink population dynamics may complicate the interpretation of long-term census data. – *Ecology* **77**: 3–12.
- Broseliske, G. H., de Jong, J. & Smith, H. (1991): Historical and present day management of the River Rhine. – *Water Science and Techn.* **23**: 111–120.
- Brown, C. R. & Brown, M. B. (1998): *Coloniality in the cliff swallow. The effect of group size on social behaviour.* – University of Chicago Press, Chicago.
- Burke, M. (1994): Phosphorus fingered as coral killer. – *Science* **263**: 1086.
- Catchpole, C. K. (1980): *Vocal communication in birds.* – Studies in Biology No. 115, Edward Arnold, London.
- Catchpole, C. K., Dittami, J. & Leisler, B. (1984): Differential responses to male song repertoires in female songbirds implanted with oestradiol. – *Nature* **312**: 563–564.
- Caughley, G. (1994): Directions in conservation biology. – *J. Anim. Ecol.* **63**: 215–244.
- Clarke, G. M. (1993): Fluctuating asymmetry of invertebrate populations as a biological indicator of environmental quality. – *Environmental Pollution* **82**: 207–211.
- Clarke, G. M. (1995): Relationships between developmental stability and fitness: application for conservation biology. – *Cons. Biol.* **9**: 18–24.
- Cowan, D. P., Reynolds, J. C. & Gill, E. L. (2000): Manipulating predatory behaviour through conditioned taste aversion: can it help endangered species. – In: Gosling, L. M. & Sutherland, W. J. (eds): *Behaviour and conservation.* Cambridge University Press, Cambridge. [in press]
- Csorba, G. & Pecsénye, K. (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. X. Emlősök és a genetikai sokféleség monitorozása.* – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Cuthill, I. C. & Houston, A. I. (1997): Managing time and energy. – In: Krebs, J. R. & Davies, N. B. (eds): *Behavioural ecology: An evolutionary approach.* Fourth edition. Blackwell Science, Oxford, pp. 97–120.
- Darwin, C. (1859): *On the origin of species.* – Murray, London. [Magyarul: Darwin, C. (1955): *A fajok eredete.* Akadémiai Kiadó – Művelt Nép Könyvkiadó, Budapest]
- Darwin, C. (1872): *The expression of emotions in man and animals.* – Murray, London.
- Dawkins, R. (1976): *The selfish gene.* – Oxford University Press, Oxford. [Magyarul: Dawkins, R. (1986): *Az önző gén.* Gondolat, Budapest.]
- Derochers, A. & Hannon, S. J. (1997): Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. – *Cons. Biol.* **11**: 1204–1210.
- Diamond, J. M. (1989): Overview of recent extinctions. – In: Western, D. & Pearl, M. (eds): *Conservation for the Twenty-first Century.* Oxford University Press, New York, pp. 37–41.
- Downes, S. J., Handasyde, K. A. & Elgar, M. A. (1997): The use of corridors by mammals in fragmented Australian eucalypt forests. – *Cons. Biol.* **11**: 718–726.
- Dugatkin, L. A. & Reeve, H. K. (eds) (1998): *Game theory and animal behavior.* – Oxford University Press, New York.
- Fisher, R. A. (1930): *The genetical theory of natural selection.* – Clarendon Press, London.
- Fretwell, S. D. & Lucas, H. L. Jr. (1969): On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. – *Acta Biotheoretica* **19**: 16–36.

- Goss-Custard, J. D. (ed.) (1996): *The oystercatcher: from individuals to populations*. – Oxford University Press, Oxford.
- Goss-Custard, J. D. & Sutherland, W. J. (1997): Individual behaviour, populations and conservation. – In: Krebs, J. R. & Davies, N. B. (eds): *Behavioural ecology: An evolutionary approach. Fourth edition*. Blackwell Science, Oxford, pp. 373–395.
- Goss-Custard, J. D., Clarke, R. T., Briggs, K. B. *et al.* (1995a): Population consequences of winter habitat loss in a migratory shorebird: I. Estimating model parameters. – *J. Appl. Ecol.* **32**: 317–333.
- Goss-Custard, J. D., Clarke, R. T., Durell, S. E. A. Le V. dit, Caldow, R. W. G. & Ens, B. J. (1995b): Population consequences of winter habitat loss in a migratory shorebird: II. Model predictions. – *J. Appl. Ecol.* **32**: 334–348.
- Graveland, J., van der Wall, R., van Balen, J. H. & van Noordwijk, A. J. (1994): Poor reproduction in forest passerines from decline of snail abundance on acidific soil. – *Nature* **368**: 446–448.
- Haig, S. M., Mehlman, D. W. & Oring, L. W. (1998): Avian movements and wetland connectivity in landscape conservation. – *Cons. Biol.* **12**: 749–758.
- Hamilton, W. D. (1964): The genetical evolution of social behaviour. I, II. – *J. Theor. Biol.* **7**: 1–52.
- Harrison, S., Stahl, A. & Doak, D. (1993): Spatial models and spotted owls: exploring some biological issues behind recent events. – *Cons. Biol.* **7**: 950–953.
- Holmquist, J. F., Schmidt-Gengenbach, J. M. & Yoshioka, B. B. (1998): High dams and marine-freshwater linkages: effects on native and introduced fauna in the Caribbean. – *Cons. Biol.* **12**: 621–630.
- Horwich, R. H. (1989): Use of surrogate parental models and age periods in a successful release of hand-reared sandhill cranes. – *Zoo Biol.* **8**: 379–390.
- Hunter, M. L. (1996) *Fundamentals of Conservation Biology*. – Blackwell Science, Oxford.
- Hutchings, J. A. (1996): Spatial and temporal variation in the density of northern cod and a review of hypotheses for the stock's collapse. – *Can. J. Fish. Aqua. Sci.* **53**: 943–962.
- Kenward, R. E. (1978): Hawks and doves: factors affecting success and selection in goshawk attacks on wood-pigeons. – *J. Anim. Ecol.* **47**: 449–460.
- Krebs, J. R. (1971): Territory and breeding density in the great tit, *Parus major* L. – *Ecology* **52**: 2–22.
- Krebs, J. R. & Davies, N.B. (eds) (1978): *Behavioural ecology: An evolutionary approach*. – Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Krebs, J. R., Ashcroft, R. & Webber, M. (1978): Song repertoires and territory defence in the great tit, *Parus major*. – *Nature* **271**: 539–542.
- Kress, S. W. & Nettleship, D. N. (1988): Re-establishment of Atlantic puffins (*Fratercula arctica*) at a former breeding site in the Gulf of Maine. – *J. Field Ornithol.* **59**: 161–170.
- Leary, R. F. & Allendorf, F. W. (1989): Fluctuating asymmetry as an indicator of stress: implications for conservation biology. – *Trends Ecol. Evol.* **4**: 214–217.
- Leary, R. F., Allendorf, F. W. & Knudsen K. L. (1992): Genetic, environmental and developmental causes of meristic variation in rainbow trout. – *Acta Zool. Fenn.* **191**: 79–95.
- Lima, S. L. & Zollner, P. A. (1996) Towards a behavioral ecology of ecological landscapes. – *Trends Ecol. Evol.* **11**: 131–135.
- Lomnicki, A. (1988): *Population ecology of individuals*. – Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Manning, A. & Dawkins, M. S. (1992): *An introduction to animal behaviour*. – 4th ed. Cambridge University Press, Cambridge.
- Manning, J. T. & Chamberlain, A. T. (1994): Fluctuating asymmetry in gorilla canines: a sensitive indicator of environmental stress. – *Proc. R. Soc. Lond. B.* **255**: 189–193.

- Maynard Smith, J. (1982): *Evolution and the theory of games*. – Cambridge University Press, Cambridge.
- McGregor, P. K., Peake, T. M. & Gilbert, G. (2000): Communication behaviour and conservation: the application of sound science. – In: Gosling, L. M. & Sutherland, W. J. (eds): *Behaviour and conservation*. Cambridge University Press, Cambridge. [in press]
- McLain, D. K., Moulton, M. P. & Redfearn, T. P. (1995): Sexual selection and the risk of extinction of introduced birds on oceanic islands. – *Oikos* **74**: 27–34.
- McLean, I. G., Lundie-Jenkins, G. & Jarman, P. J. (1994): Training rufous hare-wallabies to recognise predators. – In: Serena, M. (ed.): *Reintroduction biology of Australian and New Zealand Fauna*. Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton, pp. 177–182.
- Midgley, G. F., Wand, S. J. E. & Musil, C. F. (1998): Repeated exposure to enhanced UV-B radiation in successive generations increases developmental instability (leaf fluctuating asymmetry) in a desert annual. – *Plant, Cell and Environment* **21**: 437–442.
- Møller, A. P. (1993): Morphology and sexual selection in the barn swallow *Hirundo rustica* in Chernobyl, Ukraine. – *Proc. R. Soc. Lond. B.* **252**: 51–57.
- Møller, A. P. (1995): Developmental stability and ideal despotic distribution of blackbird in a patchy environment. – *Oikos* **72**: 228–234.
- Ormerod, S. J. & Tyler, S. J. (1993): Birds as indicators of changes in water quality. – In: Furness, R. W. & Greenwood, J. J. D. (eds): *Birds as Monitors of Environmental Change*. Chapman and Hall, London, pp. 179–216.
- Palmer, A. R. & Strobeck, C. (1986): Fluctuating asymmetry: measurements, analysis, patterns. – *Ann. Rev. Ecol. Syst.* **17**: 391–421.
- Pankakoski, E., Koivisto, I. & Hyvärinen, H. (1992): Reduced developmental stability as an indicator of heavy metal pollution in the common shrew *Sorex araneus*. – *Acta Zool. Fenn.* **191**: 137–144.
- Parsons, P. A. (1992): Fluctuating asymmetry: a biological monitor of environmental and genomic stress. – *Heredity* **68**: 361–364.
- Peters, R. H. (1991): *A critique for ecology*. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Pulliam, H. R. (1988): Sources, sinks, and population regulation. – *Am. Nat.* **132**: 652–661.
- Roldan, E. R., Cassinello, J., Abaigar, T. & Gomendio, M. (1998): Inbreeding, fluctuating asymmetry, and ejaculate quality in an endangered ungulate. – *Proc. R. Soc. Lond. B.* **265**: 243–248.
- Sánchez Galán, S., Linde, A. R., Izquierdo, J. I. & García Vázquez, E. (1998): Micronuclei and fluctuating asymmetry in brown trout (*Salmo trutta*): complementary methods to biomonitor freshwater ecosystems. – *Mutat. Res.* **412**: 219–225.
- Sanyal, P. (1987): Managing the man-eaters in the Sundarbans Tiger Reserve of India: case study. – In: Tilson, R. L. & Seal, U. S. (eds): *Tigers of the world: The biology, biopolitics, management, and conservation of an endangered species*. Noyes Publications, Park Ridge, NJ, pp. 427–434.
- Schonewald-Cox, C. & Buechner, M. (1991): Housing viable populations in protected habitats: the value of a coarse-grained geographic analysis of density patterns and available habitat. – In: Seitz, A. & Loeschcke, V. (eds): *Species conservation: A population-biological approach*. Birkhauser Verlag, Basel, pp. 213–225.
- Slater, P. J. B. (1989): Bird song learning: causes and consequences. – *Ethol. Ecol. & Evol.* **1**: 19–46.
- Sorci, G., Møller, A. P. & Clobert, J. (1998): Plumage dichromatism of birds predicts introduction success in New Zealand. – *J. Anim. Ecol.* **67**: 263–268.
- Stephens, D. W. & Krebs, J. R. (1986): *Foraging theory*. – Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Sutherland, W. J. (1996): *From individual behaviour to population ecology*. – Oxford University Press, Oxford.

- Sutherland, W. J. (1998): The importance of behavioural studies in conservation biology. – *Anim. Behav.* **56**: 801–809.
- Tinbergen, N. (1963): On aims and methods of ethology. – *Z. Tierpsychol.* **20**: 410–433.
- Tsubaki, Y. (1998): Fluctuating asymmetry of the oriental fruit fly (*Dacus dorsalis*) during the process of its extinction from the Okinawa Islands. – *Cons. Biol.* **12**: 926–931.
- Varga Z. (1991): Taxonomic studies on the genera *Sideritis* Hübner, *Saragossa* Staudinger and *Conisania* Hampson (Lepidoptera, Noctuidae: Hadeninae). – *Acta zool. hung.* **37**: 145–172.
- Varga Z. (1992): Taxonomic notes on the genus *Haderonia* Staudinger, 1896 with descriptions of one new genus and four new species (Lepidoptera, Noctuidae) – *Acta zool. hung.* **38**: 95–112.
- Ward, P. & Zahavi, A. (1973): The importance of certain assemblages of birds as 'information centres' for food-finding. – *Ibis* **115**: 517–534.
- Watson, A. (1970): Territorial and reproductive behaviour of red grouse. – *J. Reprod. Fert. Suppl.* **11**: 3–14.
- Wiley, R. H. (1991): Lekking in birds and mammals: behavioral and evolutionary issues. – *Advances in the Study of Behaviour* **20**: 201–291.
- Williams, G. C. (1966): *Adaptation and natural selection*. – Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Wilson, E. O. (1975): *Sociobiology: The new synthesis*. – Belknap Press, Harvard.
- Wilson, E. O. (1992): *The Diversity of Life*. – Penguin, London.
- Wittenberger, J. F. & Hunt, J. L. (1985): The adaptive significance of coloniality in birds. – In: Farner, D. S., King, J. R. & Parkes, K. C. (eds): *Avian biology, vol. III*. Academic Press, New York, pp. 1–75.
- Zahavi, A. (1975): Mate selection – a selection for a handicap. – *J. Theor. Biol.* **53**: 205–214.
- Zahavi, A. & Zahavi, A. (1997): *The handicap principle. A missing piece of Darwin's puzzle*. – Oxford University Press, New York.
- Zvereva, E. L., Kozlov, M. V. & Haukioja, E. (1997): Delayed induced resistance and increase in leaf fluctuating asymmetry as responses of *Salix borealis* to insect herbivory. – *Oecologia* **109**: 368–372.

Behavioural research in nature conservation

Z. Barta¹ & A. Liker²

¹Department of Evolutionary Zoology, Kossuth L. University,
H-4010 Debrecen, Hungary

²Department of Ecology, University of Veterinary Sciences,
H-1077 Budapest, Rottenbiller u. 50, Hungary

Abstract: We present here some current and possible future results of animal behaviour research that could be used in practical nature conservation. We also suggest some useful research directions to be carried out in Hungary.

Key words: animal behaviour, conservation biology, nature conservation

A budai Sas-hegy Természetvédelmi Terület farkaspókjainak (Araneae, Lycosidae) vizsgálata hatvan évvel ezelőtt és napjainkban

Bleicher Krisztina^{1,2}, Samu Ferenc¹, Szinetár Csaba³ & Rédei Tamás⁴

¹MTA Növényvédelmi Kutatóintézet, 1525 Budapest, Pf. 102

E-mail: h2367sam@ella.hu

²Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem, Állattani Tanszék, 1118 Budapest, Ménesi út 44

³Berzsenyi Dániel Tanárképző Főiskola, Állattani Tanszék

9700 Szombathely, Károlyi Gáspár tér 4

⁴ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, 1083 Budapest, Ludovika tér 2

Összefoglaló: A budai Sas-hegyen 1994 szeptemberétől 1998 januárjáig folytattunk vizsgálatokat a pókfaunára vonatkozóan. A gyűjtések zömét a természetvédelmi terület 5 gyepfoltjában talajcsapdával és motoros rovarszippantóval végeztük. A vizsgálatoknak különös jelentőséget ad, hogy dr. Balogh János éppen hat évtizede végezte el a Sas-hegy átfogó pókfauna kutatását, így alkalom nyílt az ezalatt a hosszú időszak alatt bekövetkezett változások pókokra gyakorolt hatásának kimutatására. Vizsgálatainkkal kimutattuk, hogy a terület farkaspókfaunája mennyiben változott meg és ezekből a változásokból milyen természetvédelmi szempontú következtetések vonhatók le. A farkaspókfauna változását az egyes fajok szakirodalomból ismert ritkasága és ökológiai tulajdonságainak figyelembevételével értékeltük. A hatvan évvel ezelőtti kutatás eredményeképpen megállapítható, hogy a terület lényegében megőrizte a rá jellemző farkaspókfaunát. Összesen 14 farkaspókfajt találtunk, ebből három a Sas-hegyre nézve új, és mindössze egy Balogh János által korábban megtalált faj nem került elő. Az új fajok közül kettő, amelyek azonban csak kis egyedszámban kerültek elő, a terület enyhe degradálódását jelzi. Ugyanakkor figyelemreméltó a többi, természetvédelmi szempontból is értékes faj populációjának stabilitása. Ennek kimutatásával egy város által körülzárt, kis kiterjedésű terület védelmének jelentőségét és szükségességét bizonyítottuk.

Kulcsszavak: urbanizáció, izoláció, hosszú távú változások, Araneae, Lycosidae, Sas-hegy

Bevezetés

A főváros által körülzárt Sas-hegy jelenlegi arculatának kialakításában a természeti erők mellett az emberi tevékenység is jelentős szerepet játszott. Alapközete a dolomit, melynek különböző formáit találjuk itt. Ezen alapközet változosságának, sekély talajképző tulajdonságának köszönhetően eltérő mikroklímájú, sajátos élőhelyek alakultak ki, sok endemizmus maradt fenn (Siklósi 1984, Rakonczay 1992).

A Sas-hegy már nagyon régóta lakott vidék peremén helyezkedik el, a civilizációs hatásoknak tehát hosszú ideje kitett terület. A múlt század végén pusztító filoxeravészig a hegyen szőlőültetvények húzódtak. Századunk elején kezdődtek

azok a parkosítási munkálatok, melyek során – kopárfásítási céllal – betelepítették a feketefenyőt. Ennek a folyamatnak a háború szabott gátat. A hegy felső, mintegy 30 ha-nyi részét végül 1958-ban helyezték oltalom alá Sas-hegy Természetvédelmi Terület néven. Ezzel természetesen nem lehetett elhárítani az összes zavaró körülményt, a legfőbb veszélyt jelentő felparcellázástól azonban megmenekült.

A terület sajátos, eredeti állapotokat tükröző növény és állatvilága már a múlt században felkeltette a tudósok figyelmét. Köztük volt híres polihistorunk Herman Ottó, neves botanikusok: Kitaibel Pál, Sadler József, Borbás Vince, a zoológusok közül Frivaldszky Imre és Balogh János. A hegy faunájának teljes mértékű feldolgozása még nem történt meg. A különféle faunisztikai dolgozatok pl. csigákkal (Podani 1976), ugróvillásokkal (Loksa 1973) foglalkoztak. Összefoglaló flóra- és faunalista Papp József (1977) szerkesztésében jelent meg.

Az első, pókokra vonatkozó adatokat Herman Ottó (Herman 1876–1879) szolgáltatta, két pókfajt említett meg Pável gyűjtéséből. Behatóbb vizsgálatokat Chyzer folytatott, Kulczynskival írt monográfiájában (Chyzer & Kulczynski 1891, 1894, 1897) már 26 pókfaj szerepel. A budai Sas-hegy pókfaunájának eddigi legrészletesebb felmérése dr. Balogh János professzor (1935) nevéhez fűződik. Az 1930 és 1934 között végzett kutatások 163 sas-hegyi pókfaj jelenlétét bizonyították, ezek között négy tudományra nézve új faj volt, ezek az *Altella orientalis* (Balogh, 1935), *Brommella falcigera* (Balogh, 1935), *Zelotes hungaricus* (Balogh, 1935), és *Sintula spiniger* (Balogh, 1935). Magyarország faunájában addig új fajok a *Mecopisthes silus* (O. P.-Cambridge, 1872), *Scotina celans* (Blackwall, 1841), *Neon rayi* (Simon, 1875), *Neottiura suaveolens* (Simon, 1879) és a *Ceratinopsis romana* (O. P.-Cambridge, 1872) voltak.

Mivel a legutóbbi kutatások óta hat évtized telt el, hasznos és érdekes feladatnak ígérkezett a pókfauna ismételt felmérése, ezért 1994 szeptemberében szisztematikus kutatások vették kezdetüket (Szinetár & Samu 1996). A több mint három éven át tartó vizsgálatot a Budapesti Természetvédelmi Igazgatóság engedélyével és támogatásával végeztük.

Jelen dolgozat a farkaspókok családjának példáján keresztül vizsgálja, hogy ebben a város által egyre jobban körülzárt zöld foltban milyen változások történtek az elmúlt hatvan év alatt. Célkitűzéseink között szerepelt a farkaspókfaunában bekövetkezett változások regisztrálása, és az ebből eredő természetvédelmi következtetések levonása. Továbbá általánosságban is fel kívántuk hívni a figyelmet ezen állatcsoport biológiai indikátor szerepére.

Anyag és módszer

A farkaspókok (Araneae, Lycosidae) családjába tartozó pókok nevüket vadászó életmódjuknak és gyors mozgásuknak köszönhetik. Fogóhálót általában nem szőnek, leginkább a talajszintben fordulnak elő. Egyes nagyobb termetű fajok szövedékekkel kibélelt lakócsöveket készítenek a talajban. A fajok meghatározásánál elsősorban a Loksa (1972) által írt faunafüzetet használtuk, a fajnevek megadásában a magyar faunalistát (Samu & Szinetár 1999) követtük.

A gyűjtési helyek kiválasztásánál különböző növénytársulások megmintázására törekedtünk. Ehhez a rendelkezésünkre álló Budai Sas-hegy TVT vegetációtérképet vettük alapul, ami alapján öt különböző gyepfoltot jelöltünk ki gyűjtési helynek (1–5. gyűjtési helyek, 1. ábra). A vizsgálatok végén elvégeztük a gyűjtési helyek pontos botanikai besorolását. 1997 nyarán és őszén a gyepi élőhelyeken túl további négy erdős, illetve bokrosodó növényzeti foltban is végeztünk kiegészítő gyűjtéseket (6–9. gyűjtési helyek). Az összesen kilenc gyűjtési hely (lásd 1. ábra) a következőképpen jellemezhető:

1. gyűjtési hely: Zárt dolomitsziklagyep (*Festuco pallenti-Brometum pannonicum*). Az aljnövényzet összefüggő, cserjék alig vannak, a talajfelszín egyenletes, helyenként kis foltokban sziklatörmelékkel. Az északias kitettség miatt nem kifejezetten száraz a gyep. Nincs élesen körülhatárolva.

2. gyűjtési hely: A *Seslerietum sadlerianae* növénytársulás állományában található. Az aljnövényzetben vastag *Sesleria* párnák, további jellemző fajok a *Bromus pannonicus*, *Aster amellus*, *Centaurea sadleriana*, *Scabiosa canescens*. A terület északi, északnyugati felét ritkásan fák és bokrok borítják. A talajfelszín egyenetlen, buckás. A hegy északkeleti alsó határánál, alulról és oldalról fás, cserjés terület által határolt, körülzártasága közepes mértékű.

3. gyűjtési hely: Ezen a délies fekvésű területen két növénytársulás találkozik és alkot mozaikot egymással: a *Seseli leucospermi-Festucetum pallentis* (80%) és a *Chrysopogono-Caricetum humilis* (20%). Jellegzetes fajok a *Seseli leucospermum*, *Festuca pallens*, *Stipa pulcherrima*, *Stipa eriocaulis*, *Draba lasiocarpa*. A középső sávban a talajfelszín sziklás, a növényzeti borítottság alacsony. A gyűjtési helyet cserjék szegélyezik.

4. gyűjtési hely: Zavart *Festuco pallenti-Brometum pannonicum*. A *Festuca pallens*-t a *Festuca valesiaca* váltja fel, megvan a *Bromus erectus* is. Az aljnövényzet elég összefüggő, a felsőbb részeken a felszín enyhén erodált. Keleti fekvésű, cserjék és fák által erősen körülzárt terület.

5. gyűjtési hely: Alsóbb, nedvesebb részein leginkább a *Festuco pallenti-Brometum pannonicum* jellegzetességeit mutatja, a felsőbb, szárazabb helyeken a *Chrysopogono-Caricetum humilis* felé való átmenet figyelhető meg. Keleti fekvésű, egyenletes felszínű terület, egy nagy kiterjedésű füves térség része.

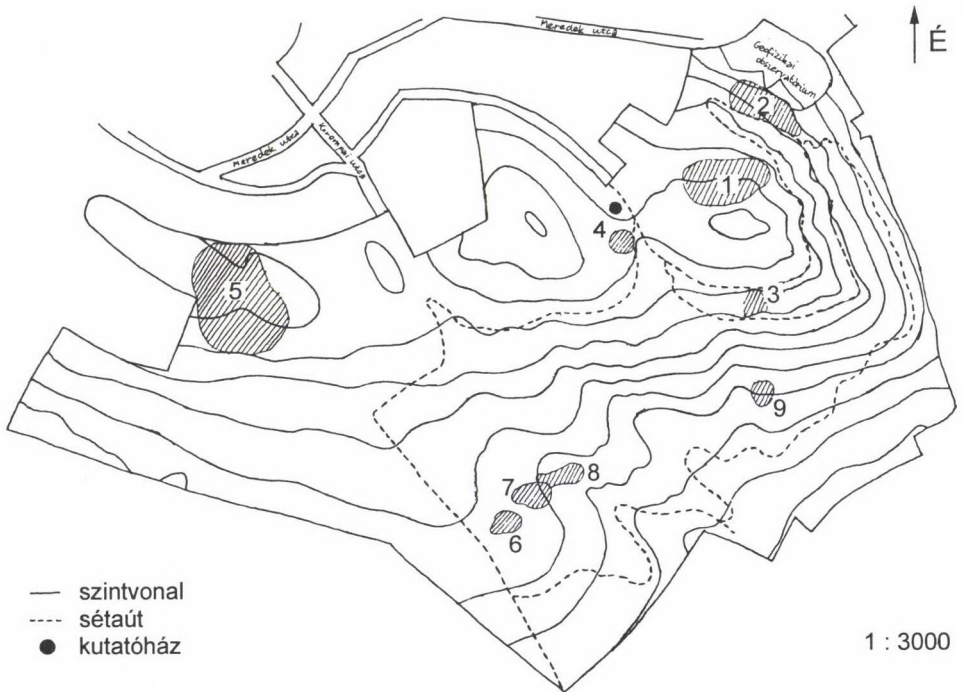
6. gyűjtési hely: Elkőrisedett mészkedvelő tölgyes, szegényes aljnövényzettel, de gazdag cserjeszinttel rendelkezik. Zárt és árnyékos. Megtalálható itt a fagyal, galagonya, vadrózsafajok, kökény.

7. gyűjtési hely: Löszön kialakult degradált erdőtisztás. Másodlagosan cserjésedik, elég gyomos.

8. gyűjtési hely: Másodlagos löszgyep, cserjés szurdok része, alul valószínűleg agyag vízzáró réteg, erre utal a nád megjelenése, ezenkívül sok a *Calamagrostis epigeios*. Gyéren cserjésedik, aranyeső, veresgyűrűsom, fagyal, szil található itt.

9. gyűjtési hely: Főként molyhos tölgy és mezei juhar jellemzik. Sziklásabb, kevésbé üde talajú terület, régi vízmosás helyén van.

A gyűjtések 1994 szeptemberétől 1998 januárjáig folytak. Módszereink között szerepelt a talajcsapdázás, a kézi motoros rovarszippantó (Samu & Sárospataki 1995) használata, a kopogtatás és az egyelés. A farkaspókok fogása szempontjából – azok talajfelszíni életmódjából kifolyólag – a talajcsapdázás döntő jelentőségű. A kijelölt 5 gyűjtési helyen 5–5 csapda lett elhelyezve transektben, egymástól legalább 5 méteres távolságban. Űrítésükre két-három hetente került



1. ábra. A Sas-hegy TVT térképe. A vonalkázott területek azokat a növényzeti foltokat jelölik, ahol a gyűjtések folytak. Leírásukat lásd az Anyag és módszer résznél.

sor, a három év alatt összesen 58 alkalommal. A motoros rovarszippantózást ugyanezen helyeken végeztük 4–7 hetente, minden gyűjtési helyen 5×15 szippantással (= $0,75 \text{ m}^2$). A kopogtatás a hegy elszórta elhelyezkedő feketefenyő-állományán szintén 4–7 hetente történt, egy alkalommal 3×10 db ágon. Ezekkel a módszerekkel a hómentes időszakokban télen is folytattunk gyűjtést. Az egye- léseket kiegészítő módszerként használtuk, alkalomszerűen.

Eredmények

Zoocönológiai eredmények

A három éven át tartó talajcsapdázás eredményeképpen 670 db farkaspók egyedet fogtunk. Ebből 228 db volt ivarérett, 442 db pedig még kifejletlen, csak nemzetség-, vagy családszinten meghatározható állat. Az ivarérett egyedek alapján az alábbi 12 farkaspókfaj jelenlétét sikerült kimutatni a Sas-hegy Természetvédelmi Területen, a három éven át folytatott talajcsapdázás eredményeként (zárójelben a talajcsapdával fogott példányszámok): *Alopecosa accentuata* (18), *A. cuneata* (2), *A. cursor* (9), *A. mariae* (21), *A. schmidt*i (6), *A. solitaria* (1), *A. sulzeri* (139), *Aulonia albimana* (1), *Hogna radiata* (17), *Pardosa alacris* (1), *P. hortensis* (6) és a *Trochosa terricola* (5).

Az erdős területen folytatott rövid idejű kiegészítő talajcsapdázásból összesen 71 db farkaspók került ki, ebből 15 db ivarérett, 56 db kifejletlen. Az itt talált fajok az *Alopecosa sulzeri*, az *Aulonia albimana*, a *Pardosa hortensis* és a *Trochosa terricola*.

A motoros rovarszippantóval végzett gyűjtések eredményeként 58 db farkaspókpéldányt fogtunk, ebből csupán egy darab volt ivarérett, ez az *Alopecosa mariae* egy egyede volt. Az egyelésekkel összesen 8 ivarérett egyed került begyűjtésre: az *Alopecosa cursor*, *A. mariae*, *A. sulzeri*, *Lycosa vultuosa*, *Pardosa hortensis* és *P. agrestis* fajok példányai. A kopogtatások során, kivétel nélkül az őszi fonálrepítési időszak alatt, 4 db farkaspók került elő feketefenyőlombból, ezek mindegyike ivaréretlen *Pardosa* sp. volt.

A különböző módszerek eredményeit együttevve, a teljes vizsgálat során összesen 14 farkaspókfaj jelenlétét mutattuk ki a Sas-hegy Természetvédelmi Területen.

A jelentősebb példányszámú farkaspókok ökológiai jellemzői

Alopecosa accentuata (Latreille, 1817) – Ez a faj leginkább az *Alopecosa mariae*-val közös gyűjtési helyeken volt fogható. A faj előfordulása a foltméret növekedésével nő, inkább a nyitottabb, kevésbé határolt területeken tapasztalható, előfordulási esélye a folthatárok beszűkülésével, illetve a felszín egyenetlenségének növekedésével csökken.

Alopecosa mariae (Dahl, 1908) – Leginkább az *Alopecosa accentuata*-val volt együtt fogható, az ott említett tulajdonságok vonatkoznak rá is, de ezen faj előfordulása még inkább kapcsolatban volt a terület nyitottságával.

Alopecosa schmidti (Hahn, 1835) – Leginkább a *Hogna radiata*-val fordult elő együtt a talajcsapdáknál. Ez a faj az alacsony, gyér növényzetű, meleg, délies területeket, az egyenletes talajfelszínt kedveli elsősorban.

Alopecosa sulzeri (Pavesi, 1873) – A kutatás során ez a farkaspókfaj került elő legnagyobb példányszámban és az összes gyűjtési helyen fogható volt. Leggyakrabban a *Trochosa terricola*-val volt együtt található a talajcsapdáknál. Előfordulása a cserjés, fás, erősebben határolt, kevésbé lejtős területeken volt jellemző.

Hogna radiata (Latreille, 1819) – Az *Alopecosa sulzeri*-hez hasonlóan ez a faj is minden gyűjtési helyen megtalálható volt, de jóval kisebb egyedszámban. Leggyakrabban az *Alopecosa schmidti*-vel volt együtt fogható. A zavart növényzetű, egyenletesebb felszínű helyeken volt leginkább található.

Pardosa hortensis (Thorell, 1872) – Előfordulása a taposott, erodált, növényzetileg zavart, cserjék, fák által borított, erősebben határolt területeken volt jellemző. Ezek az eredmények a faj bolygatástűrésével lehetnek összefüggésben.

Trochosa terricola (Thorell, 1856) – Leginkább az *Alopecosa sulzeri*-vel volt együtt fogható. Elsősorban a cserjés, erdősödött területekhez kötődött.

Értékelés

Balogh János kutatásaival való összevetés

Noha a Balogh János által több mint hat évtizede végzett és a jelen vizsgálatok módszerei nem voltak azonosak, mégis érdemes őket egybevetni, hiszen mindkettő intenzív és reprezentatív volt, így lehetőség nyílik a fajösszetétel változásainak nyomon követésére. Balogh nem alkalmazta a talajcsapdázást, míg jelen kutatás során ez alapvető gyűjtési mód volt, hiszen a farkaspókok esetében ez vezet a legjobb eredményhez. Balogh vizsgálatai a kutatás során előkerült összes pókfajra irányultak, míg a jelen dolgozat csak egy pókcsaládot dolgoz fel. Különbségek vannak a gyűjtések menetében is, Balogh a téli nyugalmi időszakban nem végzett gyűjtéseket, míg a mi csapdáink ilyenkor is működtek.

Balogh (1935) 12 farkaspókfaj előkerüléséről számol be, mi 14 fajt találunk. Egy pókfaj – az *Alopecosa pulverulenta* – jelen vizsgálat során nem került elő, viszont gyűjtöttünk három, Sas-hegyre nézve új fajt: az *Alopecosa mariae*, a *Pardosa agrestis* és a *Pardosa hortensis*.

A kutatás természetvédelmi szempontú értékelése

A Lycosidae család tagjai változatos élettereken fordulnak elő. Sokuk kivételként alkalmazkodott az urbanizált területek viszonyaihoz, így az intenzív mező-

gazdasági tevékenység okozta bolygatáshoz is (Samu *et al.* 1996, Samu *et al.* 1998). Ugyanakkor számos fajuk kifejezetten a kevésbé zavart helyeken, vagy speciális élőhelyeken fordul elő. A farkaspókok számos fajának ökológiai karakteréről áll rendelkezésünkre irodalmi adat (Maurer & Hanggi 1990, Buchar 1992, Buchar & Thaler 1995, Hanggi *et al.* 1995, Buchar 1996). A változatos élőhelyválasztás és ennek viszonylagosan jól dokumentált volta alkalmassá teszi ezt az állatcsoportot arra, hogy a fajspektrum alapján következtessünk egy adott terület természetvédelmi jelentőségére, vagy esetleges bolygatottságára.

A Magyarországon előforduló 55 farkaspókfaj közül jelen kutatás 14-et mutatott ki. Természetesen nem kizárt, hogy az általunk jelenleg nem talált, de a Balogh-féle gyűjtéskor előkerült *Alopecosa pulverulenta*, vagy esetleg egyéb fajok is előfordulnak még itt. A fajok közül hét leginkább a meleg, száraz élettereket kedveli és urbanizált helyeken ritkán fordul elő – ezek az *Alopecosa cursor*, *A. mariae*, *A. schmidti*, *A. solitaria*, *A. sulzeri*, *Hogna radiata*, *Lycosa vultuosa*. Két faj szintén melegkedvelő, de egyéb helyeken is gyakorinak számít – ez az *Alopecosa accentuata* és az *A. cuneata*. Három faj már nedvesebb, fásszárúakkal borított biotópokban is fellelhető – ilyen az *Aulonia albimana*, a *Pardosa alacris* és a *Trochosa terricola*. Két faj pedig – a *Pardosa agrestis* és a *P. hortensis* – kifejezetten az emberi tevékenység által bolygatott területek jellemző fajai (Samu *et al.* 1996). Ez utóbbi két faj a gyűjtési helyeken belül a bolygatottsággal mutatott asszociációt, megjelenésük az enyhe degradálódásra utaló jelként értelmezhető.

Az egyelőre kismértékű degradáció ellenére összességében biztató kép tárul elénk a farkaspókfauna állapotáról a hegy lényegében megőrizte 60 évvel ezelőtti faunáját.

Több mint három éven át tartó vizsgálataink eredményeinek birtokában elmondható, hogy egy ilyen kis kiterjedésű, város által erősen körülzárt élőhely is képes volt hosszú távon megőrizni a rá jellemző farkaspókfaunát. Mindezekből levonható az a konklúzió, hogy kis területek is jelentősen hozzájárulhatnak a biodiverzitás megőrzéséhez, ezért védelmük nem hiábavaló, hanem szükséges és hasznos feladata a természetvédelemnek. A vizsgálati eredmények továbbá megerősítették azt a tényt, miszerint egy adott területen előforduló farkaspók-fajspektrum – az egyes fajok bolygatás tűrésének ismeretében – jelezheti a terület természetességét vagy zavartságát. Az ilyen irányú vizsgálatok tehát a jövőben is hasznos eredményeket ígérnek.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk dr. Balogh Jánosnak a gyűjtések értékelését elősegítő diszkusszióért, Siklósi Engelbertnek aki engedélyezte és segítette kutatásainkat. A gyűjtésekben és a feldolgozásban Botos Istvánné, Kiss Balázs és Konczné Benedicty Zsuzsa nyújtottak

segítségét. A kutatásokat a Fővárosi Önkormányzat, a Központi Környezetvédelmi Alap, az OTKA (T32209) támogatása, valamint a Művelődési Minisztérium oktatási és kutatóintézeteknek nyújtott pályázati támogatása (MKM K+F 615/1996) tették lehetővé. A kutatások alatt S. F. Magyary Zoltán és Bolyai János ösztöndíjas volt.

Irodalomjegyzék

- Balogh, J. I. (1935): *A Sashegy pókfaunája. Faunisztikai, rendszertani és környezettani tanulmány.* – Sárkány-Nyomda Rt., Budapest.
- Buchar, J. (1992): Kommentierte Artenliste der Spinnen Böhmens (Araneida). – *Acta. Univ. Carol. Biol.* **36**: 383–428.
- Buchar, J. (1996): Zoogeographical distribution of family Lycosidae in former Czechoslovakia. – *Entomofauna Carpathica, Bratislava* **8**: 52–55.
- Buchar, J. & Thaler, K. (1995): Die Wolfspinnen von Österreich 2: Gattungen Arctosa, Tricca, Trochosa (Arachnida, Araneida: Lycosidae) – Faunistisch-tiergeographische Übersicht. – *Carinthia II.* **185**: 481–498.
- Chyzer, K. & Kulczynski, L. (1891): *Araneae Hungariae. Tomus I: Salticoidae, Oxyopoidae, Lycosoidae, Heteropodoidae, Misumenoidae, Euetrioidae, Tetragnathoidae, Uloboroidae, Pholcooidae, Scytodoidae, Urocteoidae, Eresoidae, Dictynoidae.* – Academie Scientiarum Hungaricae, Budapest.
- Chyzer, K. & Kulczynski, L. (1894): *Araneae Hungariae. Tomus II, pars prior: Theridioidae.* – Academie Scientiarum Hungaricae, Budapest.
- Chyzer, K. & Kulczynski, L. (1897): *Araneae Hungariae. Tomus II, pars posterior: Zodarioidae, Agalenoidae, Drassoidae, Zoropseoidae, Dysderoidae, Filistatoidae, Calommatoidae, Theraphosoidae.* – Academie Scientiarum Hungaricae, Budapest.
- Hanggi, A., Stöckli, E. & Nentwig, W. (1995): Habitats of Central European spiders. – *Misc. Faun. Helvet.* **4**: 1–460.
- Herman, O. (1876–1879): *Magyarország pókfaunája. I–III. Ungarns Spinnenfauna I–III.* – Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest.
- Loksa, I. (1972): *Pókok II. – Araneae II.* – In: Magyarország Állatvilága (Fauna Hungariae). Budapest, Akadémiai Kiadó, 112 pp.
- Loksa, I. (1973): Adatok a Sashegy ugróvilásainak ismeretéhez. – Papp, 1977 citálja „In litt.”
- Maurer, R. & Hanggi, A. (1990): *Katalog der schweizerischen Spinnen. Documenta Faunistica Helveticae 12.* – Schweizerischer Bund für Naturschutz, Zürich.
- Papp, J. (1977): *A budai Sas-hegy élővilága.* – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Podani, J. (1976): A Sashegy (Budai hg.) csigafaunája – Die Schneckenfauna des Sashegy (Budaei Gebirge). – *Soosiana* **4**: 13–14.
- Rakonczay, Z. (1992): *Sas-hegytől a Kálvária-dombig.* – In: Észak-Dunántúl természeti értékei. Mezőgazda Kiadó, Budapest
- Samu, F. & Sárospataki, M. (1995): Design and use of a hand-hold suction sampler and its comparison with sweep net and pitfall trap sampling. – *Folia ent. hung.* **56**: 195–203.
- Samu, F., Sunderland, K. D. & Szinetár, C. (1998): Scale-dependent dispersal and distribution patterns of spiders in agricultural systems: a review. – *J. Arachnol.* **27**: 325–332.
- Samu, F. & Szinetár, C. (1999): Bibliographic check list of the Hungarian spider fauna. – *Bull. Br. Arachnol. Soc.* **11**: 161–184.

- Samu, F., Vörös, G. & Botos, E. (1996): Diversity and community structure of spiders of alfalfa fields and grassy field margins in South Hungary. – *Acta Phytopath. Entomol. Hung.* **31**: 253–266.
- Siklósi, E. (1984): *Budapest, Sas-hegy Természetvédelmi Terület*. – Tájak korok múzeumok kis-könyvtára.
- Szinetár Cs. & Samu F. (1996): A budai Sas-hegy pókfaunájának állapotfelmérése. Előzetes eredmények. – *A Magyar Biológiai Társaság XXII. Vándorgyűlése, Gödöllő*, p. 58.

Investigations of the wolf spiders of the Sas Hill Nature Reserve Area in Budapest sixty years ago and today

K. Bleicher^{1,2}, F. Samu¹, C. Szinetár³ & T. Rédei⁴

¹Plant Protection Institute, Hungarian Academy of Sciences
P. O. Box 102, H-1525 Budapest, Hungary

²Department of Entomology, University of Horticulture and Food Industry
P. O. Box 53, H-1502 Budapest, Hungary

³Department of Zoology, Berzsenyi College

Károlyi Gáspár tér 4, H-9700 Szombathely, Hungary

⁴Department of Plant Taxonomy and Ecology, Eötvös Loránd University
Ludovika tér 2, H-1083 Budapest, Hungary

Abstract: The wolf spider fauna of Sas Hill in Budapest was studied between September 1994 and January 1998. Most of the spiders were collected in five collecting sites located in various patches of the grassland vegetation on the hilltop, using pitfalls and hand-held suction sampler. It gives a special significance to these studies that Dr János Balogh had completed his comprehensive survey of the spider fauna of the hill sixty years ago. This gave us the opportunity to study how environmental changes have affected spiders over relatively long period. The studies showed to what degree the wolf spider fauna has changed. The conservation biological significance of these changes were evaluated at species level, by taking into account data about the rarity and ecological characteristics of the species indicated in different literature sources. Comparing the present results to those obtained six decades ago, it could be concluded that the wolf spider fauna remained basically unchanged. We collected 14 wolf spider species together, of which three are new to the fauna of the hill. We could not recover only one species found by Balogh. Two of our newly found species indicates slight degradation of the area. On the other hand, the stability of the populations of most species, some are of conservation biological value, is remarkable. The above results prove the conservation value of small nature reserve areas, and underline the necessity of the further preservation of this particular urban nature reserve area.

Ragadozó emlős életközösség táplálék-összetétele mezőgazdasági területen, Somogy megyében

Lanszki József és Körmendi Sándor

PANNON Agrártudományi Egyetem, Állattenyésztési Kar
7401 Kaposvár, Pf. 16
e-mail: lanszki@atk.kaposvar.pate.hu

Összefoglaló: A vörösróka (*Vulpes vulpes* L.), a nyest (*Martes foina* Erxleben), a hermelin (*Mustela erminea* L.), a borz (*Meles meles* L.) és a vidra (*Lutra lutra* L.) táplálék-összetételét tanulmányoztuk egy délnyugat-magyarországi mezőgazdasági területen, négyéves időszakban. A táplálék-összetételt hullatékanalízissel határoztuk meg (238, 262, 67, 50 és 1033 minta, a fajok sorrendjében). Kisemlősök alkották a vörösróka, a nyest és a hermelin domináns táplálékát. Nyáron és ősszel rovarok és növények jelentős táplálékai voltak a rókának, nyestnek és borznak, valamint kis testű énekesmadarak a hermelinnek. A borz tavaszi táplálékában a rovarok és kukorica mellett jelentős volt a gyűrűsférgék aránya, ősszel a kisemlősöké. A vidra táplálékában a halak domináltak, de évszaktól függően jelentős (5–23%) volt a kétféltű fogyasztás is. A fajok, illetve taxonok száma a ragadozók táplálékában 47, 59, 14, 26 és 36, a fajok sorrendjében.

Kulcsszavak: ragadozó emlős életközösség, táplálék-összetétel, hullatékanalízis

Bevezetés

A hullatékanalízis a ragadozó emlősfajok táplálkozásökológiai vizsgálatára a gyakorlati kutatómunkában elterjedt módszer, mert az életközösségbe való beavatkozás nélkül végezhető. A hullatékanalízisen alapuló kvalitatív vizsgálat pontos képet ad a fogyasztott zsákmány, növényfajokról és azok előfordulási gyakoriságáról, melyekből következtetések vonhatók le a ragadozók táplálkozásökológiájára. A tápláléklista felhívja a figyelmet a védelemmel, a vadgazdálkodással összefüggő kérdésekre.

Az általunk is vizsgált ragadozó emlősökkel kapcsolatos táplálkozásökológiai vizsgálatokban legtöbbször csak nagyobb rendszertani egységek szerint csoportosított táplálék-összetétel, illetve csak néhány fontosabb táplálékkategóriában található fajlista az irodalomban (pl. Ciampalini & Lovari 1985, Goszczynski 1986, Jedrzejewski *et al.* 1989, Serafini & Lovari 1993, Lanszki & Körmendi 1996a). Ezeken kívül néhány esetben mediterrán (pl. Papageorgiou *et al.* 1988), közép-európai (pl. Suchentrunk 1984, Kozena 1988), skóciai (Kolb & Hewson 1979) és észak-európai (pl. Englund 1965, Erlinge 1967, Jensen & Sequira 1978) területeken előforduló fajok táplálék-összetételét részletesen is közölték. A téma hazai irodalma hiányos, csak a vörösróka (Erdei 1977, Farkas 1983), valamint a

vidra (Kemenesné & Nechay 1990, Lanszki & Körmendi 1996b) táplálék-összetételét tanulmányozták részletesen.

Jelen publikációban egy mezőgazdasági művelés alatt álló, de vizes és erdei élőhelyeket is magába foglaló területen élő ragadozó emlős életközösséget vizsgálunk. Az itt élő fajok egy része vadászható (vörösróka és nyest), valamint védett (borz és hermelin) és fokozottan védett (vidra). A célkitűzésünk ezen fajok évszakonkénti táplálék-összetelének kvalitatív vizsgálata és részletes fajlista közlése.

Anyag és módszer

Vizsgálati terület

A Fonói halastó Délnyugat-Magyarországon helyezkedik el (a 10 km × 10 km-es UTM hálótérkép YM24-es négyzetében). A tavat tápláló patak a Kapos folyó vízgyűjtőjéhez tartozik.

A vizsgálati időszak első két évében (1. időszak: 1991 december – 1993 november) a halastó körzetének növényzete, a gazdálkodás jellege lényegesen eltért a vizsgálat második két évétől (2. időszak: 1993 december – 1995 november). A gazdálkodásban bekövetkezett főbb változások: a halastó vízzel való feltöltésének és a halasításnak az elmaradása, a vízközeli erdőréteg egy részének letermelése, valamint a többi erdőrétegben ritkítás végzése, a vadföld-gazdálkodás befejezése. A halfaunában az első időszakban intenzív halászati tevékenység zajlott polikultúrás népesítéssel, ponty (*Cyprinus carpio*) dominanciával, a második időszakban haltelepítés nem történt, ezért a kis méretű, gazdaságilag jelentéktelen halak voltak megtalálhatók. A vadföldön kukorica (*Zea mays*) vetés volt jellemző az első két évben. A tó medrének szárazra kerülésével, valamint a letermelt erdőréteg és a vadföldek magára hagyásával gyomtársulások váltak uralkodóvá. A tó nyugati partján 70 ha kiterjedésű, szántóval szabdalt, nagyobb részét egészen a tó partvonaláig érő 60 éves cseres-tölgyes erdő (*Quercetum petraeae-cerris*) húzódik. A tó északi oldalán kis kiterjedésű rét és bokorfűzes (*Salicetum triandrae-purpurea*), valamint magassásos (*Caricetum acutiformis-ripariae*) és nádas (*Scirpo-Phragmitetum*) teszi változatossá a növényzetet. A halastó keleti oldalán nagy kiterjedésű szántó, délkeleten a partvontól 250 m-re emberi település, gyümölcsös kertekkel, valamint délen nyílt és fás legelő található.

Mintafeldolgozás

A ragadozók táplálék-összetételét hullatékanalízissal tanulmányoztuk. A hullatékokat kéthetenkénti gyakorisággal gyűjtöttük, standard útvonal (kb. 4200 m) bejárásával. A vizsgált hullatékok száma négy év alatt: vörösróka (*Vulpes vul-*

pes L.) 238; nyest (*Martes foina* Erxl.) 262; hermelin (*Mustela erminea* L.) 67; borz (*Meles meles* L.) 50; vidra (*Lutra lutra* L.) 1033.

A táplálékfajok meghatározása az emészthetetlen maradványok, így szőr és fogazat (Teerink 1991, Debrot *et al.* 1982, Ujhelyi 1989), toll (Brown *et al.* 1993), pikkely, garatfog és csontok (Berinkey 1966, Paunovic 1990, Pintér 1989), valamint kitin- és mészváz (Móczár 1969) alapján mikroszkóppal történt. A halak és növények határozásához referenciagyűjteményt is használtunk.

A százalékos táplálék-összetételt és a táplálkozási niche-szélességet a hullatékban évszakonként előforduló táplálékalkotók relatív gyakorisága alapján adtuk meg. A vizsgált négy év adatait az értékelés során együtt kezeltük, csak az évszakokat különítettük el.

A táplálkozási niche-szélességi számítást Levins (1968) szerint [$B = 1/p_i^2$, ahol p_i = az általánosító taxon relatív gyakorisága] végeztük el évszakonként (Krebs 1989). A számításnál alkalmazott táplálékkategóriák (taxonok): 1. kisemlősök (Insectivora, Lagomorpha, Rodentia), 2. elhullott állatok (Artiodactyla és Carnivora), 3. háziállatok, 4. madarak, 5. hullók és kételtűek, 6. halak, 7. gerinctelenek (Mollusca, Annelida, Arthropoda), 8. növények. A nem emészthető anyagokat és a tisztálkodás során az emésztőrendszerbe és hullatékba került saját szőrszálakat (1–5 szőr/hulladék) nem vettük figyelembe a számításnál.

Eredmények

A szárazföldi predátorok fő táplálékát kisemlősök képezték (1. táblázat). A hermelin egész évben, a vörösróka a nyár kivételével, a nyest pedig télen és tavasszal alapvetően kisemlősöket fogyasztott. Kisemlőstáplálékuk változatos volt, a hermelin 7 fajt, köztük mezei nyulat (*Lepus europaeus*), mogyorós pelét (*Musccardinus avellanarius*), vízipockot (*Arvicola terrestris*), a vörösróka 9 fajt, a nyest 12 fajt fogyasztott. A borz táplálékában csak ősszel volt jelentős (32,4%) a kisemlősfogyasztás, a táplálékában előforduló legfontosabb faj a mezei pocok (*Microtus arvalis*) volt. A vízhez kötődő vidra igen alacsony (0,2–1,4%) arányban fogyasztott kisemlőst, például mezei nyulat, vándorpatkányt (*Rattus norvegicus*), pézsmapockot (*Ondatra zibethica*) és vízipockot.

Elhullott nagyvad, főként Artiodactyla fajok inkább csak a téli időszakban fordultak elő táplálékként (1. táblázat). A borz, mint táplálékfaj előfordulása a vörösróka egész éves és a nyest őszi táplálékában nagy valószínűséggel a borz illegális vadászatával függhet össze és a tetemek fogyasztását jelenti. A hermelin és a vidra nem fogyasztott elhullott (nagy testű) állatot.

Háziállatok csak a vörösróka és a nyest táplálékában fordultak elő (1. táblázat). Az esetek többségében (juh, kecske, szarvasmarha) elhullott állatokból, vagy a feldolgozás során megmaradt hulladékból származtak. A lakott területen

1. táblázat. Ragadozó fajok évszakonkénti táplálék-összetétele a Fonói halastó körzetében.

Táplálékkategória	<i>Vulpes vulpes</i>				<i>Martes foina</i>				<i>Mustela erminea</i>				<i>Meles meles</i>			<i>Lutra lutra</i>			
	Évszak																		
	I.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.
	Relatív gyakoriság, %																		
1. Kisémlősök	49,7	37,0	17,4	46,3	48,0	35,4	17,8	37,1	77,3	58,1	48,7	42,9	5,9	13,6	32,4	0,2	1,4	0,6	1,4
Vakond (<i>Talpa europea</i>)											2,4	14,3							
Mezei cickány (<i>Crociodura suaveolens</i>)							0,3												
Cickány (<i>Sorex</i> sp.)						1,0		0,9		3,2						0,2			
Mezei nyúl (<i>Lepus europaeus</i>)	1,1			0,9		1,0			4,5								0,2		
Mókus (<i>Sciurus vulgaris</i>)				0,9			0,5	0,9											
Mogyorós pele (<i>Muscardinus avellanarius</i>)			4,3			2,1	1,8				7,3								
Közönséges erdeieger (<i>Apodemus sylvaticus</i>)	1,1																		
Sárganyakú erdeieger (<i>Apodemus flavicollis</i>)	6,6	5,0	2,2	7,4	5,5	7,3	3,1	3,4	31,8	6,4	4,9								
Pirókeger (<i>Apodemus agrarius</i>)				0,9			0,3												
<i>Apodemus</i> sp.					1,4	1,0	0,3	1,7	9,1	6,5			2,3		5,9			0,3	
Vándorpatkány (<i>Rattus norvegicus</i>)						1,0													0,7
Házi egér (<i>Mus musculus</i>)					2,7	2,1	1,8	2,6											
Törpeeger (<i>Micromys minutus</i>)	0,5																		

Táplálékkategória	<i>Vulpes vulpes</i>				<i>Martes foina</i>				<i>Mustela erminea</i>				<i>Meles meles</i>				<i>Lutra lutra</i>			
	Évszak																			
	I.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.	
	Relatív gyakoriság, %																			
Pézsmapocok (<i>Ondatra zibethica</i>)					1,4	2,1														0,3
Vízipocok (<i>Arvicola terrestris</i>)									9,1		4,9						0,6			
Erdei pocok (<i>Clethrionomys glareolus</i>)	12,0		4,3	3,7	11,0	4,2	2,9	9,5		6,5	2,4		1,2	4,6						
Földi pocok (<i>Pitymys subterraneus</i>)								0,9												
Mezei pocok (<i>Microtus arvalis</i>)	21,9	22,8	4,3	27,8	23,3	8,3	5,5	11,2	4,5	22,6	7,3		1,2	9,0	23,6					
Csalitjáró pocok (<i>Microtus agrestis</i>)	0,5																			
<i>Microtus</i> sp.	5,5	5,0		3,7	2,7	2,1	0,5	3,4	9,2	3,2	7,3	28,6								
Rágcsáló (Rodentia sp.)	0,5	2,5		0,9		3,1	0,8	2,6		9,7	12,2		1,2		2,9		0,6	0,3	0,4	
2. Elhullott állatok	20,8	12,6	4,3	7,4	4,1	2,1	0,25	1,7					1,2	13,6	5,9					
Menyétféle (<i>Mustela</i> sp.)		1,7*												13,6						
Borz (<i>Meles meles</i>)	2,2	0,8	2,15	1,8				0,8												
Vaddisznó (<i>Sus scrofa</i>)	1,1	2,5						0,9							2,9					
Őz (<i>Capreolus capreolus</i>)	17,0	9,2	2,15	5,6	4,1	2,1	0,25								3,0					
Gímszarvas (<i>Cervus elaphus</i>)	0,5																			
Szarvasféle (Cervidae)													1,2							

Táplálékkategória	<i>Vulpes vulpes</i>				<i>Martes foina</i>				<i>Mustela erminea</i>				<i>Meles meles</i>			<i>Lutra lutra</i>			
	Évszak																		
	I.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.
	Relatív gyakoriság, %																		
3. Háziállatok	10,9	10,1	8,7	13,0	4,1	2,1	6,8	2,6											
Házinyúl	2,2	1,7	2,2	3,7	1,4		3,4	1,7											
Juh	0,5	1,7		4,7		1,0													
Házi macska (<i>Felis catus</i>)		0,8		2,8															
Kecske/szarvasmarha	3,3	0,8		0,9		1,1													
Baromfiféle	4,9	5,1	4,3	0,9			3,1	0,9											
Tojás (baromfi)			2,2		2,7		0,3												
4. Madarak	4,9	6,7	13,0	5,6	13,7	24,0	5,0	6,9	22,7	29,0	22,0	14,3	18,2	1,6	4,9	13,2	1,7		
Tengelic (<i>Carduelis carduelis</i>)		0,8				2,1	0,3									0,3			
Kis testű énekesmadarak (Passeriformes)	3,8	5,9	13,0	5,6	9,6	19,8	4,7	6,9	22,7	25,8	22,0	14,3	13,6	1,6	4,7	12,6	1,4		
Vízityúk (<i>Gallinula chloropus</i>)															0,2				
Fácán (<i>Phasianus colchicus</i>)	1,1				2,7								4,6			0,3	0,3		
Balkáni gerle (<i>Streptopelia decaocto</i>)					1,4														
Tojás						2,1				3,2									
5. Hüllők + kétéltűek			3,7		1,0	0,25					2,4		4,6	15,2	23,5	22,0	5,5		
Vízisikló (<i>Natrix natrix</i>)			2,8				0,25				2,4				0,6	1,5	1,0		
Tojás					1,0								4,6						

Táplálékkategória	<i>Vulpes vulpes</i>				<i>Martes foina</i>				<i>Mustela erminea</i>				<i>Meles meles</i>				<i>Lutra lutra</i>			
	Évszak																			
	I.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.	
	Relatív gyakoriság, %																			
Béka (Anura)				0,9													15,2	22,9	20,5	4,5
6. Halak	0,6		4,3	0,9	2,7												65,6	54,6	45,2	71,1
7. Gerinctelenek	1,6	21,0	23,9	0,9	8,2	26,0	23,3	11,2	12,9	17,1	28,6		64,7	13,7	20,6		8,9	9,1	13,2	16,9
Szöcske (<i>Tettigonia</i>)							0,3													
Lőtücsök (<i>Gryllotalpa gryllotalpa</i>)		0,8	2,3																	
Mezei tücsök (<i>Gryllus campestris</i>)		0,8	2,2																	
Sáska (<i>Acridioidea</i>)			2,2																0,6	
Közönséges bodobács (<i>Lygaeosoma reticulata</i>)	0,5																			
Aranypettyes futrinka (<i>Carabus hortensis</i>)	0,5	1,7	2,2			4,2	0,8						8,2							
Ragyás futrinka (<i>Carabus cancellatus</i>)		0,8	2,2			3,1	3,7						7,0							
Kékfutrinka (<i>Carabus violaceus</i>)					2,7	2,1	0,8	0,9	3,2				2,3							
Bőrfutrinka (<i>Carabus coriaceus</i>)							0,5						1,2							

Táplálékkategória	<i>Vulpes vulpes</i>				<i>Martes foina</i>				<i>Mustela erminea</i>				<i>Meles meles</i>				<i>Lutra lutra</i>			
	Évszak																			
	I.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.	
	Relatív gyakoriság, %																			
Aranyos bábrabló (<i>Carabus sycophanta</i>)	0,8				1,0 0,8															
Gabonafutrinka (<i>Zabrus tenebrionides</i>)													1,2							
Futóbogár (<i>Carabidae</i>)					1,4 2,9								7,0							
Sárgaszegélyű csíkbogár (<i>Dytiscus marginalis</i>)													6,0 7,1 5,8 12,7							
Óriás csibor (<i>Hydrous piceus</i>)	0,8																			
Pattanóbogár (<i>Elateridae</i>)					1,0 0,3								0,2							
Katicabogár (<i>Coccinella</i> sp.)													0,6							
Szarvasbogár (<i>Lucanus cervus</i>)													3,7							
Tavaszi ganéjtűró (<i>Geotrupes vernalis</i>)													0,3							
Galacsinhajtó (<i>Scarabaeidae</i>)													0,3							
Csalán levélbogár (<i>Dlochrysa fastuosa</i>)	0,6																			
Levélbogár (<i>Chrysomelidae</i>)													1,2							
Aranyos rózsabogár (<i>Cetonia aurata</i>)													2,3 5,9							

Táplálékkategória	<i>Vulpes vulpes</i>				<i>Martes foina</i>				<i>Mustela erminea</i>				<i>Meles meles</i>				<i>Lutra lutra</i>			
	Évszak																			
	I.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.	
	Relatív gyakoriság, %																			
Májusi cserebogár (<i>Melolontha melolontha</i>)	8,4	6,5					0,3													
Cserebogár (Melolonthidae)							0,3													
Német darázs (<i>Paravespula germanica</i>)							0,3													
Padlásdarázs (<i>Polistes nimfa</i>)							0,3													
Erdei vöröshangya (<i>Formica rufa</i>)								0,9												
Lódarázs (<i>Vespa crabro</i>)													5,9							
Darázs (Vespidae)									3,2				1,2							
Darázsfészek													1,2							
Hártyásszárnyú (Hymenoptera)					1,4	3,1	0,3				2,4				2,9					
Rovar (Insecta)	6,7	6,4	0,9		2,7	11,5	6,3	9,4	6,5	14,7	28,6		1,2	9,1	2,9	2,7	1,8	6,2	3,8	
Puhatestű (Gastropoda)							0,8									0,2	0,8	0,8	0,4	
Gyűrűsféreg (Annelida)													21,2	4,6	8,9					
8. Növények	11,5	12,6	28,4	22,2	19,2	9,4	46,6	40,5		9,8	14,3		28,2	36,3	41,1	8,5	5,7	5,0	3,4	
Szőlő (<i>Vitis vinifera</i>)			2,2	3,7			1,0	16,3												
Cseresznye (<i>Cerasus avium</i>)	13,1	0,9			4,2	25,1							13,6							
Meggy (<i>Cerasus vulgaris</i>)					2,7		4,5													

Táplálékkategória	<i>Vulpes vulpes</i>				<i>Martes foina</i>				<i>Mustela erminea</i>				<i>Meles meles</i>				<i>Lutra lutra</i>			
	Évszak																			
	I.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.	
	Relatív gyakoriság, %																			
Húsos som (<i>Cornus mas</i>)					1,4		0,3													
Szamóca (<i>Fragaria</i> sp.)						2,1	7,1				2,4									
Szeder (<i>Rubus</i> sp.)				2,2			0,8	6,9												
Gyepűrózsa (<i>Rosa canina</i>)	0,5				1,4			1,7					1,2		2,9					
Kökény (<i>Prunus spinosa</i>)	1,6			10,2	2,7			2,6												
Szilva (<i>Prunus domestica</i>)				4,3				2,6	0,9											
Gyümölcs, meghatározhatatlan	0,5			0,9				2,1	2,6			2,5								
Búza (<i>Triticum aestivum</i>)					1,4						2,4	14,3								
Kukorica (<i>Zea mays</i>)	4,5	4,2		3,7	1,4			0,9					25,8	9,1	35,3					
Napraforgó (<i>Helianthus annuus</i>)	0,5	1,7	2,2	1,9	1,4		0,3							9,1	2,9					
Borostyán mag (<i>Hedera helix</i>)											2,5									
Mag	0,5	0,8						0,3	2,6				1,2					0,2	0,6	1,0
Levél	1,1			0,9	1,4	2,1											0,4			
Fűféle	2,2	5,9	2,2		5,4	1,0	2,5	4,3					4,5				0,4	0,8		
Virág									0,9											
Gyékény/sás (<i>Typha/Carex</i> sp.)				2,2				0,9									4,0	0,8	1,8	2,4
Békalencse (<i>Lemna</i> sp.)																	3,6	3,9	2,6	

Táplálékkategória	<i>Vulpes vulpes</i>				<i>Martes foina</i>				<i>Mustela erminea</i>				<i>Meles meles</i>			<i>Lutra lutra</i>			
	Évszak																		
	I.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.	II.	III.	IV.	I.	II.	III.	IV.
	Relatív gyakoriság, %																		
Egyéb																			
Nylon	+							+										+	+
Alumínium fólia		+		+				+											
Papír				+				+											
Fadarab				+												+	+	+	
Kavics				+				+					+				+		
n	102	59	19	58	73	96	382	116	17	20	26	4	32	6	12	265	346	224	198
B	3,14	4,31	5,10	3,22	3,37	3,84	3,22	3,13	1,54	2,28	3,08	3,26	2,00	4,51	3,13	2,13	2,71	3,42	1,86

Jelmagyarázat: I. = tél; II. = tavasz; III. = nyár; IV. = ősz; * = kisemlős

kategória; + = hullatékban előfordult; n = mintaszám, B = niche-szélesség

fogyasztott baromfifélék és azok tojása szinte minden évszakban megtalálhatók táplálékukban, de nem jelentős (1–6%) arányban.

A madarak meghatározása hullatéből a legproblematicusabb. Az emésztőnedvek olyan mértékben roncsolják a tollakat, hogy a faj szerinti határozás az esetek nagy részében nem lehetséges. Táplálékként többségében kis testű énekesmadarak (Passeriformes) fordultak elő (1. táblázat). A terület apróvadállománya nem jelentős, amit az alacsony fácán (*Phasianus colchicus*) arány is jól mutat.

A hullók közül csak vízisiklót (*Natrix natrix*) és tojását mutattuk ki a borz kivételével az összes többi ragadozó faj táplálékában 0,25–2,8%-ban (1. táblázat). A kétélűek szerepe csak a vidra táplálékában volt jelentős (4,5–23%), de a szárazföldi fajok is fogyasztották.

A hal a vidra domináns (45–71%) tápláléka, de a vörösróka tavasz kivételével, valamint a nyest télen alacsony arányban (1–4%) fogyasztotta (1. táblázat). A vidra táplálékában 16 halfaj fordult elő, melyek a ponty (*Cyprinus carpio*), fehér busa (*Hypophthalmichthys molitrix*), fogassüllő (*Stizostedion lucioperca*), naphal (*Lepomis gibbosus*), kínai razbóra (*Pseudorasbora parva*), sügér (*Perca fluviatilis*), ezüstkárász (*Carassius auratus gibelio*), kárász (*Carassius carassius*), lapos keszeg (*Abramis ballerus*), dévérkeszeg (*Abramis brama*), vörösszárnyú keszeg (*Scardinius erythrophthalmus*), bodorka (*Rutilus rutilus*), szélhajó küsz (*Alburnus alburnus*), szivárványos ökle (*Rhodeus sericeus amarus*), réti csík (*Misgurnus fossilis*) és vágó csík (*Cobitis taenia*). A területen élő vidrák táplálékösszetételéről korábban részletesen beszámoltunk Lanszki és Körmendi (1996b).

A gerinctelenek közül legfontosabb táplálékalkotók az ízeltlábúak (Arthropoda) voltak (1. táblázat). A vörösróka táplálékában 10, a nyestében 17, a hermelinében 2, a borzében 12, a vidrában 4 fajt határoztunk meg. Ezek többsége futóbogár (Carabidae) volt. Említésre méltó a vörösróka lőtücsök (*Gryllotalpa gryllotalpa*), májusi cserebogár (*Melolontha melolontha*) fogyasztása, a nyest darázs (Hymenoptera) tápláléka, és a vidra sárgaszegélyű csíkbogár (*Dytiscus marginalis*) fogyasztása. Puhatestűeket, főleg csigákat (Gastropoda) jelentéktelen arányban (1%-nál kevesebb) a vidra minden évszakban, a nyest csak nyáron fogyasztott. A borz gyűrűsféreg (Annelida) fogyasztása csak tavasszal volt számottevő (21%).

Főként nyáron és ősszel voltak jelentősek a növények a ragadozók táplálékában (1. táblázat). Az előforduló növényfajok száma a vörösróka táplálékában 12, a nyestében 17, a hermelinében 3, a borzében 6, a vidrában 4 volt. A vörösróka és a nyest növénytáplálékában a kertekből származó gyümölcsök, a borzban különösen tavasszal és ősszel a szemes kukorica dominált.

Az egyéb, táplálékban előforduló anyagok (1. táblázat) közül nylon, alumínium fólia és papírdarabka szemétből származhatott a lakott területen is vadászó vörösróka és a nyest esetében, de a vidránál szerves anyag fogyasztásának oka ismeretlen. A kavicsok madarak zúzógyomrából származhattak.

Következtetések

A vizsgált területen a vadgazdálkodási szempontból jelentős vörösróka fő táplálékát kisemlősök képezték más vizsgálatokhoz (pl. Englund 1965, Erdei 1977, Jensen & Sequeira 1978, Kozena 1988, Papageorgiou *et al.* 1988) hasonlóan. A területen jelentéktelen mezeinyúl- és fácánfogyasztás mellett a dögeltakarításban betöltött szerepe más szerzők adataihoz hasonlóan (Englund 1965, Ryszkowski *et al.* 1971, Suchentrunk 1984) jelentős volt. A háziállat (főként baromfiféle) fogyasztása az évszakonként 10% körül alakult. Egyes területeken magasabb háziállat-fogyasztást találtak (pl. Kolb & Hewson 1979). A kis testű énekesmadarakra reális veszélyt főként a tavaszi és nyári költési időszakban jelentett. Egyes vizsgálatok szerint a madártáplálék nagy részét kis testű fajok (Jensen & Sequeira 1978), mások szerint fácán (Kozena 1988) alkotja. A rovtáplálék tavasszal és nyáron, a növényi táplálék nyáron és ősszel jelentős volt. Ez mediterrán és észak-európai éghajlati viszonyok között is hasonlóan alakul (Englund 1965, Ciampalini & Lovari 1985, Papageorgiou *et al.* 1988, Lindström 1989). Táplálékát tekintve tipikus omnivor faj, a változatos étrendjét a viszonylag magas niche-szélességi adatok is bizonyítják (1. táblázat). Természetes ellensége hazai viszonyok között gyakorlatilag nincs.

A nyest a vörösrókaéhoz sok tekintetben hasonló életmódot élő, hasonló táplálkozási niche-szélességű, omnivor és generalista faj. Lakott területeken nem a baromfifélék fogyasztásával, hanem padlásterek szigetelésének megbontásával és autókábelek elrágásával okoz problémát. Táplálékában általában a kisemlősök domináltak, de télen és tavasszal a kis testű énekesmadarakat is előnyben részesíti, tekintve, hogy fákra, ereszek alá ügyesen fel tud mászni. Rovar- és növényi tápláléka hasonlít a vörösrókaéhoz, arányuk különösen nyáron magas, e tekintetben nagy hasonlóság figyelhető meg a mediterrán területeken végzett vizsgálatokhoz (Lode 1994, Genovesi *et al.* 1996).

A hermelin táplálék-összetételére vonatkozóan kevés és hiányos irodalmi adat áll csak rendelkezésre. Más szerzők (Debrot *et al.* 1984, Jedrzejewski *et al.* 1989) azt tapasztalták, hogy kisemlősökön kívül más táplálékot szinte nem fogyaszt. Hermelin jelenléte a vizsgálati időszak végén már nem volt bizonyítható, ami nagy valószínűséggel a számára kedvezőtlen élőhelyi változásokból adódott. Táplálkozási niche-szélessége az egyes évszakokban jelentősen ingadozott.

Borz csak a vizsgálat második felében volt jelen a területen. A vizsgált mezőgazdasági művelés alatt álló területen tavaszi időszakban domináns táplálékát gerinctelenek – főleg futóbogarak és gyűrűsféreg – alkották. Az év többi részében a gyűrűsféreg-fogyasztás nem volt olyan jelentős, mint más szerzők (Lindström 1989, Kruuk 1989) vizsgálatában. A szemes kukorica tavasszal valószínűleg vaddisznósórókról származhatott. Nyáron jelentős, de a nyesthez és a hermelinhez képest alacsonyabb volt az énekesmadarak részaránya a táplálékában,

emelkedett a növények, főként gyümölcsök fogyasztása. Ősszel jelentősen nőtt a kisemlősök és a növények, főként a kukorica részaránya a táplálékában. Mintákat télen nem gyűjtöttünk, de mediterrán területeken még télen is a rovarok és a növények alkotják a borz fő táplálékát (Ciampalini & Lovari 1985). A vizsgálati eredményeink alapján nem tartjuk indokoltnak a borz védettségi státusának megváltoztatását, mert még mezőgazdaságilag művelt területen is csak őszi időszakban jelentkezik kártétele, növényfogyasztása miatt. A gazdaságilag jelentős kukorica részaránya ekkor 35%-ot tesz ki a táplálékában.

A vidra táplálékában más vizsgálatokhoz hasonlóan (Kemenesné & Nechay 1990, Kruuk 1995) minden évszakban a hal dominált, de emellett még télen is számottevő volt kétéltűfogyasztása.

A vizsgált mezőgazdasági területen előforduló, különböző életmódú (omnivora és táplálékspecialista) ragadozó emlősök fajszáma nagy.

A kvalitatív vizsgálat alapján a védett zsákmányállatok aránya nem jelentős a táplálékukban. A vadgazdálkodási szempontból fontos mezeinyúl és fácán aránya is alacsony a táplálékukban.

A nyest és a vörösróka az emberi településeket, mint potenciális vadászterületet használják.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönjük Andrzej Zalewski és Bene Mónika közreműködését. A kutatást az OTKA (F23057) támogatta.

Irodalomjegyzék

- Berinke, L. (1966): *Halak – Pisces*. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Brown, R., Ferguson, J., Lawrence, M. & Lees, D. (1993): *Federn, Spuren & Zeichen der Vögel Europas: Ein Feldführer*. – Aula-Verlag, Wiesbaden.
- Ciampalini, B. & Lovari, S. (1985): Food habits and trophic niche overlap of the Badger (*Meles meles* L.) and the Red fox (*Vulpes vulpes* L.) in a Mediterranean coastal area. – *Zeitschrift für Säugetierkunde* **50**: 226–234.
- Debrot, S., Fivaz, G., Mermod, C & Weber, J.-M. (1982): *Atlas des poils des mammifères d'Europe*. – Institut de Zoologie, Neuchatel.
- Debrot, S., Fivaz, G. & Mermod, C. (1984): Note sur le gîte et la nourriture hivernale d'une hermine (*Mustela erminea* L.). – *Bull. Soc. nauchateloise des Sci. nat.* **107**: 137–141.
- Englund, J. (1965): Studies on food ecology of the red fox (*Vulpes v.*) in Sweden. – *Viltrevy* **3**: 377–485.
- Erdei, M. (1977): Food-biological investigation on the fox populations in southern Hungary. – *Acta Biol. Szeged* **23**(1–4): 97–107.

- Erlinge, S. (1967): Food habits of the fish-otter *Lutra lutra* L. in South Swedish habitats. – *Viltrevy* **4**: 371–443.
- Farkas, D. (1983): *Újabb adatok a róka táplálkozásáról*. – Beszámoló jelentés a Természet- és Vadvédelmi Állomás 1983. évi munkájáról, Fácánkert 41–44.
- Genovesi, P., Secchi, M. & Boitani, L. (1996): Diet of stone martens: an example of ecological flexibility. – *J. Zool.* **238**: 545–555.
- Goszczynski, J. (1986): Diet of foxes and martens in central Poland. – *Acta Theriol.* **31**: 491–506.
- Jedrzejewski, W., Jedrzejewska, B. & Szymura, A. (1989): Food niche overlaps in a winter community of predators in the Bialowieza Primeval Forest, Poland. – *Acta Theriol.* **34**: 487–496.
- Jensen, B. & Sequeira, D. M. (1978): The diet of the red fox (*Vulpes vulpes* L.) in Denmark. – *Danish Rev. Game Biol.* **10**: 1–16.
- Kemenesné, K. I. & Nechay, G. (1990): The food of otters (*Lutra lutra*) in different habitats in Hungary. – *Acta Theriol.* **35**(1–2): 17–24.
- Kolb, H. H. & Hewson, R. (1979): Variation in the diet of foxes in Scotland. – *Acta Theriol.* **24**: 69–83.
- Kozena, I. (1988): Diet of the red fox (*Vulpes vulpes*) in agrocoenoses in southern Moravia. – *Acta Sc. Nat. Brno* **22**(7): 1–24.
- Krebs, C. J. (1989): *Ecological methodology*. – Harper Collins Publ.
- Kruuk, H. (1989): *The social badger*. – Oxford Univ. Press, Oxford.
- Kruuk, H. (1995): *Wild otters. Predation and population*. – Oxford Univ. Press, Oxford.
- Lanszki, J. & Körmendi, S. (1996a): Négy ragadozó emlősfaj táplálkozásökológiai vizsgálata a Fónói halastó (Somogy megye) körzetében. – *Állattani Közl.* **81**: 73–85.
- Lanszki, J. & Körmendi, S. (1996b): Otter diet in relation to fish availability in a fish pond in Hungary. – *Acta Theriol.* **41**: 127–136.
- Lindström, E. (1989): The role of medium-sized carnivores in the Nordic boreal forest. – *Finnish Game Research* **46**: 53–63.
- Lode, T. (1994): Feeding habits of the stone marten (*Martes foina*) and environmental factors in western France. – *Zeitschrift für Säugetierkunde* **59**: 189–191.
- Móczár L. (1969): *Állathatórózó I–II. kötet*. – Tankönyvkiadó, Budapest.
- Papageorgiou, N. K., Sepougaris, A., Christopoulou, O. G., Vlachos, C. G. & Petamidis, J. S. (1988): Food habits of the red fox in Greece. – *Acta Theriol.* **33**: 313–324.
- Paunovic, M. (1990): *Vodzemci iz proslosti I sadasnjosti Odredivanje skeletnih dijelova*. – Zagreb. [Kétéltű határozó csonttani bélyegek alapján].
- Pintér, K. (1989): *Magyarország halai*. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Ryszkowski, L., Kenyon Wagner, C., Goszczynski, J. & Truszkowski, J. (1971): Operation of predators in a forest and cultivated fields. – *Annal. Zool. Fenn.* **8**: 160–168.
- Serafini, P. & Lovari, S. (1993): Food habits and trophic niche overlap of the red fox and the stone marten in a Mediterranean rural area. – *Acta Theriol.* **38**: 233–344.
- Suchentrunk, F. (1984): *Aspects of food ecology of some austrian red fox population (Vulpes vulpes) and possible consequence for the spread of rabies*. – Dissertation, Univ. Wien.
- Teerink, B. J. (1991): *Hair of West-European mammals*. – Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- Ujhelyi, P. (1989): *A magyarországi vadonélő emlősállatok határozója (Küllemi és csonttani bélyegek alapján)*. – A Magyar Madártani Egyesület kiadványa, Budapest.

Diet of a Carnivora community at a rural area in Somogy county

J. Lanszki & S. Körmendi

University of Kaposvár, Faculty of Animal Science
H-7401 Kaposvár, P. O. Box 16, Hungary

Abstract: The diet of the red fox *Vulpes vulpes* (Linnaeus, 1758), the stone marten *Martes foina* (Erxleben, 1777), the stoat *Mustela erminea* (Linnaeus, 1758), the badger *Meles meles* (Linnaeus, 1758) and the otter *Lutra lutra* (Linnaeus, 1758) was studied in southwest Hungary, in the course of four years. Diet was examined by scat analysis (238, 262, 67, 50 and 1033 samples, respectively). Small mammals were the most important prey for foxes, stone martens and stoats. In summer and autumn insects and plants were important foods for fox, marten and badger, while birds were added to the stoat diet. In the badger's spring diet insects, maize and worms, and in autumn rodents were the most important food. The dominant prey of otters was fish, but the consumption of amphibians (5–23%) was important. The number of species and taxa in the Carnivora's diet were 47, 59, 14, 26 and 36, respectively.

Key words: Carnivora community, diet, scat analysis

A Körös–Maros Nemzeti Park állatföldrajzilag jellegzetes Orthoptera fajai és konzervációökológiai viszonyaik

Nagy Barnabás és Szövényi Gergely

MTA Növényvédelmi Kutató Intézet

1525 Budapest, Pf. 102

E-mail: gegeesz@ludens.elte.hu

Összefoglaló: A Körös–Maros Nemzeti Park területéről korábban általunk kimutatott 57 orthopteroid rovarfaj közül 18 ritkább és a hazai faunára állatföldrajzilag jellegzetes fajt kiemelve egyenként elemeztünk elterjedés, előfordulás és lokális jelentőség szempontjából. Külön kitértünk azokra a konzervációökológiai tényezőkre és szempontokra, amelyek hatással lehetnek a szóban forgó fajok veszélyeztetettségére, illetve elősegíthetik populációik zavartalanabb létezését. A tárgyalt fajok többségének lokális állatföldrajzi értékét az adja, hogy a Kárpát-medencében húzódik areájuk északi, északnyugati határa. Ez jellemzi a dáciai elemnek számító, Magyarországon ritka *Leptophyes discoidalis* fajt is, amely a Nagyalföld keleti pereméig főképpen az Erdély és Kárpátalja felől érkező folyók mentén juthatott el. Az *Isophya costata* szöcske kárpát-medencei endemizmus igen szórványos, reliktum jellegű alföldi előfordulási pontjai ez idő szerint kizárólag e nemzeti park területéről ismeretesek. Az *Isophya modestior stysi* – ugyancsak kárpát-medencei endemizmus – a *Poecilimon schmidti* szöcskével együtt ugyancsak második alföldi lelőhelyről került elő, míg az észak-mediterrán, erdélyi *Pholidoptera littoralis* szöcske új faj a magyarországi Orthoptera-faunában. A fél évszázaddal és még korábban e területen is tömeges keleti vándorsáska (*Locusta migratoria*) és a marokkói sáska (*Dociostaurus maroccanus*) példányait vizsgálati időnk folyamán nem találtuk.

Kulcsszavak: Orthoptera-fauna, állatföldrajz, konzervációökológia, jellegzetes és „védett” fajok, Körös–Maros Nemzeti Park

Bevezetés

A Közép- és Dél-Tiszántúl orthopteroid rovarfaunája – ellentétben a Tiszántúl északi felével – alig ismert. Az első összefoglaló jellegű munka e vonatkozásban a Körös–Maros Nemzeti Park (KMNP) élővilágának feltárására az utóbbi időben indított program eredménye (lásd Függelék, Nagy & Szövényi 1998). Ez az előzetes faunisztikai felmérés szükségesnek mutatkozott különösen azért, hogy a fajok előfordulását irányító ökológiai törvényszerűségek felderítéséhez alapot szolgáltasson.

Valamely terület állatvilágát számos vonatkozásban ítélni meg. Jelen tanulmányunkban csak a ritkább és állatföldrajzi tekintetben jellemző 18 orthopteroid (Orthoptera, Blattodea) rovarfaj előfordulási viszonyait tekintjük át és értékeljük abból a szempontból, hogy milyen szerepet töltenek be a KMNP területén,

illetve a Nemzeti Park különböző típusú élőhelyein. Ezen fajok a KMNP területén, illetőleg a Tiszántúl többi részein is, egyrészt ritkán kerültek elő – többségük létezésükben, fennmaradásukban potenciálisan veszélyeztetettnek ítéltető (néhányuk a hazai Vörös Könyv-ben is szerepel) – másrészt állatföldrajzi szempontból is kitűnnek azzal, hogy a KMNP-beli előfordulásuk a fajok jelentékeny részénél elterjedési területük (areájuk) északi, északnyugati határzónájára esik. Valamennyi eddig ismert orthopteroid rovarfaj KMNP-beli előfordulására vonatkozó részletesebb adatok említett tanulmányunkban találhatóak (Nagy & Szövényi 1998).

Noha, a jellegzetesebb fajok sorában nem szerepeltetjük, mégsem mehetünk el szó nélkül a keleti vándorsáska (*Locusta migratoria*) és a marokkói sáska (*Doclostaurus maroccanus*) kérdése mellett. Ezek a sáskafajok évtizedekkel, de inkább még régebben, számos esetben pusztító tömegekben jelentkeztek Békés és Csongrád megyében is (Kadocsa 1952), tehát de facto területünk faunájának tagjai (voltak?). Mindkét faj esetében bizonyítékunk van arra vonatkozólag, hogy töredékpopulációik igen kis egyedsűrűséggel meghúzódhatnak pár száz négyzetméternyi területen is, tehát igen könnyen az „észlelési küszöb” alá kerülhetnek. Ezért – bár évtizedek óta nem gyűjtötték e két fajt a KMNP területén – teljes bizonyossággal nem állíthatjuk, hogy (már) kipusztultak. Tény, hogy a keleti vándorsáska Európa-szerte visszaszorult néhány nagy síksági folyó (Rhône, Duna, Dnyeper, Volga stb.) torkolati vidékére. Ennek köszönhető, hogy az évszázadokkal korábban nálunk is rettegett tömeges kártevő mára a „védett” állatfajok listájára került Magyarországon. Viszont, a marokkói sáska – évtizedes „kihagyások” után – 1993-ban ismét felütötte a fejét a Kárpát-medence közepén, mégpedig tömegszaporodás alakjában (Nagy 1993). Ez a faj egyébként ugyancsak az állatföldrajzilag jellegzetes fajaink közé tartozik, mivel a Kárpát-medencében éri el legészakibb elterjedését. Mindezek miatt, e két faj előfordulási lehetőségeire is tekintettel kell lennünk a KMNP területén tovább folytatandó kutatások során.

Az „értékes” vagy „jellegzetes” megjelölés – a fentebbi magyarázatok ellenére – nyilvánvalóan eléggé szubjektíven hat. Ezen itt tárgyalt fajcsoport természetesen nem lezárt egység, hiszen a „ritka” vagy „értékes” fajok különböző szempontok szerint értékelhetők, körük tágítható vagy szűkítható aszerint, hogy milyen tényező(k) szerint ítéljük meg a kérdéses taxonokat.

Tárgyalásunk során röviden kitérünk a „védett” fajokra is, tehát azokra, amelyek rákerültek a törvény által védett fajok magyarországi listájára. A Magyar Közlöny 1993/36. számában publikált jegyzék a védett állatfajokról, természetesen egyfajta megegyezés alapján jött létre és valószínű, hogy – amennyiben e kategóriával továbbra is számol a természetvédelem – bizonyos idő után módosítást, kiegészítést is igényelhet mind a fajok jegyzékét, mind eszmei értéküket illetően. Fentiekkel kapcsolatban elegendő megemlíteni csupán az imádkozó sáskát (*Mantis religiosa*), amely feltehetően, részben nyugati, északnyugati szom-

széd országok mintájára kerülhetett „védett” rovaraink közé. Az ott jóval ritkább faj nálunk valójában országosan elterjedt a sík vidéktől legmagasabb hegyeinkig és esetenként még agrárterületek parlagos élőhelyein is előfordul. Pénzben kifejezett „eszmei értéke” pedig már csak a nálunk évek óta makacsul létező infláció miatt is problematikus, bár a többi védett faj eszmei értékéhez való viszonyítást lehetővé teszi.

Vizsgált terület, módszer

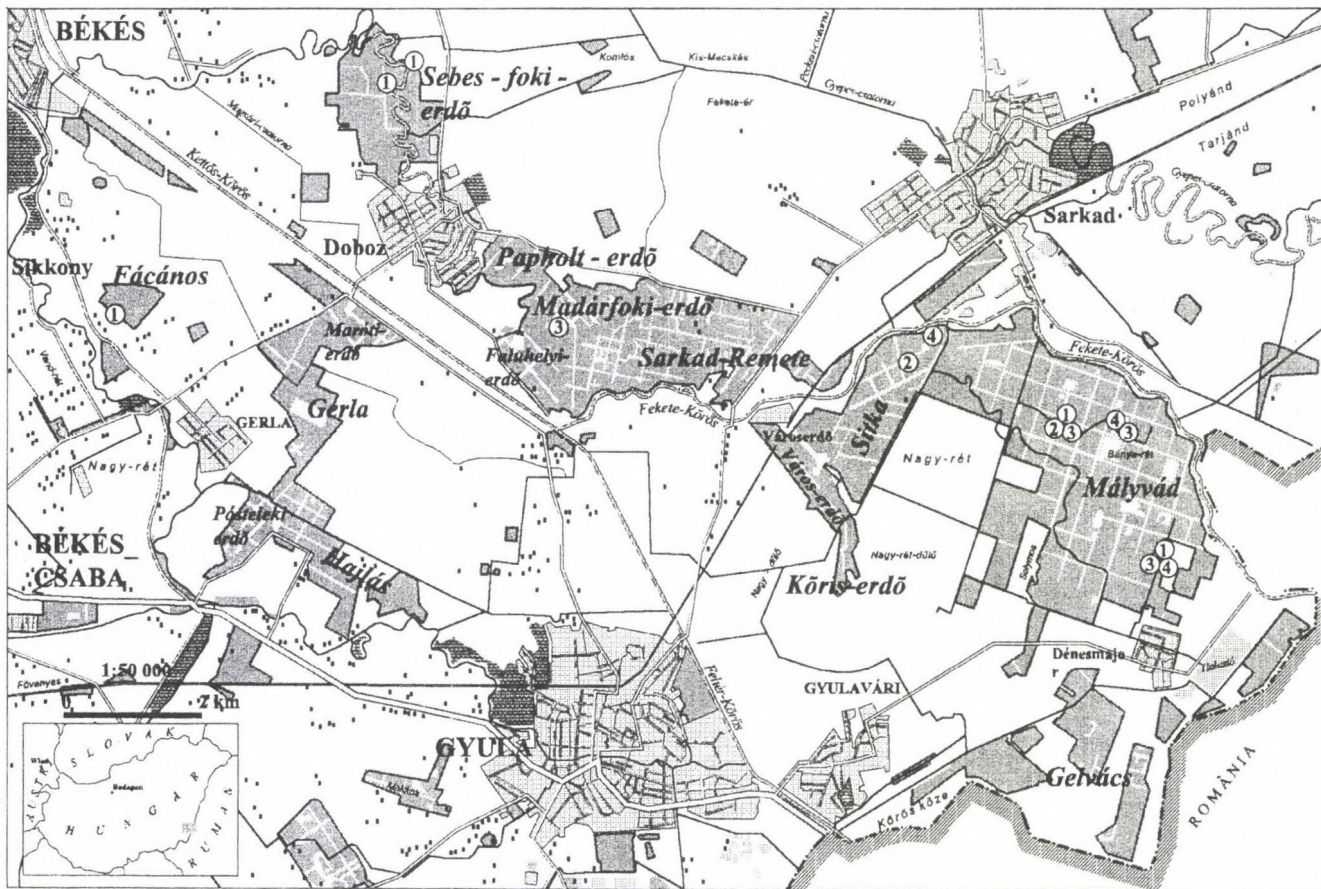
Vizsgálataink elsősorban a KMNP illetékességi területére, tehát általában a Körösök, a Tisza és Maros, valamint a keleti országhatár közötti régióra terjedtek ki. A legeredményesebb gyűjtéseink 1997–98-ban történtek. Különösen intenzív gyűjtéseket végeztünk 1998-ban a Fekete-Körös menti erdős részeken, nevezetesen Doboz, Békéscsaba, Gyula és Sarkad határában (1. ábra). Kisebb gyűjtéseket végeztünk még a KMNP megalakulása előtti időben (Kígyósi puszták, 1986), illetve a KMNP illetékességi területének néhány peremi részén is (Mártélyi Természetvédelmi Körzet). Némi gyűjtött anyagot kaptunk még a NIMFEA Természetvédelmi Egyesület útján is, azonban utóbbiak gyűjtési adatai nem vagy alig utaltak az élőhelyek közelebbi megjelölésére, s ezért ökológiaiag kevésbé értékelhetők.

A gyűjtések zöme rovarhálózással, egy kisebb része egyeléssel, illetve talajcspadázással történt. Korábbi gyűjtési tapasztalataink lehetővé tették, hogy különösen a vegetációs periódus második felében – amikor az egyenesszárnyú rovarok fejlettsége már könnyebb és biztosabb határozást tett lehetővé – a gyűjtött példányok zömét helyszíni meghatározás után elevenen, vélhetően jelentékeny károsodás nélkül, visszaeresztettük élőhelyükre. Ezen eljárásnak – az összes egyedszám korlátozott volta miatt – különösen kisebb, foltszerű élőhelyeken (pl. erdőtisztásokon) lehet nagyobb jelentősége.

A nómenklatúrában Harz (1969, 1975, 1976) munkáihoz igazodtunk.

Eredmények

Jórészt 1997–98. évi vizsgálataink, kisebb részben korábbi szórványos gyűjtéseink, valamint irodalmi adatok és egyéb dokumentáció alapján, a Körös–Maros Nemzeti Park területéről 57 orthopteroid rovarfaj (22 szöcske, 5 tücsök, 28 sáska, 1 csótány, 1 imádkozó sáskafaj) vált ismertté (lásd Függelék, Nagy & Szövényi 1998). Ezen fajok közül ezúttal 18, a KMNP igazgatósága területén ritkább, állatföldrajzilag jellegzetesebb fajt az alábbiakban kiemelve, külön-külön is bemutatunk és értékelünk abból a szempontból, hogy elterjedési területüknek (areájuknak) milyen vonatkozása van hazai, illetve a KMNP-beli előfor-



1. ábra. A Fekete-Körös környéki erdős terület (Kósa Géza & Biró Marianna (1998) rajza után, módosítva) a megtalált ritkább szöcskefajok kimutató előfordulási helyeivel: 1 = *Isophya m. stysi*, 2 = *Leptophyes discoidalis*, 3 = *Poecilimon schmidti*, 4 = *Pholidoptera littoralis*

dulásukhoz. Röviden utalunk élőhelyi és életmódi sajátosságokra és arra, hogy milyen természeti értéket jelentenek, elsősorban a KMNP, de tágabb értelemben a Tiszántúl, sőt az egész Kárpát-medence vonatkozásában.

Az életmódi tulajdonságok közül csak a legszükségesebbek említésére szorítkozunk, de minden esetben kitérünk a fajok vagilitási képességére, amely tulajdonságot igen lényegesnek tartunk a fajok terjedésében, kolonizációjában (Nagy 1992). Egy összefoglaló táblázatban a főbb élőhelytípusok szerinti eloszlásban bemutatjuk az Orthoptera-együtteseket, külön csoportosítva az uralkodó (domináns, szubdomináns), valamint a ritkán előforduló, a „védett” és állatföldrajzilag is jellegzetes fajokat (1. táblázat).

A szóban forgó taxonokat elemezzük konzervációökológiai vonatkozásban is, tehát, hogy élőhelyeiken milyen fenyegetettségnek vannak kitéve, milyen tényezők segítik elő vagy akadályozzák létezésüket, terjedésüket, kolonizációjukat, és hogy fennmaradásukhoz szükségesnek tartunk-e valamely különleges természetvédelmi intézkedést.

A KMNP jellegzetesebb Orthoptera-fajai és jellemzésük

Egyenesszárnyúak rendje (Orthoptera)

Család/Alcsalád: Szöcskék/Lassú szöcskék – Tettigoniidae/Phaneropterinae

Pontozott repülőszöcske – Phaneroptera nana Fieber, 1853

Elterjedés: Mediterrán faj; Magyarországon, síkon, alacsonyabb dombvidéken szórványos, helyenként gyakori előfordulású; a Kárpát-medencétől északra már nem fordul elő. A Kárpát-medencében első ízben a Tihanyi-félszigeten találtuk (Nagy 1947).

Élőhely: Bozótos, bokros, napos lejtők, (galéria) erdőszélek, elhanyagoltabb kertészek.

Életmód: Bokor és felső gypszint lakója. A levélbe sülyesztett tojás telet át, amely viszonylag későn (májusban, júniusban) kel, egyes példányok el sem tudják érni a teljes fejlettséget. Kétszikű növényeken (pl. rózsán, málnán, napraforgón) táplálkozik. Késő őszig is élélhet (Nagy 1960). Közepes jó repülő.

Hazai jelentőség: A hazánkból 1947 óta kimutatott faj feltehetően terjedőben van, mert egyre gyakrabban kerül elő. Később Ausztria keleti felén (Burgenland) is megtalálták (Ebner 1955). Állatföldrajzilag értékes mediterrán eleme faunánknak. A KMNP területén több helyről előkerült; napos bozótosokban, erdőszéleken eléggé elterjedt.

Konzervációökológiai státusz: Az imágó közepesen jó röpképessége folytán a kedvezőtlen hatások elől kitérhet. Hazánkban populációja létében nem fenyege-

tett. Legfeljebb az avarba hulló, tojásokat tartalmazó száraz levelek semmisülhetnek meg elégetés vagy komposztálás következtében. Ugyanakkor a száraz levelek elhurcolásával, szél általi elfújásával kisebb-nagyobb távolságokra passzív módon is terjedhet. Helyileg esetlegesen csökkenő/megsemmisülő populációrészei – a következő években – viszonylag könnyen pótlódhatnak a berepülő imágók útján, ezért külön konzervációs intézkedést nem igényel.

Erdélyi virágszöcske – Leptophyes discoidalis (Frivaldszky, 1876)

Elterjedés: Délkelet-európai, kis áréájú faj; a Kárpát-medence keleti felében, különösen Erdélyben, továbbá Északkelet-Balkánon él. Magyarországon eddig csak igen szórványos előfordulási pontjai ismeretesek az ország ÉK–K-i harmadából. A Gyulavári-erdőből az 1997–98. években folytatott gyűjtések folytán vált ismeretessé.

Élőhely: Felső gypszintben, alacsonyabb bokrokban (pl. a Bükk-fennsíkon) galériaerdő bozótos szélén (pl. a Felső-Tisza, Bodrog és a Fekete-Körös mentén), patak menti magaskórós növényzetben (a Bükkben és az Aggteleki-karszton), általában dús növényzetű, párás élőhelyeken fordul elő.

Életmód: Feltehetően csak kétszikű növényekkel táplálkozik. Lassú mozgású, röpképtelen, zavarásra csak gyengén (kis ugrásokkal) menekül. Tojásait „félkemény” növény szárakba rakja, ennek folytán feltételezzük, hogy a tojások elhurcolással (pl. folyóvíz útján, kaszált növényi anyag elszállításával) passzív módon is terjedhetnek.

Hazai jelentőség: Magyarország keleti, északkeleti felében szórványos, lokális, reliktum jellegű populációiról tudunk, főként az Erdélyből, Kárpátaljából jövő folyók mentén. Egyike a legritkább hazai egyenesszárnyú rovarainknak; elterjedési területének északnyugati határa a Kárpát-medence északi harmadára esik. Állatföldrajzilag értékes faunaelemünk. A KMNPT területén eddig mindössze a Gyulavári-erdőből (Mályvád) mutattuk ki (a NIMFEA TE és saját gyűjtéseink alapján).

Konzervációökológiai státus: A galériaerdők és a patak menti magaskórós vegetáció túlzott zavarása, az erdőszéli bozótos (ökoton-)sávok esetleges felszámolása folytán potenciálisan veszélyeztetett értékes fajunk. Tulajdonképpen védettségre javasolható („vörös könyves”) faj lehetne.

Schmidt-pókszöcskéje – Poecilimon schmidti (Fieber, 1853)

Elterjedés: A Karintiától É-Kaukázusig, az É-Kárpátoktól Törökországig előforduló faj, azonban e területen belül, így pl. a Kárpát-medencében is erősen diszjunkt előfordulású. Magyarországon a Zempléni-hegységen kívül eddig csak néhány, területileg igen korlátozott, szigetszerű – részben eddig még nem is közölt – előfordulásáról (Budapest, Törökbálint, Visegrádi-hegység, Jánd, Bélavár a Dráva mellett) tudunk (Nagy 1987, Nagy *et al.* 1999). Éppen ezért igen érdekes,

bár az erdélyi általánosabb előfordulásának ismeretében nem teljesen váratlan lelőhelyére bukkantunk a Gyula, Doboz és Sarkad között elterülő Gyulavári-erdő (Mályvád) több pontján.

Élőhely: Erdőszélek, erdei tisztások ligetes erdőrészek *Rubus* és *Urtica* bozótjaiban él; növény-, illetve bokorlakó.

Életmód: Helyhez kötött, szárnyatlan, keveset mozgó szöcskefaj; zöld színével teljesen beleolvad környezetébe. Kétszikű növényekkel (így pl. szeder, csalán, kőris, gyertyán stb.) táplálkozik. A hím igen halk, pattogásszerű hangot ad. A nőstény a talajba rakja kis csomókban összeragasztott lapos tojásait, amelyek egy-két áttelelés után tavasszal kelnek, az imágók a nyár elején jelennek meg.

Hazai jelentőség: Magyarországon faunisztikai ritkaság, amely a zempléni-hegységi kiterjedtebb és gyakoribb előfordulásoktól eltekintve igen lokalizáltan, szigetszerűen jelentkezik. Eddig kimutatott alföldi lelőhelyei a Nagyalföld keleti peremvidékére esnek, amelyek nyilvánvalóan utalnak a kárpáti, illetve erdélyi (és balkáni) hatásokra.

Konzervációökológiai státus: Annak ellenére, hogy e faj a tágabb értelemben vett Gyulavári-(Mályvádi-)erdő csupán néhány pontjáról (Mályvádi-legelő, Sitkai-erdő, Arató-lapos) vált ismertté, élőhelye nem vagy aligha fenyegetett, mert a területen a csalános-szedres bozótok eléggé kiterjedtek.

Magyar tarsza – Isophya costata Brunner von Wattenwyl, 1878

Elterjedés: Kárpát-medencei endemizmus. Igen szórványosan fordul elő a Magyar Középhegység elődombjain és néhány dél-tiszántúli helyen. Magyarországon kívül csak Erdélyből (Kis 1970) és Kelet-Ausztriából ismert (Ebner 1955), bár az utóbbi helyen fél évszázad óta nem észlelték és már-már kipusztultnak hitték, azonban végül újból előkerült (Nagy 1974, Berg *et al.* 1996). Régi csehországi előfordulási adata kétséges, sőt Chládek (1988) szerint mindössze az *Isophya pyreneae* (? *kraussi*) fajról van szó. J. Holusa (Frydek-Mistek, Cseh Köztársaság) – érdeklődésünkre – levélben közölt megállapítása szerint is az *Isophya costata* csehországi kimutatása téves determináláson alapul.

Élőhely: Változatos növényzetű (lőszpusztai) mezofil gyepek, megfigyelhetően bizonyos vonzódással a koloncos legyezőfű (*Filipendula vulgaris*), a borkóró (*Thalictrum*) és a tejoltó galaj (*Galium verum*), továbbá pillangós virágúak (*Vicia*, *Lathyrus*) zártabb növényzeti fedésű (polikormon-) foltjaihoz.

Életmód: A gyepszint lakója. Az 1–2 cm mélyen a talajba süllyesztett tojás-csomók telelnek át, esetenként 2–4 éven keresztül is elfekszenek (diapauzálnak). Igen korai faj; már márciusban kel és május folyamán imágóvá fejlődik. Júniusra, júliusra az imágó be is fejezi életét. Kétszikű növények leveleivel táplálkozik, viszonylag polifág. Kis vagilitású, röpképtelen, gyengén ugrik. Menekülésre alig képes.

Hazai jelentőség: Állatföldrajzilag értékes, ritka endemizmusunk, amely a Kárpát-medencén nem, illetve alig terjed túl. A KMNP-ben ez idő szerint egy összefüggőbb (Kistompa-pusztá) és néhány, létében fenyegetett töredékpopulációját ismerjük Mártély, Hódmezővásárhely (Nagy 1981), valamint Klárafalva határában.

Konzervációökológiai státus: „Védett”, potenciálisan fenyegetett (a hazai Vörös Könyvben is szereplő) faj. Kedvezőtlen hatások (pl. taposás, avarégetés, kaszálás) elől – kis vagilitása folytán – nem vagy alig tud kitérni. Ezt részben ellensúlyozza, hogy többéves tojás-nyugalmi állapota (diapauzája) folytán az az évi megtizedelt, vagy elpusztult állománya a következő években pótlódhat, amennyiben a talajban lévő tojások nem károsodtak. Ha egy területfoltról valami ok folytán kipusztul, kis vagilitása miatt rekolonizációja igen kétséges még esetleges ökológiai folyosó megléte esetén is.

Élőhelyein szelektív (tehát az említett kedveltebb növényzeti foltok kihasználásával történő), illetve késői (tehát július közepe utáni) kaszálással jelentékenyen kímélhetjük helyi állományait.

Stys-szöcskéje – Isophya modestior stysi (Cejchan, 1957)

Elterjedés: Kárpát-medencei endemizmus; főleg a medence keleti feléből (elsősorban Erdélyből) ismeretes (Kis 1970), azonban – egyre diszjunktábban és korlátozottabb kiterjedésű habitatokban – nyugatibb területeken is megtaláltuk (Vértes, Kőszegi-hegység). A Nagyalföldről korábban ismeretlen volt, míg 1996-ban a Szatmári-síkon (Kömörői-erdő), 1998-ban a Békéscsaba–Sarkad közötti erdős területeken is megtaláltuk (Gyulavári-erdő [Mályvád], Fácános-erdő, Sebesfoki-erdő, 1. ábra).

Élőhely: Erdőszélek, tisztások, régebbi erdei vágások mezofil ökoton-habitatok állata, így részben azonos igényű, mint a *Poecilimon schmidti* és *Leptophyes discoidalis*, amely fajokkal együttesen is előfordul. Az alsó gypszint, a magas gypszint és az alsó bokorszint lakója.

Életmód: Kétszikű növényekkel (pl. *Corylus*, *Linaria*, *Rumex*) táplálkozik. A hím 4–6, egyes hangokból álló halk cirpeléssorozatait negyed, fél percenként ismételteti. Tojáscsomói a talajban telelnek, tavasszal kelnek. Imágókkal főként július folyamán találkozhatunk. Zöld színük, mozdulatlanságuk nehezen felfedezhetővé teszik őket.

Hazai jelentőség: A törzsfaj (*Isophya modestior* Brunner v. Wattenwyl, 1882) a védett fajok hazai listáján szerepel, tehát a „védettségi státus” nyilvánvalóan az *I. m. stysi*-re is értendő. Az említett Fekete-Körös vidéki erdős területeken való előfordulás értékes faunisztikai adatot képvisel, egyben jelentősen növeli a terület természeti értékét. Az előfordulás kb. 88 m tengerszint feletti magasságban van, amely mindenképpen a legalacsonyabb ismert élőhelye az egyébként dombsági-hegyvidéki fajnak.

Konzervációökológiai státus: E szöcskét csak kis példányszámban találtuk a KMNP területén. Mégis, mivel az erdőszéli bozótos élőhelyek általában csak kevésbé vannak kitéve zavaró hatásoknak, ezért ezeken a részeken az *I. m. stysi* kevésbé fenyegetett. Emberi beavatkozás (pl. korai kaszálás, bozótirtás, tarvágás) feltehetőleg károsítón hat a populáció egyedszámára, bár a nyílt mezofil réten való előfordulása (pl. a Mályvádi-legelőn) ritkább, ezért maga a nyílt rét kaszálása kevésbé ártalmas e faj szempontjából. A populáció veszélyeztetése valószínűleg csökkenthető lenne az erdőszéli 10–15 m-es sávnak a kaszálásból való kihagyásával, vagy/és a kaszálás augusztusra való hagyásával.

Fogasfarkú szöcske – Polysarcus denticauda (Charpentier, 1825)

Elterjedés: Közép- és Dél-Európa.

Élőhely: Változatos, dús növényzetű hegyi vagy löszpusztai rét. Tartózkodási helye a gyepszint.

Életmód: Az alsó gyepszint lakója. A talajban 2–3 cm mélyen telelő tojáscsomóból korán, márciusban kel; a tojáscsomó esetenként 2–4 éven keresztül is nyugalmi állapotban marad (diapauzál). Májusra, hegyvidéken júniusra eléri teljes fejlettségét, s ekkor napos időben a hím éles, folyamatos cirpeléssel árulja el magát. Kétszikű növényekkel táplálkozó polifág szöcske. Csökkent vagilitású, röpképtelen, de ismeretes, hogy tömegszaporodása idején (nyilván táplálékszüke folytán) lassú, esetleg több száz méteres vándorlásra is képes (Kadocsa 1952).

Hazai jelentőség: Előfordulása területenként igen eltérő; a Kárpát-medencében túlnyomóan hegyvidéki faj, az alföldi részekben igen szórványos, ritkasága folytán helyi értéket képvisel; nyugat-dunántúli üde réteken gyakoribb, néha még tömeges is (Jávor 1950, Kadocsa 1952, Nagy 1988). A KMNP területén csupán néhány dúsabb, változatosabb növényzetű (löszpuszta) rét maradványfoltjairól került elő (Sző-rét). Nagy termete és erős hangú cirpelése folytán feltűnő rovarként.

Konzervációökológiai státus: A Nagyalföldön, így a KMNP területén is, potenciálisan fenyegetett faj. Alkalmos élőhelyei megfogyatkoztak; veszélyeztetettsége hasonló a magyar tarszáéhoz (taposás, korai kaszálás, avartűz), ezért kíméléhez ezek figyelembevételével járulhatunk hozzá. Ha egy-egy ökológiai szigetként jelentkező élőhelyfoltból valami ok folytán kipusztul, visszatelepedése meglehetősen bizonytalan. Valószínű, hogy alföldi, kis kiterjedésű, elszigetelt előfordulási pontjai erre vezethetők vissza.

Család/Alcsalád: Szöcskék/Kúpfejű szöcskék – Tettigoniidae/Conocephalinae

Nagy kúpfejű szöcske – Ruspolia nitidula (Scopoli, 1786)

Elterjedés: Mediterrán-afrikai faj. A Kárpát-medencétől északabbra nem ismeretes.

Élőhely: Túlnyomóan a mocsárrétek, láprétek jellegzetes állata. Közepes jó röpképessége folytán esetenként a környező dús, mezofil növényzetű élőhelyekre is elvetődik.

Életmód: Főként a felső gyepszint lakója. Feltehetően vegyes (állati-növényi) táplálkozású. Tojás alakban telel, fejletlen a nyár derekától kezdve található. Hazai életmódjáról keveset tudunk. Zöld színe, karcsú termete miatt a dús füves-sásos növényzetben nehezen vehető észre, bár esetenként a hímet éles, magas hangú ciripelése elárulja.

Hazai jelentőség: Szórványos előfordulása és elterjedtségének déli jellege miatt figyelemre méltó, jellegzetes rovarfajunk. Elsősorban a Nagyalföldön fordul elő, de csak szórványosan. A KMNP területén dús, nedves réteken több helyen megtaláltuk (pl. Körösladány, Fekete-Körös mente).

Konzervációökológiai státus: Aligha fenyegetett; kedvezőtlen hatások elől – közepes repülőképessége, valamint egyébként is gyors mozgása révén – bizonyos mértékben kitérhet. Azonban, élőhelyének nagy területen való megváltoztatásával (pl. mocsárrét kiszáritásával) visszaszorulhat.

Család/Alcsalád: Szöcskék/Fürge szöcskék – Tettigoniidae/Decticinae

Farkos lombszöcske – Tettigonia caudata (Charpentier, 1845)

Elterjedés: Eurázsiai; Magyarországon szórványos, illetve csak kevéssé ismert.

Élőhely: Dús, magas növényállományokban (pl. gabonavetésekben, gyomozótokban) fordul elő. Ökológiai igényei, előfordulásának törvényszerűségei hazánkban nem eléggé ismertek.

Életmód: Lárvakorban mezofil réteken, imágóként dúsabb, magasabb növényállományokban fordul elő. Vegyes (állati-növényi) táplálékkal él (Nagy 1952). A hím erős, jellegzetes ciripeléssel árulja el magát.

Hazai jelentőség: Csak kevés biztos adatunk van hazai előfordulásáról. Nyilván szórványos észlelése is hozzájárult ahhoz, hogy szerepel a hazai védett rovarok jegyzékében. Bizonytalan adatok esetleges (más egyenesszárnyú rovarokkal közös) kártételéről is említést tesznek (Nagy 1988). A KMNP-ben való előfordulásáról kevés konkrét adat van; a hazai Vörös Könyv (1990) is említi Békés megyei előfordulását, de közelebbi adat nélkül.

Konzervációökológiai státus: Szórványos hazai észlelése ellenére aligha tekinthető fenyegetett fajnak; agrárterületeken is előfordul.

Család/Alcsalád: Szöcskék/Fürge szöcskék – Tettigoniidae/Decticinae

Púposhasú rétiszöcske – Platycleis affinis Fieber, 1853

Elterjedés: Eurázsiai; a Kárpát-medencében túlnyomóan a Nagyalföldön található, északabbra, északnyugatabbra már nem, vagy alig fordul elő.

Élőhely: Szinte kizárólag a nyílt szikes és homokpusztai gyepek, extenzív legelők állata, ahol elsősorban apróbb bozótok (pl. *Eryngium*, *Ononis* stb.) védelmébe húzódik.

Életmód: A talaj- és alsó gypszint lakója. Viszonylag korán, a tavasz első felében kel ki; az imágók (fogyó számban) októberig találhatóak. Feltehetően egyes táplálkozású. Közepes gyengén repül, jól ugrik, zavarásra erőteljesen menekül.

Hazai jelentőség: Szikes, szikesedő és homokpuszták általánosan elterjedt, bár nem tömeges előfordulású faja. Helyi állatföldrajzi jelentősége abban van, hogy hazánktól északabbra nem, nyugatabbra alig fordul elő. A KMNPT területén, a szikes puszták általánosan, bár nem túl gyakran fordul elő.

Konzervációökológiai státus: Gyors mozgása, jó menekülési készsége miatt aligha fenyegetett faj még az extenzív legelőkön sem. Amennyiben pusztai élőhelyei megmaradnak, konzervációs célzatú beavatkozást nem igényel.

Bujkáló avarszöcske – Pholidoptera littoralis (Fieber, 1853)

Elterjedés: Észak-mediterrán elterjedésű. Magyarországról eddig nem volt ismeretes, noha a bel- és külföldi irodalomban egyaránt találunk (téves, illetve zavaros) utalásokat magyarországi előfordulására vonatkozóan. Az első hiteles és a jelenlegi magyar határokon belüli előfordulását a Gyulavári-erdő (Mályvád) keleti részében észleltük (1998. július 24-én). Ma még nem tudjuk, hogy az itteni populáció mennyire elszigetelt, illetve hogy milyen kapcsolatban van az egyébként gyakoribb erdélyi előfordulási pontokkal. Az bizonyos, hogy az erdélyi adatok főként hegyvidékre vonatkoznak (Kis 1970), gyakran 1000 m fölöttiek, ezért a Gyula környéki, sík vidéki előfordulás még inkább figyelemreméltó. További vizsgálatra szorul alfaji hovatartozása (ez idő szerint 3 alfaja ismeretes), amely újabb gyűjtéseket, illetve habitatvizsgálatokat és esetleg hangtani elemzést igényel.

Élőhely: A faj hazai élőhelyei főleg keményfás ligeterdőszerű, részlegesen árnyékolt, dús, bozótos növényzetű ökotonsávok, de megtaláltuk ritkás, ligetes tölgyes erdőben és erdő közeli magaskórós jellegű gyepekben is.

Életmód: Többnyire az alsó gyepszintben, illetve a talajszinten tartózkodik. Csökevényes szárnyú, röpképtelen faj, hosszú, erős ugrólábaival azonban hatékony menekülésre képes. Zavarásra, az elugrást követően gyorsan befurakodik, elbújik (ezért a javasolt magyar neve) a gyepszint alsó szövedékébe. Vegyes (állati és növényi) táplálkozású; hímje jellegzetes cirpelést hallat. Tojásait 2–3 cm mélyre rakja a talajba.

Hazai jelentőség: A faj jelenlegi ismereteink szerint Magyarországon kizárólag a Gyulavári-erdő (Mályvád) területén fordul elő, így ezért jelentős értéket képvisel mind az országos, mind a helyi Orthoptera-faunában. Feltűnő, hogy ez a viszonylag nagy termetű szöcske elkerülte az eddigi hazai gyűjtők figyelmét. Ennek egyrészt az lehet a magyarázata, hogy hazai populációja igen kis területen fordul elő, másrészt az egyedek meglehetősen rejtett életmódúak.

Konzervációökológiai státus: A *Ph. littoralis* 1998-ban történt hazai felfedezése, habitatviszonyainak kezdetleges ismerete nem teszi lehetővé, hogy ezen, a természetvédelmünk vonatkozásában is értékes faj veszélyeztetettségét pontosabban megítélhessük. Annyi azonban bizonyosnak tűnik, hogy a kiterjedt (gépi) kaszálás csökkenti életlehetőségeit (pl. az Arató-lapason is már az árokparti kaszátlan, magas gyepre szorult vissza).

Törös szöcske – Gampsocleis glabra (Herbst, 1786)

Elterjedés: Eurázsiai, de a Kárpát-medencétől északabbra nem, északnyugatabbra alig (illetve egyre kevésbé) fordul elő. Magyarországon a Nagyalföldön és az érintkező peremi dombvidéken fordul elő, de sehol sem gyakori.

Élőhely: Nyílt pusztákon, legelőkön található, kisebb – esetenként gyomos jellegű – bozótfoltokban, néha víz közeli, dúsabb növényzetű élőhelyeken is.

Életmód: Főként a bokor- és felső gyepszint lakója. Vegyes (állati-növényi) táplálkozású. A hím erőteljes, folyamatos cirpelésével árulja el jelenlétét.

Hazai jelentőség: „Védett” faj, amely egyrészt annak köszönhető, hogy tőlünk északabbra, északnyugatabbra már nem vagy alig fordul elő, másrészt korábbi hazai lelőhelyei is ritkulni látszanak (dr. Varga Z. levélbeli közlése). A KMNP pusztai területein szórványosan található.

Konzervációökológiai státus: A hazánkban védett, „vörös könyves” faj, azonban a szikes és homokpusztákon, legelőkön lényegében nem fenyegetett, ezért fennmaradása érdekében nem szükséges külön beavatkozás.

Család/Alcsalád: Tücskök – Gryllidae/Gryllinae

Bordói tücsök – Tartarogryllus burdigalensis (Latreille, 1804)

Elterjedés: Ponto-mediterrán; a Kárpát-medencében szinte kizárólag az alföldi (Erdélyben a mezősegi) területen otthonos.

Élőhely: Hazánkban a repedezett talajú, szikes pusztá a fő élőhelye. Jelentős ökológiai plaszticitására vall, hogy vasúti pályatestek kőzúzaléka is megfelelő élőhely számára. A nyár közepi nagy melegekben vagilisabbá válik, s ekkor – feltehetően a makropter példányok révén – kertés negyedekben, sőt külvárosokban is feltűnik.

Életmód: A mezei tücsöktől eltérően a talajban nem készít lakólyukat, hanem repedésekben, göröngyök alatt húzza meg magát. Lárvaként telet. Vegyes táplálkozású. Hosszú szárnyú változata gyakran repül fényhez, így településeken is inkább megjelenhet. Jellegzetes, „rekedtes” hangú, folyamatos cirpelése is elárulja jelenlétét.

Hazai jelentőség: A nagyalföldi szikes pusztákon, legelőkön gyakori, jellegzetes faj; a Kárpát-medencétől északra már nem fordul elő. Állatföldrajzilag figyelemre méltó, értékes faunaelemünk. A KMNP-ben a nyáron repedezett talajú szikes pusztákon elterjedt.

Konzervációökológiai státus: Nem fenyegetett faj, fennmaradása még elhanyagoltabb mezőgazdasági területen is biztosított.

Család/Alcsalád: Sáskák/Mellcsúcsos sáskák – Acrididae/Catantopinae

Kis hegyisáska – Pezotettix giornae (Rossi, 1794)

Elterjedés: Mediterrán; a Kárpát-medencében túlnyomóan a Nagyalföldön (főképpen ennek déli felén) és a környező dombsági területen fordul elő; hazánktól északra már hiányzik.

Élőhely: Napos, xerofil (esetenként gyomos, illetve kissé zavart) élőhelyeken, extenzív parkgyepekben, változatos növényzetű sztyeppréteken, legelőkön, szórványosan fordul elő.

Életmód: Tartózkodási helye az alsó gypszint. Valószínűleg túlnyomóan kétszikű növényekkel táplálkozik. Késői faj; esetenként decemberig is található.

Hazai jelentőség: Állatföldrajzilag értékes, hazánktól északra már hiányzó, délies faj. A KMNP területén viszonylag gyakori, esetenként még extenzív parkgyepekben is (pl. Szarvas). Fenológiai érdekesség a Magyarországon eddigi legkésőbbi időpontban való (decemberi) észlelése a Komádi közeli Körös-töltésen (Nagy 1960).

Konzervációökológiai státus: Létében nem fenyegetett faj; agrárterület kevésbé zavart helyein (pl. dűlőút menti, természetközeli növényzetű árkokban) is megtalálja létfeltételeit.

Család/Alcsalád: Sáskák/Síkmellű sáskák – Acrididae/Acridinae

Szerecsen sáska – Celes variabilis (Pallas, 1771)

Elterjedés: Eurázsiai; a Kárpát-medencétől északra nem fordul elő. A Nagyalföldön, a környező xerofil dombságon és az erdélyi Mezőségen él, de szinte mindenütt csak szórványosan.

Élőhely: Magyarországon kopár homoki és sziki legelőkön, törpegyepes pusztákon él.

Életmód: Valószínűleg kétszikű növényeken táplálkozik; túlnyomóan a talajfelszínen tartózkodik (geofil). Közepesen gyenge röpképességű.

Hazai jelentőség: Állatföldrajzilag jelentős sáskafajunk; tőlünk északra, északnyugatra nem, illetve alig fordul elő. Szerepel a hazai „védett” fajok jegyzékében. Korábbi saskajárások alkalmával feljegyezték gyakoribb voltát, egyébként szórványos előfordulású (Nagy 1988). A KMNP területéről eddig csak kevés példányban került elő.

Konzervációökológiai státus: Fennmaradása biztosítottnak látszik a gyér növényzetű, kopár legelőkön, juhcseneszgyepes pusztákon.

Sisakos sáska – Acrida ungarica (Herbst, 1786)

Elterjedés: Észak-mediterrán; Magyarországon, a Nagyalföldön kívül igen szórványosan fordul elő az Alföld peremén, xerotherm dombokon. A Magyar Középhegység vonalától északra csak Dél-Szlovákiában fordul elő.

Élőhely: Kopár, gyér növényzetű legelőkön, sztyeppréteken, szikes pusztákon, de gyakoribb homoki (esetenként bolygatott növényzetű) élőhelyeken.

Életmód: A talaj felszínén tartózkodó (geofil) sáska. Közepesen repül. Táplálékáról (füvek?) keveset tudunk.

Hazai jelentőség: A „védett” fajok jegyzékében szereplő, „vörös könyves”, állatföldrajzilag értékes, déli elterjedésű fajunk. Az egyetlen saskafaj, amely tudományos elnevezésében az „ungarica” nevet viseli. A KMNP területén eddig csak szórványosan került elő, noha élőhelyi feltételei nagy területen adottaknak látszanak.

Konzervációökológiai státus: Zavartabb növényzetű szikeseken, homokpusztákon is előfordul; ezért létében aligha fenyegetett.

Sziki sáska – Epacromius coerulipes (Ivanov, 1887)

Elterjedés: Euroszibériai, azonban Európában csak délkeleten (Kárpát-medence, Balkán, Dél-Oroszország) fordul elő. Magyarországon csak sík területeken található.

Élőhely: Szikes legelők kopár foltjain (vakszik, mézpázsitos-bárányparéjos élőhelyek) találja meg életfeltételeit. Ezen élőhelyeken indikátorfajnak tekinthető.

Életmód: Talajszinten, rendszerint kopár foltokon tartózkodó (geofil) faj. Igen éber sáska, az imágók gyors, kanyargós repüléssel menekülnek.

Hazai jelentőség: „Védett”, állatföldrajzilag értékes; a Kárpát-medencétől északabbra és nyugatabbra már nem ismeretes. A KMNP területén a vakszikes élőhelyek szórványos előfordulású, jellegzetes állata.

Konzervációökológiai státus: Magyarországon a „védett” fajok közé tartozik, noha a (vak)szikes területfoltok fennmaradásával életlehetőségei biztosítottak mind a Duna–Tisza közi, mind a tiszántúli szikes pusztákon, legelőkön.

Szőke tarlósáska – Dirshius petraeus (Brisout, 1855)

Elterjedés: Eurázsiai; Európában csak délkeleten él, így Magyarországtól északabbra és nyugatabbra már nem fordul elő. Hazánkban a Nagyalföldön és a környező xerotherm dombokon elterjedt.

Élőhely: Főként a kopár, törpegyepes szikes (és homok-) pusztán, legelőn.

Életmód: Talajszinten tartózkodó (geofil) sáska. Feltehetően főleg füevő. Hazai életmódja több vonatkozásban hiányosan ismert.

Hazai jelentőség: Nálunk a megfelelő pusztai élőhelyeken nem ritka, sőt esetenként egyedszám tekintetében uralkodó is lehet az Orthoptera-együttesekben. A KMNP területén, a szikes, csenkeszgyepes pusztákon gyakori, általánosan elterjedt faj.

Konzervációökológiai státus: Létében nem fenyegetett, mert a hazai szikes puszták, extenzív legelők jellegzetes és gyakori faja.

Csótányfélék rendje – Blattoptera

Család/Alcsalád: Csótányok/ Erdei csótányok – Ectobiidae/Ectobiinae

Pontozott avarcsótány – Phyllodromica megerlei (Fieber, 1853)

Elterjedés: Közép-Európától Törökországig előfordul. Magyarországon – feltehetően rejtett életmódja miatt – csak kevés helyről ismert.

Élőhely: Erdőszélen, nyílt, változatos pusztán egyaránt gyűjtötték, azonban a kevés hazai lelőhelyi adat alapján ökológiai igénye nem ítéhető meg pontosabban.

Életmód: Túlnyomóan az avarban, talajszinten tartózkodik, azonban – valószínűleg csak éjjel – a magasabb növényzetre is felmászik (l. alább). Valószínűleg vegyes táplálékon él.

Hazai jelentőség: Ritka hazai előkerülése folytán a mezőgyáni adat faunisztikailag is értékes; a Tiszántúlon is csak kevés korábbi lelőhelye ismeretes. A KMNP-ből (Mezőgyán) csupán egy késő estén, sötétben végzett hálózással került elő a kocsordos (*Peucedanum*) puszta 50–60 cm magasságú növényzetéből.

Konzervációökológiai státus: Igen szórványos hazai észlelése miatt közlebről jelenleg pontosabban aligha ítéltető meg; feltehetően zavartalan, dús avarsintű élőhelyeket igényel.

Megvitatás

Állatföldrajzi jellegzetességek

A KMNP Orthoptera-fajai közül a magyar tarsza (*Isophya costata*) állatföldrajzilag kiemelkedő értéket jelent, ami egyrészt (kárpát-medencei) endemikus voltának, másrészt igen szórványos, reliktum jellegű előfordulásának köszönhető. A KMNP területén korábban mindössze a Hódmezővásárhely és Mártély közötti, többé-kevésbé zavart, lössztyepp jellegű rétfoltok maradványain (Kenyere-ér, Tisza-töltés, mentett oldal), továbbá Klárafalván, Maros menti (ültetett) füzesből mutattuk ki (Nagy 1981); utóbbi lelőhely közelében, a Maros-töltésen és a kapcsolódó mezofil rétmaradványon is megtaláltuk 1998-ban. A KMNP területén felfedezett legjelentősebb magyartarsza-populáció az említett folyóktól távolabb eső Kistompa-pusztán (Battonya), elszigetelt – agrárterülettel teljesen körülvevő – változatos növényzetű löszpusztaréti élőhelyen vált ismeretessé. Ezek az előfordulási helyek, nemcsak a KMNP-re, hanem a Tiszántúlra, sőt az egész Nagyalföldre unikális állatföldrajzi értéket jelentenek, mert a többi, ugyancsak szórványos és elszigetelt hazai lelőhelyei mind a Magyar Középhegység területére esnek.

Természetesen, az *I. costata* nemcsak önmagában való természeti érték, mert hiszen e lössztyepp (-jellegű) foltok egyben egy korábban nyilvánvalóan gazdagabb élőlénytársulásnak egyéb elemeit is őrzik (a növények közül pl. az *Ajuga laxmanni*, *Rosa gallica*, *Thalictrum* stb. fajokat).

A KMNP további, itt elkülönítetten tárgyalt Orthoptera-fajai, akár mediterrán, ponto-mediterrán vagy eurázsiai elterjedésűek, abban általában megegyeznek, hogy a Kárpát-medencében érik el áréájuk északi, északnyugati határvonalát, és ebben rejlik lokális állatföldrajzi jelentőségük. Közöttük néhány ezenfelül még helyi ritkaságával is kitűnik. Ennek a jelentős zoogeográfiai határvonalnak is köszönhető az is, hogy a cseh és szlovák kutatók oly feltűnő érdeklődést tanúsítottak – az 1950-es években különösen – akkor Csehszlovákia déli határa mentén húzódó (Eupannonicum) sáv faunisztikai viszonyai iránt. Így számos hazai Orthoptera-faj Kárpát-medencén belüli északi elterjedését éppen ezek a vizsgálatok pontosították (Maran 1954, Cejchan 1957 stb.); közöttük olyan fajt is, mint a *Montana montana* (Koll.) (Tettigoniidae). Ezt a fajt eddig ugyan nem gyűjtöttük a KMNP területén, de majdani előkerülését valószínűsítik a szomszédos Hortobágyon és a Pusztaszeri Tájvédelmi Körzetben már korábban is észlelt példányok.

1. táblázat. A Körös-Maros Nemzeti Park uralkodó (domináns, szubdomináns), valamint állatföldrajzilag jellegzetesebb (*) továbbá a „védett” (#) és más, ritkább Orthoptera fajainak eloszlása a főbb élőhely-típusokban (Nagy & Szövényi 1998 után, kiegészítve)

Gyakoriság	Élőhelytípusok					
	Galériaerdő ekoton	Szikes gyepek		Enyhén szikesedő gyepek		Lősz- gyepek
		száraz	nedves	nedves	száraz	
Domináns fajok		<i>Euchortippus declivus</i>				
		<i>Dirshius petraeus*</i>	<i>Chortippus albomargi- natus</i>	<i>Chortippus dorsatus</i>	<i>Stenobothrus crassipes</i>	
	<i>Leptophyes albovittata</i>	<i>Conocephalus discolor</i>				
Szubdomi- náns fajok	<i>Phaneroptera falcata</i> <i>Oecanthus pellucens</i> <i>Gomphocerus rufus</i>	<i>Epacromius coerulipes#</i> <i>Platycleis affinis*</i>		<i>Roeseliana roeseli</i>	<i>Tessellana vittata</i>	
		<i>Aiolopus thalassinus</i>	<i>Gampsocleis glabra</i>	<i>Pezotettix giorne</i>	<i>Isophya costata</i>	
Ritka fajok	<i>Phaneroptera nana*</i> <i>Isophya stysi</i> <i>Poecilimon schmidti*</i> <i>Pholidoptera littoralis*</i> <i>Leptophyes discoidalis*</i>	<i>Celes variabilis#</i> <i>Acrida ungarica#</i>	<i>Platycleis affinis*</i>	<i>Ruspolia nitidula*</i>	<i>Polysarcus denticauda*</i>	
		<i>Tartarogryllus burdigalensis*</i>		<i>Conocephalus dorsalis</i>	<i>Bicolorana bicolor</i>	

A KMNP további Orthoptera-faunisztikai értékei közül kiemelkedik még a *Pholidoptera littoralis* (a hazai faunára új), a *Leptophyes discoidalis* (negyedik alföldi lelőhely), az *Isophya m. stysi* (második alföldi lelőhely) és a *Poecilimon schmidti* (harmadik alföldi lelőhely) szöcskék, amelyeket a KMNP területén 1997–1998. évi kutatásaink során találtunk meg (1. ábra). E szöcskék alföldi lelőhelyeinek zöme a Nagyalföld keleti peremén sorakozik, mutatván az erdélyi-balkáni áreahatás érvényesülését.

Védett fajok

A „védett” fajok kijelölése megegyezés kérdése, azonban az 1993/36 sz. rendelet alapján megállapított „védett” Orthoptera-fajok következetes számbavé-

2. táblázat. Magyarországi nemzeti parkok „védett” Orthoptera (+Mantodea) fajai.

	Körös-Maros NP	Kiskunsági NP	Hortobágyi NP	Bükki NP	Aggteleki NP
Fajszám	57	66	52	76	75
Védett fajok száma	9	10	6	10	11
Védett fajok %-a	15,8	15,2	11,5	13,2	11,4

tele a különböző tájak között egyfajta értékelési, összehasonlítási lehetőséget biztosít.

A KMNP területén 1998-ig a következő „védett” Orthoptera (és Mantodea) fajok váltak ismeretessé:

- Szöcskék: *Isophya costata*, *Isophya m. stysi*, *Tettigonia caudata*, *Gampsocleis glabra*,
- Sáskák: *Locusta migratoria*, *Celes variabilis*, *Acrida ungarica*, *Epacromius coeruleipes*,
- Imádkozó sáskák: *Mantis religiosa*.

E 9 „védett” orthopteroid faj az ez idő szerint kimutatott 57 fajra számítva 14,0%-ot jelent, ami nemzeti parkjaink sorában is igen „előkelő helyezést” biztosít a KMNP számára (2. táblázat). Ez az érték még tovább is emelkedhetne az újabban kimutatott ritka és állatföldrajzilag különösen jelentős – bár ez idő szerint a védettség listába nem tartozó – fajok (*Leptophyes discoidalis*, *Poecilimon schmidti*, *Pholidoptera littoralis*) útján.

Konzervációökológia

A hazai természetvédelmi területek sorában a KMNP viszonylag új keletű (1996). Illetékességi határán belül a védettségre kijelölt területek Magyarország igen intenzív mezőgazdasági területébe ágyazottan helyezkednek el. Ezért e természetvédelmi területek élővilágukkal egyetemben kisebb-nagyobb szigetként léteznek és ez messzemenően megszabja a természetes és a természeteshez közeli élőlénytársulások helyzetét, sőt további létezését is. Különösen vonatkozik ez az alacsonyabb rendű állatok és így a rovarok rendjeire is. A természetvédelmi területek természetes és természeteshez közeli állapotú foltjainak kiterjedése, e foltok térbeli elhelyezkedése (egymástól való távolsága) nagymértékben kihat az ott élő (Orthoptera-) populációk életlehetőségeire, genetikai kapcsolatára. E vonatkozásban nagy jelentőségű az illető állatfaj vagilitása, amely feltehetően legfontosabb tényező az alkalmas élőhely(ek)en való továbbterjedésben, megtelepedésben (kolonizáció), újra-telepedésben (rekolonizáció).

Az egyeneszárnyú rovarok (Orthoptera) vagilitása elsősorban ugró- és repülőképességüktől (tehát rendszerint testhosszukhoz viszonyított szárnyméretüktől, hátsó lábuk hosszúságától) függ, noha a vagilitás milyenségében egyéb örökletes tényezők is közrejátszanak. A viszonylagos szárnyhossz, valamint az egyes fajok vagilitásával kapcsolatos évtizedes tapasztalataink alapján a hazai egyeneszárnyú rovarokat vagilitási csoportokba osztottuk (Nagy 1996) és e csoportosítás adatait az itt tárgyalt jellegzetes fajoknál is feltüntettük, illetve tekintetbe vettük.

A KMNP jellegzetesebb fajai között a lassú szöcskék (*Phaneropterinae*) közé tartozó öt röpképtelen faj (*Leptophyes discoidalis*, *Isophya costata*, *Isophya m. stysi*, *Poecilimon schmidti*, *Polysarcus denticauda*) egyedei messzemenően helyhez kötöttek. Némileg aktív terjeszkedési képessége csupán a *P. denticauda*-nak van. Ezt a tulajdonságát hazánkban – az utóbbi évtizedekben – csupán a nyugat-dunántúli, nagyobb kiterjedésű, összefüggőbb üde réteken figyelték meg, de csak tömegszaporodása idején (Jávor 1950). A KMNP területén egyik feltétel meglétéről sem tudunk, mert sem jelentősebb kiterjedésű, üde rétek (löszgyepek) nem fordulnak elő, sem pedig a fogasfarkú szöcske gradációját nem észlelték eddig ezen a területen.

A fenti 4 faj közül az *Isophya costata* tűnik legsebezhetőbbnek. Kis vagilitása folytán lehetséges további, akár mindössze 30–50 m átmérőjű, ősgyep jellegű, változatos növényzetű rétfoltokon való előfordulása is, azonban ennek kimutatásához a számba jövő élőhelyek tüzetes (március–májusi) átvizsgálása lenne szükséges. Élőhelyein potenciálisan fenyegetett, már csak ezek néhány hektárnyi (vagy még kisebb) kiterjedése miatt is; ezért e területek fennmaradását, viszonylagos zavartalanságát mindenképpen biztosítanunk kell, esetenként a feltárt kis területű élőhelyek pufferzónával való megnagyobbítása révén is.

Az *Isophya m. stysi*, *Leptophyes discoidalis* és *Poecilimon schmidti* szöcskék a KMNP területén való ritkaságuk ellenére sem kívánnak külön védelmi beavatkozást, mert fő élőhelyeik, a szedres-csalános erdőszéli bozótok kiterjedt élőhelyet biztosítanak számukra. Természetesen mind az erdőszéli bozótirtás, mind pedig valamilyen rovargradáció (pl. májusi cserebogár) elleni inszekticides fellépés katasztrofális lenne e szárnyatlan, kis vagilitású szöcskék (és egyéb, hasonlóan helyhez kötött állatcsoportok) számára.

Az erdélyi virágszöcske (*L. discoidalis*) terjedése, újabb habitatok kolonizációja – helyhez kötött volta ellenére is – lehetségesnek tűnik, mégpedig passzív úton, amint erről e faj részletes tárgyalásánál fentebb is megemlékeztünk. Feltételeztük, hogy e balkáni-erdélyi fajnak a Nagyalföld meghatározott (keleti) pontjain való előfordulása szorosan összefügg az Erdély (és Kárpátalja) felől érkező folyókat (Tisza, Szamos, Fekete-Körös) kíséző galériaerdők maradványaival, ahová – a növényi szárukba rakott tojások útján esetlegesen vagy gyakorta – eljut a folyóvíz útján.

A Phaneropterinae alcsaládba tartozó egy további faj, a *Phaneroptera nana* mind tojásrakása, mind viszonylagosan jó repülőképessége révén jelentős populációdinamikai „előnyt” élvez az előbb tárgyalt fajokkal szemben, mert a levelekbe rakott, később lehulló, széllel elfújható, vagy más úton is elhurcolható tojások hozzájárulhatnak passzív terjedéshez is. Röpképessége útján pedig egyrészt aktív módon is kitérhet zavaró hatások elől, másrészt új élőhelyek kolonizációjára is képes. Feltehető, hogy e mediterrán faj 1947-ben való magyarországi megtalálása (Nagy 1948), valamint a következő évtizedekben számos hazai, majd az 1955-ben nyugat-ausztriai lelőhelyen való kimutatása összefüggésben van az említett előnyös kolonizációs lehetőségeivel, és e folyamatot elősegíthették ezen évtizedek gyakoribbá vált enyhe telei és forró nyarai is, amint azt más rovarfajok esetében is kimutatták (Kozár 1997).

A többi itt tárgyalt Orthoptera-fajnál – a *Tartarogryllus burdigalensis* tücsök kivételével – a kolonizációs stratégiában lényegesebb különbségeket nem találunk. Valamennyi faj tojása talajban telel, általában a tavasz közepén-végén kel ki és a lárva a nyár folyamán eléri fejlettségét; az imágó a nyár második felében lerakja tojásait, amelyek a következő évben (esetleg csak két telelés után) kelnek ki.

Vagilitásuk valójában a zavarásra történő fel/elugrásból, illetve az ugrás vitorlázó repüléssel történő 1–5–10 m-es meghosszabbításából áll. E menekülési ugrás/repülés módja, távolsága fajtól és hőmérséklettől, szélereősségtől is függ. Az itt tárgyalt fajok esetében – a repülőképességet illetően – általában nem találunk túl nagy eltéréseket (kivéve a szárnyatlan *Pezotettix giornae* fajt), így ezeknek – legalábbis a röpképességtől függő – terjedése és kolonizációs képessége feltehetően közel azonos. Azonban a vagilitás tulajdonságainak, mértékének fajok szerinti pontosabb megítélése még részletesebb vizsgálatokat kíván.

A *P. giornae* terjedési (kolonizációs, rekolonizációs) képessége az itt tárgyalt sáskafajok között a legkisebbnek látszik. Észlelésünkéből, miszerint e faj számos olyan élőhelyről hiányzik, amely egyébként alkalmasnak tűnik számára, arra következtethetünk, hogy esetenkénti lokális kipusztulása helyén rekolonizációját kis vagilitása – főként, ha alkalmas ökológiai korridor is hiányzik – igen kérdésessé teszi. Ugyanakkor, számos nem várt és meglepő előfordulási adatból (pl. elszigetelt parkgyepek, töltések, út menti árkok) azt gyaníthatjuk, hogy az említett helyeken történt talajmozgatással, földmunkálatokkal esetenként tojás-csomók is transzlokálódhatnak, amelyekből kisebb-nagyobb kolonizációs populációrészlegek keletkezhetnek. E passzív terjedési lehetőség természetesen egyéb – főképpen ubiquista – fajok esetében is előfordulhat.

A keleti vándorsáska (*L. migratoria*) és a marokkói sáska (*D. maroccanus*) KMNP-beli populációtörténete pedig rávilágít arra, hogy az Orthoptera-együttesek összetétele egy-két évszázad alatt is jelentős változásokat szenvedhet. Ebben az esetben a változások fő kiváltójának az emberi tevékenységet tekinthetjük. A

Nagyalföld e részének is a lecsapolása, kiszárítása járult hozzá elsősorban a keleti vándorsáska életlehetőségeinek szinte teljes megszűnéséhez. Viszont, ugyanez a folyamat tette lehetővé a marokkói sáska e területen való korábbi tömeges megjelenését is. Azonban mindmáig adások maradtunk azoknak a tényezőknél a pontosabb feltárásával, amelyek – a száraz területek kiterjedt fennmaradása ellenére – a marokkói sáska itteni populációrészeleit már évtizedek óta az „észlelési küszöb” alá süllyesztették (Nagy 1964, 1988).

* * *

Köszönetnyilvánítás – A KMNP területén végzett 1997. évi munkánk helyi megszervezésében Kalivoda Béla (KMNP Igazgatóság, Szarvas) volt segítségünkre. A helyi gyűjtőmunkánk jelentékeny segítségével Forgách Balázst és Kókai Lajost illesse köszönet. A NIMFEA TE ugyancsak gyűjtött anyagot számunkra. Az angol nyelvű összefoglalás helyesbítésében dr. Szentesi Árpád segített. A téma feldolgozásának anyagi háttérét a KMNP Igazgatósága és az Országos Tudományos Kutatási Alap biztosította (OTKA T025355).

Irodalomjegyzék

- Berg, H.-M., Bieringer, G., Sauberer, N. & Zuna-Kratky, T. (1996): Verbreitung und Ökologie der Grossen Plumpschrecke (*Isophya costata* Brunner v. Wattenwyl, 1878) an ihrem westlichen Arealrand (Österreich). – *Articulata* **11**: 33–45.
- Cejchan, A. (1957): Prispevek k poznámi rovnokridlého hmyzu (Orthoptera) Slovenska. (Contribution to the knowledge of Slovakian Orthoptera.) – *Casopis Ceskoslov. Spol. Entomol.* **54**: 142–147. [Cseh, angol összefogl.]
- Ebner, R. (1955): Die Orthopteroiden (Geradflügler) des Burgenlandes. – *Burgenländ. Heimatbl.* **17**: 56–62.
- Harz, K. (1969): *Die Orthopteren Europas – The Orthoptera of Europe. Vol. I.* – The Hague, Dr. W. Junk, 749 pp.
- Harz, K. (1975): *Die Orthopteren Europas – The Orthoptera of Europe. Vol. II.* – The Hague, Dr. W. Junk, 939 pp.
- Harz, K. & Kaltenbach, A. (1976): *Die Orthopteren Europas – The Orthoptera of Europe. Vol. III.* – The Hague, Dr. W. Junk B. V., 434 pp.
- Jávor I. (1950): Megfigyelések a réti gyapjaspille hernyójának és a fogasfarkú szöcskének irtásáról. – *Növényvédelem* **2**: 33–38.
- Kadocsa Gy. (1952): Magyarországi sáskajárások és időszakosságuk. – *Ann. Inst. Prot. Plant. Hung.* **5**: 87–104.
- Kis, B. (1970): Kritisches Verzeichnis der Orthopteren-Arten Rumäniens. – *Travaux Mus. Hist. Nat. „G. Antipa”* **10**: 207–227.
- Kozár, F. (1997): Insects in a changing world. – *Acta Phytopath. Entomol. Hung.* **32**: 129–139.
- Maran, J. (1954): Rovnokridly hmyz státních rezervaci v okolí Šturova na jizním Slovensku. (Die Orthopterenfauna der staatlichen Naturschutzgebiete bei Šturovo in der Südslovakei (SR)). – *Ochrana Pírody* **9**: 135–139. [cseh, német összefogl.]
- Nagy, B. (1948): On the Orthoptera fauna of the Tihany peninsula (Lake Balaton, Western Hungary). – *Arch. Biol. Hung. Ser II* **18**: 59–64.
- Nagy B. (1952): A *Tettigonia caudata* Charp. imágóra vonatkozó táplálkozásbiológiai adatok és megfigyelések. – *Ann. Inst. Prot. Plant. Hung.* **5**: 179–181.

- Nagy B. (1960): Magyarországi Saltatoria fajokra vonatkozó néhány fenológiai adat. – *Rovart. Közl.* **13**: 189–195.
- Nagy B. (1964): Adatok a marokkói sáska (*Dociostaurus maroccanus* Thunb.) magyarországi előfordulásához és élőhelyi viszonyaihoz. – *Ann. Inst. Prot. Plant. Hung.* **9**: 263–299.
- Nagy, B. (1974): Arealdynamik bei Insekten mit besonderer Rücksicht auf einige mitteleuropäische Saltatorien. – *Folia entom. hung. (Suppl.)* **27**: 191–199.
- Nagy B. (1981): Az *Isophya modesta* Friv. (Orthoptera: Tettigoniidae) reliktum populációi Magyarországon. – *Folia hist. nat. Mus. Matrensis* **7**: 29–32.
- Nagy B. (1984): Endemikus szöcske a Mártélyi Tájvédelmi Körzet tözsomszedságában. – *Állatt. Közl.* **71**: 204.
- Nagy, B. (1987): Vicinity as a modifying factor in the Orthoptera fauna of smaller biogeographical units. – In: Baccetti, B. (ed.): *Evolutionary biology of orthopteroid insects*. E. Horwood, Chichester, pp. 377–385.
- Nagy B. (1988): Egyenesszárnyú rovarok – Orthopteroidea. – In: Jermy, T. & Balázs, K. (szerk.): *A növényvédelmi állattan kézikönyve. I.* Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 197–276.
- Nagy, B. (1992): Role of activity pattern in colonization by Orthoptera. – *Proc. 4th ECE/XIII. SIE-EC, Budapest*, pp. 351–363.
- Nagy B. (1993): Magyarországi sáskagrádációk 1993-ban. – *Növényvédelem* **29**: 403–411.
- Nagy, B., Šušlik, V. & Krištin, A. (1998): Distribution of Orthoptera species and structure of assemblages along Slanské-Zemplén mountains range (SE Slovakia – NE Hungary). – *Folia ent. hung.* **59**: 17–27.
- Nagy B. & Szövényi G. (1998): Orthoptera együttesek a Körös–Maros Nemzeti Park területén. – *Crisicum* **1**: 126–143.

Zoogeographically characteristic orthopteroid insects of the Körös–Maros National Park (E Hungary) and their nature conservation characteristics

B. Nagy & G. Szövényi

Plant Protection Institute of the Hungarian Academy of Sciences
H-1525 Budapest, P. O. Box 102, Hungary

Abstract: Seventeen Orthoptera and 1 Blattodea species were selected as locally rare, zoogeographically characteristic and valuable species out of the 57 orthopteroid species known from earlier studies of various habitats of the Körös–Maros National Park (E Hungary). Geographical distribution, and habitat traits correlating with occurrences were analysed in view of conservation ecology. Several species, such as *Isophya costata*, *Tettigonia caudata*, *Gampsocleis glabra* (Tettigoniidae), *Epacromius coeruleipes*, *Celes variabilis* and *Acrida ungarica* (Acrididae) occur here and are under protection by legislature in Hungary. They reach the northernmost zone of their distribution area in the Carpathian Basin. An endemic and rare tettigoniid of the Carpathian Basin is *Isophya costata*, whose occurrence is unique for the Great Hungarian Plain. We suggest to mow the remains of these loess steppe meadows only in the second half of summer (after the middle of July) that may contribute to the conservation of this very early and vulnerable grasshopper species. Another zoogeographically characteristic and rare tettigoniid, *Leptophyes discoidalis* shows a more successful colonization strategy by eggs laid into plant stems in the ecoton of gallery forests along rivers. The stems subsequently may be transported to suitable habitats by water. This strategy may support *L. discoidalis* to extend its range from Transylvania and NE Carpathians toward the Pannonian plain. The tettigoniid *Pholidoptera littoralis* (first record for Hungary), *Isophya modestior*

stysi, *Poecilimon schmidti* and *Leptophyes discoidalis* have disjunctive and very localized occurrences in Hungary. These species inhabit semihumid, partly shady habitats of the *Quercus-Fraxinus* gallery forest along the river Fekete-Körös (SE Hungary), where they may be considered as ir-radiatory elements of the Transylvanian (-Balkanian) fauna. The acridid *Locusta migratoria* and *Dociostaurus maroccanus* have not been found in the KMNP during our investigations, although they had caused heavy outbreaks in this area long ago.

Key words: Orthoptera, zoogeography, nature conservation, national park, protected species, E Hungary

Appendix

A KMNP területéről 1998-ig kimutatott orthopteroid rovarok jegyzéke
(Nagy és Szövényi 1998 után, kiegészítve)

TETTIGONIIDAE – Szöcskék

- Phaneroptera falcata* (Poda, 1761) – Zöld repülőszöcske
Phaneroptera nana Fieber, 1853 – Pontozott repülőszöcske
Isophya costata Brunner von Wattenwyl, 1878 – Magyar tarsza
Isophya modestior stysi (Cejchan, 1957) – Stys-szöcskéje
Leptophyes albovittata (Kollar, 1833) – Közönséges virágszöcske
Leptophyes discoidalis (Frivaldszky, 1876) – Erdélyi virágszöcske
Poecilimon schmidti (Fieber, 1853) – Schmidt-pókszöcskéje
Polysarcus denticauda (Charpentier, 1825) – Fogasfarkú szöcske
Meconema thalassinum (De Geer, 1773) – Doboló szöcske
Conocephalus discolor Thunberg, 1815 – Kis kúpféjűszöcske
Conocephalus dorsalis Latreille, 1804 – Sarlós kúpféjűszöcske
Ruspolia nitidula (Scopoli, 1786) – Nagy kúpféjűszöcske
Tettigonia viridissima (Linné, 1758) – Zöld lomboszöcske
Tettigonia caudata (Charpentier, 1845) – Farkos lomboszöcske
Decticus verrucivorus (Linné, 1758) – Szemölcssevő szöcske
Platycleis affinis Fieber, 1853 – Púposhasú rétiszöcske
Tesselana vittata (Charpentier, 1825) – Sávós rétiszöcske
Bicolorana bicolor (Philippi, 1830) – Halványzöld rétiszöcske
Roeseliana roeseli (Hagenbach, 1822) – Roesel-rétiszöcskéje
Pholidoptera griseoaptera (De Geer, 1773) – Szürke avarszöcske
Pholidoptera littoralis (Fieber, 1853) – Bujkáló avarszöcske
Gampsocleis glabra (Herbst, 1786) – Törös szöcske

GRYLLIDAE – TŰCSKÖK

- Gryllus campestris* Linné, 1758 – Mezei tücsök
Melanogryllus desertus (Pallas, 1771) – Fekete tücsök
Tartarogryllus burdigalensis (Latreille, 1804) – Bordói tücsök
Oecanthus pellucens (Scopoli, 1763) – Pirregő tücsök
Acheta domesticus (Linnaeus, 1758) – Házi tücsök

ACRIDOIDEA – SÁSKÁK

- Tetrix subulata* (Linné, 1758) – Közönséges tövishátúsáska
Tetrix bolivari (Saulcy, 1901) – Bolivar-tövishátúsáska
Tetratetrix nutans Hagenbach, 1822 – Vékonycsápú tövishátúsáska
Pezotetix giornae (Rossi, 1794) – Kis hegyisáska
Calliptamus italicus (Linné, 1758) – Olasz sáska

Locusta migratoria (Linné, 1758) – Keleti vándorsáska
Oedaleus decorus (Germar, 1826) – Szalagos sáska
Celes variabilis (Pallas, 1771) – Szerecsen sáska
Oedipoda caerulescens (Linné, 1758) – Kékszárnyú sáska
Acrida ungarica (Herbst, 1786) – Sisakos sáska
Aiolopus thalassinus (Fabricius, 1781) – Tengerzöld sáska
Epacromius coerulipes (Ivanov, 1887) – Sziki sáska
Parapleurus alliaceus (Germar, 1817) – Hagymazöld sáska
Chrysochraon dispar (Germar, 1834) – Aranyos sáska
Doclostaurus maroccanus (Thunberg, 1815) – Marokkói sáska
Doclostaurus brevicollis (Eversmann, 1848) – Rövidnyakú sáska
Dirshius haemorrhoidalis (Charpentier, 1825) – Barna tarlósáska
Dirshius petraeus (Brisout, 1855) – Szőke tarlósáska
Omocestus ventralis (Zetterstedt, 1821) – Vöröshasú tarlósáska
Stenobothrus crassipes (Charpentier, 1825) – Szárnyatlan rétisáska
Stenobothrus stigmaticus (Rambour, 1838) – Kis rétisáska
Gomphocerus rufus (Linné, 1758) – Erdei bunkócsápú sáska
Glyptobothrus brunneus (Thunberg, 1815) – Közönséges tarlósáska
Chorthippus albomarginatus (De Geer, 1773) – Csinos rétisáska
Chorthippus dorsatus (Zetterstedt, 1821) – Hátság rétisáska
Chorthippus dichrous Eversmann, 1895 – Vállas rétisáska
Chorthippus parallelus Zetterstedt, 1821 – Közönséges rétisáska
Euchortippus declivus Brisout, 1848 – Rövidszárnyú rétisáska

MANTODEA – IMÁDKOZÓ SÁSKÁK

Mantis religiosa Linné, 1758 – Imádkozó sáska

BLATTODEA – CSÓTÁNYOK

Phyllodromica megerlei (Fieber, 1853) – Pontozott avarcsótány

A Naplás-tó Természetvédelmi Területen élő kétéltűek vonulási sajátosságai

Schád Péter¹, Puky Miklós² & Kiss István³

¹Szent István Egyetem, Környezettechnika és Épületgépészeti Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.; e-mail: schad.kott@mgk.gau.hu

²MTA ÖBKI Magyar Dunakutató Állomás
2131 Göd, Jávorka S. u. 14.; e-mail: h7949puk@ella.hu

³Szent István Egyetem, Állattani és Ökológiai Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.; e-mail: istkiss@fau.gau.hu

Összefoglaló: A Naplás-tavat, Budapest legnagyobb, 16 ha-os vízfelületű állóvizét 1978-ban létesítették. 1997-től helyi védelem alatt álló tó a 640 ha-os Naplás-tó Természetvédelmi Terület része. A terület kétéltűállományának vonulási sajátosságait 1992 és 1998 között a száporodási időszakban vizsgáltuk. Ennek során a tó mellett húzódó erdei út mintegy 500 méteres szakaszán fogtuk be a vonuló kétéltűeket. Az egyedek faját, nemét, testhosszúságát és testtömegét a helyszínen határoztuk meg. Az állatokat a mérések után az út biztonságos oldalán engedjük el. Az elmúlt 7 év alatt több mint 100 napot töltöttünk a területen.

A vizsgált hét év során a kétéltűek vonulása március 9 és április 15 között zajlott a Naplás-tónál. Ha a legalacsonyabb napi hőmérséklet 4 °C alatt volt, a kétéltűek nem keltek át az úton. A különböző időjárási tényezők közül a vonuló kétéltűek egyedszáma a csapadékkal volt a legszorosabb összefüggésben.

A vizsgálati időszakban 6 faj, összesen 566 egyedét figyeltük meg. A befogott példányok 77,5%-a barna ásóbéka (*Pelobates fuscus*) volt. Ezenkívül zöld varangyot (*Bufo viridis*), barna varangyot (*B. bufo*), zöld levelibékát (*Hyla arborea*), erdei békát (*Rana dalmatina*) és kecskebékát (*R. esculenta*) találtunk. A barna ásóbéka kivételével csaknem minden faj esetében a természetes körülmények között megfigyelhető értéktől eltérő ivararányt tapasztaltunk. Az egymást követő vizsgálati évek során a vonuló kétéltűek egyedszáma két nagyságrenddel csökkent. 1992-ben 235, 1998-ban pedig már csak 6 egyedét sikerült megfigyelniünk. A drasztikus egyedszámcsökkenés elsősorban antropogén hatásokkal magyarázható.

Kulcsszavak: Naplás-tó, ökofaunisztikai kutatás, morfológiai mérések, vonulási időszak, *Pelobates fuscus*, *Bufo viridis*, *B. bufo*, *Hyla arborea*, *Rana dalmatina*, *R. esculenta*

Bevezetés

Európa lakosságának közel 70%-a városokban él. A rohamos urbanizációnak köszönhetően a települések környezete károsodik, nagymértékű az élővilág pusztulása (Kovács 1985). Különösen kevés információval rendelkezünk a települések vizes területeiről, noha eltűnésük rendkívül gyors ütemű az erőteljesebb emberi hatások (lecsapolás, beépítés) miatt (Vershinin 1990). Hazánkban ez a tudományterület a nemzetközi átlaghoz képest alulreprezentált. Megállapítható azonban, hogy a Pénzes (1942) által leírt budapesti élővilág jelentősen károsult.

A világ nagyvárosaiban a fokozottan jelentkező emberi hatások ellenére több kételtűfaj képes a fennmaradásra (Langton 1991, Nabrowsky 1987). Puky és Kecskés (1992) felmérése szerint Budapesten 1988 és 1990 között összesen 10 kételtűfaj, a hazai fauna több mint 60%-a fordult elő.

A kételtűek egyedszáma az utóbbi évtizedekben más gerinces osztályoknál nagyobb mértékben csökkent, számos faj kipusztult, vagy a kipusztulás szélére került (Bury *et al.* 1980, Blaustein & Wake 1990, Wake 1991, Griffiths & Beebe 1992, Kuzmin 1994, Pechmann & Wake 1997). A kételtű-populációk egyedszámcsökkenésének és kipusztulásának vizsgálatára 1989-ben létrejött az IUCN SSC DAPTF (International Union for the Conservation of Nature, Species Survival Commission, Declining Amphibian Population Task Force). Magyarország 1990 elején csatlakozott a DAPTF munkájához, amely egyebek mellett a Naplás-tó kételtűfaunájának hosszú távú vizsgálatára terjed ki (Puky 1997).

A Naplás-tavat, a főváros legnagyobb vízfelületű tavát 1978-ban, a 3%-os valószínűségű árvizek visszatartására építették. A kialakuló nedves területek fokozták az addig meglévő élőhelyek változatosságát, ami a főváros területén egyedülálló élőhelyegyüttes létrejöttét eredményezte. A tó és környéke flórájának és faunájának vizsgálata már az 1980-as évek elején megkezdődött. A kutatások azal a céllal indultak, hogy a közel 650 ha-os terület legértékesebb részei természetvédelmi oltalom alá kerüljenek. A florisztikai kutatások során 367 hajtásos növényfaj, közülük 10 védett faj került elő (Stollmayerné Boncz *et al.* 1991, Kecskés & Ócsag 1992). Merkl (1996) 1991 és 1993 között elvégzett vizsgálatai 10 védett és „Vörös Könyvben” szereplő bogárfaj jelenlétét mutatták ki. A terület kételtű- és hüllőfaunájának felmérése során 8 kételtű- és 6 hüllőfajt írtak le (Stollmayerné Boncz *et al.* 1991, Puky & Kecskés 1992). A 70-es évek végére visszanyúló ornitológiai megfigyelések több mint 190 madárfaj jelenlétét bizonyították (Kalivoda 1986, Téglás 1995).

Jelen tanulmány a Naplás-tó Természetvédelmi Terület vonuló kételtűállományának 1992 és 1998 között bekövetkezett változását elemzi, különös tekintettel a meteorológiai tényezők és az emberi tevékenység hatására.

Anyag és módszer

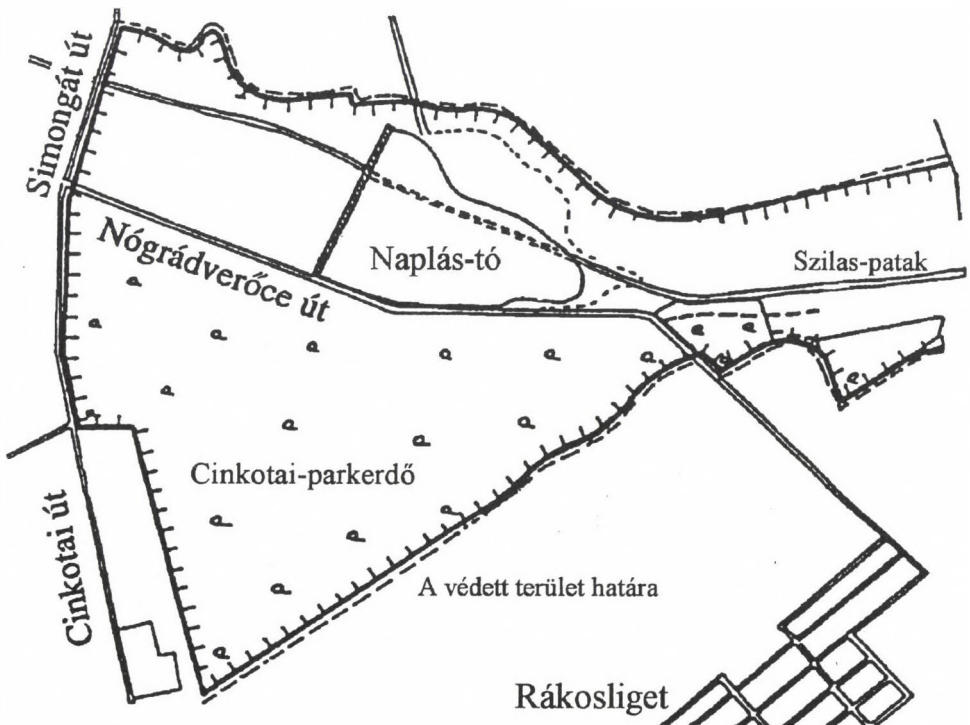
A kételtűek vonulása a Nógrádverőce út hozzávetőlegesen 520 m hosszú szakaszát keresztezve történik (1. térkép), amiből 300 m esik közvetlenül a tó mellé. A tó és a közút között átlagosan 15–20 m-es, enyhén ereszkedő, erodált parti sávon gyér növényzet alakult ki, a vízhez közel foltokban nád (*Phragmites australis*) található. A közút déli részétől 3–4 m-re kezdődik a Cinkotai-parkerdő. Az itt található középkorú vegyes erdő aljnövényzete rendkívül dús, főleg az úthoz közel eső részen.

A terepbejárás útvonala minden vizsgálati napon megegyezett. A Nógrád-erőce út jobb oldalán indultunk el, a gátórháztól keleti irányba. Miután a vizsgált útszakasz végéhez értünk, visszafordultunk és ismét megtettük ugyanazt az utat visszafelé. A bejárásokat szürkület után, általában 19 óra körül kezdtük el, és addig folytattuk amíg vonulást tapasztaltunk a vizsgált útszakaszon. A 7 év során több mint száz mintavételi napot töltöttünk a területen.

Az úton talált kétéltűeket műanyag vödörbe gyűjtöttük. A kétéltűek fajának és nemének meghatározása után (Arnold & Burton 1978, Dely 1967, Kiss 1989) tolmérő és Kern digitális mérleg segítségével lemértük az egyedek testhosszát és testtömegét. Az adatok regisztrálása után a kétéltűeket azonnal szabadon engedték.

A terület hőmérséklet- és csapadékmennyiség viszonyainak jellemzéséhez saját adataink mellett az Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ) pestszentlőrinci állomásának mérési eredményeit is felhasználtunk. Ez az állomás a Naplás-tótól légvonalban kb. 10 km-re helyezkedik el.

Az adatok statisztikai feldolgozását az Excel 5.0, a többszörös regresszióanalízist és a T-próbát a Statistica programmal végeztük el.



1. térkép. A Naplás-tó földrajzi elhelyezkedése.

Eredmények és értékelésük

Egyedszám és ivararány

A vizsgált hét év alatt összesen 566 vonuló egyedét sikerült befogni, meghatározni és lemérni. A több mint száz mintavételi naptól 28 napon találtunk kétélűteket, leggyakrabban (8 alkalommal 1993-ban). 1998-ban csak egyszer találtunk vonuló békákat, annak ellenére, hogy a lehetséges vonulási időben összesen 16 napon keresztül ellenőriztük a vizsgált útszakaszt.

A hét év alatt összesen 6 fajt figyeltünk meg: barna ásóbékát (*Pelobates fuscus* Laurenti, 1768), zöld varangyot (*Bufo viridis* Laurenti, 1768), barna varangyot (*B. bufo* Linnaeus, 1758), zöld levelibékát (*Hyla arborea* Linnaeus, 1758), erdei békát (*Rana dalmatina* Bonaparte, 1840) és kecskebékát (*R. esculenta* Linnaeus, 1758). Az 1. táblázat a vizsgált fajok egyedszámát tartalmazza.

A vonuló kétélűtek 77,5%-a barna ásóbéka (*Pelobates fuscus*) volt, ezért döntően ennek a fajnak az egyedszámváltozása határozza meg az összegyedszám alakulását, ami erősen csökkenő tendenciájú (1. ábra).

A barna ásóbéka-populáció kezdeti egyedszámcsökkenésében a természetes fluktuáció is szerepet játszott, az 1995-ben mért alacsony egyedszám egyik fontos oka a különösen kedvezőtlen, csapadékszegény időjárás, ami több fajnál csak részleges vándorlást eredményez (Briggs 1997). A vizsgálat végére azonban a barna ásóbéka gyakorlatilag eltűnt a területről. A Naplás-tó környékének kedvezőtlen metapopuláció szerkezete az esetleges rekolonizációt is megnehezíti. Egy-egy terület kétélűállományának erőteljes egyedszámcsökkenését már több kontinens országában regisztrálták (lásd pl. Drost & Fellers 1996).

A barna ásóbéka-populáció ivararánya az évek során kevéssé változott. 1995 kivételével az egy nőstényre jutó hímek száma 1,2 és 0,8 között ingadozott (1. ábra). Endel (1987) vonuló barna ásóbékák vizsgálata során magasabb értékeket (1,8 és 2,5) kapott. A vándorló egyedek ivararánya természetes körülmények között általában 1,5 és 2,5 között változik, mert a peteképzés nagyobb energiará-

1. táblázat. A vonuló kétélűtek egyedszáma az 1992 és 1998 évek között a Naplás-tónál.

	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	Összesen
<i>Pelobates fuscus</i>	179	91	91	7	70	1	0	439
<i>Bufo viridis</i>	20	18	7	2	5	0	1	53
<i>B. bufo</i>	20	4	1	0	2	2	3	32
<i>Hyla arborea</i>	8	15	1	1	0	0	0	25
<i>Rana dalmatina</i>	7	0	0	0	2	0	2	11
<i>R. esculenta</i>	1	5	0	0	0	0	0	6
Összesen	235	133	100	10	79	3	6	566

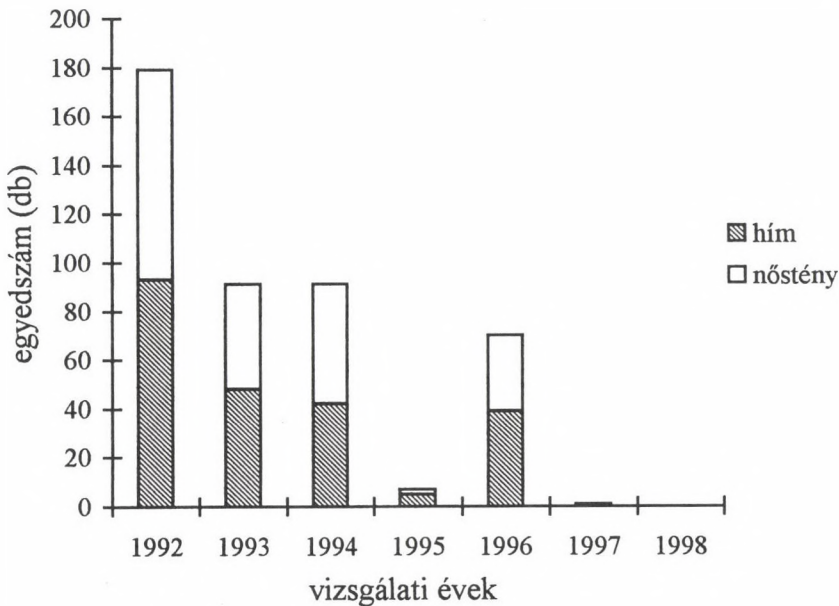
fordítása miatt a nőstények nem vándorolnak minden évben. Különböző tényezők, mint amilyen a közúti forgalom szelektáló hatása, ezt a mutatót eltolhatják.

A területen megfigyelhető többi faj egyedszáma a barna ásóbékához viszonyítva lényegesen alacsonyabb, mintegy a kétéltűfauna változatosságát növelő színezőelemnek tekinthetők. Vizsgálatunk kezdetén és azt megelőzően (Puky & Kecskés 1992) ezek a fajok is jelentősebb létszámban voltak jelen, 1994-től kezdődően azonban csak egy-egy példányt fogtunk. Jelenlétük valószínűleg az új szaporodóhelyet kereső egyedek megjelenésének tulajdonítható.

A zöld levelibékát (*Hyla arborea*), a többi fajtól eltérően, többnyire a vizsgált útszakasznak azon a felén figyeltük meg, ahol az út bal oldalán már nem a tó, hanem nádas-bokros terület helyezkedik el.

A legkisebb gyakorisággal a kecskebéka (*Rana esculenta*) egyedeit mutatuk ki az úton, de ez a mintavétel sajátosságaiból fakadt. Noha a kecskebéka gyakori a Naplás-tónál, a többi fajtól eltérő telelési szokásai (nem az erdő talajában, hanem a víz alatt, az iszapban telel) és vándorlási útvonala miatt (a Szilas-patak-kal párhuzamosan mozog inkább) csak elvétve vonul át az általunk vizsgált útszakaszon.

A mesterséges víztározók nem mindig jelentenek stabil élőhelyeket az ott élő kétéltűek számára (Sabela 1993). A Naplás-tónál tapasztalt egyedszámcsökkenést valószínűleg összetett hatások váltották ki. Talán a legfontosabb az egyre

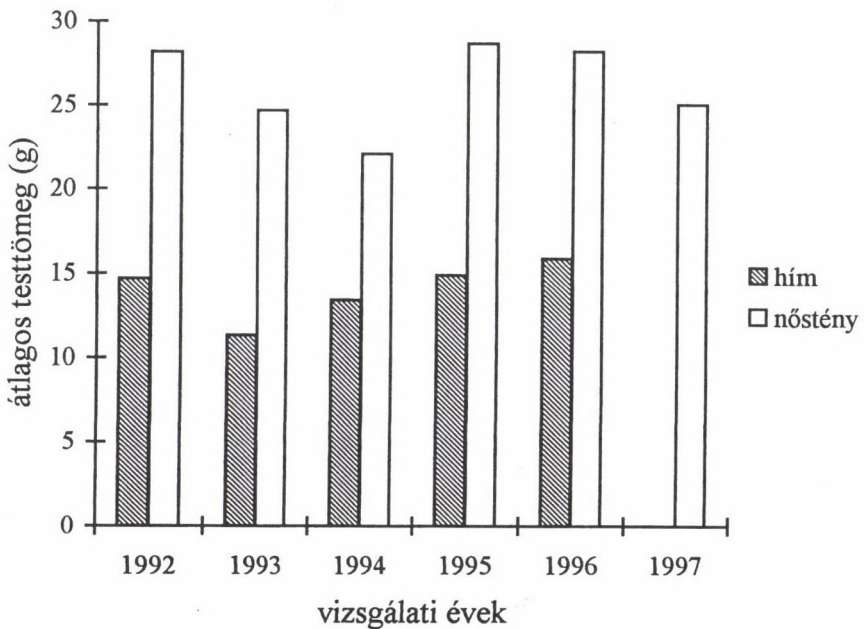


1. ábra. A vonuló barna ásóbékák (*Pelobates fuscus*) egyedszámváltozása a Naplás-tónál 1992 és 1999 között.

intenzívebb haltelepítés során a Naplás-tóba került halfajok pete és ebihal fogyasztása. A tóba 1988 óta telepítenek különböző halfajokat. A folyamatosan növekvő halmennyiség 1997-ben csaknem 40 t volt, ebből a 15 t keszeg és kárász, valamint a 16 t ponty mellett folyamatosan helyeztek ki ragadozó halakat (csuka, harcsa, fogassüllő) is, amelyek ebihalfogyasztása közismert (Amtkjaer 1988, Fog 1988, Brönmark & Edenhamn 1994, Podloucky 1986).

A gépjárműforgalom szintén csökkenti az egyedszámot. A Nógrádverőce út Cinkotát, Rákosligetet és Rákoscsabát köti össze. Tapasztalataink szerint a forgalom ugyan csökkent az elmúlt évek során, de jelenleg is óránként átlagosan 15–25 autó halad el a kétéltűek vonulási időszakában. Van Gelder és munkatársai (1986) szerint, ha 10 autó halad át egy óra alatt egy kérdéses útszakaszon, akkor a barna varangy-populáció 30%-a pusztul el a kerekek alatt. Ráadásul az eltérő vonulási sebesség miatt nagyobb szelektációs nyomás nehezedik a lassabban mozgó, nagyobb testű (pl. barna varangy nőstény) egyedekre. Saját becsléseink szerint a békamentésnek köszönhetően a Naplás-tónál vonuló kétéltűállomány közúti pusztulása 15–20%-ra mérséklődött.

A kétéltűek eltűnésének további – általunk nem vizsgált – okai lehetnek az eutrofizáció, a vízminőség romlása, az aszályos időszakok gyakoriságának emelkedése és az emberi kegyetlenség is.



2. ábra. A vonuló barna ásóbékák (*Pelobates fuscus*) átlagos testtömege.

Testtömeg és testhosszúság

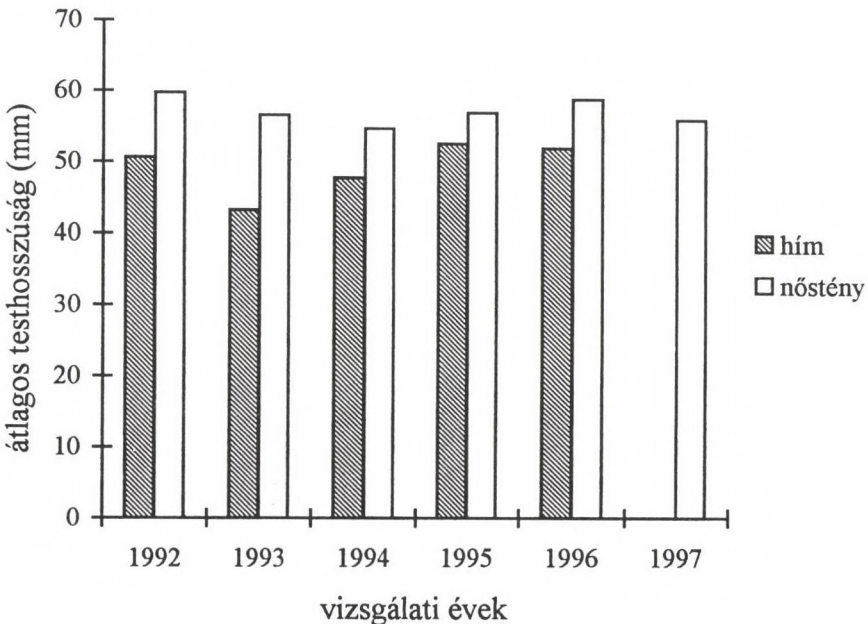
Az évenkénti átlagos testtömeg és átlagos testhosszúság változásának részletes elemzését a többi faj alacsony egyedszáma miatt csak a barna ásóbékánál végeztük el. A szövegben megadott átlagos testhosszúság és testtömeg értékek a teljes hétéves periódusra vonatkoznak.

A barna ásóbéka hímek és nőstények testtömege és testhosszúsága szoros összefüggésben van, mind a hímek (korrelációs koefficiens: 0,79), mind pedig a nőstények (korrelációs koefficiens: 0,85) esetében.

A vizsgált hím barna ásóbékák átlagos testtömege 14 g, átlagos testhosszúsága 49,2 mm volt. Az átlagos testtömeg 1993-ban volt a legkisebb (2. ábra). 1996-ra az átlagos testtömeg értéke elérte az 1992-ben mért értéket, hasonlóan az átlagos testhosszúsághoz (3. ábra).

A barna ásóbéka nőstények átlagos testtömege és testhosszúsága 26,1 g, illetve 57,1 mm volt. A legkisebb átlagos testtömeg és testhosszúság értékeket 1994-ben mértük. 1996-ban a hímekhez hasonlóan a nőstények is elérték az 1992-ben mért átlagértékeket.

Az 1992-ben tapasztalt viszonylag magas egyedszám a korábbi években meglévő, a kétéltűek szaporodását és fejlődését segítő környezeti feltételek meglétét bizonyítja. Az 1993-ban tapasztalt közel 50%-os egyedszámcsökkenés ked-



3. ábra. A vonuló barna ásóbékák (*Pelobates fuscus*) átlagos testhosszúsága.

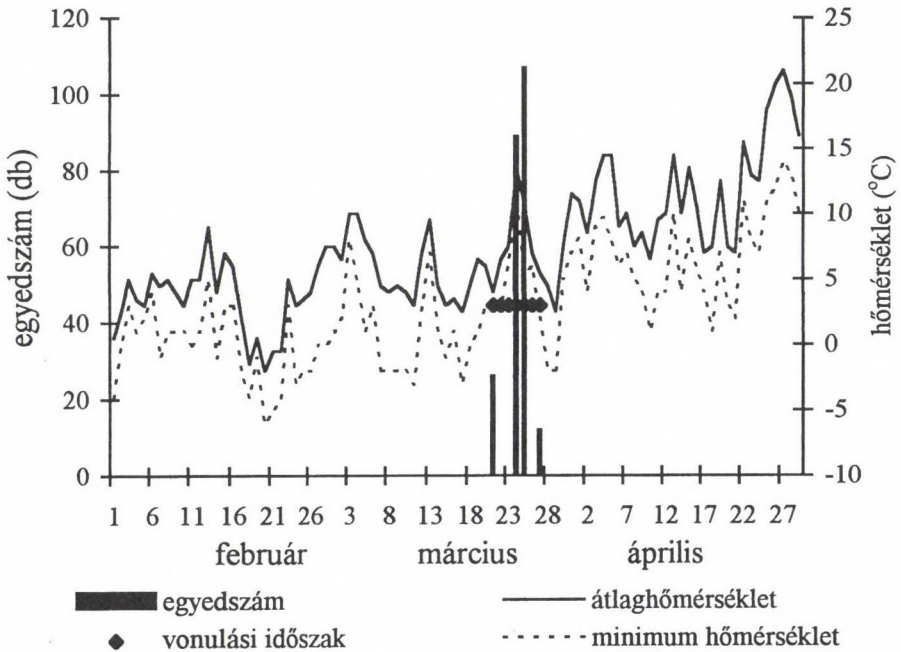
vezőtlen változásokra utal. Valószínű, hogy a jelentős egyedszámcsökkenés az idősebb egyedekre nehezedő nagyobb szelekciós nyomás miatt bekövetkező magasabb mortalitásnak tudható be. Az ebben az évben befogott egyedek testméretei szignifikánsan kisebbek voltak az előző évben mérteknél, ami a fiatal egyedek megjelenését mutatja. 1993-tól 1996-ig folyamatosan, az előző évekhez viszonyítva szignifikánsan nőtt a befogott egyedek átlagos testtömege és testhosszúsága.

Az időjárási tényezők hatása a kétéltűek vonulási időszakára

A vonulási időszakok hossza (az első és az utolsó egyed megjelenése között eltelt időszak) jelentősen eltért a hét év során, ami elsősorban az időjárási viszonyok különbözőségéből adódik. A legrövidebb vonulási időszak 1992-ben, míg a leghosszabb 1993-ban volt, ebben az évben az első és az utolsó egyed megjelenése között 37 nap telt el. Kedvező időjárási körülmények között (pl. 1992) akár egy héten belül is lezajlik a vonulás.

Összesen 28 mintavételi napon sikerült legalább 1 egyedet megfigyelnünk. 1992-ben 4, 1993-ban 8, 1994-ben 7, 1995-ben 3, 1996-ban 3, 1997-ben 2 és 1998-ban 1 alkalommal észleltünk kétéltűvándorlást az úton.

1992-ben gyorsan lezajlott a békák vonulása (4. ábra), 4 mintavételi napon összesen 235 egyed kelt át a Nógrádverőce úton. A vonulást megelőzően az átlag



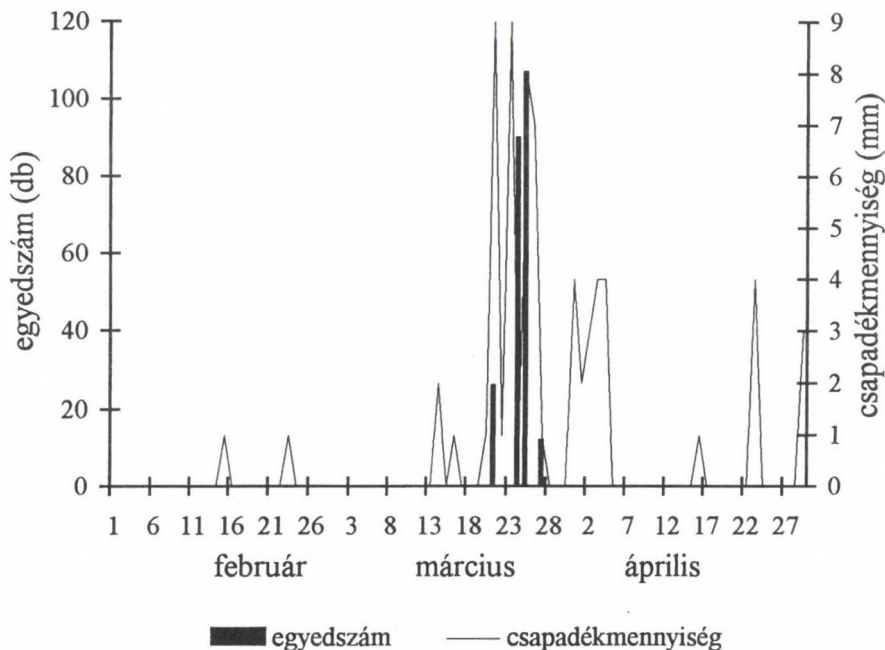
4. ábra. A vonuló kétéltűek egyedszámának, valamint a minimum és az átlaghőmérséklet alakulása 1992-ben.

gos és minimum hőmérséklet egyaránt erőteljesen emelkedett. A legalacsonyabb napi hőmérséklet a vonulás során nem süllyedt $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ alá. Az 5. ábráról leolvasható, hogy ezen időszak alatt majdnem minden nap esett az eső.

1993-ban igen korán, március 9-én megjelent az első barna ásóbéka hím, annak ellenére, hogy a napi minimum hőmérséklet ekkor még $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ alatt volt. Az 1993-ban megfigyelt egyedek (99%-a) azonban április 4-e és 15-e között jelent meg, amikor a napi minimumhőmérséklet $5\text{ }^{\circ}\text{C}$ feletti volt. Az 1992-es évhez hasonlóan ezt a 11 napos időszakot is erős felmelegedés előzte meg. A vonuló egyedek előfordulása ismét a csapadékos napokhoz kötődött.

1994-ben két vonulási csúcs alakult ki, az egyik március 24-én és 25-én, a másik pedig április 10-e és 12-e között. Mindkét csúcst felmelegedés előzte meg, a csapadék és a vonuló békák előfordulása közötti összefüggés ebben az évben is megfigyelhető volt.

Az 1992–1994. évek vizsgált paramétereinek (csapadék, átlaghőmérséklet, maximum hőmérséklet, minimum hőmérséklet, radiációs minimum) és a kétéltűek egyedszámának összefüggését többszörös regresszióanalízissel vizsgáltuk. Az együttes korreláció alacsony értéket adott (1992-ben 0,3825, 1993-ban 0,3211, 1994-ben 0,5177). A parciális korreláció kizárólag a csapadékmennyiség és az egyedszám között volt szignifikáns, bár a korrelációs értékek nem mutattak szorosabb összefüggést mint a többszörös regresszióanalízis eredménye.



5. ábra. A vonuló kétéltűek egyedszámának és a napi csapadékmennyiség alakulása 1992-ben.

A vizsgált 7 év során a vonuló békák egyedszámának több mint 90%-a erőteljes felmelegedést követően indult meg, olyan napokon, amikor a legalacsonyabb napi hőmérséklet nem süllyedt 4 °C alá. Ez az érték jó egyezést mutat Wisniewski és munkatársai (1980) eredményeivel, aki szerint a barna varangyok esetében a kritikus vándorlási levegőhőmérséklet 3 °C körül van. Azokon a napokon, amikor nagyobb egyedszámban vonultak, mindig volt csapadék. Endel (1987) eredményeihez hasonlóan szoros összefüggést találtunk a vonuló egyedek száma és a csapadékmennyiség között. Amennyiben sokáig kedvezőtlen időjárási viszonyok jellemzőek (alacsony hőmérséklet, csapadékhiány), a felmelegedéssel járó nagyon kis csapadékmennyiség is elindíthatja a vonulást, ahogy az 1993-ban történt.

A vonulási időszak során az elsőként megjelenő faj mindig a barna ásóbéka volt, ez különösen 1993-ban szembetűnő. Mivel a fő vonulási időszakok rövidek, ezért nem volt lényeges időbeli különbség a fajok vándorlásának kezdete között. Egyedül a zöld levelibéka különíthető el, amelyik mindig a vonulási időszak második felében jelent meg.

A kétéltűek megfogyatkozása, eltűnése világszerte ismert jelenség. Magyarországon a hosszú távú adatsorok hiányában kevés területről áll rendelkezésre adat a kétéltű-populációk egyedszámának alakulásáról. Hétéves vizsgálatunk eredményeivel e hiány pótlásához kívánunk hozzájárulni.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönjük a Varangy Akciócsoport Egyesület tagjainak a terepmunkában, a Szent István Egyetem Állattani és Ökológiai Tanszék munkatársainak az eredmények fel dolgozásában és kiértékelésében nyújtott segítségét.

Irodalomjegyzék

- Amtkjaer, J. (1988): Monitoring populations of the Green Toad (*Bufo viridis* Laur.) on the island of Samso. – In: Andrén, C., Nilson, G. & Larsson, T.-P. (eds): The status of Swedish amphibians and reptiles. – *Memoranda Societas pro Fauna et Flora Fennica* **64**(3): 129–132.
- Arnold, E. N. & Burton, J. A. (1978): *A field guide to the reptiles and amphibians of Britain and Europe*. – Collins, London, 272 pp.
- Blaustein, A. R. & Wake, D. B. (1990): Declining amphibian populations: a global phenomenon? – *Trends Ecol. Evol.* **5**: 203–204.
- Briggs, L. (1997): Population fluctuation of *Rana dalmatina* in relation to climatic conditions and landscape change. – *Rana* (Sonderheft) **2**: 183–188.
- Brönmark, C. and Edenhamn, P. (1994): Does the presence of fish affect distribution of tree frogs (*Hyla arborea*)? – *Conserv. Biol.* **8**(3): 841–845.
- Bury, R. B., Campbell, H. W. & Scott, N. J. (1980): Role and importance of nongame wildlife. – *Proc. N. Amer. Wildlife Nat. Res. Conf.*, pp. 197–207.

- Dely, O. Gy. (1967): *Kétéltűek – Amphibia*. – Fauna Hungariae, 83. Akadémiai Kiadó, Budapest, 80 pp.
- Drost, C. A. & Fellers, G. M. (1996): Collapse of a regional frog fauna in the Yosemite area of the Sierra Nevada. – *Conserv. Biol.* **10**(2): 414–425.
- Endel, S. E. (1987): Seasonal migration in the common spadefoot toad (*Pelobates fuscus*). – In: Gelder, van J. J., Strijbosch, H. & Bergers, P. J. M. (eds): *Proc. 4th Ord. Gen. Meet. S. E. H.* pp. 127–130.
- Fog, K. (1988): Pond restoration on Bornholm. – In: Andrén, C., Nilson, G. & Larsson, T.-P. (eds): The status of Swedish amphibians and reptiles. *Memoranda Societas pro Fauna et Flora Fennica* **64**(3): 143–145.
- Gelder, van J. J., Aarts, H. M. J. & Staal, J. W. M. (1986): Routes and speed of migrating toads (*Bufo bufo*): a telemetric study. – *Herpetological Journal* **1**: 111–114.
- Griffiths, R. & Beebee, T. (1992): Decline and fall of the amphibians. – *New Scientist* **1826**: 25–29.
- Kalivoda, B. (1986): Adatok Budapest ÉK-i részének madárfaunájáról. – *Madártani Tájékoztató* 1986. január–március, pp. 27–35.
- Kecskés, F. & Ócsag, A. (1992): A Naplás-tó és környékének botanikai értékei. – *Természetvédelmi közlem.* **2**: 29–40.
- Kiss, I. (1989): *A Magyarországon előforduló halak, kétéltűek és hüllők*. – Egyetemi jegyzet, Gödöllő, 140 pp.
- Kovács, M. (1985): *A nagyvárosok környezete*. – Gondolat, Budapest, 107 pp.
- Kuzmin, S. L. (1994): The problem of declining amphibian populations in the Commonwealth of Independent States and adjoined territories. – *Alytes* **12**(3): 123–134.
- Langton, L. (1991): Distribution and status of reptiles and amphibians in the London area. – *London Naturalist* **70**: 48–51.
- Merkl, O. (1996): Adatok a Naplás-tó és környéke élővilágához III. Bogarak (Coleoptera). – *Természetvédelmi közlem.* **3–4**: 123–140.
- Nabrowsky, H. (1987): Amphibien und Reptilien in Berlin. – *Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg* **23**(2–3): 48–51.
- Pechmann, J. H. K. & Wake, D. B. (1997): Declines and disappearances of amphibian populations. – In: Meffe, G. K. & Carroll, C. R. (eds): *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Sunderland, pp. 135–137.
- Pénzes, A. (1942): *Budapest élővilága*. – Budapest, pp. 130–147.
- Podloucky, R. (1986): Some implications of fish rearing for amphibians. – *Herpetofauna News* **4**: 6.
- Puky, M. (1997): The activity of DAPTF in Hungary. – In: Wilkinson, J. W. (ed.): *1996–97 Collected DAPTF Working Group Report*, DAPTF, p. 11.
- Puky, M. & Kecskés, F. (1992): Herpetological investigation along the planned ring-road in and around Budapest – the M0 project. – In: Korsós, Z. & Kiss, I. (eds): *Proc. Sixth Ord. Gen. Meet. S. E. H.*, Budapest, 1991, pp. 367–370.
- Sabela, M. (1993): Ecological aspects of the construction of water reservoirs on the Dyje River at Nove Mlýny to the local amphibian fauna. – *Acta Mus. Moraviae, Sci. nat.* **77**: 209–254.
- Stollmayerné Boncz, E., Kecskés, F., Ócsag, A., Bognár, A., Puky, M. & Bódi, L. (1991): Adatok a Naplás-tó és környéke élővilágához. – *Calandrella* **5**(1): 65–84.
- Téglás, T. (1995): Területbemutató: A Naplás-tó és környéke. – *Füzike, Pest Környéki Madarász Kör*, **6**: 7–10.
- Vershinin, V. L. (1990): Features of amphibian populations of an industrial city. – *Urban Ecological Studies*, PAN Inst. Zool., pp. 112–121.
- Wake, D. B. (1991): Declining amphibian populations. – *Science* **253**: 860.
- Wisniewski, P. J., Paull, M. L. & Slater, F. M. (1980): The effects of temperature on the breeding migration and spawning of the common toad (*Bufo bufo*). – *British J. Herpetology* **6**: 119–121.

Breeding migration characteristics of amphibians at Lake Naplás Nature Conservation Area

P. Schád¹, M. Puky² & I. Kiss³

¹Szent István University, Department of Environment-, Heating- and Saniter Engineering

²Hungarian Danube Research Station of the

Institute of Ecology and Botany of the Hungarian Academy of Sciences

H-2131 Göd, Jávorka S. u. 14, e-mail: h7949puk@ella.hu

³Szent István University, Department of Zoology and Ecology

H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1, e-mail: istkiss@fau.gau.hu

Abstract: Lake Naplás, which has the largest water-surface in Budapest, was constructed in 1978. Since 1997 it is a part of a nature conservation area.

We examined the migrating characteristics of amphibian populations during the breeding-seasons between 1992 and 1998. During the research period more than 100 field-days were spent in the area. We captured amphibians along the 500 m section of the road which lies adjacent to the lake. Species were identified, and individuals were measured according to length and weight. Animals were then released on the other side of the road. Amphibian migration occurred between 9 March and 15 April. If the lowest daily temperature was under 4 °C, the amphibians did not try to cross the road. However, among the meteorological factors, rainfall had the strongest correlation to the number of individuals recorded.

During this investigation 566 individuals of 6 species were found and measured. The common spadefoot (*Pelobates fuscus*) comprised 77.5% of the individuals observed. Other species included the green toad (*Bufo viridis*), common toad (*Bufo bufo*), tree frog (*Hyla arborea*), agile frog (*Rana dalmatina*) and edible frog (*Rana esculenta*). Excluding the common spadefoot, the sex ratios for remaining species were different from their normal averages, i.e. the number of females were uncharacteristically low compared to males.

The number of individuals decreased dramatically over the course of the research period. In 1992, a total of 235 individuals were captured, while in 1998 only 6 individuals were registered. The causes of this enormous decline has a strong correlation to anthropogenic effects. The two most important causes were a) the effect of introduced predator fishes into the spawning-pond, and b) road traffic-related mortality.

Tegzesegyüttesek (Insecta: Trichoptera) közösségszerkezeti változásai a Bernecei-patak (Börzsöny hegység) mentén

Schmera Dénes

*MTA Növényvédelmi Kutatóintézet
1022 Budapest, Herman Ottó u. 15
e-mail: h8458sch@ella.hu*

Összefoglaló: Napjainkban a természetvédelmi kutatások fókuszában a biodiverzitással, illetve az élőhelyek állapotváltozásával kapcsolatos vizsgálatok állnak. A jelen vizsgálatok célja a tegzesegyüttesek forráskifolyótól való távolságának hatására bekövetkező változásainak elemzése, és ennek természetvédelmi értékelése volt. A kiválasztott vízfolyás (patak) eltérő szakaszainak tegzesegyüttese között különbségek voltak a faj- és egyedszám, illetve a fajspektrum és diverzitás alapján.

Kulcsszavak: Trichoptera, tegzesek, ökológia, természetvédelem, bioindikáció, diverzitás

Bevezetés

Napjainkban a vízi életközösségek természetvédelmi és konzervációbiológiai kutatásainak fókuszában a biodiverzitással, illetve az élőhelyek állapotváltozásának indikációjával kapcsolatos vizsgálatok állnak. A vízfolyások a medertulajdonságoknak, a sodrás erősségének, illetve a víztest építő, valamint romboló munkájának alapján különböző longitudinális szakaszokra (zónákra) tagolhatók. Az egyes szakaszokra jellemző eltérő ökológiai kényszerfeltételek más-más vízirovar-együttesek kialakulását eredményezik. A folyóvízi szakaszokat, illetve a diszturbanciáknak kitett részeknek minőségi változásait olyan vízi makro-gerinctelen élőlényekkel jellemezhetjük, melyeknek egyes fejlődési alakjai (tegzesek esetében lárva, esetleg pete) az adott víztesthez kötöttek. A hegyi patakok életközösségeiben, anyagforgalmi ciklusaiban fontos szerepet betöltő tegzes rovarlárvák – kvantitatív mintavételezéssel megállapított – közösségszerkezeti változásai révén élőhely-minősítési vizsgálatokra jól használhatók, hiszen (1) a lárvák általában nagy egyedszámban reprezentáltak, (2) ökológiai igényeiket tekintve megtaláljuk köztük a specialistákat éppúgy, mint a generalistákat, így jelentős mértékben indikálhatják a élőhelyek állapotváltozásait, valamint (3) változatos táplálkozási módjaikat felhasználva jól jellemezhetőek a vízi rovarok trofikus guildjeinek változásai is.

A tegzeslárvákra vonatkozó hazai szakirodalmat áttekintve (Andrikovics & Kéri 1991, Berczik & Ngoc 1988, Kiss 1976–1977, 1978, 1979, 1981, 1991, Kiss

et al. 1995, Kiss *et al.* 1998, Kiss & Schmera 1996, Kriska & Andrikovics 1997, Oláh 1967, 1972, Schmera & Kiss 1997) nem találunk kifejezetten közösségszerkezeti vizsgálatokat. Andrikovics és Kéri (1991) a vízi makro-gerinctelen rendek egymáshoz való viszonyát tárgyalja, Kiss munkáiban már abundancia értékekkel is számol, azonban fő hangsúllyal a lárvák hegyi patakokon belüli zonális megszólásának vizsgálata szerepel. A nemzetközi szakirodalomból szintén hiányoznak a lárvagyüttesek szerkezeti értékelései. Czacharowski (1989) *Hydropsychidae* fajok abundancia viszonyainak változásait elemzi, valódi közösségszerkezeti vizsgálatokról azonban jóval kevesebb cikk látott napvilágot. A kevés kivétel közé tartozik Williams *et al.* (1992) tanulmánya, amelyben aspektusonként vizsgálták az egymást követő vízszakaszok tegzes fajgyütteseinek százalékos összetételét, különös tekintettel a táplálkozási preferenciákra, illetve táplálkozási niche-átfedésekre. Kocharina (1997) vízfolyások felső szakaszán makro-gerinctelen rendek dominancia arányát, az együttesek hasonlóságát, illetve a mintavételezett biomassa százalékos összetételét elemezte. A vízi makro-gerinctelenek fajgazdagságára a diszturbanciák általában negatív hatással vannak (Wilson & Hawkins 1998), így meglepő, hogy a tegzesegyüttesek közösségszerkezeti változásait senki sem használta fel a vizeket oly gyakran érő zavarások, szennyezések kimutatására, indikálására.

Jelen vizsgálat általános célkitűzése egy tipikus hegyvidéki patak tegzes lárvagyütteseinek szerkezeti jellemzése a patak mentén longitudinális irányban, illetve annak természetvédelmi szempontú értékelése. Konkrét célkitűzésem a Trichoptera együttesek diverzitásmintázatának (a) tér- és (b) időbeli elemzése volt.

A vizsgálatok során megfogalmazott hipotézis a következő volt: a forráskifolyótól távolodva az alsóbb patakszakaszokon várhatóan növekszik a tegzesegyüttesek fajdiverzitása a rendelkezésre álló források, mikrohabitatok számának növekedésével.

Anyag és módszer

A vizsgált Bernecei-patak a Börzsöny hegység északi részében, a kelet-nyugati irányban lefutó Nagy-völgyben található. A felszín nagy részét vulkáni anyagok (főleg miocén andezittufa és agglomerátum) fedi. A terület éghajlata mérsékeltlen hűvös, mérsékeltlen nedves. Az andeziten barna erdőtalajok alakultak ki. A völgy északi oldalán, a déli kiettségnek megfelelően tölgyeseket; míg a déli oldalán az északi kiettséghez alkalmazkodó bükkösöket találunk. Az itt lefutó, mintegy 300 m tengerszint feletti magasságú völgyben fut végig a Bernecei-patak.

A tegzeslárvagyüttesek szerkezetében bekövetkező változások nyomon követésének elengedhetetlen feltétele a megfelelő gyűjtőmódszer kiválasztása. Az egyeléses vagy kvadrátos mintavételezés hatékonyságát nagy mértékben be-

folyásolja a gyűjtő személy tapasztaltsága, látása. Azonban még a legkörültekintőbb gyűjtő sem ugyanolyan százalékban fogja be a különböző lárvastádiumok tegzéseit. Ugyanis ez a gyűjtőmódszer az utolsó lárvastádiumok begyűjtésére jóval hatékonyabb.

A patak mentén, hosszában 5 mintavételi helyet jelöltem ki. A helyek kiválasztásának szempontjai a következők voltak: kellően reprezentálva legyenek a vízfolyás természetes mederszakaszai (1: forráskifolyóhoz közeli; 2–4: középső természetes erdei patakszakaszok), valamint a patak településen (Bernecebaráti) átfolyó, szennyezett (kommunális szennyeződés, szemét, trágyalé) szakasza (5) is. A mintavételezést 1994. június 04-től október 22-ig havonkénti rendszerességgel végeztem (jelölésük: a: 06.04.; b: 07.05.; c: 07.26.; d: 08.29.; e: 10.01.; f: 10.21.). Az 5 vizsgálati patakszakasznál kvadrátmódszerrel 2 m² alapterületről történt a mintavétel (Kamler & Riedel 1960; Macan 1958). A kvadrát végére hálót szereltem az esetleg elsodródó példányok begyűjtésére.

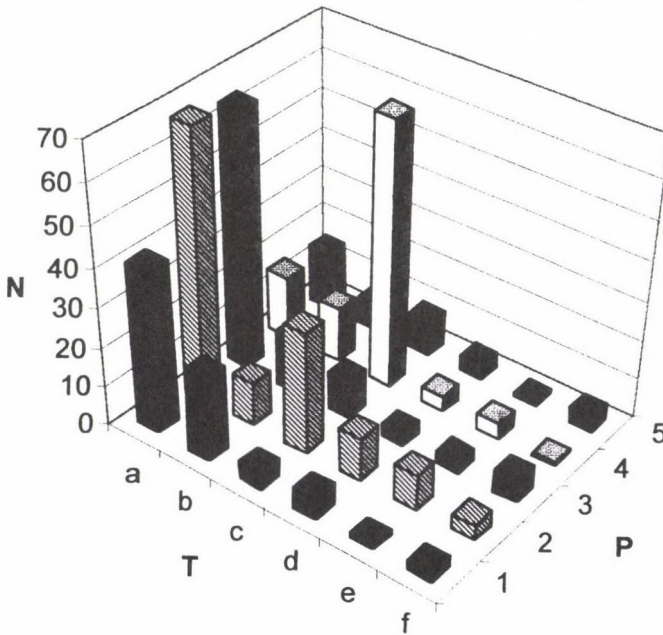
Az adatok statisztikai elemzése relatív variációval (Tóthmérész 1996) valamint egyparaméteres diverzitási függvénycsaládokkal történt (Tóthmérész 1996, 1997). Dominancia struktúra alapján skálázó diverzitási rendezésekkel jellemeztem az egyes szakaszok, valamint az egyes időpontok tegzesegyütteseit. Mivel az ilyen típusú görbék más-más dominancia reprezentációkra érzékenyek, ezért a ritka fajok hatására érzékenyebb általánosított entrópia görbék (GenE) közül az exp(Rényi) függvényt (Tóthmérész, 1996, 1997) alkalmaztam. A gyakori fajok diverzitására jobban érzékeny kumulatív relatív abundancia görbék (CuRe) közül a jobboldali dominanciaösszeg-görbével (RTS-diverzitás) jellemeztem a tegzesek larvaegyütteseit. Az egyes patakszakaszok tegzesegyütteseit közötti hasonlóságot clusteranalízissel vizsgáltam: a távolság képzése Euklideszi-távolsággal, egyszerű láncfúziós algoritmussal történt. Az adatok elemzéséhez a NuCoSa és a STATISTICA programcsomagokat használtam.

Táplálkozási módjuk és preferenciájuk alapján a lárvákat a következő guild-kategóriákba soroltam: ragadozók, detrituszevők, szűrők, biofilmevők és felaprózók (Moog 1995). A táplálkozási preferenciákon alapuló értékelések alapja az, hogy a víz anyag- és energiaforgalmába bekerülő napfény, illetve különböző eredetű szerves anyag hogyan hasznosul, raktározódik, illetve hogyan távozik a patakból. Mivel a hegyi patakok primer produkciójának döntő hányadát a kövek felületén megtalálható epilítikus algák okozzák (Cox 1988), ezért az őket fogyasztó biofilmevők százalékos előfordulása jelzi a napfény energiájának fent jelzett anyagforgalmi úton történő felhasználásának tegzesegyüttesek által hasznosított relatív nagyságát. A szűrő szervezetek a víztestben található planktonikus szervezetekkel táplálkoznak. A fitoplankton denzitásának növekedésére érzékenyen reagálnak, százalékos összetételük növekszik a többi komponenshez képest. A felaprózók a patakban élő növényeket és élettelen anyagokat (pl. falevél), fogyasztják. E különböző táplálkozási guildekhez sorolható fajok abundancia ará-

nyának változása a külső terhelés fokmérője lehet. A tegzesegyüttes táplálkozási preferenciaváltozásain keresztül letapogathatók a patak egyes anyagforgalmi útjain hasznosuló energiák arányváltozásai is. Az ilyen változások diszturbanciák kimutatására is alkalmasak.

Eredmények és megvitatásuk

Vizsgálatok során 17 faj 433 egyedét gyűjtöttem be és határoztam meg (Schmera & Kiss 1997). Az eltérő helyeknél a fajszám 6 és 11, míg az egyedszám 40 és 134 között változott (1. táblázat). Az időpontok szerint a fajszám 5 és 11 között, az egyedszám pedig 19 és 205 között variált. A tegzesegyüttesek egyedszáma mind az időpontok, mind a gyűjtőhelyek szerint erőteljesen változott (1. ábra). A gyűjtőhelyek közötti relatív variáció a különböző időpontokban 37,42–53,64% között, míg az időpontok szerinti relatív variáció a gyűjtőhelyeken mérve 26,01–55,37% között változott. A késő tavaszi gyűjtés általában magas egyedszámot mutatott, nyáron, illetve ősszel erőteljesen csökkenő egyedszám volt tapasztalható.



1. ábra. A Bernecei-patakban a tegzes együttesek egyedszámának (N) változása a mintavételi időpontok (T) és az eltérő patakszakaszok (P) esetében. (1–4: természetes erdei szakaszok, a forráski-folyótól távolodva növekvő számértékkel, 5: falun belüli diszturbanciának kitett szakasz)

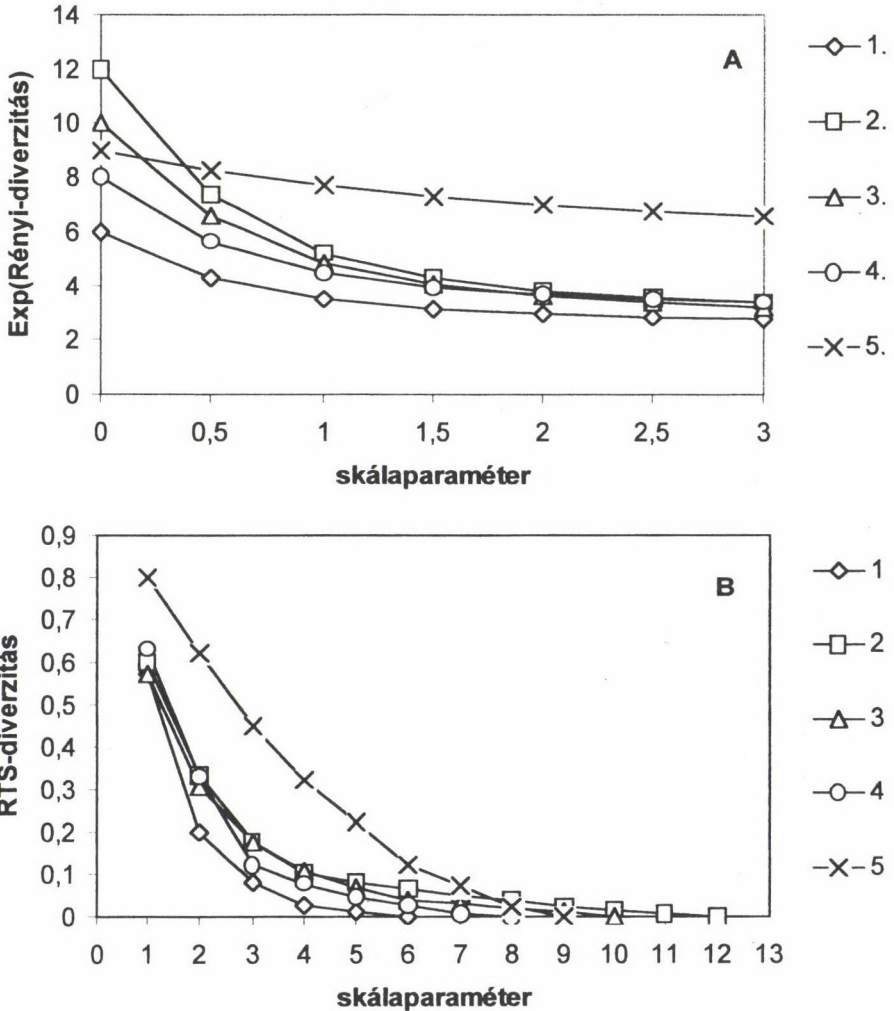
A forráskifolyóhoz legközelebb eső patakszakaszon (1) a legalacsonyabb az Exp(Rényi)-diverzitás (2. ábra). Ez annak tudható be, hogy a felsőbb szakaszon kevés faj kis egyedszámmal jelenik meg a források korlátozottsága (táplálékhiány, alacsony primer produkció stb.), valamint a forráskifolyóhoz közeli speciális élőhelyi feltételek (áramlási viszonyok, víz hőfok, mederfelület stb.) miatt. A 3. és a 4. mintavételi helynél az első mintavételi helyhez képest magasabb fajdiverzitást tapasztalunk: megjelennek a tipikus középhegységi patakok kis egyedszámban reprezentált ritka fajai. A diverzitási profilok hasonlóak. A második és az ötödik mintavételi helyeknél tapasztalható a legmagasabb faj-diverzitás. A domináns fajokra érzékeny RTS-diverzitási profil alapján a falun átfolyó (5.) minta-

1. táblázat. A tegzesfajok gyűjtőhelyenkénti százalékos dominancia értékei a Bernecei-patakban (1–4: természetes erdei szakaszok, a forráskifolyótól távolodva növekvő számértékkel, 5: falun belüli diszturbanciának kitett szakasz)

Fajok	1	2	3	4	5
Rhyacophilidae					
1. <i>Rhyacophyla fasciata</i> Hagen, 1859		1,4	1	2	
Hydropsychidae					
2. <i>Hydropsyche saxonica</i> McLachlan, 1884	6,3	7,5	4,3		17,5
3. <i>Hydropsyche instabilis</i> (Curtis, 1834)		0,7	3,2	3	10
4. <i>Hydropsyche pellucidula</i> (Curtis, 1834)			1	2	5
5. <i>Hydropsyche bulbifera</i> McLachlan, 1884					10
6. <i>Hydropsyche contubernalis</i> McLachlan, 1884					17,5
7. <i>Hydropsyche fulvipes</i> (Curtis, 1834)		0,7			
Polycentropodidae					
8. <i>Plectrocnemia conspersa</i> (Curtis, 1834)	1,6				
9. <i>Cyrnus trimaculatus</i> (Curtis, 1834)		2,3	1		2,5
Limnephilidae					
10. <i>Halesus digitatus</i> (Schrank, 1781)	25,4	40,2	45,3	31,7	5
11. <i>Halesus tessellatus</i> (Rambur, 1842)	14,3	26,7	28,5	21,7	10
12. <i>Potamophylax rotundipennis</i> (Brauer, 1857)	50,8	15,6	14,8	38,6	12,5
13. <i>Chaetopteryx fusca</i> Brauer, 1857				1	
14. <i>Anabolia furcata</i> Brauer, 1857					10
15. <i>Micropterna nycterobia</i> McLachlan, 1875		1,4			
Goeridae					
16. <i>Goera pilosa</i> (Fabricius, 1775)		1,4			
17. <i>Silo pallipes</i> (Fabricius, 1781)	1,6	2,2	1		
Egyedszám	63	134	95	101	40
Fajszám	6	11	9	7	10

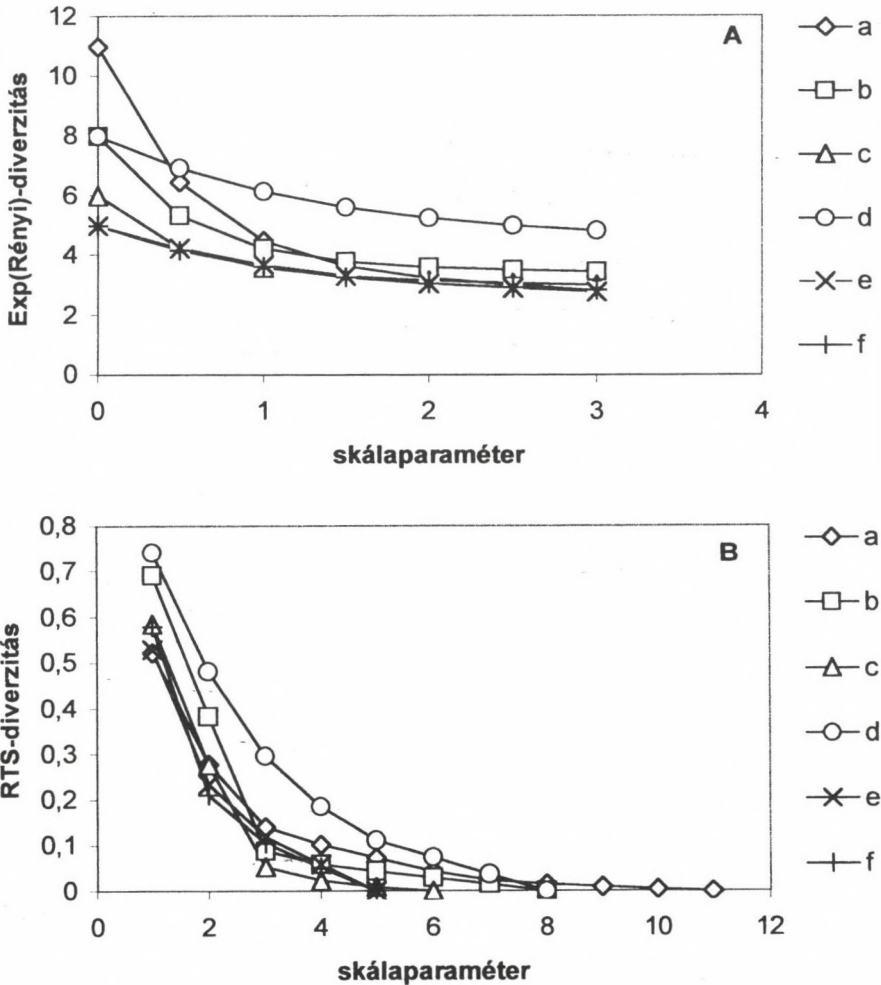
vételi hely magas diverzitást mutat a magas egyenletesség következtében, mint a természetes szakaszok tegzesegyüttese (2. ábra). A fajegyenletesség annak tulajdonítható, hogy az enyhe diszturbancia hatására nem csökken a fajszám, ugyanakkor nincsenek olyan speciális környezeti kényszerfeltételek, melyeknek csupán specializált környezeti igényű tegzesek (pl. forráslakók) felelnek meg.

Ha mintavételi időpontként vizsgáljuk az együtteseket, akkor megállapíthatjuk, hogy késő tavasszal a legnagyobb, október hónapban a legalacsonyabb a diverzitás (3. ábra). A késő tavaszi gyűjtés (június eleje) alacsony skálaparaméter



2. ábra. A Bernecei-patak tegzes együtteseinek diverzitás profilja az eltérő mintavételi helyeken. (A: Exp(Rényi)-diverzitás, B: RTS-diverzitás; 1–4: természetes erdei patak szakaszok, a forráskifolyótól távolodva növekvő számértékkel, 5: falun belüli diszturbanciának kitett szakasz)

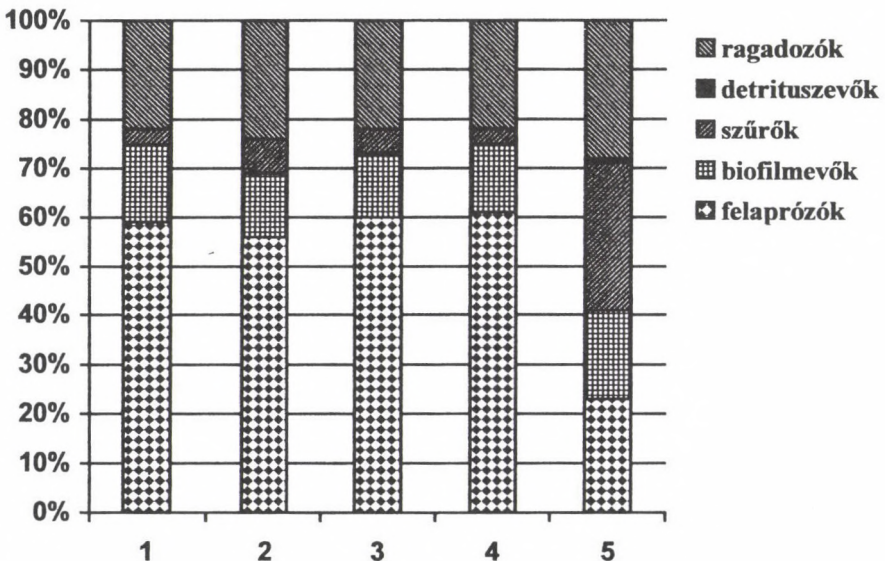
értéknél mutat magas diverzitást a legmagasabb fajszámnak megfelelően, ugyanakkor az augusztusi mintavételezés a domináns fajokra (magas skálaparaméter értéknél) jóval magasabb diverzitást mutat az előzőekhez képest. Az őszi aszpektusban a tegzesegyüttes alacsony diverzitást mutat: a faj- és az egyedszám kisebb a késő tavaszi és a nyári mintavételhez képest. Ekkor már a tegzesimágók főbb kirajzásai megtörténtek, és a mintavételi időpontban a legtöbb tegzes pete, vagy fiatal lárvastádiumban (L₁–L₃) található, amely fejlődési alakokra az alkalmazott gyűjtés kevésbé érzékeny.



3. ábra. A Bernecei-patak tegzes együttesének diverzitási profiljaik az eltérő mintavételi időpontokban. (A: Exp(Rényi)-diverzitás, B: RTS-diverzitás; időpontok (1994) a: 06. 04., b: 07. 05., c: 07. 26., d: 08. 29., e: 10. 01., f: 10. 21.)

A lárvagyüttesek táplálkozási preferenciáját vizsgálva a természetes patak-szakaszok (1–4) hasonlítanak egymáshoz, míg a faluban tapasztalt értékek eltérnek az előzőektől (4. ábra). A felsőbb (természetes) szakaszok esetében 60% körüli a felaprózók aránya (allotrofikus patak: sok behulló falevél), a szűrő szervezetek 3–8% körül ingadoznak. Ezzel ellentétben, a faluban tapasztalt értékek a következők: a felaprózók 22%-os dominanciájával szemben a szűrő szervezetek 30%-al reprezentáltak (4. ábra: 5. oszlop). A terhelés hatására a víztestbe kerülő szennyező anyag (kommunális szennyöződés, háztartási szennyvíz, trágyalé) bekerülnek a természetes anyagforgalmi ciklusba, átalakítva egyes táplálkozási komponenseinek arányát. A tegzesegyüttesben bekövetkező változás azt mutatja, hogy a falubeli szakaszban felszaporodik a plankton mennyisége (a szerves anyag lebontása következtében), ezért nő meg a szűrő Trichoptera lárvák százalékos aránya is. Ez az átrendeződés a felaprózók százalékos arányának csökkenésével is együttjár. Táplálkozási preferencia alapján a zavart patakszakasz mutat nagyobb diverzitást: a táplálkozási guildek egyenletessége magasabb, nem kapnak kiemelt szerepet a felaprózók.

Az eltérő patak-szakaszok tegzesegyütteseinek közül a 1. és a 4. mintavételi hely hasonlít leginkább egymáshoz a fajgyűttes mennyiségi és minőségi össze-



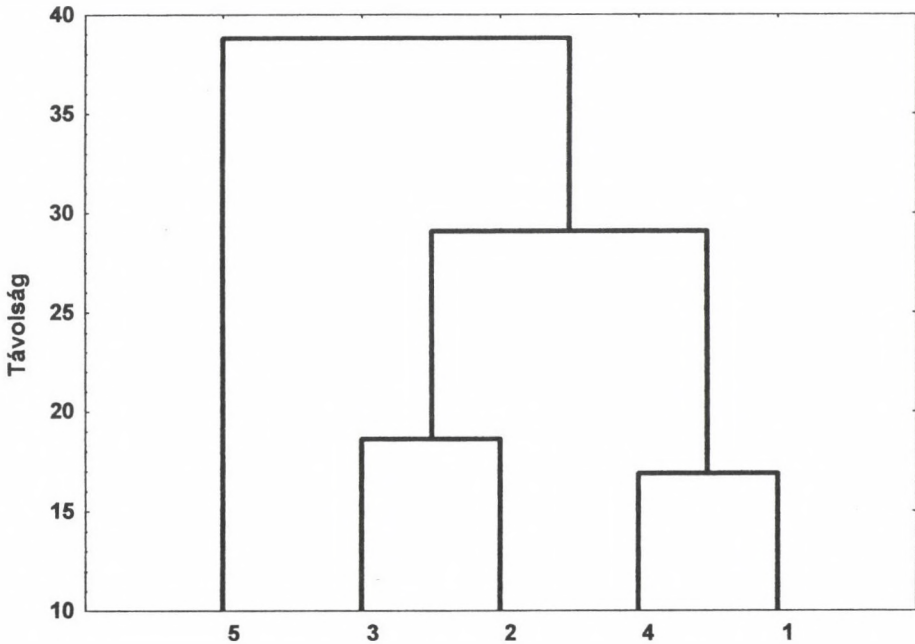
4. ábra. A Bernecei-patak tegzes együtteseinek százalékos táplálkozási-preferencia megoszlásai az egyes mintavételi helyek esetében (1–4: természetes erdei szakaszok, a forráskifolyótól távolodva növekvő számértékkel, 5: falun belüli diszturbanciának kitétt szakasz)

tétele alapján. A természetes mederszakaszok (1–4) egy hasonlósági csoportot alkotnak, ugyanakkor a diszturbanciának kitett patakszakasz jól elkülönül az előzőektől (5. ábra).

Következtetések

Alaphipotézisünket, miszerint a forráskifolyótól távolodva növekszik a fajdiverzitás, abban az esetben fogadhatjuk el, ha csoportosítjuk a mintavételi helyeket a következők szerint: (a): forráshoz közeli (1. mintavételi hely), (b): középső erdei természetes mederszakaszok (2–4. mintavételi hely) valamint (c): szennyezett szakasz (5. mintavételi hely). Megállapítható, hogy a forráshoz közeli mintavételi helyen alacsony, attól távolodva magasabb fajdiverzitást tapasztalunk. Mivel a zavarásnak kitett patakszakaszon csupán egy mintavételi helyen történt gyűjtés, ezért nem bizonyítható, hogy a zavarás az oka a tegzesegyüttes közösszerkezeti változásainak.

Jelen elemzések a tegzesegyüttesekben bekövetkező közösszerkezeti változások indikációs felhasználásának egyik módját mutatják be. A trichopterák tér-idő mintázatainak elemzései révén információkat kapunk az ökológiai kör-



5. ábra. A tegzes együttesek patak szakaszonkénti hasonlósági dendrogramja a Berencei-patak esetében faj faj abundancia értékekre alapozva (1–4: természetes erdei szakaszok, a forráskifolyótól távolodva növekvő számértékkel, 5: falun belüli diszturbanciának kitett szakasz)

nyezet milyenségéről, az ilyen vizsgálatok kellő alapot teremtenek természetvédelmi értékelésre is. Az eredmények a mértéktartó következtetések mellett további vizsgálatokra sarkallnak.

*

Köszönetnyilvánítás – Jelen munka az F26608-as számú OTKA-pályázat keretén belül, annak anyagi támogatásával készült.

Irodalomjegyzék

- Andrikovics, S. & Kéri, A. (1991): Winter macroinvertebrate investigation along the Bükkös stream (Visegrádi Mountains, Hungary). – *Opusc. Zool.*, Budapest, **24**: 57–67.
- Berczik, Á. & L. Pham, Ngoc (1988): Hydrobiologische Zustandsänderung während eines Jahrzehntes in einem Mittelgebirgsbach in Ungarn. – *Opusc. Zool.*, Budapest, **23**: 117–132.
- Cox, E. (1988): Has the role of the substratum been underestimated for algae distribution patterns in freshwater ecosystems? – *Biofouling* **1**: 49–63.
- Czacharowski, S. (1989): Differentiation of the habitats of Hydropsychidae larvae (Insecta: Trichoptera) in the Pasleka river as a result of avoidance of trophic competition. – *Pol. Arch. Hydrobiol.* **36**: 123–132.
- Kamler, E. & Riedel, W. (1960): A method for quantitative study of bottom fauna of Tatra stream. – *Pol. Arch. Hydrol.* **8**: 95–105.
- Kiss, O. (1976–77): A „mosaic-pattern” elv bemutatása a Bükk-hegységi Szalajka-patakrendszer Trichopteráin. – *Fol. Hist. nat. Mus. Matr.* **4**: 63–69.
- Kiss, O. (1978): A Bükk hegységi Disznókút és Sebesvíz Trichoptera együtteséről. – *Acta Acad. Paed. Agriensis-Nova* **14**: 493–507.
- Kiss, O. (1979): A folyóvízi társulások mozaikelvének értelmezése és az ökológiai niche. – *Acta Acad. Paed. Agriensis-Nova* **15**: 453–466.
- Kiss, O. (1981): Trichoptera in the Ilona stream of the Mátra Mountains, North Hungary. – *Proc. 3rd Int. Symp. on Trichoptera*, pp. 129–138.
- Kiss, O. (1991): A Bükk hegységi Ablakoskő és Nagy-völgy Trichoptera lárva-együttese. – *Acta Acad. Paed. Agriensis-Nova* **20**: 17–36.
- Kiss, O. & Schmera, D. (1996): Die Köcherfliegen der Quellregionen des nord-ungarischen Bükk-Gebirges. – *Crunoecia* **5**: 67–70.
- Kiss, O., Kókai, E. & Koncz, G. (1995): Uppony környéki Csernely-patak Trichopterái. – *Acta Acad. Agriensis-Nova* **21**: 327–339.
- Kiss, O., Lőrincz, G. & Mikus, L. (1998): A Bükk-hegységi Hosszú-völgy Trichopterái. – *Acta Acad. Paed. Agriensis-Nova* **22**: 15–33.
- Kocharina, S. L. (1997): Structural characteristics of the caddisfly community of a small salmon river. South Primorye, Russian Far East. – *Proc. 8th Int. Symp. Trichoptera*, pp. 259–264.
- Kriska, Gy. & Andrikovics, S. (1997): The life-history and gut content of *Potamophylax nigricornis* (Trichoptera, Limnephilidae). – *Opusc. Zool.*, Budapest, **29–30**: 113–116.
- Macan, T. T. (1958): Methods of sampling the bottom fauna in Sony streams. – *Int. Assoc. Theoretical and Applied Limnology*, C. 8.
- Moog, O. (1995): *Fauna Aquatica Austriaca, Lief. Mai/95*. – Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Fortwirtschaft, Wien.

- Oláh, J. (1967): Untersuchungen über die Trichopteren eines Bachsystems der Karpaten. – *Acta Biol. Debr.* **5**: 71–91.
- Oláh, J. (1972): Aljzatsere és táplálkozás közötti kapcsolat a Potamophylax rotundipennis Brauer lárvájánál. – *Állatt. Közlem.* **69**: 106–110.
- Schmera, D. & Kiss, O. (1997): A Börzsöny-hegység Bernecei-patakjának Trichoptera lárvá-együttese. – *Hidrológiai Közöny* **77**: 96–97.
- Tóthmérész, B. (1996): NuCoSa: Programcsomag botanikai, zoológiai és ökológiai vizsgálatokhoz. – *Synbiologia Hungarica* **2**: 1–84.
- Tóthmérész, B. (1997): *Diverzitási rendezések*. – Scientia Kiadó, Budapest, 98 pp.
- Vilson, M. R. & Hawkins, C. P. (1998): Biodiversity of stream insects: Variation at local, basin, and regional scales. – *Ann. Rev. Entomol.* **43**: 271–293.
- Williams, D. D., Cromar, G. L. & Williams, N. E. (1992): Structure of the Trichoptera assemblage in a Welsh mountain stream: can temporal/spatial separations and food partitioning account for high diversity? – *Proc. 7th Int Symp. on Trichoptera*, pp. 197–205.

Change of structural characteristics of caddisflies (Insecta: Trichoptera) along the Bernece stream (Börzsöny Mountains, Northern Hungary)

D. Schmera

Plant Protection Institute, Hungarian Academy of Sciences
H-1022 Budapest, Herman Ottó u. 15, Hungary
e-mail: h8458sch@ella.hu

Abstract: The biodiversity monitoring is now the most important problem of the environment protection research. Caddisfly larvae were collected by quadrat method at the Bernece stream (Börzsöny Mountains, Northern Hungary). By the structural and ecological characteristics of caddisfly larvae assemblages, diversity and species preference patterns for food resources could be indicated the community structure change moving away from the spring.

Key words: Trichoptera, caddisfly, ecology, environment protection, bioindication, diversity

Adatok a Balaton-felvidéki Nemzeti Park holyva (Coleoptera: Staphylinidae) faunájához II. (Gyrohypninae–Tachininae)

Szásziné Horváth Henrietta

8300 Tapolca, Deák F. u. 13

Összefoglaló: A Balaton-felvidéki Nemzeti Park területéről eddig 96 fajt mutattak ki a Gyrohypninae, Staphylininae, Habrocerinae, Tachininae alcsaládok tagjai közül. Vizsgálataim során 11 mintavételi területen, 6–6 db, 0,3 l-es, etilén-glikolos talajcsapdával gyűjtöttem holyvákat a nemzeti park cseres-tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*, *Quercetum pubescenti-cerris*) erdőtüskésében, 1995–1996-ban. Az említett alcsaládokból 63 fajt sikerült kimutatnom, melyek közül 33 faj először került elő a területéről.

Kulcsszavak: Staphylinidae, Gyrohypninae–Tachininae, Balaton-felvidéki Nemzeti Park

Bevezetés

Cikkem első részében (Szásziné 1998) már bemutattam a Balaton-felvidéki Nemzeti Park kialakulásának körülményeit és területi elhelyezkedését. Faunisztikai adataim az I. ütem területéről származnak, Rezitól Köveskálig húzódó régióból.

A Gyrohypninae, Staphylininae, Habrocerinae, Tachininae alcsaládokra vonatkozó legkorábbi adatok az 1930-as évekből, Lichtneckert gyűjteményéből származnak. A területéről előkerült fajok zömét az 1950–60-as években gyűjtötték. A nemzeti park területére vonatkozóan a korábbi irodalmi adatok közül a legfrissebb előfordulási adat is 10 éves.

Anyag és módszer

Tizenegy mintaterületen: Rezi; Balatonyörök, Garga-hegy; Keszthelyi-fennsík, Pad-kői-erdő; Szent György-hegy; Csobánc; Hegyesd; Salföld, Cseres-hegy; Köveskál, Felső-erdő; Kő-hegy; Sátorma-hegy, Fősző-erdő; Hajagos, hagyásfás helyeztem ki talajcsapdákat cseres-tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris*, *Quercetum pubescenti-cerris*) erdőtüskésébe a Balaton-felvidéki Nemzeti Parkban, illetve két esetben azzal határos területeken. Minden mintaterületen 6–6 db, 0,3 l-es talajcsapdával dolgoztam, amelyeket űrtartalmuk ötödéig etilén-glikollal töltöttem fel és az avarban talált ágakkal fedtem be. A csapdákat havonta ellenőriztem. Az „egymásba helyezett mintavétel” három lépcsős módszerét al-

kalmaztam, a gyűjtést két éven át végeztem: 1995. március 27-től 1995. október 3-ig és 1996. március 28-tól 1996. október 15-ig.

A kutatási engedélyt a Közép-Dunántúli Természetvédelmi Igazgatóság adta meg.

A hollyfafajok határozását, illetve ellenőrzését Ádám László végezte.

A mintaterületek részletes leírása cikkem első részében található (Szásziné Horváth 1998).

Eredmények

Az általam gyűjtött fajok lelőhelyadatainak rövidített jelölése: R = Rezi; G = Balatonyörök, Garga-hegy; P = Keszthelyi-fennsík, Pad-kői-erdő; Sz = Szent György-hegy; Cs = Csobánc; H = Hegyesd; S = Salföld, Cseres-hegy; K = Köveskál, Felső-erdő; Kő = Kő-hegy; Sá = Sátorma, Fősz-erdő; Ha = Hajagos, hagyásfás. Ahol a fajszámot nem jelöltem, ott csak egy példányt gyűjtöttem.

A Balaton-felvidéki Nemzeti Park Gyrohyppinae–Tachininae fajai

Gyrohyppinae

Leptacinus pusillus (Stephens, 1833) – Tihany, 1934.05.09. (Székessy).

Phacophallus parumpunctatus (Gyllenhal, 1827) – Balatonederics (Csiki).

Gauropterus fulgidus (Fabricius, 1787) – Tihany, 1941.05.15. (Kaszab–Székessy).

Gyrohyppus fracticornis (O. F. Müller, 1776) – P: 1995.08.13.; R: 1996.09.15.; H: 1995.08.13. Az általam vizsgált területről eddig Tihany, 1941.05.15. (Kaszab–Székessy); Balatonederics (Győrffy); Gyenesdiás, nádas, lámpafényre 1949.07.12–28. (Kaszab) gyűjtéséből Tóth (1985) írta le.

Gyrohyppus angustatus (Stephens, 1833) – Balatonederics, 2 db (Győrffy) (det. Bordoni).

Xantholinus flavocinctus (Hochhuth, 1849) – Keszthely (Győrffy).

Xantholinus glaber (Nordmann, 1837) – Tihany, 1939.04.15., 4 db (Székessy).

Xantholinus longiventris (Heer, 1839) – Lovas, 1978.11.06. (Podlussány); Tihany, 1941.05.15. (Kaszab–Székessy).

Xantholinus linearis (Olivier, 1795) – P: 1995.10.03.; Kő: 1996.03.28.; Ha: 1996.03.28.; S:

1995.06.30.; K: 1995.06.30., 1996.03.28., 2 db; Sá: 1995.06.30. 4 db; H: 1995.06.30. 3 db. Az általam vizsgált területről eddig Tihany, 1940.09.15., 1941.05.15. (Kaszab–Székessy); Balatonederics, (Ehmann–Győrffy) (det. Bordoni); Tátika, 1965.09.17. (Tóth) gyűjtéséből Tóth (1985) írta le.

Baptolinus affinis (Paykull, 1789) – Vállus, 1978.04.03. 2 db (Podlussány).

Othius punctulatus (Goeze, 1777) – P: 1995.06.30., 1995.08.13.; G: 1996.03.28.; Kő: 1995.05.11., 1996.03.28. 2 db, 1996.07.06.; Ha: 1995.06.30.; K: 1996.03.28. 3 db; Sá: 1995.05.01., 1995.06.30. 2 db; Sz: 1995.06.30.; Cs: 1995.04.30.; H: 1995.05.01. Az általam vizsgált területről eddig Tihany, 1964.05.31. (Tóth); Tátika, plató, bükkfakéreg alól, 1953.09.13. (Kaszab) gyűjtéséből Tóth (1985) írta le.

Othius laeviusculus (Stephens, 1833) – Keszthely, (Győrffy). Ritka mediterrán faj.

Staphylininae

Neobisnius villosulus (Stephens, 1832) – Tihany, 1939.06.21. 2 db (Biczók).

Neobisnius procerulus (Gravenhorst, 1806) – Gyenesdiás, 1949.07.12–28. 3 db (Kaszab).

Erichsonius cinerascens (Gravenhorst, 1802) – Tihany, 1941.05.15. (Kaszab–Székessy)

Philonthus intermedius (Boisduval et La Cordaire, 1935) – Szent György-hegy, 1965.08.13. (Tóth L.)

Philonthus succicola (*chalcus*) (Thomson, 1860) – P: 1995.08.13. 4 db, 1995.10.03.; G: 1995.08.13. 3 db; R: 1995.06.30., 1995.08.30. 2 db, 1996.03.28. 2 db; Kő: 1996.08.14.; Ha: 1996.08.14. 2 db; S: 1995.08.13. 6 db, 1995.10.03. 2 db, 1996.08.14. 3 db; K: 1995.08.03., 1996.08.14. 6 db; Sá: 1995.08.13. 2 db; Sz: 1995.06.30. 7 db; H: 1995.08. 13. 2 db. Faunaterületünkön szélesen elterjedt és közönséges faj. Az általam vizsgált területről eddig Tapolca, Visnyópuszta, 1955.05.26. (Kötél); Balatongyörök, 1954.07.02. (Lenczy); Gyenesdiás, fenyves 1949.07.12–28. (Kaszab) gyűjtéséből Tóth (1985) írta le.

Philonthus atratus (Gravenhorst, 1802) – Tapolca, 1894 (Redl).

Philonthus fuscipennis (Stephens, 1832) – Ha: 1996.08.14. Az általam vizsgált területről eddig Káptalanfüred, 1965.08.13. (Tóth); Szent György-hegy 1965.09.14. (Tóth) gyűjtéséből Tóth (1985) írta le.

Philonthus mannerheimi (Fauvel, 1868) – Balatonederics, (Győrffy).

Philonthus lepidus (Gravenhorst, 1802) – Tihany, 1941.05.15. (Kaszab–Székessy).

Philonthus umbratilis (Gravenhorst, 1802) – Tihany, 1939.06.21. (Biczók), 1941.05.15. 4 db (Kaszab–Székessy).

Philonthus fimetarius (Gravenhorst, 1802) – P: 1995.08.13. 8 db; G: 1995.08.13.; H: 1995.06.30. Az általam vizsgált területről eddig Gyenesdiás, nádas, lámpafényre 1949.07.12–28. (Kaszab) gyűjtéséből Tóth (1985) írta le.

Philonthus coruscus (Gravenhorst, 1802) – Tapolca, Visnyópuszta, 1955.05.26–06.04. (Kötél); Tihany, 1934.05.22. (Székessy); Gyenesdiás, fenyves, 1949.07.12–28. (Kaszab).

Philonthus rectangulus (Sharp, 1874) – Gyenesdiás, nádas, lámpafényre repülve, 1949.07.12–28. (Kaszab).

Philonthus immundus (Gyllenhal, 1810) – Tihany, 1939.06.21. (Biczók); Keszthely, 4 db (Győrffy).

Philonthus debilis (Gravenhorst, 1802) – Keszthely, (Győrffy–Horváth).

Philonthus concinnus (Gravenhorst, 1802) – Tihany, 1939.06.21. (Biczók), 1965.04.16. (Tóth L.).

Philonthus ebenius (Gravenhorst, 1802) – Tihany, 1934 (Székessy), 1941.05.15. (Kaszab–Székessy). Ritka mediterrán faj.

Philonthus varians (Paykull, 1789) – K: 1996.08.14. 2 db. Az általam vizsgált területről eddig Gyenesdiás, fenyves, 1949.07.12–28. (Kaszab) gyűjtéséből Tóth (1985) írta le.

Philonthus discoideus (Gravenhorst, 1802) – Balatonederics (Győrffy).

Philonthus ventralis (Gravenhorst, 1802) – Gyenesdiás, lámpafényre repülve, 1949.07.12–28. (Kaszab).

Philonthus quisquiliarius (Gyllenhal, 1810) – Tihany, 1934 12 db (Székessy), 1936.07. 4 db (Entz), 1939.04.15. 20 db (Székessy), 1941.05.15. (Székessy); Gyenesdiás, fenyves, fényre repülve 1949.07. 12–28. 55 db, nádas, lámpafényre repülve, 197 db (Kaszab); Keszthely, 1904 2 db (UHL), 1911 6 db (Horváth); Tihany, 1941.05.15. (Kaszab–Székessy).

Philonthus diversiceps (Bernhauer, 1901) – Gyenesdiás, nádas, lámpafényre repülve, 1949.07.12–28. 2 db (Kaszab).

Philonthus viridipennis (Fauvel, 1875) – Gyenesdiás, fenyves, fényre repülve 1949.07.12–28. (Kaszab).

Philonthus salinus (Kiesenwetter, 1844) – Szigliget, 1959.08.10. (Tóth L.); Tihany, 1939.04.15. 12 db (Székessy); Balatonederics, 3 db (Ehmann); Gyenesdiás, fenyves, fényre repülve 1949.07.12–28., nádas, lámpafényre repülve, 5 db (Kaszab).

Philonthus fumarius (Gravenhorst, 1802) – Tihany, 1939.04.15. 4 db (Székessy–Kaszab), 1939.06.21. (Biczók).

Philonthus micans (Gravenhorst, 1802) – Tihany, 1939.04.15. 2 db (Székessy), 1964.05.03. 2 db (Tóth L.); Gyenesdiás, fenyves, fényre repülve 1949.07.12–28. 3 db, nádas, lámpafényre repülve, 7 db (Kaszab).

Philonthus punctus (Gravenhorst, 1802) – Tihany, 1935 (Székessy), 1936.07. (Entz), 1939.06.21. (Biczók); Gyenésdiás, nádas, fényre repülve 1949.07.12–28. 4 db (Kaszab); Keszthely, 3 db (Horváth).

Gabrius vernalis (Gravenhorst, 1802) – P: 1995.06.30. 2 db; Sz: 1995.08.13. 4 db. Az általam vizsgált területről eddig Tátika, 1954.05. (Lenczy) gyűjtéséből Tóth (1985) írta le.

Gabrius splendidulus (Gravenhorst, 1802) – Tátika, 1953 (Lenczy), 1965.09.27. (Tóth L.).

Gabrius nigritulus (Gravenhorst, 1802) – Balatonfüred, kemping, Malaise-csapda, 1976.07.16. (Tóth L.); Szigliget, 1959.08.10. (Tóth L.), Hajóállomás, 1976.06.30. (Kecskeméti); Tihany, 1939.04.15. (Székessy), 06.21. (Biczók), 1941.05.15. (Kaszab–Székessy); Balatonederics, 1976.06.28. (Tóth S.); Keszthely, 1962.07.23. (Tóth L.).

Gabrius suffragani (Joy, 1913) – Tihany, Balaton-part, 1978.06.14. (Kölüs).

Creophilus maxillosus (Linnaeus, 1758) – Balatonfüred (Lichtneckert); Tihany, 1934.10.12. (Mihályi); Tapolca, (Redl).

Ontholestes tesselatus (Fourcroy, 1758) – Tapolca, 1894 (Lenczy); Vindornyaszőlős, Kovács-hegy, fűhálózza 1961.06.23. (Kaszab).

Ontholestes murinus (Linnaeus, 1785) – Ha: 1996.08.14. Az általam vizsgált területről eddig Balatongyörök, 1954.06. (Lenczy); Gyenésdiás, 1948.08.21. 2 db (Székessy); Tihany, 1934.05.07. (Székessy).

Ontholestes haroldi (Eppelsheim, 1884) – Ha: 1996.08.14.; S: 1995.08.13.; K: 1996.08.14. Az általam vizsgált területről eddig Tátika, 1954.05. (Lenczy) gyűjtéséből Tóth (1985) írta le.

Emus hirtus (Linnaeus, 1758) – Tapolca, 1899 (Redl).

Abemus chloropterus (Panzer, 1796) – R: 1996.07.06.; Ha: 1995.08.13. 2 db. Az általam vizsgált területről eddig Tátika, 1953.09. (Lenczy) gyűjtéséből Tóth (1985) írta le.

Dinothenarus pubescens (De Geer, 1774) – Sz: 1995.08.13. 2 db. Az általam vizsgált területről eddig Tapolca, (Redl); Tihany, 1934.04.13. (Mihályi) gyűjtéséből Tóth (1985) írta le.

Staphylinus caesareus (Cederhielm, 1798) – Ha: 1995.05.01.; Sz: 1995.06.30. Elterjedt, de sehol sem közönséges faj. Az általam vizsgált területről eddig Tapolca (Redl); Tihany, 1934.05.09. (Csiki) gyűjtéséből Tóth (1985) írta le.

Staphylinus dimidiaticornis (Gemming, 1951) – Tihany, 1934.05.08., 1939.04.15. (Székessy).

Ocyopus ophthalmicus (Scopoli, 1763) – Cs: 1996.08.14. Az általam vizsgált területről eddig Tapolca (Redl); Tihany, 1935.09. (Siroki).

Ocyopus similis (Fabricius, 1792) – Alsóörs, 1977.09.25. (Bali).

Ocyopus olens (O. F. Müller, 1764) – G: 1996.07.06., 1996.09.15.; R: 1995.10.03. 2 db; Kő: 1996.03.28. 2 db; Ha: 1996.10.15. 13 db; S: 1995.08.13., 1995.10.03.; K: 1995.08.03., 1995.10.03. 2 db; Sá: 1995.10.03.; Sz: 1995.05.01., 1995.06.30. 2 db, 1995.08.13. 2 db, 1996.04.08. 6 db, 1996.07.06. 2 db, 1996.09.15. 2 db. Faunaterületünkön gyakori, de sehol sem közönséges. Az általam vizsgált területről eddig Alsóörs, 1977.09.25. (Bali); Balatonfüred, (Lichtneckert); Tihany, 1930.09.25. (Bíró); 1930.10.15. (Szilády); 1934.05.08., 16. (Székessy); 1934.06.12. (Mihályi); 1939.04.15. (Székessy); 1939.06.21. (Biczók); 1964.06.05. (Tóth) gyűjtéséből Tóth (1985) írta le.

Ocyopus biharicus (J. Müller, 1926) – P: 1995.05.11., 1995.06.30. 2 db, 1995.08.13. 4 db; G: 1995.06.30. 2 db, 1995.08.13., 1995.10.03., 1996.07.06. 2 db, 1996.08.14. 5 db; R: 1995.06.30. 2 db, 1995.08.30. 8 db, 1995.10.03. 6 db, 1996.07.06., 1996.08.14. 4 db, 1996.09.15. 14 db; Ha: 1995.08.13., 1996.03.28. 3 db, 1996.10.15. 11 db; S: 1995.06.30. 2 db, 1995.08.13., 1995.10.03., 1996.08.14. 2 db, 1996.10.15. 2 db; K: 1995.06.30. 2 db, 1995.08.03. 5 db, 1995.10.03. 2 db, 1996.08.14. 19 db, 1996.10.15. 5 db; Sá: 1995.05.11., 1995.06.30. 6 db, 1995.10.03. 12 db, 1996.04.08. 2 db, 1996.10.15. 3 db; Sz: 1995.05.01. 3 db, 1995.06.30. 10 db, 1995.08.13. 3 db, 1995.10.03. 2 db, 1996.04.08. 7 db, 1996.07.06. 11 db, 1996.08.14. 4 db, 1996.09.15. 4 db; Cs: 1995.06.30. 7 db, 1996.07.06., 1996.08.14. 5 db, 1996.10.15. 5 db. A Kárpát-medencében elterjedt, a nem egyik leggyakoribb faja. Az általam vizsgált területről eddig Aszfőz, Ágas-hegy, 1977.05.22. (Rozner) gyűjtéséből Tóth (1985) írta le.

Ocyopus mus (Brullé, 1832) – P: 1995.06.30., 1995.08.13. 3 db, 1995.10.03., 1996.07.06., 1996.08.14. 4 db; G: 1995.10.03. 4 db, 1996.03.28. 15 db, 1996.07.06., 1996.09.15.; R: 1995.10.03. 3 db, 1996.03.28. 6 db, 1996.08.14. 2 db, 1996.09.15. 5 db; Kő: 1995.08.13. 3 db,

1996.03.28. 13 db, 1996.04.08. 8 db, 1996.08.14., 1996.10.15. 28 db; Ha: 1995.06.30., 1995.08.13. 8 db, 1996.03.28. 7 db, 1996.10.15. 116 db; S: 1995.08.13. 4 db, 1995.10.03. 48 db, 1996.03.28. 17 db, 1996.08.14., 1996.10.15. 28 db; K: 1995.08.03. 5 db, 1995.10.03. 45 db, 1996.03.28. 15 db, 1996.07.06. 4 db, 1996.08.14. 4 db, 1996.10.15.; Sá: 1995.08.13. 33 db, 1996.04.08., 1996.07.06. 4 db, 1996.10.15. 35 db; Sz: 1996.04.08. 4 db; Cs: 1996.04.08. 2 db, 1996.07.06. 2 db, 1996.10.15.; H: 1995.06.30., 1996.04.08. 2 db, 1996.09.15. 20 db. Az általam vizsgált területről eddig Alsóörs, 1977.09.25. (Bali); Káptalanfüred, 1963.10.07. (Tóth) gyűjtéséből Tóth (1985) írta le.

Ocypus fulvipennis (Erichson, 1840) – Ha: 1995.05.01. Elterjedt, de ritkább faj. Az általam vizsgált területről eddig Tihany, 1939.06.21. (Biczók); 1940.09.15. (Székessy) gyűjtéséből Tóth (1985) írta le.

Ocypus aenocephalus (De Geer, 1774) – Tihany, 1939.06.21. (Biczók); Balatonederics, (Wachsman).

Ocypus picipennis (Fabricius, 1792) – Tihany, 1939.04.15. (Székessy), 1935.09. (Siroki); Zánka, (Lenczy).

Ocypus pedator (Gravenhorst, 1802) – P: 1995.08.13. 3 db, 1996.08.14.; R: 1996.08.14. 2 db; S: 1995.08.13. 5 db; K: 1995.10.03.; H: 1996.08.14. Ritkább faj. Az általam vizsgált területről eddig Tihany, 1936.06. (Siroki); 1939.06.21. (Biczók) gyűjtéséből Tóth (1985) írta le.

Ocypus ater (Gravenhorst, 1802) – Tapolca, 1894 (Redl).

Heterothops dissimilis (Gravenhorst, 1802) – Kő: 1996.08.14.; Ha: 1996.03.28., 1996.08.14. Faunaterületünkön gyakori. Az általam vizsgált területről eddig Tátika, plató, avarrostálással, 1953.09.13. (Kaszab) gyűjtéséből Tóth (1985) írta le.

Astrapaeus ulmi (Rossi, 1790) – Tihany, 1934.05.4–5. (Székessy).

Quedius lateralis (Gravenhorst, 1802) – Kő: 1996.10.15. 5 db; S: 1996.10.15. 3 db; K: 1996.03.28., 1996.10.15. Az általam vizsgált területről eddig Tihany, 1937.03.12. (Csiki), 1965.04.16. (Tóth L.) gyűjtéséből Tóth (1985) írta le.

Quedius scitus (Gravenhorst, 1806) – Tátika, 1965.09.17. 2 db (Tóth L.).

Quedius balticus (Korge, 1960) – Balatonfüred, (Lenczy). Ritka színezőelem faunánkban.

Quedius molochinus molochinus (Gravenhorst, 1806) – Tihany, 1934.05.04. 3 db (Székessy), 1939.06.21. (Biczók), 1940.09.25. (Székessy).

Quedius meridiocarpaticus (Smetana, 1958) – Tihany, 1936.06. (Siroki), 1934.05.04. (Székessy). Ritka mediterrán faj.

Quedius haberfelneri (Eppelsheim, 1891) – Tátika, 1953.09. (Lenczy).

Quedius boops (Gravenhorst, 1802) – Balatonederics, (Ehmann); Tátika, 1956.09.05. (Lenczy).

Quedius nigriceps (Kraatz, 1857) – Tátika, plató, rostálva, 1953.09.13. 7 db (Kaszab).

Quedius suturalis (Kiesenwetter, 1845) – Tihany, 1934 (Székessy).

Quedius limbatus (Heer, 1834) – Tátika, 1953.11. (Lenczy), plató, rostálva, 1953.09.13. 3 db (Kaszab).

Acylophorus glaberrimus (Herbst, 1784) – Révfülöp, 1926.06.29. (Csiki); Tihany, 1939.06.21. 9 db (Biczók), 1941.05.15. (Kaszab–Székessy); Diás-sziget, 1950.07.08–16. (Kaszab). Ritka színezőelem.

Habrocerinae

Habrocerus capillaricornis (Gravenhorst, 1806) – Ha: 1995.06.30.; S: 1996.07.06., 1996.08.14. Faunaterületünkön elterjedt és gyakori faj. Az általam vizsgált területről eddig Tátika, 1953.09. (Lenczy) gyűjtéséből Tóth (1986) írta le.

Tachininae

Mycetoporus punctus (Gyllenhal, 1810) – Vörs, erdő, rostálás, 1950.03.20. (Kaszab–Székessy). Ritka színezőelem.

Mycetoporus splendus (Marsham, 1802) – Tihany, 1939.04.15. (Tóth L.).

Mycetoporus bauduerei Mulsant et Rey, 1883 – Ha: 1995.05.01.; Sá: 1995.06.30. Faunaterületünkön nagyon ritka. Az általam vizsgált területről eddig Tihany, 1934.04.23. (Székessy) gyűjtéséből Tóth (1986) írta le.

Mycetoporus longicornis Mäklin, 1847 – R: 1995.05.11., 1995.08.30.; Kő: 1995.05.11. 2 db; K: 1995.05.01. 3 db; Sá: 1995.05.01., 1995.06.30. 3 db, 1995.05.01. 2 db; Cs: 1995.04.30. 2 db; H: 1995.06.30. Faunaterületünkön elterjedt, de nem gyakori. Az általam vizsgált területről eddig Tihany, 1939.04.15. (Székessy) gyűjtéséből Tóth (1986) írta le.

Mycetoporus splendidus (Gravenhorst, 1806) – Tihany, 1939.04.15. (Székessy), 1940.05.15. 2 db (Székessy); Keszthely, (Hoppfgarten).

Bolitobius thoracicus (Fabricius, 1776) – Balatonalmádi, 1940.09.06. 3 db; Balatongyörök, 1955.09. (Lenczy); Tihany, 1934.08.08. (Székessy).

Bolitobius lunulatus (Linnaeus, 1761) – P: 1995.08.13. 2 db; R: 1995.08.30.; S: 1995.08.13. Faunaterületünkön elterjedt és közönséges. Legtöbb gyűjtési adata a késő őszi hónapokból ismert. Az általam vizsgált területről eddig Balatonudvari, Kiliántelep, 1969.07.02. (Tóth) gyűjtéséből Tóth (1986) írta le.

Sepedophilus bipustulatus (Gravenhorst, 1802) – Tátika, 1954.05. (Lenczy), 1965.09.17. (Tóth L.), plató, bükkfakéreg alól, 1963.09.13. (Kaszab).

Sepedophilus pedicularius (Gravenhorst, 1802) – Tihany, 1940.09.15. (Székessy).

Sepedophilus testaceus (Fabricius, 1792) – Sz: 1996.07.06. Faunaterületünkön elterjedt, de ritka faj. Az általam vizsgált területről eddig Tihany, 1937.03.12. (Csiki) gyűjtéséből Tóth (1986) írta le.

Sepedophilus marshami (Stephens, 1832) – Ha: 1995.05.11. 4 db, 1996.08.14.; K: 1995.05.01. 13 db; Sá: 1995.06.30. 8 db; Sz: 1995.05.01., 1995.06.30. 2 db, 1995.08.13. 2 db; H: 1995.05.01. Faunaterületünkön szélesen elterjedt, gyakori faj. Az általam vizsgált területről eddig Szentgyörgyhegy, 1967.06.19–21. (Papp); Tihany, Szarkádi-erdő, 1937.03.12. (Csiki) gyűjtéséből Tóth (1986) írta le.

Sepedophilus strigosum (J. Sahlberg, 1913) – Tátika, (Lenczy); Uzsa, *Fagus sylvaticus* kérge alól, 1975.04.04. 3 db (Tóth L.).

Tachyporus nitidulus (Fabricius, 1781) – H: 1995.05.01. 2 db. Faunaterületünkön egyike a nem legelterjedtebb és leggyakoribb fajainak. Az év minden hónapjában gyűjtötték. Az általam vizsgált területről eddig Tihany, 1939.04.15. (Székessy); Tihany, Külső-tó, 1978.06.18. (Tóth S.); Gyenesdiás, fenyves, 1949.07.12–28. (Kaszab); Rezi, 1978.10.15. (Podlussány); Tátika, 1961.06.22. (Kaszab) gyűjtéséből Tóth (1986) írta le.

Tachyporus formosus (Matthews, 1838) – Szent György-hegy, 1964.08.13. (Tóth L.); Fenékpusztá, 1976.08.08. (Tóth S.).

Tachyporus solutus Erichson, 1839 – P: 1995.08.13.; Cs: 1995.05.11. Az év minden hónapjából ismertek gyűjtési adatai. Az általam vizsgált területről eddig Balatoncsicsó, erdészház környéke, 1969.05.6–8. (Papp); Balatonfüred, kemping, 1974.06.16. (Tóth S.) gyűjtéséből Tóth (1986) írta le.

Tachyporus chrysomelinus (Linnaeus, 1758) – Kővágóörs, 1973.04.07. (Tóth S.).

Tachyporus hypnorum (Fabricius, 1775) – Sz: 1995.06.25. Az év minden hónapjából ismertek gyűjtési adatai. Az általam vizsgált területről eddig Balatonalmádi, 1976.06.14. (Tóth S.); Lovas, Királykút, 1976.05.01. (Rozner); Kővágóörs, 1973.04.07. (Tóth S.); Szentgyörgyhegy, 1967.12–21. (Papp); Tihany, Aranyház, 1931.05.03., 1936.05.24. (Székessy). Balatonederics, (Ehmann); Balatongyörök, 1955.09., 1956.10. (Lenczy); Gyenesdiás, 1912 (Hoppfgarten); Keszthely, (Hoppfgarten); 1952.05.07. (Sáringer); Büdöskúti-völgy, 1966.06.15. (Papp); Tátika, 1956.09.05. (Lenczy); plató, avar rostálással, 1953.09.15. (Kaszab); Vállus, 1978.04.03. (Podlussány) gyűjtéséből Tóth (1986) írta le.

Tachyporus scapularis (Stephens, 1832) – Tihany, 1934 (Székessy).

Tachyporus humeralis (Gravenhorst, 1802) – Vállus, Büdöskút, 1964.05.27. 4 db (Papp J.).

Leucoparyphus silphoides (Linnaeus, 1735) – Tátika, 1954.05. (Lenczy), plató, bükkfakéreg alól, 1963.09.13. (Kaszab).

A Balaton-felvidéki Nemzeti Park területéről először kimutatott fajok listája

Gyrohypninae

Gyrohypnus scoticus (Joy, 1913) – Kő: 1996.03.28.

Xantholinus decorus Erichson, 1839 – Sz: 1995.05.01.

Xantholinus laevigatus (Sacossen, 1849) – Ha: 1995.05.01. 4 db, 1996.07.06., 1996.08.14. 2 db; S: 1995.06.30.

Xantholinus roubali (Coiffait, 1956) – Sá: 1995.06.30.; Sz: 1995.05.01.

Staphylininae

Philonthus laminatus (Creutzer, 1799) – P: 1995.08.13.; R: 1995.08.30., 1996.03.28. 3 db; Kő: 1995.05.11. 3 db; K: 1995.08.03. 6 db; Sá: 1995.08.13.; H: 1996.08.14.

Philonthus addendus (Sharp, 1867) – Sz: 1995.06.30.

Philonthus politus (Linnaeus, 1758) – H: 1996.08.14.

Philonthus tenuicornis (Rey, 1853) – P: 1995.06.30., 1995.08.13. 18 db; 1995.08.13. 3 db, 1996.07.06. 4 db, 1996.09.15.; Ha: 1995.08.13.; S: 1995.08.13., 1996.07.06.; K: 1995.08.03., 1995.10.03. 4 db, 1996.03.28. 2 db; Sá: 1995.08.13. 4 db, 1996.04.08. 3 db; H: 1995.06.30. 4 db, 1995.08.13. 4 db.

Philonthus confinis (A. Strand, 1941) – G: 1996.08.14.; R: 1995.08.30.; Kő: 1995.05.11. Nemzetségének legritkább tagja hazánkban.

Gabrius femoralis (Hochhuth, 1851) – P: 1995.06.30.; R: 1995.08.30.; Ha: 1996.08.14.; S: 1995.06.30., 1995.08.13.

Platydracus chalconcephalus (Gmelin, 1790) – R: 1995.06.30. 15 db, 1995.08.30. 41 db, 1996.07.06., 1996.08.14.; P: 1995.05.11., 1995.08.13. 26 db, 1996.07.06. 2 db, 1996.08.14.; G: 1995.06.30. 4 db, 1995.08.13. 8 db, 1995.10.03. 2 db, 1996.07.06. 10 db, 1996.08.14. 7 db; Kő: 1995.05.11., 1996.07.06. 3 db; Ha: 1995.06.30.; S: 1995.10.03. 2 db, 1996.07.06.; K: 1995.06.30. 19 db, 1995.08.03. 16 db, 1996.07.06. 2 db, 1996.08.14.; Sá: 1995.06.30. 8 db, 1995.08.13. 14 db; Sz: 1995.10.03.; Cs: 1996.07.06., 1996.08.14.; H: 1995.06.30., 1995.08.13. 37 db, 1996.08.14. 4 db, 1996.09.15. 2 db.

Ocypus compressus (Marshall, 1802) – G: 1996.09.15.; R: 1995.10.03.; Ha: 1996.10.15.; K: 1996.10.15.

Ocypus melanarius (Heer, 1839) – P: 1995.10.03.

Heterothops niger Kraatz, 1856 – P: 1995.08.13.

Quedius ochripennis (Ménétriés, 1832) – G: 1996.03.28.

Quedius puncticolis Thomson, 1867 – G: 1995.06.30.

Quedius cinctus (Paykull, 1790) – Sz: 1995.08.13.

Quedius fuliginosus (Gravenhorst, 1802) – P: 1995.10.03.; Kő: 1996.03.28.

Quedius curtippennis Bernhauer, 1906 – Badacsonylábdíhegy: 1996.04.24.

Quedius limbatooides (Coiffait, 1963) – G: 1996.09.15.; Kő: 1996.03.28.; Ha: 1995.15.01.; Cs: 1995.04.30., 1995.05.11., 1996.07.06., 1996.10.15.

Quedius nemoralis (Baudi, 1848) – P: 1995.05.11.; Ha: 1996.03.28.; K: 1995.05.01. Faunaterületünkön ritka.

Quedius paradisiensis (Heer) – Várvolgy, repülve, 1995.05.24.

Tachininae

Mycetoporus piceolus Rey, 1883 – Ha: 1995.05.01. 2 db.

Mycetoporus longulus Mannerheim, 1830 – Sz: 1995.05.01.; Cs: 1995.04.30.

Mycetoporus clavicornis Stephens, 1832 – Sá: 1995.06.30.

Mycetoporus niger Fairmaire et Laboulbène, 1854 – Cs: 1995.05.11.

Bolitobius exoletus (Erichson, 1839) – G: 1995.08.13.; S: 1995.08.13. 2 db.

Bolitobius castaneus (Stephens, 1832) – Ha: 1995.05.01.

Bryocharis inclinans (Gravenhorst, 1806) – P: 1995.06.30. Faunaterületünkön nagyon ritka, Magyarországról csak a Börzsöny hegységből, foltos szalamandra gyomrából gyűjtötték.

Sepedophilus obtusus (Luze, 1902) – R: 1995.06.30., 1995.08.30. 2 db; Kő: 1995.05.11. 5 db, 1995.06.30., 1996.07.06.; Ha: 1995.05.01. 8 db, 1995.06.30.; Sá: 1995.05.01. 13 db, 1995.06.30. 2 db; Cs: 1995.04.30.; H: 1995.05.01.

Tachinus rufipes (De Geer, 1774) – R: 1996.03.28.; Sz: 1995.07.10. 2 db, 1995.08.13.

Tachinus corticinus Gravenhorst, 1802 – Ha: 1996.03.28.

Tachinus laticollis Gravenhorst, 1802 – Ha: 1995.06.30. 4 db, 1996.03.28.

Az irodalmi adatok és saját vizsgálataim alapján az említett alcsaládokból 129 faj fordul elő a területen. 63 fajt sikerült kimutatnom a Balaton-felvidéki Nemzeti Park területéről, melyek közül 33 faj először került elő. A *Sepedophilus testaceus* faunaterületünkön elterjedt, de ritka faj újból előkerült 59 év után. A nemzeti park területére nézve új fajok közül 3 ritka faj érdemel említést: *Philonthus confinis*, *Quedius nemoralis*, *Bryocharis inclinans*; a legutóbbi faj eddig csak a Börzsöny hegységből volt ismert. A bemutatott alcsaládok jól határozható, nagy testű és nem rejtett életmódú fajokat foglalnak magukba, ezért az új fajok jelentős száma és a korábbi kutatásokban leírt fajok 70%-ának hiánya a társulások átalakulására is utalhat.

Irodalomjegyzék

- Benick, G., Lohse, G., Likowsky, A. & Besuchet, C. (1974): Staphylinidae II. (Hypocyphtinae und Aleocharinae) Pselaphidae. – In: Freude, H., Harde, K. W. & Lohse, G. (eds): *Die Käfer Mitteleuropas*. Krefeld 5: 1–318 pp.
- Horion, A. D. (1963): *Faunistik der Mitteleuropäischen Käfer. Band IX. 1. Teil. Überlingen-Bodensee*. – Kommissionsverlag Buchdruckerei Aug. Feyel.
- Horion, A. D. (1965): *Faunistik der Mitteleuropäischen Käfer. Band X. 2. Teil. Überlingen-Bodensee*. – Kommissionsverlag Buchdruckerei Aug. Feyel.
- Koch, K. (1989): *Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie. Band 1*. – Goecke & Evers Verlag, Krefeld.
- Lohse, G. A. (1964): Staphylinidae I. – In: Freude, H., Harde, K. W. & Lohse, G. (eds): *Die Käfer Mitteleuropas*. Krefeld 4: 264 pp.
- Szásziné Horváth, H. (1998): Adatok a Balaton-felvidéki Nemzeti Park holyva (Coleoptera: Staphylinidae) faunájához I. (Micropeplinae–Paederinae). – *Természetvédelmi közlem.* 7: 141–150.
- Tóth, L. (1980): A Bakony hegység holyva- (Col.: Staphylinidae) faunájának alapvetése. I. – *Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* 15: 93–109.
- Tóth, L. (1982): A Bakony hegység holyvafaunájának alapvetése. II. (Coleoptera: Staphylinidae, Paederinae). – *A Bakonyi Természettudományi Múzeum Közleményei* 1: 119–138.
- Tóth, L. (1982): *Holyvák II. – Staphylinidae II.* – Magyarország Állatvilága. VII. kötet, 6. füzet. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Tóth, L. (1983): *Holyvák V. – Staphylinidae V.* – Magyarország Állatvilága. VII. kötet, 9. füzet. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Tóth, L. (1984): *Holyvák VII. – Staphylinidae VII.* – Magyarország Állatvilága. VII. kötet, 11. füzet. Akadémiai Kiadó, Budapest.

- Tóth, L. (1985): A Bakony hegység holyvafaunájának alapvetése. III. (Coleoptera: Staphylinidae). – *A Bakonyi Természettudományi Múzeum Közleményei* 4: 85–106.
- Tóth, L. (1986): A Bakony hegység holyvafaunájának alapvetése. IV. (Coleoptera: Staphylinidae, Habrocerinae–Hypocyptinae). – *A Bakonyi Természettudományi Múzeum Közleményei* 5: 17–38.
- Tóth, L. (1989): *Holyvák VI. – Staphylinidae VI.* – Magyarország Állatvilága. VII. kötet, 10. füzet. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Tóth, L. (1993): *Holyvák VIII. – Staphylinidae VIII.* – Magyarország Állatvilága. VII. kötet, 12/A füzet. Akadémiai Kiadó, Budapest.

Contributions to the Staphylinidae (Coleoptera) fauna
of the Balaton-Upland National Park II.
(Gyrohypninae–Tachiporinae)

H. Szásziné Horváth

H-8300 Tapolca, Keszthelyi u. 5, Hungary

Abstract: Locality data of 129 species of Staphylinidae belonging in the following subfamilies: Gyrohypninae, Staphylininae, Habrocerinae, Tachininae collected in the Balaton-Upland National Park are listed, complemented with notes concerning the habitat and methods of collecting. The results of the author collecting work in the Balaton-Upland National Park during the time span from 27.03.1995. to 15.10.1996. are 63 species, including 33 species new for the area of the Balaton-Upland National Park.

Key words: Staphylinidae, Gyrohypninae–Tachiporinae, Balaton-Upland National Park

A telepítési programok kockázatai, különös tekintettel a hullőkre

Újvári Beáta & Korsós Zoltán

Magyar Természettudományi Múzeum, Állattár
H-1088, Budapest, Baross u. 13
e-mail: ujvari@zoo.zoo.nhmus.hu

Összefoglaló: A kipusztulás szélére sodródott fajok megmentése érdekében az elmúlt évtizedekben egyre több, a hanyatlóban lévő populációk felerősítését, a veszélyben lévő egyedek megfelelő helyre történő áttelepítését, illetve a már kipusztult állományok visszatelepítését célzó programot dolgoztak ki. A gyakorlat azonban azt mutatja, hogy a megmentési programok eredményes megvalósítását számos tényező befolyásolja, mégpedig oly mértékben, hogy a 90-es évekre mindössze néhány sikeres telepítési tervről számol be az irodalom. Cikkünkben a telepítési programok terminológiájának tisztázása után részletesen elemezzük a felmerülő problémákat, az anyagi háttér megteremtésének szükségességét, a demográfiai, viselkedésbeli és ökológiai kockázati tényezőket, a betegségek és kórokozók mint kockázati tényezők szerepét, valamint a gyakran csak a háttérben meghúzódó (láthatatlan), de nagyon súlyos következményekkel járó genetikai változásokat. Az egyes kérdéseket a hullők köréből vett példákkal illusztráljuk. Az átfogó összefoglalás eredményeként javaslatot teszünk a jövőben készülő tervek kidolgozásához.

Kulcsszavak: át-, be-, és visszatelepítés, felerősítő kitelepítés, hullők, rákosréti vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*)

Bevezetés

A természetes környezet folyamatos szennyezése, degradációja, az emberi populáció megállíthatatlan növekedése egyre több faj kipusztulását vonja maga után. A becslések szerint a jelenleg a Földön élő 30–50 millió faj 20–50%-a eltűnik a bolygónk felszínéről az évezred végéig (Lugo 1988, Hammond 1992, Rahbek 1993). Az állatfajok és élőhelyeik számának rohamos csökkenése egyre sürgetőbben követeli a biológusoktól és a természetvédelmi szakemberektől minél hatékonyabb módszerek kidolgozását az emberi behatások következtében veszélyeztetett és kipusztulás szélére sodródott fajok megmentésére. A megmentési tervekben egyre inkább előtérbe kerülnek a hanyatlóban lévő populációk felerősítését, a veszélyben lévő egyedek megfelelő helyre történő áttelepítését, illetve a már kipusztult állományok visszatelepítését célzó telepítési programok. Valószínűleg az emlőállatoknál (pl. arab nyársasantilop – *Oryx leucoryx*, feketelábú menyét – *Mustela nigripes*) elért sikeres és látványos programoknak köszönhetően az állami természetvédelmi hatóságok előnyben részesítik a telepítési programokat, más természetvédelmi intézkedésekkel szemben (ld. később). A gyakorlat

azonban azt mutatja, hogy a megmentési programok sikeres megvalósítását számos tényező befolyásolja, mégpedig oly mértékben, hogy a 90-es évekre a hullők esetében mindössze néhány sikeres megmentési, telepítési tervről számol be az irodalom (Burke 1991, Andrén & Nilson 1994, Dodd & Seigel 1991, Griffith *et al.* 1989, Jacobson 1993, Rahbek 1993, Viggers *et al.* 1993). A sikertelenség magyarázatát többek között a tervek nem megfelelően átgondolt végrehajtásában, a kockázati tényezők nem elég aprólékos feltárásában kell keresnünk. A legújabb kutatások pedig a telepítést mint természetvédelmi technikát az azt követő rövid és hosszú távú negatív hatások miatt egyáltalán nem javasolják, (Reinert & Rupert 1999).

A telepítési programok terminológiája

A témában megjelent különböző irodalmak (Burke 1991, Dodd & Seigel 1991, Griffith *et al.* 1989, Jacobson 1993, Reinert 1991, Viggers *et al.* 1993, IUCN 1995) kis mértékben eltérő fogalomrendszert használnak. Az alábbiakban ezek alapján, az ellentmondásokat kiszűrve és példákkal magyarázva javaslunk egy magyarországi terminológiát.

Áthelyezés (*removal*): Mindenféle telepítési program összefoglaló neve, amely alatt a vadon élő populációból vagy tenyészetből származó egyedek számukra alkalmas élőhelyen történő szándékos vagy véletlenszerű szabadon eresztését értjük.

Áttelepítés (*translocation, relocation*): Vadon élő egyedek, azonos fajhoz tartozó populációkba történő tervszerű mozgatása történeti elterjedési területükön belül. Hazai példát említve a rákosréti vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) Kiskunságból származó egyedek a 70-es években a Hanságban engedték szabadon, az ottani populáció felerősítése érdekében (Janisch, M. *in litt.*).

Betelepítés (*introduction*): Lehet véletlenszerű, vagy a természetvédelem céljait szolgáló módon szándékos, de mindenképpen a faj történeti elterjedési területén kívül (*benign/conservation introduction*). A véletlenszerű betelepítés következményei lehetnek hasznosak vagy károsak (Savidge 1987). Miloszon például az ember által betelepített macskák az endemikus miloszi viperák (*Macrovipera schweizeri*) ragadozóivá váltak, ugyanakkor a szintén a lakossággal érkező patkányok napjainkban már a viperák egyik legfőbb táplálékbazisát képezik (Andrén *et al.* 1994, Újvári & Korsós 1998). A természetvédelmi célú szándékos betelepítés során is olyan élőhelyre helyeznek ki egyedeket, amely korábban kívül esett a faj történeti elterjedési területén. Meg kell azonban jegyezni, hogy az ilyen programot csak olyan esetben indokolt végrehajtani, amikor már bizonyítottan nem maradt fenn eredeti élőhely (IUCN 1995).

Visszatelepítés (*re-introduction, re-patriation, re-establishment*): Vadon befogott vagy tenyésztett állatok kihelyezése egy olyan területre, amely egykor a történeti elterjedési területhez tartozott, mára azonban már kipusztult, eltűnt róla a faj. A rákosréti vipera egykor gyakori volt Ausztriában a Bécsei-medencében (Kammel 1992a, 1992b, Tiedemann 1986). Az intenzív mezőgazdasági tevékenység miatt élőhelyei megszűntek és az elmúlt húsz évben kipusztultnak tekintik. Évekkel ezelőtt megkeresés érkezett Ausztriából a magyar természetvédelmi hatósághoz, hogy a Hanságból származó példányokkal tenyésztési és visszatelepítési programot indítsanak a rákosréti vipera egykori burgenlandi élőhelyein. A hazai populációk szintén kritikus helyzete miatt elutasították a kérelmet.

Felerősítő kitelepítés (*re-enforcement, restocking*): Vadon befogott vagy tenyésztésből származó egyedek kihelyezése ugyanahhoz a fajhoz tartozó, hanyatló populációkba. A Természetvédelmi Hivatal az MME végrehajtásában 1991-ben indította be a rákosréti vipera felerősítő programját, mely hazánk legveszélyeztetettebb gerincese (Báldi *et al.* 1995). E program során vemhes nőstényeket fogtak be ősszel, a fialás után az újszülötteket egész télen át folyamatosan etetve benn tartották, majd tavasszal az anyák befogási helyén kiengedték őket (Péchy *et al.* 1996). A kihelyezés óta nem történt visszafogás, ezért a program valószínűleg nem érte el a kívánt eredményt (ld. később).

A telepítési programok kockázatai

A telepítési programok részletes tervet igényelnek. A tervezéshez fel kell mérni a vadon élő populációt veszélyeztető vagy a kipusztulást okozó tényezőket, a kiválasztott élőhely alkalmasságát, valamint az itt jelenlévő természetes elleneségek és vetélytársak szerepét (Andrén & Nilson 1994). Figyelembe kell venni továbbá az adott faj viselkedésbeli, genetikai tulajdonságait is. A program sikeres végrehajtásához érdemes összehasonlítóként megvizsgálni az azonos genusba tartozó (esetleg gyakori) fajok populációinak jellemzőit. A program kidolgozása-kor hosszú távra előre meg kell teremteni a végrehajtáshoz szükséges anyagi hátteret, valamint biztosítani kell a megvalósítást és a monitorozást végző emberi és intézményi erőforrásokat is (Andrén & Nilson 1994).

Az anyagi háttér kockázata

A biológiai diverzitás csökkenésének elsődleges oka az ember területkövetelő tevékenysége, és ennek következtében az élőhelyek összeszűkülése és eltűnése (Báldi 1996). Az egyes populációk, fajok megőrzésének legegyszerűbb (és leghatékonyabb) módja élőhelyeik megőrzése és megfelelő kezeléssel történő fenntartása lehetne. A legtöbb esetben ez azonban politikai és gazdasági okok miatt nehezen megoldható. Az egyik legsúlyosabb probléma, hogy a termé-

szetvédelmi hatóságok gyakran a közvélemény elismerését keresve, rövid távú, rendkívül hatékonynak és sikeresnek látszó tenyésztési és kihelyezési programokat valósítanak meg az inkább megfelelő, de hosszabb ideig (akár évtizedekig) tartó és kevésbé látványos területmegóvás, -kezelés helyett (Dodd & Seigel 1991, Griffith *et al.* 1989, Melfoite 1987, Rahbek 1993, Reinert 1991, Reinert & Rupert 1999, Starling 1991). A helyzet kényszerűsége általában abból adódik, hogy az állami és egyéb anyagi források rendszerint a gyors eredményt felmutató, reklámozható pályázatokat támogatják (Burke 1991, Rahbek 1993). A természetvédelmi szervezetek kénytelenek e feltételekhez alkalmazkodva kompromisszumot kötni, és így legalább ezt a kicsiny lépést megtenni egy-egy faj megmentéséért. A sikertelen megmentési, visszatelepítési tervek is lehetnek azonban hasznosak, ha a program végrehajtása során új (esetleg más védett fajoknak is élőhelyet biztosító) területek megvásárlására, megóvására, vagy más fajok megmentésére, illetve új tapasztalatok nyerésére kerül sor.

Demográfiai, viselkedésbeli, ökológiai kockázati tényezők

Az egyes fajok kipusztulása Lacy (1988) szerint alapvetően demográfiai folyamat, tulajdonképpen a túlélő és újabb utódnemzedéket létrehozó generáció hiányával magyarázható. A természetvédelem elsődleges feladata tehát a veszélyeztetett fajok populációiban végbemenő demográfiai folyamatok nyomon követése. Az egyedszám csökkenésének, kor és ivar szerinti változásának előrejelzése, megállapítása az első lépések egyike a megmentési terv kidolgozása során (Reinert 1991). A populációdinamikai változások ismerete segítséget nyújt a telepítési program egyik legfontosabb és talán legkockázatosabb döntésének meghozásában: hány állatot telepítsünk, mekkora területre, mekkora populációba és mikor. Ritka fajok esetében gyakran előfordulhat ugyanis, hogy az áttelepítés során túl sok egyed kerül áthelyezésre, és így a forráspopuláció is veszélybe kerülhet (Rahbek 1993). Másrészt, ha az át-, illetve kitelepített egyedek száma túl alacsony, akkor fennáll a veszélye annak, hogy azok nem tudnak életképes populációt létrehozni, vagy beltenyésztettség lép fel az induló állományon belül (Jiménez *et al.* 1994). A probléma megoldásához segítséget nyújthat azonos genusba tartozó, hasonló környezeti igényű, más gyakori fajok populációinak összehasonlító vizsgálata.

Körültekintőnek kell lenni az áthelyezésre kerülő állatok ivarának és korának megválasztásakor is. Általános szokás, hogy tenyészetből származó fiatal egyedeket telepítenek ki. Annak ellenére, hogy ez a módszer viszonylag kis áldozatot igényel a forráspopulációtól, mégis számos kockázati tényezőt von maga után. A fiatal állatok egyrészt sokkal sérülékenyebbek a környezeti tényezőkkel szemben (pl. betegségek, ld. később), másrészt a faj biológiájától függően esetleg éveket kell várni az ivarériség és a szaporodóképességig. A megmentési program sikerében pedig csak a második utódnemzedék megjelenésekor kezdetünk biza-

kodni, ami további éveket jelent. A fiatalok tartása és ivarérettségükig történő felnevelése nagymértékben megnöveli a program költségeit. A tenyészetben született fiatalok „felhasználása” ellen szól az a tény is, hogy a mesterséges körülmények között nevelt állatoknál kieshetnek vagy megváltozhatnak a bevésődés egyes lépései. Kígyóknál például köztudott, hogy az újszülött állatok kemotropikus ingerek alapján találják meg a telelőhelyet (Leszczynski & Zappalorti 1996, Puskar 1996). A rákosréti vipera megmentési terve során például annak ellenére, hogy a tavasszal kiengedett viperák testtömege és testmérete jóval meghaladta a korosztályuknak megfelelő méreteket (Újvári *et al.* 1997), a fent említett okok miatt (a rákövetkező 3 évben nem történt visszafogás); mégis kétséges a populáció-felerősítő szerepük. Az alkalmas telelőhely-bevésődésnek elmaradása miatt valószínűleg nagy részük elpusztult az első tél során. Hasonló jelenségről számol be Reinert (1991) a gabonasíkló (*Elaphe guttata*) esetében. Az új élőhelyre történő áthelyezés során további probléma lehet a kiengedett egyedek számára az új élőhely terepadottságainak, búvóhelyeinek, telelőhelyeinek, táplálékforrásainak és ragadozóinak nem kellő ismerete (Fitch & Shirer 1971, Galligan & Dunson 1979, Landreth 1973, Reinert 1991). Reinert és Rupert (1999) például az áthelyezett csörgőkígyók (*Crotalus horridus*) atipikus mozgásáról és a szakirodalomban a kígyókra vonatkozóan a valaha leközölt legnagyobb megtett távolságról (24 km) számoltak be. A kihelyezésre került 11 erdei csörgőkígyó közül mindössze 4 élte túl a kiengedést követő két évet. Eredményeik egyértelműen azt mutatták, hogy az ismeretlen hely miatt megtett, hosszú távú, úgymond „helykereső” mozgás, a helyi populációban jelenlévő betegség, valamint a telelőhely nem kellő megválasztása csökkentette a kiengedett állatok életben maradási esélyeit.

A mesterséges körülmények között felnevelt, majd kiengedett állatok esetében újabb befolyásoló tényezők léphetnek fel. Így például torzulhatnak az inter- és intraspecifikus tanult viselkedésformáik. A siketfajdok (*Lagopus leucurus*) tenyésztési programja során például a kiscsibék gyorsan megtanulták felismerni a röpdébe helyezett ragadozómadár képét, viszont ragadozó emlősökkel szemben (ezek képét nem ismerték) nem alakultak ki bennük a szükséges rejtőzködő, védekezési viselkedési formák (Starling 1991). Halak esetében az élőhelyen eredetileg jelen lévő fajtársak részéről az áttelepített egyedek felé irányuló fokozott agressziót figyeltek meg (Bachman 1984). Csörgőkígyók esetében pedig abnormális szexuális viselkedésről számolt be az irodalom (Reinert 1991).

Betegségek, kórokozók mint kockázati tényezők

A telepítési program sikerét nagymértékben befolyásolhatják a populációkban fellépő betegségek. A tenyésztési programokból származó állatok kórokozókat hurcolhatnak be a vadon élő populációba, amelyek esetleg más fajokra és akár az emberekre is veszélyesek lehetnek (Viggers *et al.* 1993). Másrésztől a szabadban élő közösségekben meglévő „endemikus” betegségek akár végzetesek

is lehetnek az „immunológiailag naiv”, bekerülő új egyedekre (Reinert & Rupert 1999). Fertőző betegségek kerülhetnek át az áttelepítési programok során is, amikor endemikus kórokozókat hordozó állatok áthelyezésére kerül sor egy olyan populációba, ahol ez idáig a betegség még nem fordult elő. A felerősítő visszatelepítési programok egyik legnagyobb hibája, hogy a kihelyezett állatokkal együtt a vadon élő populációkba addig ismeretlen betegségek, kórokozók kerülnek be, amelyek csökkentik a már amúgy is sérülékeny állomány környezeti változásokhoz való alkalmazkodási és életben maradási képességét. A visszatelepítés során legyengült és stresszállapotban lévő állatokban fokozottabban nyilvánulnak meg a kórokozók, valamint a fellépő ekto- és endoparaziták is további gyengítő tényezők lehetnek és könnyen immundepresszió alakulhat ki (Reinert & Rupert 1999). A benntartott állatok által hordozott, terjesztett betegségek más endemikus fajokat is veszélyeztethetnek, és akár zootónikus (állatról emberre terjedő) kórokozókat is hordozhatnak (Viggers *et al.* 1993). Az egyes fajok keverése, érintkezése a különböző kórokozók átterjedését eredményezheti, például a viperák paramixovírusos fertőzése valószínűleg nem viperafajoktól ered (Jacobson 1993). Más fajokban jelen lévő betegségek is hatással lehetnek a be- vagy visszatelepített egyedekre, ezért fontos a kiválasztott terület széles körű ismerete. Előfordulhat, hogy az élőhelyen lévő paraziták más köztigazdákra nézve nem halálosak, de az újonnan érkező fajra igen, vagy egyszerűen mint stresszfaktorok léphetnek fel. A kihelyezés időzítésének gondos megválasztása, összehangolása a kórokozók fertőzési ciklusával növelheti a program sikerét.

Genetikai problémák

Ha egy populáció kicsivé és széttöredezetté válik, és egyre kevésbé stabilis, akkor fokozódik a beltenyésztettség veszélye, és a genetikai sodródás következményeként csökken a genetikai variabilitás (Pecsenye 1997). A génsodródás, beltenyésztettség egyébként háttérben meghúzódó káros recesszív allélok fölbukkanásához, illetve allélok elvesztéséhez vezethetnek, csökkentve ezzel az egyedek rátermettségét (Jiménez *et al.* 1994, Ralls *et al.* 1986, Storfer 1999).

Mindezek alapján a genetikai folyamatok vizsgálata a kis, fragmentált populációkban fontos tényezővé válik a kezelési és megmentési tervek során (Burke 1991, Reinert 1991, Reinert & Rupert 1999). Fontos a nagy és egészséges populáció genetikai vizsgálata is, ugyanis nehéz olyan minimális populációméretet meghatározni, amely alatt valószínűsíthető és előre jelezhető a genetikai leromlás. Tehát a demográfiai és genetikai változások vizsgálata együttesen szükséges. A genetikai információ betekintést nyújthat a populáció demográfiai változásaiba, feltárhatja a múltbeli földrajzi, elterjedési mintázatot. A visszatelepítési programok során a magas genetikai variációjú populációkból származó egyedeket részesítik előnyben, ugyanis a heterozigóta egyedeknek általában magasabb a rátermettsége. A magasabb allélvariáció növelheti a populáció alkalmazkodási ké-

pességét az új környezethez az át-, illetve visszatelepítés során (Rahbek 1993, Reinert 1991). A különböző élőhelyekhez alkalmazkodott populációk összekeverése azonban, a genetikai sodródás következtében könnyen kültenyésztettségi leromláshoz (*outbreeding depression*) vezethet, ugyanis az adott körülményekhez alkalmazkodott állatok génkészlete olyan változásokon mehet keresztül, vagy oly mértékben felhígulhat a betelepített egyedek egészen más környezethez alkalmazkodott génkészletének hatására, hogy többé már nem tud saját élőhelyének viszonyaihoz alkalmazkodni (Storfer 1996, 1999). A program végrehajtása előtt mindenképpen elemezni kell a megmaradt és a kihelyezésre kerülő állományok kromoszóma- és DNS-készletét, ugyanis a kariotípus variációi a populációk között szaporodásbeli gátat eredményezhetnek (Lacy 1988). A földrajzilag elkülönült formák között kialakult kromoszóma-összeférhetetlenség csökkent rátermettséget eredményezhet. A populációk meggondolatlan áthelyezése, keverése ellen szól például a rákosréti vipera kromoszómakészletének vizsgálata. A legstabilisabbnak hitt dabasi populációnál ugyanis a *Vipera ursinii* formakörre jellemző 36 (20 mikro-, 16 makro-) kromoszóma helyett, 32-t (16 mikrot és 16 makrot) találtunk (Liptói *et al.* 1999), míg egy másik, elszigetelt (Bugac) állománynál tetraploid kromoszómákat mutatott ki a vizsgálat. Csak találgatni lehet, hogy milyen súlyos következményei lehetnének a két állomány keverésének!

A nagyon kis populációk kezelésénél fontos a származási fa megállapítása, majd a telepítési programban részt vevő egyedek folyamatos genetikai vizsgálata. Ezzel a genetikai variabilitás csökkenését pontosabban lehet előre jelezni és szükség esetén megakadályozni (Lacy 1988).

Általános útmutatás a telepítési tervek kidolgozásához

Mint láttuk a telepítési programok megvalósítása nagyon összetett feladat, amelynek sikeres megvalósításához: jól átgondolt, részletes programterv, hosszú távon nagy anyagi ráfordítás és több tudományterület szakembereinek összehangolt munkája szükséges. Az eredmény objektív megállapításához pedig a program végrehajtása után elengedhetetlen az élőhely és a populáció éveken (évtizedeken) át tartó monitorozása (Dodd & Seigel 1991, Reinert 1991).

A terv kidolgozásának első lépéseként érdemes összegyűjteni és áttekinteni a hasonló telepítési terveket, elemezni a felmerült problémákat, megkeresni és tapasztalataikat kérni a programot végrehajtó kutatóknak. Ez gyakran nehéz, mert a sikertelen áthelyezések nem publikáltak. Az egyedek át- és kihelyezését továbbá meg kell előznie egy aprólékos élőhelyelemzésnek (betegségek, paraziták, szomszéd fajok és a jelenlévő populáció mélyreható vizsgálata), illetve a minimális életképes populáció meghatározásának (Andrén & Nilson 1993, Dodd & Seigel 1991). A program végrehajtása során folyamatos állatorvosi ellenőrzés és geneti-

kai vizsgálatok szükségesek a fellépő betegségeknek, az immunitás csökkenésének és a genetikai változásoknak a kimutatására. Természetesen a telepítési programok egyetlen változata sem valósítható meg a programot végző szakemberek, a biológusok és az állatorvosok folyamatos eszmecseréje, konzultációja nélkül (Naess 1986). Valamennyi telepítési program célja az önmagát önállóan fenntartani képes populáció létrehozása. Az állomány stabilitásához nem elegendő néhány szaporodó egyed jelenléte (Griffith *et al.* 1989, Dodd & Seigel 1991, Reiert 1991).

A fogságban-szaporításos, telepítéses és bármely más „fajmanipulációs” módszerek csak részeszközei lehetnek a biológiai diverzitás megőrzése érdekében végzett természetvédelmi tevékenységnek. A természetvédelem a veszélyeztetettség okának meghatározására és ennek megszüntetésére kell, hogy koncentráljon, ez pedig csak az élőhely-szemléletű megközelítésen alapulhat. Ha abból indulunk ki, hogy hány ezer fokozottan veszélyeztetett állatfaj él a Földön, melyek megmentése érdekében ugyanennyi telepítési tervet kellene végrehajtani, akkor nem kézenfekvőbb-e inkább az élőhelyeiket megóvni? Ha csak a költség- és helyigényt vesszük figyelembe, akkor is gazdaságosabbnak és célravezetőbbnek tűnik Földünk biodiverzitásának *in situ* megőrzése (Rahbek 1993). Összefoglalásként kijelenthetjük tehát, hogy a veszélyeztetett fajok megmentésének tervezése, végrehajtása során az át-, be és visszatelepítési programok nem helyettesíthetők és nem léphetnek elébe a kipusztulás szélére sodródott faj eredeti állományának eredeti élőhelyén való megőrzését célzó, és ennek megfelelően a faj érdekeit, igényeit maximálisan figyelembe vevő területkezelésnek.

*

Köszönetnyilvánítás – A kézirat az F23454 sz. OTKA kutatási téma és a SOROS Alapítvány (230/1/821) támogatásával jött létre.

Irodalomjegyzék

- Andrén, C. & Nilson, G. (1994): *Re-introduction of the fire-bellied toad (Bombina bombina) in Southern Sweden*. – Seminar on recovery plans for species of amphibians and reptiles. Council of Europe, Environmental encounters, No. 19, El Hierro, Canary Island, Spain, 11–14 Oct. 1993, pp 68–70.
- Andrén, C., Nilson, G., Dimitropoulos, A. & Ioannides, Y. (1994): Conservation of the Milos Viper (*Macrovipera schweizeri*, syn. *Vipera lebetina schweizeri*). Preliminary Report. – *Annls Musei Goulandris* **9**: 245–252.
- Bachman, R. A. (1984): Foraging behavior of freeranging wild and hatchery brown trout in a stream. – *Trans. Am. Fisheries Soc.* **113**: 1–32.
- Báldi, A. (1996): Élőhelyek fragmentálódásának a hatása állatközösségekre. – *Természetvédelmi Közl.* **3–4**: 103–112.

- Báldi, A., Csorba, G. & Korsós, Z. (1995): *A magyarországi teresztrisz gerincesek természetvédelmi szempontú rangsorolása*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 59 pp.
- Burke, R. L. (1991): Relocations, repatriations, and translocations of amphibians and reptiles: taking a broader view. – *Herpetologica* **47**(3): 350–357.
- Dodd, C. K. Jr. & Seigel, R. A. (1991): Relocation, repatriation, and translocation of amphibians and reptiles: are they conservation strategies that work? – *Herpetologica* **47**(3): 336–350.
- Fitch, H. S. & Shirer, H. W. (1971): A radiotelemetric study of spatial relationships in some common snakes. – *Copeia* **1971**: 118–128.
- Galligan, J. H. & Dunson, W. A. (1979): Biology and status of timber rattlesnake (*Crotalus horridus*) populations in Pennsylvania. – *Biol. Cons.* **15**: 13–58.
- Griffith, B., Scott, J. M., Carpenter, J. W. & Reed, C. (1989): Translocation as a species conservation tool: status and strategy. – *Science* **245**: 477–480.
- Hammond, P. M. (1992): Species inventory. – In: Groombridge, B. (ed.): *Global biodiversity: status of the Earth's living resources*. Chapman & Hall, London, pp. 17–39.
- IUCN (1995): *Guidelines for re-introductions*. – 41st Meeting of Council, IUCN, Re-introduction Specialist Group, Species Survival Commission, May 1995, 6 pp.
- Jacobson, E. R. (1993): Implications of infectious diseases for captive propagation and introduction programs of threatened/endangered reptiles. – *J. Zoo and Wildlife Medicine* **24**(3): 245–255.
- Jiménez, J. A., Hughes, K. A., Alaks, G., Graham, L. & Lacy, R. C. (1994): An experimental study of inbreeding depression in a natural habitat. – *Science* **266**: 271–273.
- Kammel, W. (1992a): Zur Situation der Wiesenotter, *Vipera ursinii rakosiensis* (Méhely, 1894) (Squamata: Serpentes: Viperidae), in Niederösterreich. – *Herpetozoa* **5**(1/2): 3–11.
- Kammel, W. (1992b): Zur Situation der Wiesenotter, *Vipera ursinii rakosiensis* (Méhely, 1894), und der pannonischen Bergeidechse, *Lacerta vivipara pannonica* (Lac & Kluch, 1968), im Burgenland (Österreich). (Squamata: Serpentes: Viperidae; Sauria: Lacertidae). – *Herpetozoa* **5**(3/4): 108–118.
- Lacy, R. C. (1988): A report on population genetics in conservation. – *Cons. Biol.* **2**(3): 245–247.
- Landreth, H. F. (1973): Orientation and behavior of the rattlesnake, *Crotalus atrox*. – *Copeia* **1973**: 26–31.
- Leszczynski, Z. & Zappalorti, R. (1996): Observations on nesting behavior of the Northern pine snake (*Pituophis melanoleucus melanoleucus*) in the New Jersey pine barrens. – *Reptiles* **1996**(5): 24–38.
- Liptói, K., Újvári, B., Korsós, Z., Hidas, A. (1999): Investigation of the karyotype of *Vipera ursinii rakosiensis*. – *Állattenyésztés és Takarmányozás* **48**(1): 90–91.
- Lugo, A. E. (1988): Estimating reductions in the diversity of tropical forest species. – In: Wilson, E. O. (ed.): *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, pp. 58–70.
- Meltofte, H. (1987): What kind of bird fauna do we prefer? – In: Eriksson, M. G. (ed.): *Proc. Fifth Nordic Ornithological Congress, 1985*. Kungl. Vetenskaps – Vittershets – Samhället, Göteborg, pp. 176–181.
- Naess, A. (1986): Intrinsic value: Will the defenders of nature please rise? – In: Soulé, M. E. (ed.): *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, pp. 504–515.
- Péchy, T., Korsós, Z. & Újvári, B. (1996): *Recovery program of the meadow viper*. – Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society, Budapest, 8 pp.
- Pecsenye, K. (1997): Állatpopulációk genetikai variabilitásának monitorozása: Lehetőségek és korlátok. – In: Csorba, G. & Pecsenye, K.: *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer X. Emlősök és a genetikai sokféleség*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 35–47.

- Puskar, A. M. (1996): Learn some natural history about this, rattler, and some problems it's facing. – *Reptiles* **1996**(4): 16–30.
- Rahbek, C. (1993): Captive breeding – a useful tool in the preservation of biodiversity? – *Biodiversity and Conservation* **2**: 426–437.
- Ralls, K., Harvey, P. H., & Lyles, A. M. (1986): Inbreeding in natural populations of birds and mammals. – In: Soulé, M. E. (ed.): *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, pp. 35–37.
- Reinert, H. K. (1991): Translocation as a conservation strategy for amphibians and reptiles: some comments, concerns, and observation. – *Herpetologica* **47**(3): 357–363.
- Reinert, H. K. & Rupert, R. R. Jr. (1999): Impacts of translocation on behavior and survival of timber rattlesnakes, *Crotalus horridus*. – *J. Herpetology* **33**(1): 45–61.
- Savidge, J. (1987): Extinction of an island forest avifauna by an introduced snake. – *Ecology* **68**: 660–668.
- Starling, A. E. (1991): Captive breeding and release. – *Ornis Scandinavica* **22**(3): 255–257.
- Storfer, A. (1996): Population biology and herpetological conservation: a cautionary note. – *Amphibian & Reptile Conservation* (Fall), **1**(1): 20–23.
- Storfer, A. (1999): Gene flow and endangered species translocations: a topic revisited. – *Biol. Cons.* **87**: 173–180.
- Tiedemann, F. (1986): Die Wiesenotter in Österreich. – *ÖGH Nachrichten* **6/7**: 30.
- Újvári, B., Korsós, Z. & Péchy, T. (1997): Reproduction biology of the meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). – In: Rocek, Z. & Hart, S. (eds): *Herpetology '97, Abstracts of the Third World Congress of Herpetology*, Prague, p. 214.
- Újvári, B. & Korsós, Z. (1998): Madárfogó mérgekígyó. A mőszi vipera. – *Élet és Tudomány* **53**(21): 651–654.
- Viggers, K. L., Lindenmayer, D. B. & Spratt, D. M. (1993): The importance of disease in reintroduction programmes. – *Wildlife Research* **20**: 687–698.

Risk of translocation programs, with special reference to reptiles

B. Újvári & Z. Korsós

Dept. of Zoology, Hungarian Natural History Museum
H-1088, Budapest, Baross u. 13, Hungary
e-mail: ujvari@zoo.zoo.nhmus.hu

Abstract: During the last decade in order to save species in critical situation, an increasing number of conservation programs have been established with the purpose to reinforce declining populations, to translocate endangered specimens to a suitable habitat, and to reintroduce locally extinct species. However, a successful translocation program is influenced by so many aspects that, as experiments show, only a few of them are ending with good results, according to the literature published at the end of '90s. After an attempt to formalise the terminology of translocation, a detailed analysis of the incurring problems during translocation, of the necessity of a strong financial background, of demographical, ethological, and ecological risks, of the role of illness and pathogenes, and of the hidden but serious genetic alterations is given in the present article. Each issue is explained and illustrated through herpetological examples. Summarizing all these factors, a proposal is given for the careful preparation of translocation plans in the future.

Key words: translocation, introduction, reintroduction, re-establishment, re-enforcement, re-stocking, reptiles, Hungarian Meadow Viper (*Vipera ursinii rakosiensis*).

Füves repülőterek ürgeállományának felmérése

Váczai Olivér & Altbäcker Vilmos

ELTE, Etológia Tanszék
2131 Göd, Jávorka S. u. 14.
E-mail: voli@ludens.elte.hu

Összefoglaló: Kérdőíves módszerrel felmértük a 22 magyarországi füves repülőteret, vajon milyen arányban és sűrűségben élnek rajtuk ürgek (*Spermophilus citellus*). Eredményeink szerint a füves repülőterek 77%-án élnek ürgek, a reptéri munkatársak által becsült átlagos sűrűség $6,2 \pm 5,65$ egyed/ha. Ez korábbi tapasztalataink szerint egy közepes egyedsűrűségű természetes élőhellyel azonos denzitás érték. Az általunk vizsgált paraméterek alapján a repülőterek mindegyike alkalmas ürgeélőhely, a néptelen repülőtereket valószínűleg földrajzi és történeti okokból nem népesítették be az állatok. Az ürgek által sűrűn lakott repülőtereken az állatok által ásott, és főleg a kutyák által kibővített lyukak veszélyeztethetik a repülés biztonságát, ezért az ürgek nem kedvelt társbérők. A kérdőíves adatok szerint hozzávetőlegesen 4 egyed/ha az a sűrűség, amit a repülőter-vezetők még nem ítélték veszélyesnek. A repülőterek ürgeállományának védelméhez azt az ideális állapotot kellene elérnünk, hogy a repülőtereken stabil ürgepopulációk éljenek olyan sűrűséggel, amely még nem veszélyezteti a repülés biztonságát. A probléma kezelésére standardizált módszerrel történő állapotfelmérést javasolunk, aminek alapján az állomány élvefogó csapdázással történő gyérítése szabályozottan, az ürgek számára kíméletes módon mehet végbe. A befogott állatok alkalmas élőhelyre történő telepítésével az ürgeállomány más területeken is regenerálható.

Kulcsszavak: ürge, élőhely, füves repülőterek, indikátor faj, természetvédelem, ökológia, kérdőíves felmérés

Bevezetés

A szabadon élő állatok lehetőségeik korlátain belül maguk választják meg élőhelyeiket. Azokat a területeket, amelyeken nem találják biztosítva életfeltételeiket, elkerülik, míg a kedvezőbb helyeket nagyobb sűrűségben népesítik be (Clark *et al.* 1993). Alapvetően két akadálya lehet a szabad választásnak: 1. Az adott alkalmas helyszín nem elérhető a faj egyedei számára, mert megfelelő közelségben nem él populációja, vagy áthatolhatatlan akadály választja el tőle. Az eredmény: néptelen potenciális élőhely. 2. A korábban alkalmas élőhely összehűkül, majd eltűnik és az állatok nem tudnak hova elvándorolni. Ilyenkor a faj kipusztul az adott élőhelyről.

Akkor mondhatjuk, hogy egy élőhelyen egy faj egyedei stabilan léteznek, ha egyedsűrűségük hosszabb távon dinamikus állandóságot mutat. Ha egy populáció relatív magas egyedsűrűségű valamely területen, akkor ez már magában is valószínűsíti a stabilitást.

Nagyon nehéz meghatározni, hogy egy faj miért választ bizonyos területeket másokat pedig miért kerül el (Wecker 1964, Clark *et al.* 1993). Az állatok élőhely választása több tudományterület (ökológia, viselkedésökológia, etológia, konzervációbiológia stb.) alapvető problémái közé tartozik. A környezeti heterogenitást tükröző térbeli és időbeli eloszlás vizsgálata sok általános problémát vet fel: ilyenek pl. a mintázatot befolyásoló, léptékfüggő tényezők, a foltos környezet és állatsűrűség következményeképpen kialakuló kölcsönhatásrendszer, a zavarás és a biológiai rendszerek stabilitásának összefüggései (Kertész *et al.* 1993).

Kivétel nélkül minden élőlény saját környezetének kényszereihez alkalmazkodva éli le életét. A táplálék, az ivó- és búvóhelyek, a fajtársak, a ragadozók és az időjárás tényezők tér- és időbeli eloszlása behatárolja az élőlény szabad mozgását (Altbäcker *et al.* 1991, Batzli & Lesieutre 1991, Kis *et al.* 1998). Bár nincs olyan élőlény a Földön, amelynek ne kellene környezetéhez alkalmazkodnia fennmaradása érdekében, azonban különbség mutatkozik az adott fajra, populációra, sőt egyedre nehezedő kényszerek súlyát illetően. Nyilvánvaló, hogy azok az élőlények, melyek erős kényszereknek kénytelenek engedelmessé válni sokkal kiszámíthatóbban, jobban jóslhatóan végzik élettevékenységeiket, mint a környezetük által nagyobb szabadsági fokkal rendelkezők. Érdemes tehát ökológiai, viselkedésökológiai vizsgálatok alanyául inkább az előbbi csoportba sorolható élőlényeket kiszemelni. A növényevő állatoknak egyrészt meg kell keresniük és ki kell választaniuk a gyakran kémiai és mechanikai fegyverekkel felszerelt táplálékukat (Takács 1999), másrészt állandóan résen kell lenniük, nehogy maguk essenek áldozatul ragadozójuknak (Robinson 1980). A nyílt puszták növényevői még a szélsőséges időjárás (nagy napi hőingás, szélnek és csapadéknak kitettség) viszontagságaival is dacolni kénytelenek, speciális búvóhelyek, üregek készítésével (Váczi *et al.* 1997). Az ilyen mostoha körülmények között élő állatfajok mára jól működő túlélési stratégiát dolgoztak ki az evolúció során (Váczi 1998). Labilis egyensúly áll fenn: az állat optimális viselkedésével életben marad és szaporodni képes. Minden kiszámíthatatlan és hirtelen hatás veszélyezteti ezt az állapotot, hiszen az amúgy is erős korlátok szorításában navigáló állatot felkészületlenül éri. Az emberi beavatkozásokat általában a fent leírtak jellemzik: az élőhely, a közeg, a táplálék és vízellátottság stb. egyik pillanatról a másikra gyökeresen megváltozhatnak (gondoljunk pl. egy terület beszántására és valamilyen kultúr-növényvel való beültetésére). Minél inkább szűktűrésű egy faj ökológiai értelemben, annál kisebb változás is képes kibillenteni az egyensúlyából: a faj jelzi a környezeti változásokat. Az ilyen szűktűrésű fajt indikátorfajnak nevezzük és egyedsűrűség változásainak nyomon követésével környezetének állapotát is monitorozhatjuk.

A fentiekben végighaladva könnyen belátható, hogy a néhány évtizede még mezőgazdasági kártevőként számon tartott, majd 1982-ben védetté nyilvánított

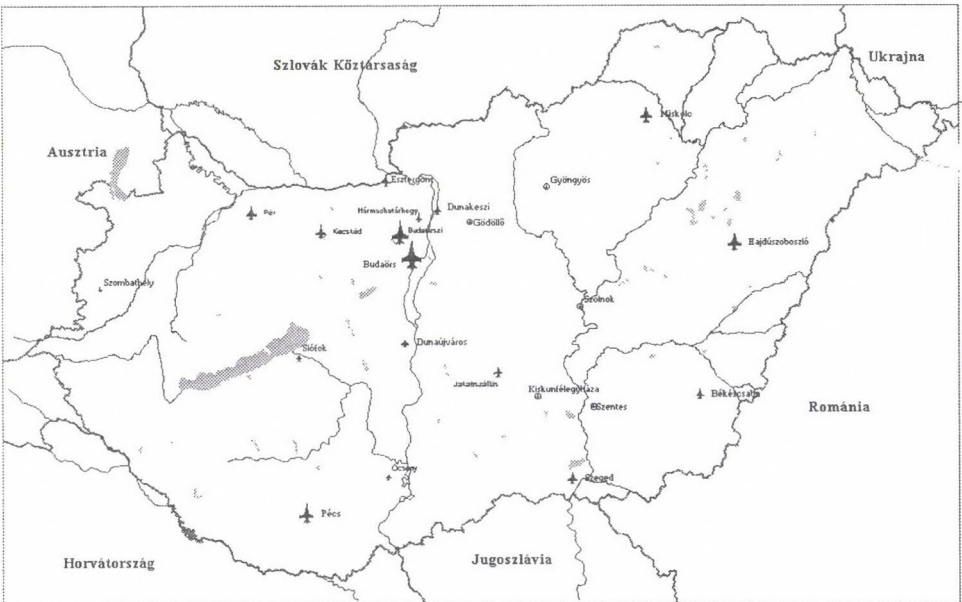
rágcsálónkat (1982. évi 4. törvényerejű rendelet), az ürgét (*Spermophilus citellus*) indikátorfajnak kell tekintenünk (Csorba & Pecsénye 1997). Bár úgy tűnik, hogy jól bírja a közvetlen emberi jelenlétet (Váczi 1997) az élőhely-átalakítás jelentősen megtizedelte a hazai állományt. Az ürge a rágcsálók (Rodentia) rendjébe tartozó 22–24 cm hosszú, karcsú testű, 7 cm farokhosszúságú állat. Fülei aprók, bundája hátán világos pontokkal tarkított sárgásszürke alapszínű, a hasoldalon rozsdasárga, míg a nyaknál fehér. Mellső végtagjai satnyábbak a hátsóknál. Elterjedési területének északnyugati határán, Magyarországon elsősorban nyílt puszták homoktalajába ássa többkijáratos, gyakran méteresnél is hosszabb járatait. Minden egyed külön járatrendszert készít, ezért bár kolóniában élnek, mégsem tekinthetők igazán társas lényeknek (Hut & Scharff 1998). A nemek kizárólag az egy-két hetes párzási időszakban vonzódnak egymáshoz. A nőstények üregük mélyén, április–május táján hozzák világra 3–8 utódukat, melyek nyár végére elhagyva a fészket kisebb-nagyobb távolságokra elvándorolnak, külön járatot ásnak maguknak és abban vészelik át a telet. Augusztus–október folyamán először a felnőtt, majd fokozatosan a fiatal (juvenilis) állatok térnek téli álmra és márciusig hibernált állapotban vészelik át a telet, betapasztott kijáratú üregeikben (Millesi *et al.* 1999, Mrosovsky 1968). Nappali állatok lévén növényi magvakból (Heschl 1993), levelekből, virágokból, olykor rovarokból és madártojásból álló táplálékukat is napkelte és napnyugta közt, világosban keresik. Az ürge veszély esetén két lábon felegyenesedve jellegzetes füttyöt hallat, mely vészjelzés menekülésre készíti a környező fajtársakat (Váczi *et al.* 1996).

A faj védelme legalább két nyilvánvaló okból indokolt: 1. Az utóbbi évtizedekben a rövid fűvű legelők számának drasztikus csökkenésével a magyarországi állomány is megfogyatkozott. A Magyar Természettudományi Múzeum által 1995-ben kiadott „Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere” szerint (Báldi *et al.* 1995) az ürge a legveszélyeztetettebb szárazföldi gerinces fajok közé tartozik Magyarországon. Az emlősök közül – a különösen veszélyeztetett denevérfajokon kívül – az ürgét csak a földikutya (*Spalax leucodon*) és a csíkos szöcskeegér (*Sicista subtilis*) előzi meg a sorban. A hazánkban őshonos ürgefaj (*Spermophilus citellus*) életmódjáról, viselkedéséről a közel rokon fajokhoz (egyéb *Spermophilus* spp.) képest igen keveset tudunk, hazai és nemzetközi publikációk száma viszonylag csekély, s azok is az európai ürgeállomány csökkenéséről számolnak be az egyes országokban (Ambros 1998, Meczynski 1985, Murariu 1995, Ruzic 1979, Stubbe & Stubbe 1994). A hatékony védelem megszervezéséhez elengedhetetlen mind a viselkedés, mind a hazai elterjedés pontos feltérképezése. 2. Több különösen értékes, ritka ragadozó madarunk, így elsősorban a kerecsensólyom (*Falco cherrug*) és a parlagi sas (*Aquila heliaca*) egyik fő táplálékállata az ürge, bár valószínűleg egyes helyeken táplálékösszetétel-változást okozhatott az ürgesűrűség csökkenése. A madarak

stabil populációinak megteremtéséhez fontos a megfelelő táplálkozóhely biztosítása, tehát a kerecsensólyom és a parlagi sas védelméhez az ürgeélőhelyek visszaállításán keresztül vezethet az út.

Vizsgálati módszer

Magyarországon, a Légügyi Igazgatóság adatai szerint 22 füves repülőtér működik (1. ábra). Ezekon a repülőtereken több-kevesebb rendszerességgel vitorlázó- és sportrepülést végeznek, amely tevékenység feltételezi a növényzet kezelését a különböző méretű leszállópályákon. A nyílt, rövid fűvű mezők potenciális ürge-élőhelyek, és mivel ezek száma jelentősen megcsappant az utóbbi évtizedekben (főként a legeltetés drasztikus csökkenése miatt), minden ilyen terület érdemes a vizsgálatra, hiszen értékes ürgeállomány élhet rajtuk. Ezért úgy gondoltuk, hogy érdemes egy durva módszerrel, hozzávetőleges előfelmérést végezni a repterek ürgeállományát tekintve. Kérdőívet szerkesztettünk, amellyel a repülőterek, mint ürgeélőhelyek állapotát és a repülőtér személyzetének hozzáállását próbáltuk feltérképezni. A kérdéseket és a válaszkategóriákat úgy próbáltuk összeállítani, hogy azt a nem ökológia-közeli szakterületen dolgozó repülőtér-vezetők meg tudják válaszolni. A felmérést 1998. június–október folyamán végeztük. Az elemzés során kiszámoltuk az ürgesűrűséget, melyet a kategória-intervallum két szélső értékének átlaga és a repülőtér méretének hányadosa adja (egyed/hektár).



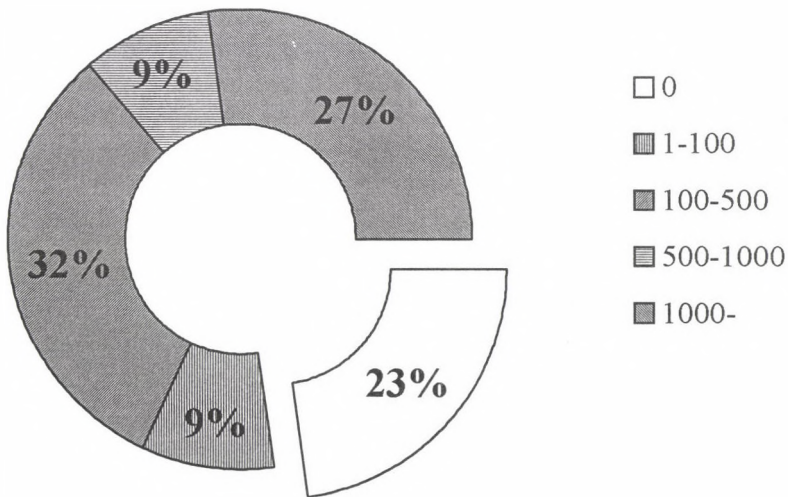
1. ábra. Magyarország füves repterein élő ürgek egyedsűrűsége. (A nagyobb szimbólumok nagyobb sűrűsége utalnak.)

Nem gondoljuk, hogy ilyen módszerrel, ellenőrzés nélkül, pontos és részletes képet kapunk, azonban értékes információkhoz juthatunk az ürgesűréség nagyságrendjére vonatkozólag.

Az eredményeket a StatSoft Statistica for Windows programcsomaggal értékeltük ki; Spearman rangkorrelációs tesztet használtunk.

Eredmények

A kiküldött kérdőíveket minden repülőtér-vezető készségesen kitöltötte és visszaküldte számunkra, a problémás, vagy kihagyott adatokat telefonon keresztül tudtuk tisztázni. A 22 repülőtér válaszai alapján, a magyarországi füves repülőterek közül 17-en élnek ürgek (77%), a becsült ürgeszámok százalékos megoszlása a 2. ábrán látható. A repülőterek méretének felhasználásával kiszámolhatjuk a becsült ürgesűréséget. Az átlagos becsült sűrűség az ürges reptereken $6,2 \pm 5,65$ egyed/ha. A repülőterek 41%-a 4 egyed/hektár alá becsülte az állatok sűrűségét és csak 6% tette 16 egyed/hektár fölé (3. ábra). Megvizsgáltuk a repülőterek adottságai és az ürgek száma közti összefüggéseket is. Az ürgeszám és a reptér mérete (Spearman $R = 0,40$, $N = 22$, $p = 0,07$) csak tendenciájában, annak a mértéke azonban, hogy mennyire zavarja a repterek életét az állatok jelenléte ($R = 0,59$, $N = 22$, $p < 0,01$) szignifikánsan pozitívan korrelál egymással. Az ürgesűréség szintén szignifikáns pozitív korrelációban van a repülőterek ürgek általi zavartságát illetően ($R = 0,59$, $N = 22$, $p < 0,01$), azonban sem a repterek méretével ($R = 0,00$,

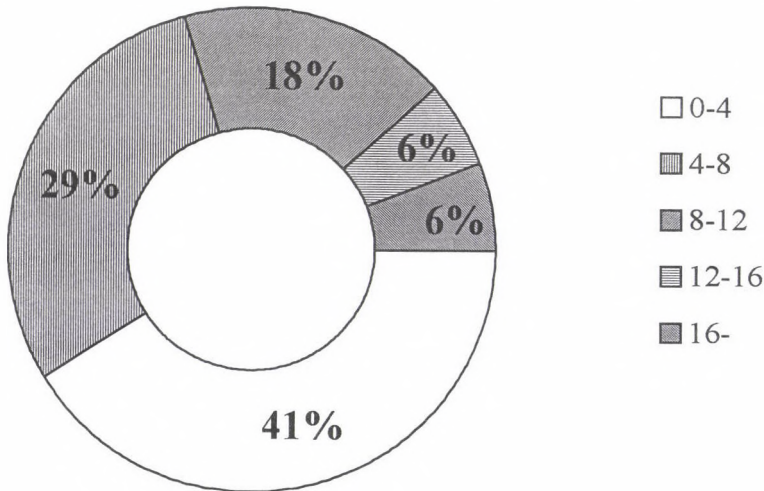


2. ábra. A füves repülőtereken ($N = 22$) a reptéri munkatársak által becsült ürgeszám százalékos megoszlása.

$N = 22$, $p > 0,05$), sem azok tengerszint feletti magasságával ($R = 0,03$, $N = 22$, $p > 0,05$), sem a fűnyírás sűrűségével ($R = -0,38$, $N = 16$, $p > 0,05$) nem korrelál. A repülőterek 14%-ában birkákkal legeltetik a növényzetet, a többin gépi fűnyírást végeznek, több-kevesebb rendszerességgel.

Eredmények értékelése

Füves reptereink jelentős része (77%) ürgék által benépesített terület. A rendszeresen rövidre nyírt vagy legeltetett növényzet egyértelműen kedvező az ürgepopulációk fennmaradása szempontjából (Kis *et al.* 1998). Mivel a repülőgépek fel- és leszállásához elengedhetetlen a folyamatosan alacsonyan tartott növényzetmagasság, az emberi érdekek itt találkoznak az ürgék számára is fontos tényezővel. Mivel az ürgesűrűség és a fűnyírás sűrűsége között nem találtunk összefüggést, valószínű, hogy a repülőtereken a növényzet magassága nem lép fel limitáló tényezőként az ürgék elterjedését illetően. Hasonló a helyzet a tengerszint feletti magassággal kapcsolatban is. Nincs olyan repülőterünk, mely olyan földrajzi helyen fekszik, hogy az eleve alkalmatlan lenne arra, hogy ott ürgék éljenek. A repülőgépek fel- és leszállásához elegendően nagy sík terület szükséges, ami szintén előfeltétele az ürgék fennmaradásának (Krystufek 1993). Így nem meglepő, hogy az ürgesűrűség és a területméret között sem találtunk összefüggést. Úgy tűnik tehát, hogy minden füves repterünk alkalmas élőhely ürgepopulációk számára, annak ellenére, hogy azokon intenzív emberi tevékenység zajlik. A gyakran több kifutópályán, néhány perces időközökkel fel- és leszálló repülőgé-



3. ábra. Az ürgék által lakott füves repülőtereken becsült hektáronkénti ürgesűrűség százalékos megoszlása.

pek, melyek nagy robajjal végigfutnak a földön, a csörlőket szállító autók, és a gyakran nagy számú gyalogos személyzet és érdeklődő sem jelent akkora zavarást az állatoknak, hogy ezért elvándoroljanak az egyébként alkalmas élőhelyről. Történik ez mindazok ellenére, hogy a fent említett reptéri munkák az ürgek aktív napszakjaiban (de. 9–11 és du. 2–5 óra, Váczi *et al.* 1996) is intenzíven zajlanak.

Az általunk végzett felmérés a reptéri munkatársak véleményére támaszkodik, nem szakszerű becslésen, ami metodikai problémákat is felvet. Mennyire reálisak a kérdőíveken visszaküldött adatok? Az átlagos becsült ürgesűrűség (6,2 egyed/ha) egy közepes egyedsűrűségű természetes élőhellyel azonos denzitás érték, sőt a maximális érték (22,7 egyed/ha) sem elképzelhetetlen. Összehasonlítás gyanánt: a bugacpusztai élőhely nagy ürgesűrűségű területén az aktív időszakban a vizuálisan becsült sűrűség a minimum 13–15 egyed/hektárt is eléri. A repülőtér mérete és a becsült egyedszám pozitív korrelációs tendenciája utal arra, hogy általában a becslők a realitás talaján maradva kisebb repülőtereken kisebb ürgeszámot jeleztek. Emellett szól még a becsült ürgesűrűség viszonylag kis szórása és az a tény, hogy a repülőtér-méret az ürgesűrűséggel már tendenciájában sem mutat korrelációt. Természetesen az egyedszám-kategóriáknál szándékosan nagy intervallumokat adtunk meg, így a becslések megbízhatóbbak, azonban az egyedszámokról csak durva fogalmunk lehet. Célunkat, az előzetes felmérés megvalósítását azonban így is elértük.

Azok a repülőterek, amelyeken nem élnek ürgek, feltehetőleg elszigeteltek és ezért nincs honnan kolonizálni a potenciális élőhelyeket. Vagy soha nem is voltak itt állatok, vagy valamilyen okból kipusztultak és nem tudtak visszatelepülni. Természetesen az sem kizárt, hogy egyik-másik lakatlan repülőtér általunk nem vizsgált okok miatt (pl. talajtípus, talajvízszint, táplálékellátottság stb.) valójában alkalmatlan az ürgepopulációk számára.

Minél több ürge él egy repülőtéren, minél nagyobb sűrűségben, annál kevésbé szívesen látott vendégek, mint azt az ürgeszám és -sűrűség, valamint a zavarás mértéke közti pozitív korreláció is mutatja. Míg egy alacsony ürgesűrűségű (1,9 egyed/ha) repülőtéren a következő megjegyzést tették: „Az állomány az elmúlt években az óvás ellenére csökkent. Az ürgeöntöket rendszeresen figyeljük, és elzavarjuk, mesterséges állományritkítás nem szükséges.”, addig az egyik ürgek által sűrűn lakott repülőtér vezetőjének véleménye szerint a: „Kotorékok veszélyeztetik a repülés biztonságát. Több futóműsérülés történt miattuk.” A személyes telefonbeszélgetések során kiderült, hogy azokon a reptereken, ahol zavarást jelentenek az ürgek, a probléma megoldásaképpen szívesen vennék, ha az állatok áttelepítésével az állomány nagyságát csökkentenénk. A probléma összetett voltát jelzi, hogy az is kiderült, ezeken a nagy ürgeállományú reptereken jelenleg is folyik egyfajta gyérítés, ugyanis itt elnézőbbek az ürgeöntéssel foglalkozó helyi lakosokkal szemben. Ahol kevés az ürge, ott viszont nem tűrik az ilyen tevékeniséget.

Felmerül a kérdés: hogyan óvhatók meg hosszú távon füves reptereink ürgepopulációi? A repülőterek tevékenységének beszüntetése az élőhely alkalmasságának megszűnését vonná maga után, hiszen a nem kaszált mezőkről az ürgék eltűnnek (Kis *et al.* 1998). Mi sem bizonyítja jobban, hogy az ürgék számára a füves repülőterek megfelelő élőhelyek, mint az a tény, hogy stabil populációik maradtak fent ezeken a területeken, miközben a felhagyott legelőkön élt állományok eltűnnek. A repülőtereket üzemeltetők azonban csökkenteni szeretnék a nagy sűrűségben élő ürgeállományt (azokon a helyeken, ahol sok ürge él), mert a nagyszámú ürgelyuk veszélyezteti a repülés biztonságát. A lyukak számának bizonyos határon túli növekedése esetén a repülőter-vezetők már lépéseket fognak tenni az ürgeállomány csökkentésére. Így sem a jelenlegi állapot érintetlenül hagyása, sem a repülés beszüntetése nem jelentene megnyugtató megoldást az ürgék védelmében. Azt az ideális állapotot kellene elérni, hogy a repülőtereken stabil ürgepopulációk éljenek olyan sűrűséggel, mely még nem veszélyezteti a repülőgépek biztonságát. A kitöltött kérdőívek tanúsága szerint 4 egyed/ha körül van az az ürgesűrűség, amely még elviselhető a repülőterek vezetői számára. A repülésre kritikus populációméret több tényező függvénye, így függ a repülőter méretétől, az azt környező területek típusától és méretétől, a ragadozás mértékétől, stb. Az optimális ürgesűrűség, illetve populációméret meghatározásához további vizsgálatok szükségesek. Az áttelepítés során az állatokat élvefogó módszerekkel kell begyűjteni és egy arra alkalmas élőhelyre szállítani. Az új élőhelyen biztosítani kell többek között a növényzet hosszának kontrollálását kaszálással vagy legeltetéssel. A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület szervezésében már több áttelepítési kísérlet történt, tapasztalataik szerint a minimálisan szükséges áttelepített ürgeszám 500 abban az esetben, ha lakatlan élőhelyen engedjük el az állatokat (Szitta 1996). Gyakran egyetlen repülőterről nem lehet annyi állatot elszállítani, amely az új életképes állományhoz elegendő, ezért szükséges lenne az ürgeáttelepítéseket koordinálni az országban. Ennek megszervezésére már folytattunk tárgyalásokat az MME Ragadozómadár-védelmi Szakosztályának képviselőivel. Az országos koordinációval elérhető lenne, hogy a repterekről éppen megfelelő számú állatot szállítsunk el olyan élőhelyekre, ahol életképes ürgepopulációkat alakíthatnánk ki, melyek a ritka, védett ragadozómadaraink táplálékkal való ellátását is képesek lennének tartósan ellátni anélkül, hogy a kipusztulás veszélye fenyegetné őket.

*

Köszönetnyilvánítás – Ezúton is szeretnénk megköszönni a repülőterek igazgatásának a vizsgálatban való részvételüket, valamint a Légiforgalmi Igazgatásnak az elengedhetetlen információszolgáltatást. Köszönet illeti Katona Krisztiánt és Németh Ágneszt a kézirat egy korábbi verziójának átolvasásáért.

Irodalomjegyzék

- Altbäcker, V., Kertész, M., Szabó, J. & Förgeteg, Zs. (1991): The distribution of rabbit warrens in Bugac Juniper Forest (Hungary) in relation to vegetation type. – *Proc. 20th Congress of International Union of Game Biologists, Gödöllő*, p. 4.
- Ambros, M. (1998): Notes to the distribution and occurrence of ground squirrel (*Spermophilus citellus* Linnaeus, 1758) in Slovakia and the perspectives of its protection. – *Vyskom a ochrana cicavcov na Slovensku* **3**: 133–142.
- Báldi, A., Csorba, G. & Korsós, Z. (1995): *Magyarország szárazföldi gerinceseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere*. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Batzli, G. O. & Lesieutre, C. (1991): The influence of high quality food on habitat use by arctic microtine rodents. – *Oikos* **60**: 299–306.
- Clark, J. D., Dunn, J. E. & Smith, K. G. (1993): A multivariate model of female black bear habitat use for a geographic information system. – *J. Wildlife Manag.* **57**(3): 519–526.
- Csorba, G. & Pecsénye, K. (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. X. Emlősök és a genetikai sokféleség monitorozása*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Heschl, A. (1993): On the ontogeny of seed harvesting techniques in free ranging ground squirrels. – *Behaviour* **125**(1–2): 39–50.
- Hut, R. & Scharff, A. (1998): Endoscopic observations on tunnel blocking behaviour in the European ground squirrel (*Spermophilus citellus*). – *Z. Säugetierkunde* **63**: 377–380.
- Kertész, M., Szabó, J. & Altbäcker, V. (1993): The Bugac Rabbit Project. Part I. Description of the study site and vegetation map. – *Abstracta Botanica* **17**(1–2): 187–196.
- Kis, J., Váczi, O., Katona, K. & Altbäcker, V. (1998): A növényzetmagasság hatása a cinegési ürgek élőhelyválasztására. – *Természetvédelmi Közlemények* **7**: 117–123.
- Krystufek, B. (1993): European sousliks (*Spermophilus citellus*, Rodentia, Mammalia) in Macedonia. – *Scopolia* **30**: 1–39.
- Meczynski, S. (1985): Does the European ground squirrel, *Spermophilus citellus* Linnaeus, 1758, still occur in Poland? – *Przeład Zoologiczny* **29**(4): 521–526.
- Millesi, E., Strijkstra, A. M., Hoffmann, I. E., Dittami, J. P. & Dann, S. (1999): Sex and age difference in mass, morphology and hibernation in European ground squirrel. – *J. Mammalogy* **80**: 218–231.
- Mrosovsky, N. (1968): The adjustable brain of hibernators. – *Sci. Am.* **218**(9): 110–118.
- Murariu, D. (1995): Mammal species from Romania. Categories of conservation. – *Travaux du Muséum d'Histoire Naturelle „Grigore Antipa”* **35**: 549–566.
- Robinson, S. R. (1980): Antipredator behaviour and predator recognition in Belding's ground squirrels. – *Anim. Behav.* **28**: 840–852.
- Ruzic, A. (1979): Decreasing number of the ground squirrel (*Citellus citellus* L.) populations in Yugoslavia in the period 1947–1977. – *Ekologija* **14**(2): 185–194.
- Stubbe, M. & Stubbe, A. (1994): *Tiere im Konflikt – Säugetierarten und deren feldökologische Erforschung im östlichen Deutschland* **3**: 3–52.
- Szitta, T. (1996): Ürgetelepítés. – *Madártávlal* **3**(3): 5–7.
- Takács, A. (1999): Válogatós állatok. – *Élet és Tudomány* **54**(10): 307–309.
- Váczi, O. (1997): *Ürgék aktivitásának időbeli mintázata*. – ELTE TTK Etológia Tanszék, Szakdolgozat, 79 pp.
- Váczi, O. (1998): Az életben maradás stratégiái. – *Élet és Tudomány* **53**(45): 1420–1423.
- Váczi, O., Katona, K. & Altbäcker, V. (1996): A bugacpusztai ürgepopuláció tér- és időbeli mintázata. – *Vadbiológia* **5**: 141–148.

- Váczi, O., Katona, K. & Altbäcker, V. (1997): Spatial and temporal pattern of activity in susliks. – *Advances in Ethology* **32**: 75.
- Wecker, S. C. (1964): Habitat selection. – *Sci. Am.* **211**: 109–116.

Suslik populations of Hungarian grassy airports

O. Váczi & V. Altbäcker

Department of Ethology, Eötvös Loránd University
H-2131 Göd, Jávorka S. u. 14, Hungary
E-mail: voli@ludens.elte.hu

Abstract: Small environmental fluctuations can cause drastic changes in the equation of population dynamics of a species with low ecological tolerance. To follow the population dynamics of an indicator species we can monitor the ecological status of their environment. Because of its good observability, and having low ecological tolerance, suslik (*Spermophilus citellus*) is one of the best indicator species of short grass steppe in Central and Eastern Europe.

We surveyed Hungarian grassy airports using questionnaires method to obtain information about the density and significance of the local suslik populations. We do not think that we can get exact information with this method without any control, but this can be useful to obtain draft preliminary data. In our results, 77% of Hungarian grassy airports have the suslik population in it; the estimated average density is 6.2 (SD = 5.65), which seems consistent with our earlier experiences. According to our surveyed parameters, all of the 22 airports would be suitable for suslik habitat, and perhaps because of geographical and historical causes, we found some suslik free airports. Huge numbers of burrow entrances can be dangerous for airplane activity in grassy airports, so airport stuff do not welcome the dense suslik populations. There are no conflicts under 4 individuals/hectare.

Large plains with low vegetation such as grassy airports, are ideal for suslik populations but burrow entrances can be dangerous for airplane activity. This problem can be solved by removing animals from the dense population and transferring them to suitable areas. With this management, we could keep stable suslik populations in relatively low density at the airports and give refuge for this endangered species in Hungary.

Key words: European suslik, habitat, grassy airports, indicator species, conservation, ecology, survey using questionnaire

Hozzászólás – Lengyel Szabolcs: „Kitekintés a vízlépcsők szakirodalmára” című cikkéhez*

Hajósy Adrienne

MTA Szigetközi Munkacsoport

A figyelemreméltó, sok információt közlő cikk egy sajnálatos tévedést sugall. A vízlépcsők hatásainak áttekintése 63 cikk alapján készült, a szerző szerint a cikkek forrásul szolgáló interneten „a keresés az 1990-es évek tudományos cikkeire vonatkozóan teljesnek mondható”. Emiatt a bevezetőben tett megállapítása, miszerint „egy cikk sem foglalkozott a bős-nagymarosi építkezések következményeivel” úgy is érthető, hogy erről a magyar szempontból nagy fontosságú kérdéskörrel nincsenek hozzáférhető tudományos ismeretek.

Ez természetesen nincs így. A bősí vízlépcső működtetésének az élővilágra gyakorolt hatásairól számos könyv, cikk készült, melyek közül sok az interneten is fellelhető. Idézem az Environmental Defense Fund Worldwide honlapján (www.edf.org) is közzétett „Dams around the World” című kiadvány bevezető mondatait:

„Nearly every river on Earth has been dammed by humans. There are an estimated 800000 small dams, 40000 large dams, and more than 300 major dams worldwide. These dams have global impacts, including the widespread loss of wetlands, the decline of fish stocks, and the forced resettlement of tens of millions of people.

At this writing hundreds of dams are proposed and under construction in all parts of the world, but the public hears of only a few, mostly in a local context. With the information available here EDF hopes to shed light on the environmental, social, and economic impacts of some of these infrastructure projects – both as local and global issues. EDF has compiled information about 50 dams around the world.”

A honlapon a kiemelten jelentős hatású 50 nagy gát között a bősí vízlépcső is szerepel.

Az MTA Szigetközi Munkacsoport által végzett kutatások eredményei (magyarul és angolul) megtekinthetők a Danube Dam Group honlapján ([origo.hnm.hu/danube dg](http://origo.hnm.hu/danube_dg)), ahol évről évre közzéteesszük a kutatók szigetközi munkájáról készült beszámolókat is. A könyv formában legutóbb megjelentetett kiadvány címe: MTA Szigetközi Bizottság (Láng, I., Banczerowski, I., Berczik, Á. (eds)): *Studies on the Environmental State of the Szigetköz after the diversion of the Danube*, Budapest, 1997, 130 pp.

* Természetvédelmi Közlemények 7: 19–32, 1998.

Válasz Hajósy Adrienne hozzászólására

Lengyel Szabolcs

*Kossuth Lajos Tudományegyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék
4032 Debrecen, Egyetem tér 1.*

Először is, szeretném megköszönni Hajósy Adrienne cikkemhez írott hozzászólását. A hozzászólásban az érdeklődő örömmel fedezhet fel több, a Bős-Nagymarosi vízlépcsővel foglalkozó WWW (World Wide Web) helyet, melyekből rengeteg további értékes információra lehet szert tenni.

Másodsorban, a cikkemben említett keresés tárgya két, az Internet segítségével (is) elérhető adatbázis, a BasicBIOSIS és a BiolAgrIndex volt. Ezen adatbázisok a legfontosabb referált (azaz csakis a pályatársak által, legtöbbször anonim módon bírált cikkeket megjelentető) folyóiratokban publikált tudományos cikkek bibliográfiai adatait tartalmazzák. Az adatbázisok többféle formában (pl. nyomtatott periodikákban, CD-ROM-on stb.) kereshetők a megfelelő könyvtárakban, az Internet ebben az összefüggésben pusztán az adatbázisok elérésének útvonalaként funkcionált. A keresés azonban nem ölelte fel az Internet másik szolgáltatását, a hozzászólásban említett WWW oldalait, ezért a Weben közzétett információk nem szerepelhettek a cikkben. A cikk végén tett észrevétel, miszerint mindössze egy cikk foglalkozott a bősi vízlépcsőépítés biológiai hatásaival és az sem magyar első szerző tollából származott, így nyilvánvalóan csak a két adatbázisban szereplő rangos, referált folyóiratokra vonatkozik.

Mivel a bősi vízlépcső a világ kiemelten jelentős hatású 50 nagy gátja között szerepel, mint az Hajósy Adrienne hozzászólásából kitűnik, talán még szomorúbb a kép, hogy egyetlen „kőkeményen tudományos” írás sem jelent meg a fent említett lapokban, mely ezzel a vízlépcsővel, ennek hatásaival foglalkozott volna. El lehet képzelni, hogy a vízlépcsőépítés kapcsán folytatott és ma is folyó vitában egy vagy néhány, rangos tudományos folyóiratban megjelent publikáció mennyit segíthet(ett volna). Talán még nincs késő...

Szaksztályi krónika 1998. október – 1999. december

Szaksztályunk életében fontos esemény volt az 1998. október 8-án megtartott tisztségviselő- és vezetőségválasztás. A szaksztály új vezetősége a következő:

Elnök: dr. Demeter András (Természetvédelmi Hivatal, Természetmegőrzési Főosztály)

Alelnök: dr. Puky Miklós (MTA ÖBKI Magyar Dunakutató Állomása)

Titkár: dr. Báldi András (MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport)

Jegyző: Újvári Beáta (Magyar Természettudományi Múzeum Állattára)

Vezetőségi tagok: dr. Bajzáth Judit, Fűri András, dr. Forró László, Nagy Szabolcs, dr. Seregélyes Tibor, prof. Simon Tibor, dr. Standovár Tibor, Stollmayer Ákosné

Mint látható, az új vezetőség összetétele a természetvédelem és konzervációbiológia sokszínűségét tükrözi vissza mind a tanulmányozott élőlények (zooplankton specialistától a vegetációtérképezőig), mind a foglalkozások (kutató, természetvédelmi szakember, pedagógus) területén.

A jelen krónika időszakának másik fontos eseménye volt, hogy 1998 végén megjelent a *Természetvédelmi Közlemények* legújabb kötete, a korábbi számoknál nagyobb terjedelemben, 13 cikkel (beszerezhető: MBT, Budapest, Fő u. 68. 1027, T: 2016484).

Az alábbi rendezvényekre került sor 1998 és 1999 decembere között:

1998. október 8.

Beszámoló az elmúlt négy évről

Az új vezetőség megválasztása

Kovács Tibor és dr. Kiss István: Gödöllő környéki vizes élőhelyek kételtű állományainak diverzitás vizsgálata

Schád Péter, dr. Puky Miklós és dr. Kiss István: Kételtű faunisztikai vizsgálatok a Naplás-tó Természetvédelmi Területen

Eredményhirdetés a vezetőség megválasztásáról

Dr. Korsós Zoltán: Széchenyi Zsigmond nyomában Kelet-Afrikában

1998. november 26.

Újvári Beáta: Az aktív természetvédelem egy követendő példája: az angliai Herpetological Conservation Trust

Bakó Botond és Gál Izora: Élőhelypreferencia vizsgálatok és védelmi koncepciók a Naszály pelepopulációinak esetében

Szövényi Gergely és dr. Nagy Barnabás: Orthoptera-faunisztikai meglepetések a Körös-Maros NP területéről

1999. január 28.

Jordán Ferenc: Kulcsfajok szerepe trofikus hálózatokban

Krausz Krisztina és Pápai János: Külső háttérváltozók hatása kunhalmok Orthoptera együtteseinek szerkezetére

Mihók Barbara: Feketefenyő állományok természetvédelmi szempontú vizsgálata és erdészeti kezelésének lehetőségei dolomiton

1999. március 4.**A Duna–Ipoly Nemzeti Park bemutatása**

Dr. Szabó Sándor: A Duna–Ipoly Nemzeti Park kialakítása és fontosabb feladatai

Metzger Júlia: A természeti értékek megőrzésének feltételei a Szentendrei-szigeten

Füri András: Vizes élőhelyek rehabilitációja

1999. április 8.**A Magyar Természettudományi Múzeum új kiállításainak megtekintése**

Dr. Pálffy József: Bevezető a „Kihalások” című kiállításához

Dr. Báldi András: Bevezető a „Hová tűnt a sok virág? Fedezd fel a természet sokféleségét!” című kiállításához

A két kiállítás megtekintése

1999. május 13.**A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME) bemutatkozása**

Haraszthy László: Az MME természetvédelmi tevékenysége

Szabó Balázs: Az MME Fontos Madárélőhelyek (IBA – Important Bird Areas) programja

Dr. Szép Tibor: Madármonitorozás az MME-ben: modell az országos léptékű biodiverzitás monitorozáshoz

Dénes Péter: Élőhely-védelem – élőhely-vásárlás

1999. szeptember 17.

(A Fővárosi Állat- és Növénykerttel és az Alapítvány a vidrákért szervezettel közösen rendezett ülés a Fővárosi Állat- és Növénykertben)

Emlősvédelmi fórum

Dr. Persányi Miklós: Megnyitó

Dr. Demeter András: Hazánk emlősfajainak védelme a hatályos jogszabályok tükrében

Dr. Horváth Győző: A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszerről, különös tekintettel az emlősfajokra

Dr. Persányi Miklós: Az állatkertek szerepe emlősfajok védelmében

Molnár Zoltán: A denevérvédelem hazai tapasztalatairól

Karcza Zsolt: A hód-visszatelepítési program tapasztalatairól

Sándor István: Van-e helye a vadlovaknak az európai kontinensen – egy fajt megmentettünk a kipusztulástól, de hogyan tovább?

Gera Pál: A vidravédelem hazai tapasztalatairól

Gera Pál: Zárszó

1999. október 28.

Báskay Imre: Vizek toxicitásának vizsgálata mikrobiotesztekkel (Daphtox, Thamnotox, Protox, Algaltox és ToxAlert bemutatásával)

Jordán Ferenc: Megbízhatóságelméleti szempontok ökológiai folyosók tervezésében

Dr. Pethő Ágnes: Bioszférarezervátumok válaszüton

1999. december 16.

Molekuláris technikák alkalmazásának lehetőségei a természetvédelemben

Dr. Pecsénye Katalin: Természetes populációk genetikai variabilitásának monitorozása: lehetőségek és korlátok

Dr. Lakatos Ferenc és Stauffer, Christian: A betűzőszú posztglaciális elterjedése Európában

Dr. Bordács Sándor: Védett növényfajok származásának ellenőrzési lehetősége RAPD módszerrel

Dr. Forró László: Az enzimpolimorfizmus vizsgálata a kerekfejű vízibolha (*Moina brachiata*) hazai populációiban

Papp Tibor, dr. Gubányi András és dr. Harrach Balázs: Mikroszatellit vizsgálatok a patkányfejű pocok (*Microtus oeconomus*) hazai populációiban

Összeállította: dr. Báldi András (titkár)

A hetvenes évek végén, nyolcvanas évek elején kialakult egy olyan új tudományág, mely számos, jól kidolgozott elméleti háttérrel és/vagy gyakorlati tapasztalatokkal rendelkező tudományágot integrált abból a célból, hogy a biológiai sokféleség pusztulását megakadályozza. Mindezt olyan „altruista” felfogással, melyben az evolúciós folyamatok megőrzése a cél, nem pedig a saját, emberi civilizációnk fejlődése, és a természet még hatékonyabb kihasználása. Az új tudományág neve angolul *conservation biology* lett, melyet magyarítva konzervációbiológiának, vagy magyarul természetvédelmi biológiának nevezhetünk. A kialakulás éveit a fellendülés követte, majd a kilencvenes évek elejére érett meg az idő az összefoglaló, egyetemi tankönyvi szintű munkák írásának. Az első ilyen munka Richard Primack műve (*Essentials of Conservation Biology*, 564 oldal), 1993-ban jelent meg. A következő években már több kiadó is megjelentette a saját tankönyvét (például Meffe és Carroll (1994): *Principles of conservation biology*, Sinauer Ass. Inc., 600 oldal, vagy Caughley és Gunn (1996): *Conservation biology in theory and practice*, Blackwell Science Inc., 459 oldal). Így örvendetes, hogy a természetvédelmi biológia terén az első angol tankönyvekkel lényegében egy időben megjelent magyarul is e fontos, és dinamikusan fejlődő tudományág egyetemi képzését segítő könyv (vö. állatökológia). A fenti angol könyvekkel összevetve Margóczi Katalin könyvét, az első ami feltűnik... Hmm. Hol is van? Aha, itt van a többi között. Csakugyan, az angol könyvekhez képest, míg azok sok száz oldalas, méretes darabok (képelem a diákok miket gondolhatnak róluk), a „Természetvédelmi biológia” a maga 108 oldalával eltörpül. Szerencsére ez a tartalmat tekintve nagyrészt nem jelentkezik, azaz a fontos dolgok megtalálhatóak benne, még ha csak röviden is, ideértve például a metapopulációs modelleket, az élőhely rekonstrukciót, az értékelési rendszereket, vagy a tudományág kialakulásának történetét. Amit hiányolok a könyvből, az a populáció- és evolúciógenetika bővebb kifejtése. E területek elmélete alaposan kidolgozott, és a természetvédelmi biológia kialakulásában és fejlődésében kulcsszerepet játszott a kis populációk genetikájának alkalmazása a gyakorlati természetvédelmi problémákra (genetikai sodródás, beltenyésztéses leromlás stb.). Magyarországon ebben a tekintetben még jelentős az elmaradás, mert bár sok fajra van komoly természetvédelmi kutatás, a genetikai oldal, például a heterozigótáság mértékének vizsgálata, még csak csírájában jelent meg. Ezért itt a bővebb kifejtés talán elősegíthette volna a konzervációgenetika hazai elismertségét.

Végeredményben egy olyan rövid, gyors áttekintést nyújtó, bizonyos mértékig a hazai viszonyokra alkalmazott és példákkal ellátott mű jelent meg, melynek minden természetvédelmet komolyan vevő ember számára van mondanivalója.

Dr. Báldi András

Útmutató a Természetvédelmi Közlemények szerzői részére

A kiadvány a környezet- és természetvédelemmel kapcsolatos, tudományos igényességgel megírt eredeti, magyar nyelvű cikkeket közöl, évente egy kötetben. Szigorúan műszaki, ipari, jogi vagy filozófiai fejtegetések nem kerülnek közlésre. A nyelvezet helyességét, a tudományos színvonalat a szerkesztőbizottság mellett felkért referensek, lektorok bírálják el.

Egy-egy kézirat terjedelme lehetőleg ne haladja meg a 40 000 leütést (kb. 20 hagyományos kézirati oldal).

Állat- és növénynevek esetében kérjük az első említés alkalmával a faj latin nevét, leíróját és a leírás évét is megadni.

A táblázatok esetében is vegyük figyelembe az oldaltükör ($12,6 \times 18$ cm) méretét, kerüljük a túl széles (túl sok oszlopból álló) táblázatokat! Szóközöket ne használjanak a táblázatok kialakításához.

Közlésre csak jó minőségű, kontrasztos, fekete-fehér, olvasható méretű jelekkel ellátott, világosan értelmezhető vonalas ábrák (dendrogramok, diagramok, képletek, térképek stb.), illetve fényképek fogadhatók el. Az ábrákon kerüljük a raszteres kitöltő minták alkalmazását, ehelyett inkább különböző sraffozásokat alkalmazunk, ha szükséges! Kerüljük az egyszerű torta-, kör- és oszlopdiaagramok alkalmazását is, melyeket lényegében azonos, táblázatos formával helyettesíthetünk! Kétdimenzióban ábrázolható diagramokat nem fogadunk el háromdimenziós ábraként. Kerüljük az ábrákba beillesztett szövegek, magyarázatok használatát, ezek helyett használjunk jeleket, és ezek kifejtését helyezzük el az ábraaláírásban. Az ábrák, fényképek mérete vagy aránya igazodjon az oldaltükörhöz ($12,6 \times 18$ cm). Az ábraaláírásokat, feliratokat, jelmagyarázatokat a közlemények végén külön listázva is kérjük elhelyezni!

Az illusztrációk összterjedelme lehetőleg ne haladja meg a közlemény terjedelmének 50%-át.

Az egyes közleményekben a következő alapszerkezet követését javasoljuk: cím, szerzők, szerzők címe (külön megjelölve a kapcsolattartó szerző pontos postai, fax és e-mail címét), élőfej javasolt szövege (nem lehet hosszabb 50 karakternél, beleértve a szóközöket is), összefoglaló (max. 10 sor, irodalmi hivatkozások nélkül), kulcsszavak (max. 8), bevezetés (témakijelölés, témaindoklás, előzmények stb.), anyag és módszer, eredmények, megvitatás, köszönetnyilvánítás, irodalomjegyzék, valamint angol nyelvű cím, összefoglaló és kulcsszavak.

Használjunk SI mértékegységeket.

A szövegek közötti hivatkozásokat (a cikkben nem idézett forrásokat töröljük az irodalomjegyzékből) az alábbi példák szerint használjuk: Bridson & Forman (1992) ... vagy ... (Bridson & Forman 1992), kettőnél több szerző, illetve szer-

kesztő esetén pedig Pécsi *et al.* (1958) ... Több, egymást követő hivatkozást az alábbi módon adjunk meg: (Bridson & Forman 1992, Pécsi *et al.* 1958).

Példák a hivatkozások irodalomjegyzékbeli formázására.

Könyvek esetén – Bridson, D. & Forman, L. (eds) (1992): *The herbarium handbook*. – Royal Botanic Gardens, Kew, 303 pp.

Könyvrészletek esetén – Zólyomi, B. (1958): Budapest környékének természetes növénytakarója. – In: Pécsi, M., Marosi, S. & Szilárd, J. (szerk.): *Budapest természeti képe*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 511–642.

Folyóiratok esetén – Norrbom, A. L. & Kim, K. C. (1985): Taxonomy and phylogenetic relationships of *Copromyza Fallén* (s. s.) (Diptera: Sphaeroceridae). – *Ann. Entomol. Soc. Am.* **78**: 331–347.

A fentiekén túl az irodalomjegyzékben más formázást ne használjunk!

A folyóirat tematikájához illeszkedő könyvismertetéseket szívesen látunk. Itt az összes bibliográfiai adatot kérjük feltüntetni (szerző, szerkesztő, teljes cím, kiadás éve, kiadó neve, ISBN ill. ISSN szám, terjedelem, (ha az adathordozó nem papír, akkor kérjük megadni annak típusát, pl. CD, hanglemezzel, video stb.), hozzáférhető árát. Amennyiben egy kiadvány nem nyilvános terjesztésű, akkor a beszerezhetőség forrását is kérjük megadni.

A kéziratok leadása és elbírálása folyamatos. A kéziratokat 2 példányban, dupla sorközzel kinyomtatva kérjük benyújtani. A cikket és ábrákat, ha számítógéppel készültek (TIF, CDR, HPGL, JPG, GIF stb. formátumban) kérjük számítógépes formában is kérjük eljuttatni a szerkesztőség címére mágneslemezen, vagy e-mailen (attachmentként) az alábbi címre:

Magyar Természettudományi Múzeum

1088 Budapest, Baross utca 13.

E-mail: perego@zoo.zoo.nhmus.hu vagy acta@bot.nhmus.hu).

A kísérőlapon adja meg a használt programok nevét és verziószámát. Szövegfájlokat, ha lehet, Winword 2.0-s vagy 6.0-s verzióban küldje be.

A bekezdések előtt semmiképpen se használjunk szóközöket vagy tabulátorokat, behúzáshoz (beütés) használja a szövegszerkesztő indent utasítását. Formázó utasításokat ne használjon, kivéve a latin fajnevek esetében (dőlt betű). Gondolatjelek helyett és számok között használjon két kötőjelet.

Felhívjuk figyelmüket, hogy csak formai és tartalmi szempontból megfelelő cikkeket van módja a szerkesztőbizottságnak elfogadnia.

Az elfogadott, esetleges javításokon átesett kéziratok hasábkorrektúrára visszakerülnek a szerzőkhöz.

További útmutatásért, illetve tájékoztatásért, valamint a szerkesztéssel kapcsolatos egyéb problémákkal forduljanak közvetlenül a technikai szerkesztőkhöz (Peregovits László és Lőkös László).

