

A stylized, light green illustration of a tree with dense foliage, positioned on the left side of the cover, partially behind the main title text.

Természet- védelmi közlemények

Magyar
Biológiai Társaság
Budapest

10

2003

TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK

10. ÉVFOLYAM

A Magyar Biológiai Társaság
Környezet- és Természetvédelmi
Szakosztályának közleményei



Budapest, 2003

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)

A „Kiskunsági Szikes Tavak” tanulmányokat szerkesztette:
Forró László

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

© Magyar Biológiai Társaság
1027 Budapest, Fő u. 68.

Megjelent: 2003. december 29-én

Tördelés: Pars Kft., Budapest
Nyomás: Mondat Kft, Budapest

Tartalomjegyzék

Báldi András: Községek egymásba ágyazottsága élőhelyszigeteken: alapok és természetvédelmi alkalmazások	5
Halbritter András, Csontos Péter, Tamás Júlia és Anton Attila: Dolomitsziklagepek és feketefenyvesek talajainak összehasonlító vizsgálata	19
Cseresnyés Imre, Bózsing Erika és Csontos Péter: Erdei avar mennyiségének változása dolomitra telepített feketefenyvesekben	37
Mojzes Andrea: A tollas szálkaperje (<i>Brachypodium pinnatum</i> (L.) Beauv.) és az általa dominált félszáraz gyeptársulások jellemvonásai Nyugat-Európában és hazánkban	51
Bérces Sándor: Futóbogár-közösségek (Coleoptera: Carabidae) természetvédelmi célú vizsgálata a Dráva mentén	73
Sár József, Dudás György és Merkl Ottó: A négyfoltos pattanóbogár, <i>Ampedus quadrisignatus</i> (Gyllenhal, 1817) Magyarországon (Coleoptera: Elateridae)	85
Péchy Tamás és Halpern Bálint: A rákosi vipera (<i>Vipera ursinii rakosiensis</i>) gyóni élőhelyén a vízszint alakulása 1999. november és 2000. május közötti időszakban és ennek feltételezett hatása a terület viperaállományára	93
Legány András: Avifauna változások alföldi ültetett erdőkben	101
Horváth Győző, Molnár Dániel és Nagy Tibor: Gyöngybagolyköpetekből kimutatott kismeslősök közösségeinek vizsgálata a vadászterületek foltelemzésével	111
Boldogh Sándor, Kovács András és Szabó Balázs: Szárazföldi gerincesek fajvédelmi kezelési terveinek tartalmi elemei	131

Tanulmányok a „Kiskunsági Szikes Tavak” állapotfelméréséről

Boros Emil: Előszó	151
Schmidt Antal: Kiskunsági szikes tavak (KNP II) összehasonlító vízkémiai vizsgálata	153
Fehér Gizella és Schmidt Antal: Kiskunsági szikes tavak (KNP II) algológiai vizsgálata	163
Fehér Gizella: Szikes területek vizeinek Desmidiales flórája	177
Vörös Lajos és V.-Balogh Katalin: Fotoautotróf pikoplankton Duna–Tisza közi szikes tavakban	185
Tóth Tibor, Kuti László és Fügedi Ubul: Havonkénti vizsgálatok a Zab-szék mellett. A tóvíz, talajvíz, talaj, növényzet időbeli változásai	191
Füzy Anna, Biró Borbála és Tóth Tibor: Növény–mikroba kölcsönhatások és néhány talajtulajdonság közötti összefüggés hazai szikeseken	207
Papp Beáta: A Fülöpszállás környéki szikes tavak mohafiórájának állapotfelmérése	217
Szabó András: Protozoológiai (Protozoa, Ciliata) vizsgálatok a Fülöpszállás–Szabadszállás környéki szikes kisvizekben (1998–1999)	229
Forró László: A Fülöpszállás–Szabadszállás környéki szikes vizek rákfaunája	241
Andrikovics Sándor és Murányi Dávid: Zoobentosz együttesekről a Szabadszállás–Fülöpszállás környéki fehér szikes vizekben	251
Szabó Sándor: Két évtized a Felső-Kiskunság szikes vizeiben élő Molluscák kutatásában	273
Boros Emil: Vízimadár populációváltozások és környezeti okai a Kiskunsági Nemzeti Park szikes tavain és mocsarain (KNP II. sz. területének térségében)	289
Szakosztályi krónika, 2001 január–2003 május	313

Contents

Báldi, A.: Nestedness of communities in habitat islands: basics and applications	5
Halbritter, A., Csontos, P., Tamás, J. and Anton, A.: Pedological comparisons of dolomite rock grasslands and Austrian pine plantations	19
Cseresnyés, I., Bózsing, E. & Csontos, P.: Quantitative analyses of the litter under Austrian pine stands planted on dolomite hills	37
Mojzes, A.: Characteristics of the perennial grass <i>Brachypodium pinnatum</i> (L.) Beauv. and its semiarid grassland communities in Western-Europe and in Hungary	51
Bérces S.: Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) community studies for nature protection purposes at the floodplain of the river Dráva	73
Sár, J., Dudás, Gy. & Merkl, O.: <i>Ampedus quadrisignatus</i> (Gyllenhal, 1817) in Hungary (Coleoptera: Elateridae)	85
Péchy, T. & Halpern, B.: Soil water changes at the habitat of the Hungarian meadow viper (<i>Vipera ursinii rakosiensis</i>) and its effects on the viper population of the Gyón habitat	93
Legány, A.: Changes of avifauna in lowland planted forests	101
Horváth, Gy., Molnár, D. & Nagy, T.: Small mammal community analysis from Barn owl <i>Tyto alba</i> pellets, by patch analysis of hunting territories	111
Boldogh, S., Kovács, A. & Szabó, B.: The essential structural elements of conservation management plans for terrestrial vertebrate species	131

Studies on the sodic lakes of the Kiskunság National Park

Boros, E.: Foreword	151
Schmidt, A.: Comparing water chemical investigations of sodic ponds in the Kiskunság National Park (KNP II)	153
Fehér, G. & Schmidt, A.: Algological investigations of sodic ponds in Kiskunság (KNP II)	163
Fehér, G.: Desmidiáles flora of sodic waters	177
Vörös, L. & V.-Balogh, K.: Photoautotrophic picoplankton of the natron lakes in the Danube-Tisza Interfluve	185
Tóth, T., Kuti, L. & Fügedi, U.: Monthly observations at Zab-szék saline lake. Temporal changes of lake water and groundwater, soils and vegetation	191
Füzy, A., Biró, B. & Tóth, T.: Plant-microba interactions and the effect of some soil properties on salt affected areas	207
Papp, B.: Investigations on the bryophyte flora of saline-alkali lakes around Fülöpszállás (Central Hungary)	217
Szabó, A.: Recent protozoological investigations of small alkaline wetland patches in Fülöpszállás-Szabadszállás area	229
Forró, L.: The microcrustacean fauna of the sodic waters in the vicinity of Fülöpszállás-Szabadszállás	241
Andrikovics, S. & Murányi, D.: Zoobenthic assemblages in white sodic waters near Szabadszállás-Fülöpszállás (Hungary)	251
Szabó, S.: Aquatic Mollusca of the sodic waters in the Upper Kiskunság	273
Boros, E.: Waterbird population changes and their environmental reasons on sodic lakes of the Kiskunság National Park	289
Society chronicle, January, 2001 – May, 2003	313

Közösségek egymásba ágyazottsága élőhelyszigeteken: alapok és természetvédelmi alkalmazások

Báldi András

*MTA–MTM Állatökológiai Kutatócsoport
Magyar Természettudományi Múzeum
1083 Budapest, Ludovika tér 2. E-mail: baldi@nhmus.hu*

Összefoglaló: A közösségi ökológia egyik fontos területe a szigetek fajösszetételének kialakulásával, illetve prediktálhatóságával foglalkozik. Számos esetben leírták az úgynevezett egymásba ágyazott mintázatot, amikor az egyes szigetek fajkészlete tartalmazza a fajszegényebb szigetek fajait, illetve a rajtuk megtalálható fajok a fajgazdagabb szigetekeken is előfordulnak. Egy, az internetről letölthető program segítségével könnyen kvantifikálható az egymásba ágyazottság, illetve az ezt legjobban sértő fajok és szigetek. Ezek alapján következtetni lehet az egymásba ágyazottságot kialakító mechanizmusokra, azaz a szigetvilág, vagy éppen rezervátumhálózat fajkészletének kialakulásáért felelős hatásokra. Ezek ismerete pedig a megőrzést nagymértékben elősegítheti. Ezenkívül az egymásba ágyazott mintázatot sértő fajok, illetve szigetek azonosítása az esetleges specialista fajokra, illetve speciális élőhelyeket tartalmazó szigetekre irányíthatja a figyelmet.

Kulcsszavak: közösségi ökológia, fajösszetétel, ökológiai izolátumok, rezervátumhálózat

Bevezetés

A közösségek szerkezetének leírása és megértése az ökológia kezdetei óta az érdeklődés középpontjában áll, és jelenleg is a legfontosabb vizsgálati témák közé tartozik (Elton 1927, Moskát 1991, Southwood 1996, Fekete 1998, May 1999, Thompson *et al.* 2001, Jordán *et al.* 2002). E vizsgálatok igen jelentős előrehaladását tette lehetővé a szigetek közösségeinek összehasonlító vizsgálata, melynek legismertebb eredménye a szigetbiogeográfia (MacArthur & Wilson 1963, 1967, Whittaker 1998), illetve az ennél tágabb fajszaám–terület összefüggés, mely mindmáig az egyik legmarkánsabb közösségi mintázat (Rosenzweig 1995, May 1999). A szigetek mint „természetes laboratóriumok”, egyszerűsített képet mutatnak a kontinentális közösségeket formáló hatások sokféleségéhez képest (Whittaker 1998).

Az alaptudományokon túl, az élőhelyek pusztulása és feldarabolódása, azaz fragmentálódása következtében (pl. Báldi 1996, Standovár & Primack 2001) a valódi szigetekeken megfigyelt törvényszerűségek élőhelyszigeteken való gyakorlati alkalmazásának igénye egyre nőtt. Milyen útmutatók adhatók az alapökológia „fegyvertárából” a biodiverzitás pusztulásának megállításához, vagy tovább pon-

tosítva a kérdést, a hazai védett területek, mint élőhelyszigetek közösségeinek a megőrzéséhez? Jelen dolgozat célja nem egy teljes áttekintés adása az idevágó, legtöbbször a gyakorlatban alkalmazhatatlan cikkekről, hanem egy szűkebb terület, a szigetek fajkompozíciójának, azaz fajösszetételének jellemző mintázatainak vizsgálata, illetve az ez alapján adható gyakorlati útmutatók és ezek buktatóinak ismertetése.

Közösségi ökológia szigetekeken

Közösségek leírásának három fő területe van, melyek a szigetekre vonatkozóan a következők: fajszaám–terület összefüggés, abundancia–terület összefüggés, és a fajösszetétel (Worthen 1996). A jelen tanulmányban vizsgálandó fajösszetétel esetében az első kérdés, hogy sztochasztikus, azaz véletlenszerű-e a fajkészlet egy-egy szigeten, avagy nem (Whittaker 1992, 1998). A véletlenszerű fajösszetételt a híres mangrove szigetek defaunálása során végzett vizsgálatokkal igazolta Simberloff és Wilson (1969). A determinisztikus mintázatot a szintén klasszikusnak számító sakktábla-mintázattal igazolta Diamond (1975). Szintén determinisztikus mintázatot mutatott ki Patterson és Atmar (1986), mely azonban pont ellentétes a sakktábla-mintázattal. Ez a közösségek egymásba ágyazottsága, melyről részletesen lesz szó. Míg a sakktábla-mintázatban a predikció úgy működik, hogyha az egyik faj jelen van, akkor a másik nem található meg egy szigeten, az egymásba ágyazottság pont az együttes előfordulásokon alapul. Értékeljük azonban a két klasszikus mintázatot: Simberloff és Wilson (1969) eredményének az általánosíthatósága korlátozott, lévén igen erős mesterséges behatás érte a vizsgált szigeteket (defaunálás). A sakktábla-mintázat érvényességét pedig mások kétségbevonták nem megfelelő statisztikai elemzések miatt (Connor & Simberloff 1979, Gotelli *et al.* 1997), illetve az ellenőrizhetetlenség miatt, az alapadatok ugyanis nem lettek teljes egészében publikálva, így az eredeti elemzés nem volt megismételhető (Gotelli *et al.* 1997). Wright *et al.* (1998) az irodalomban talált 279 olyan mátrixot, ahol fajok előfordulásai voltak megadva szigetekeken, és amelyek rendkívül sokfélék voltak vizsgálati helyet és objektumot tekintve. Bár függött az alkalmazott módszertől, az egymásba ágyazottságot (nestedness) a legtöbb esetre ki lehetett mutatni. A kivételek főleg a kísérletekben használt szigetvilágokhoz tartoztak (pl. defaunálás, immigráció megakadályozása kerítéssel stb.). Az azóta megjelent esetek is igazolták (bár kivételek voltak) az egymásba ágyazottság széles körű elterjedtségét a legkülönbözőbb taxonokra korallszirti halaktól rovarparazitoidokon át madarakig (pl. Honnay *et al.* 1999, McLain & Pratt 1999, Sfenthourakis *et al.* 1999, Cornelius *et al.* 2000, Kisbenedek & Báldi 2000, Kruess & Tscharnkte 2000,

Millien-Parra & Loreau 2000, Bánszegi *et al.* 2000, Ganzhorn & Eisenbeis 2001, Hadly & Maurer 2001, Schmera 2001, Taylor & Warren 2001).

(Álljon itt egy idekapcsolódó érdekes közösségökológiai probléma: mint látjuk, az egymásba ágyazottság széles körben elterjedt a természetben. Csakhogy egy egész új tanulmány szerint a sakktábla-mintázat is általánosan elterjedt (Gotelli & McCabe 2002), ami pedig egy ellentétes mintázatot jelent. Ez olyannyira igaz, hogy ugyanaz a mátrix is lehet egyszerre egymásba ágyazott és mutathat sakktábla-mintázatot is, mindkettőt erősen szignifikánsan (Báldi *et al.* in prep.). Valószínűsíthető, hogy a két módszer eltérő érzékenységgű, és az egymásba ágyazottságban megfigyelhető „zaj”-ban jelenik meg a sakktábla-mintázat.)

Egymásba ágyazottság meghatározása és vizsgálatának módszerei

Egymásba ágyazottságnak nevezzük azt a mintázatot, amikor egy sziget fajkészlete megtalálható a nála nagyobb sziget fajkészletében, illetve tartalmazza a kisebb szigetek fajkészletét (1. ábra; Patterson & Atmar 1986, Cutler 1994). A ritka fajok eszerint elsősorban a nagy fajgazdagságú helyeken fordulnak elő. Ez a mintázat tulajdonképpen prediktálható fajelőfordulásokat jelent a szigeteken, így Darlington (1957) tekinthető az elmélet előfutárának. Figyelembe kell venni, hogy az egymásba ágyazottság vizsgálatakor az egyes minták fajszámát vesszük figyelembe, nem a területet (Whittaker 1998). Mivel azonban a fajszám és a terület általában korrelál (Rosenzweig 1995), a ritka fajok a nagyobb területeken fordulnak elő (de lásd Honnay *et al.* 1999). Az egymásba ágyazottságot a fajok $\times$ szigetek prezencia-abszencia bináris (1, 0) mátrixon vizsgálják (1. táblázat).

A közösségi ökológia alapvető problémája mind a mai napig, hogy a megfelelő, és megfelelően tesztelhető null-hipotézisek megfogalmazása nehéz (pl. Gotelli & Graves 1996). Igaz ez az egymásba ágyazottságra is, ahol a megfelelő



1. ábra. Egy tökéletesen egymásba ágyazott, 4 szigetből és 6 fajból álló hipotetikus szigetvilág

1. táblázat. Egy tökéletesen egymásba ágyazott, 4 szigetből és 6 fajból álló hipotetikus szigetvilág megjelenítése prezencia-abszencia mátrixban

Fajok	A	B	C	D	E	F
Sziget1	1	1	1	1	1	1
Sziget2	1	1	1	1	1	
Sziget3	1	1	1			
Sziget4	1					

randomizálás, illetve standardizálás okoz problémát (pl. Cook & Quinn 1998, Sanderson *et al.* 1998, Johnsson 2001). Az első eljárások már lényegében eltűntek (RANDOM0 és RANDOM1, Patterson & Atmar 1986), részben a kritikák (Andrén 1994), részben az újabb módszerek miatt (lásd később). A random null-modell vizsgálata mellett létező eljárások alkalmazására, és egyszerű metrikák megalkotására is több próbálkozás volt, melyekről Cutler (1994) nyújt áttekintést. Az egymásba ágyazottság kvantifikálására alkalmazták például a Mann-Whitney U tesztet, vagy logisztikus modelleket (lásd bővebben: Cutler 1994). Igen fontos a kétmintás Wilcoxon rang teszt, mellyel az egyes fajok egymásba ágyazottságát lehet statisztikailag értékelni (Simberloff & Martin 1991). Direkt egymásba ágyazottságot mérő indexek közül Patterson & Atmar (1986) N indexe volt az első, azonban ez csak azonos méretű mátrixok (azaz azonos sor és oszlopszám) összehasonlítását tette lehetővé. Már sokkal kedvezőbb tulajdonságúak voltak Cutler (1991), Wright & Reeves (1992), Atmar & Patterson (1993) és Brualdi & Sanderson (1999) indexei. Ezek közül Atmar & Patterson indexét ismertetem részletesen, melynek két oka is van. Az egyik, hogy ez a metrika az egyik legjobbnak tűnik az egymásba ágyazottságot mérő módszerek közül, mint azt Wright *et al.* (1998) áttekintésében kimutatta. A másik, hogy ellentétben a többi indexszel és eljárással, ez könnyedén elérhető, ingyenesen letölthető a világhálóról, három ezzel foglalkozó cikkel együtt (www.fmnh.org/research_collections/zoology/nested.htm). A program felhasználóbarát, magyarázatokkal tűzdelt, az általuk összegyűjtött majd háromszáz mátrixot is tartalmazza. Az 1997-ben íródott kritika is leginkább csak a mátrix méretének korlátait kifogásolta (Kelt 1997), de a mostani verzió már 64 000 cellás mátrixokat is tud elemezni. A szakirodalomban is széles körben elterjedt, a Web of Science szerint 2001-ben és 2002-ben is mintegy 15–15 cikkben alkalmazták a programot.

A „nestedness temperature calculator” program

A „nestedness temperature calculator” (Atmar & Patterson 1995) elméleti alapjait Atmar és Patterson (1993), valamint Patterson és Atmar (2000) fejt ki.

Megközelítésük szerint egy egykor összefüggő terület fragmentálódik, és az eltérő kihalási ráták miatt, melyek a maradványfoltok méretétől függenek, egymásba ágyazottság alakul ki. Ehhez négy feltételnek kell teljesülnie:

- eredetileg azonos élővilág legyen a később izolálódó élőhelyfoltokban,
- a foltok élőhelyei hasonlóak legyenek, és ne változzanak,
- ne legyen gradiens a régióban,
- a fajok izolációja azonos legyen a foltokban.

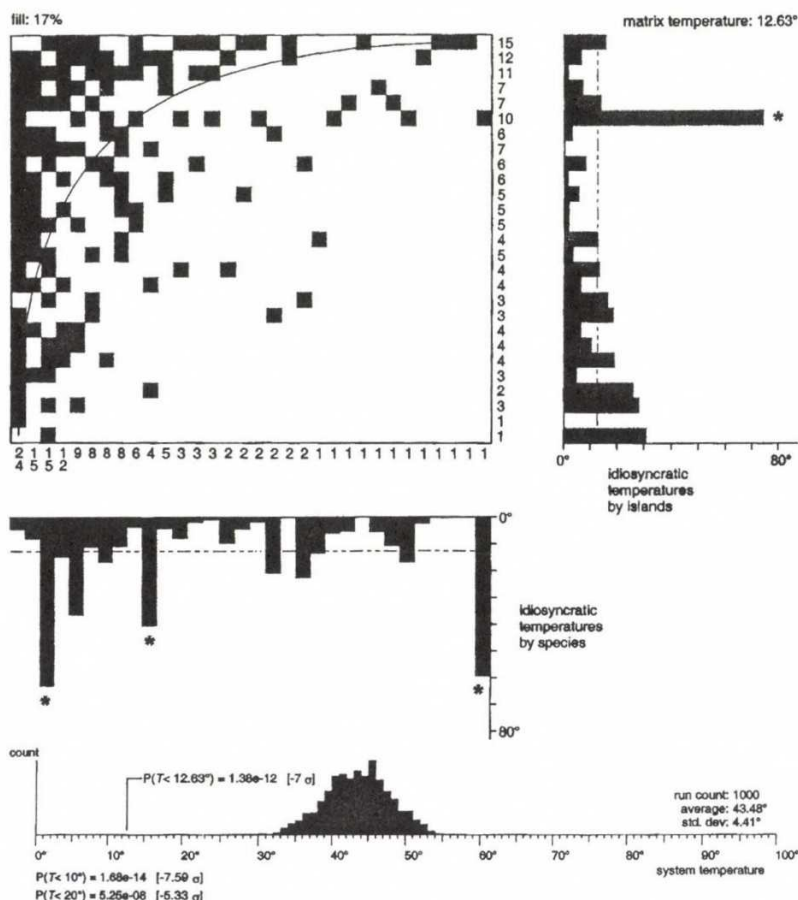
E feltételek Pattersonék többi eljárásaira is érvényesek, és természetesen nem mind és nem mindig érvényesülnek. Ez nem akadályozza az elemzések elvégzését, de az ökológiai értékelésnél figyelembe kell venni az előfeltételek esetleges sérülését.

Az eljárás során a szigetvilág prezencia–abszencia mátrixa átrendeződik egy maximálisan egymásba ágyazott mátrixba, ahol az egyes fajok előfordulásai természetesen nem változnak meg, de a prezenciák a mátrix bal felső sarkában, az abszenciák a jobb alsó sarkában tömörülnek. Ez a mátrixsorok cserélgetését jelenti. A metrika az egyes szigetekeken előforduló, nem várt jelenléteken és hiányokon alapul. A váratlanság vagy meglepetés a Boltzmann-féle entrópiának, azaz a hőnek felel meg, innen ered az eljárás neve, azaz az egymásba ágyazottság hőmérsékletének mérése. A váratlanságot a rendezett mátrixban a nem várt helyen levő prezenciák helyzete alapján kvantifikálja, végül egy 0-tól 100 fokig tartó skálán adja meg, ahol a 0 (hideg) a teljesen rendezett, a 100 (forró) a teljesen rendezetlen állapotot jelenti. Ez azonban csak akkor igaz, ha a mátrix 50%-ban telített, és négyzet alakú. Más esetekben a program biztosította Monte-Carlo szimulációk segítségével random mátrixok állíthatók elő, melyekhez a valós mátrix hőmérséklete, azaz egymásba ágyazottsága már közvetlenül viszonyítható. Én a Gurevitch *et al.* (1992) által használt „effect size”-nak megfelelő D indexet alkalmaztam az egymásba ágyazottság mérésére, mely a szimulált mátrixok átlaghőmérsékletének és a valós mátrix hőmérsékletének a különbsége osztva a szimulált mátrixok SD-jével (Báldi 2003).

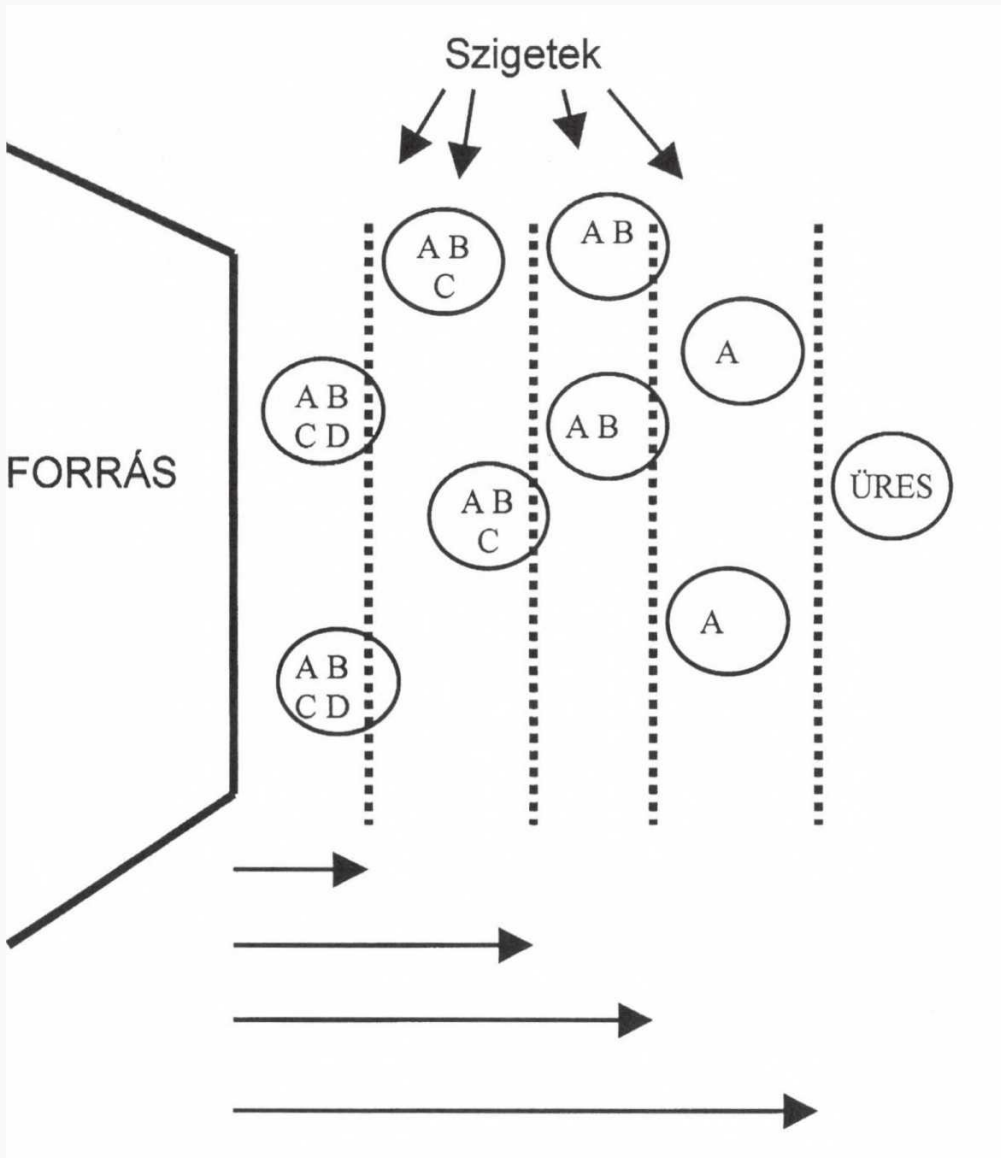
Egy másik hatalmas előnye is van a „kalkulátornak”. A szignifikáns egymásba ágyazottságot, mint már szó volt róla, széles körben kimutatták természetes rendszerekre. Az érdekes kérdés tehát nem mindig az, hogy egymásba ágyazott-e a vizsgált közösség, hanem hogy mely fajok, és milyen mértékben felelősek a váratlan prezenciákért, illetve mely szigetekeken van a vártnál több, illetve kevesebb prezencia (Simberloff & Martin 1991). A kiugró értékek (ún. idioszinkratikus fajok és szigetek) azonosítása a kalkulátorban lehetőség nyújt az okozati faktorok értékelésére is. A 2. táblázat egy példát mutat be.

Az egymásba ágyazottságot kialakító mechanizmusok

Az egymásba ágyazottság elterjedtsége a nem várt helyeken előforduló prezenciák vizsgálata mellett a mintázatnak a kialakításáért felelős faktorokra irányította a figyelmet. Az eredeti elképzelések szerint eltérő kihalások vezethetnek egy-



2. táblázat. A Nagy-Szénás és a Kutya-hegy 27 sztyepfoltjában 32 egyenesszárnýú faj előfordulása (fekete négyzetek), maximális egymásba ágyazottságnak megfelelően elrendezve (1992. júliusi minta). A mátrix hőmérséklete 12,63°, ami szignifikáns egymásba ágyazottságra utal, ugyanakkor a teltettsége mindössze 17%, alakja sem négyzet. Ezért a mátrixból 1000 random változatot állítottam elő a Nestedness Temperature Calculator program segítségével, melynek az átlaga $43,48 \pm 4,41$ lett. Annak az esélye, hogy egy véletlen mátrix hőmérséklete olyan hideg legyen, mint a megfigyelt mátrixé, mindössze $1,38 \times 10^{-12}$ ($p < 0,001$). Tehát szignifikánsan egymásba ágyazottak a sztyepfoltok egyenesszárnýú faj-előfordulásai. A mátrix rendezetlenségéhez átlagon felül járul hozzá a *-gal jelölt sztyepfolt (sok nem várt előfordulás, illetve hiány), illetve 3 faj.



Négy faj diszperziós távolságai

2. ábra. A kolonizáció, mint egymásba ágyazottságot kialakító mechanizmus. Az eltérő fajok (A, B, C, D) diszperziós képessége más, tehát a forrástól távolabbi élőhelyfoltokban csak a jobb diszperziós képességű fajok jelennek meg, az egyre közelebbi szigetekeken pedig egyre több, kevésbé jó diszperziós képességű faj. A forrástól vett távolság ismeretében tehát prediktálható egy sziget fajösszetétele, amennyiben a többi szigetet ismert. Vegyük észre, hogy nem a sziget területe a fajgazdagság legfontosabb prediktor változója

másba ágyazottságra, mivel a nagyobb szigetekről lassabban tűnnek el a fajok (Patterson & Atmar 1986). Valójában számos tényező is kialakíthat egymásba ágyazottságot, például a kihalás, kolonizáció, zavarás, élőhelyek términtázata, hierarchikus niche kapcsolatok és passzív mintavétel (Honnay *et al.* 1999, Patterson & Atmar 2000). A kolonizációra egy példát mutatok be a 2. ábrán. Maga az egymásba ágyazott mintázat nem szolgál információval a potenciális mechanizmusokról, de a rendezett mátrix, illetve a rendezetlenségért nagymértékben felelős fajok és területek révén következtetni lehet a kialakító tényezőkre.

A mechanizmusok „kitalálására” Lomolino (1996) a következő eljárást javasolta: a szigeteket növekvő izoláció, vagy csökkenő terület alapján el kell rendezni, majd mindegyiknél meg kell nézni, hogy a teljes egymásba ágyazottságtól mennyire térnek el. Ez alapján az izoláció és a szigetméret, illetve ezeken keresztül a szelektív bevándorlás, és a szelektív kihalás hatása az egymásba ágyazottságra mérhető.

Természetvédelmi alkalmazások

Természeti környezetünk rohamos pusztulása (pl. Standovár & Primack 2001) miatt egyre több kutatás irányul gyakorlati kérdésekre, vagy legalább tárgyalja a kutatási eredmények természetvédelmi alkalmazásának lehetőségét is. Nem kivétel az egymásba ágyazottság irodalma sem, hiszen például a részletesen tárgyalt „temperature calculator” kiindulási alapja az extinkció. Ez nem meglepő, Patterson és Atmar logikája ugyanis az volt, hogy a biodiverzitás csökkenése miatt globálisan az extinkció dominál a fajok előfordulásában a kolonizáció és a speciáció felett (Patterson & Atmar 1986). Igaz, Cook és Quinn (1995) kimutatták a kolonizáció alapvetően fontos szerepét is, így rezervátumok tervezésekor nemcsak a kihalások megakadályozása kell, hogy a fő cél legyen, hanem a gyenge diszperziós képességű, veszélyeztetett fajok kolonizációjának segítése is.

Amennyiben egy szigetvilág, akár egy rezervátumhálózat adott csoportja egymásba ágyazott, akkor máris több lényeges következtetés adódik:

- egy kihalási veszélyeztetettséget kapunk, hiszen ha egy faj csak egy és kis területen fordul elő, akkor a nagyobb és/vagy több területen előfordulókhoz képest nagyobb az eltűnésének a veszélye;
- az egyes fajok eltérően szenzitívek a fragmentációra, mert eltérő kihalási ráták vannak;
- a kolonizáció szerepe nem egyensúlyozza a kihalásokat;
- nagyobb területű rezervátumok képesek csak megőrizni a teljes fajkészletet (Patterson 1987);

- Connor, E. F. & Simberloff, D. (1979): The assembly of species communities: chance or competition? – *Ecology* **60**: 1132–1140.
- Cook, R. R. & Quinn, J. F. (1995): The influence of colonization in nested species subsets. – *Oecologia* **102**: 413–424.
- Cook, R. R. & Quinn, J. F. (1998): An evaluation of randomization models for nested species subsets analysis. – *Oecologia* **113**: 584–592.
- Cornelius, C., Cofré, H. & Marquet, P. A. (2000): Effects of habitat fragmentation on bird species in a relict temperate forest in semiarid Chile. – *Conservation Biology* **14**: 534–543.
- Cutler, A. (1991): Nested faunas and extinction in fragmented habitats. – *Conservation Biology* **5**: 496–505.
- Cutler, A. H. (1994): Nested biotas and biological conservation: metrics, mechanisms, and meaning of nestedness. – *Landscape and Urban Planning* **28**: 73–82.
- Darlington, P. J. (1957): *Zoogeography: the geographical distribution of animals*. – Wiley, New York, USA.
- Diamond, J. M. (1975): Assembly of species communities. – In: Cody, M. L. & Diamond, J. M. (eds): *Ecology and evolution of communities*. – Harvard University Press, Cambridge, MA, USA, pp. 342–444.
- Elton, C. (1927): *Animal ecology*. – Sidgwick and Jackson, London, 209 pp.
- Fekete, G. (szerk.) (1998): *A közösségi ökológia frontvonalai*. – Scientia Kiadó, Budapest, 233 pp.
- Ganzhorn, J. U. & Eisenbeis, B. (2001): The concept of nested species assemblages and its utility for understanding effects of habitat fragmentation. – *Basic and Applied Ecology* **2**: 87–95.
- Gotelli, N. J. & Graves, G. R. (1996): *Null models in ecology*. – Smithsonian Inst. Press, Washington, USA.
- Gotelli, N. J. & McCabe, D. J. (2002): Species co-occurrence: a meta-analysis of J. M. Diamond's assembly rules model. – *Ecology* **83**: 2091–2096.
- Gotelli, N. J., Buckley, N. J. & Wiens, J. A. (1997): Co-occurrence of Australian land birds: Diamond's assembly rules revisited. – *Oikos* **80**: 311–324.
- Gurevitch, J., Morrow, L. L., Wallace, A. & Walsh, J. A. (1992): A meta-analysis of competition in field experiments. – *American Naturalist* **140**: 539–572.
- Hadly, E. A. & Maurer, B. A. (2001): Spatial and temporal patterns of species diversity in montane mammal communities of western North America. – *Evolutionary Ecology Research* **3**: 477–486.
- Hansson, L. (1998): Nestedness as a conservation tool: plants and birds of oak-hazel woodland in Sweden. – *Ecology Letters* **1**: 142–145.
- Hecnar, S. J. & M'Closkey, R. T. (1997): Patterns of nestedness and species association in a pond-dwelling amphibian fauna. – *Oikos* **80**: 371–381.
- Honnay, O., Hermy, M. & Coppin, P. (1999): Nested plant communities in deciduous forest fragments: species relaxation or nested habitats? – *Oikos* **84**: 119–129.
- Johnsson, B. G. (2001): A null model for randomization tests on nestedness in species assemblages. – *Oecologia* **127**: 309–313.
- Jordán, F., Molnár, I. & Vida, G. (2002): Táplálékhálózatok megbízhatóságelméleti elemzése. – In: *Szupraindividuális biológiai kutatások*. – MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 9–18.
- Kelt, D. A. (1997): Nestedness temperature calculator. – *Bulletin of the Ecological Society of America* **78**: 63–65.
- Kisbenedek, T. & Báldi, A. (2000): What factors govern orthopteran community structure and species prevalence? Pp. 97–107. In: Lockwood, J. A., Latchininsky, A. V. & Sergeev, M. G. (eds): *Grasshoppers and grassland health*. – NATO Science Series. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, Netherlands.

Egy másik perspektivikus terület, ha az egymásba ágyazottságot nem térben, hanem időben tekintjük, ahol időbeli és nem térbeli mintavételi egységek szerepelnek. Ekkor a mindegyik időpontban regisztrált faj a legelterjedtebbnek felel meg, amelyik mindegyik térbeli szigeten előfordul (Simonetti 1994, Hadly & Maurer 2001). Érdemes lenne az egyre jelentősebb monitorozó adatbázisok elemzését is elvégezni.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönöm Dr. Jordán Ferenc építő kritikáját. A cikk megvalósulását a Dr. Herbert Hoi és a bécsi Konrad Lorenz Institute által biztosított nyugodt körülmények, valamint az OTKA F/29242 pályázat támogatása tette lehetővé.

Irodalomjegyzék

- Andrén, H. (1994): Can one use nested subset pattern to reject random sample hypothesis? Examples from boreal bird communities. – *Oikos* **70**: 489–491.
- Atmar, W. & Patterson, B. D. (1993): The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. – *Oecologia* **96**: 373–382.
- Atmar, W. & Patterson, B. D. (1995): *The nestedness temperature calculator: a Visual Basic program, including 294 presence-absence matrices*. – AICS Research Inc., University Park, NM, USA and The Field Museum, Chicago, IL, USA.
- Báldi, A. (1996): Élőhelyek fragmentálódásának hatása állatközösségekre. – *Természetvédelmi Közlemények* **3–4**: 103–112.
- Báldi, A. (2000a): Az abundancia hatása izolátumok fajkészleteinek egymásba ágyazottságára. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **11**: 35.
- Báldi, A. (2000b): Madárközösségek szerveződése a Velencei-tó nádszigetein. – Szünzoológiai Szimpózium, Előadás kivonatok. MÖTE-MTM, Budapest, p. 7.
- Báldi, A. (2003): Extinction disorders the species composition of metacommunities: an empirical approach. – *Acta zool. hung.* **49**(3): 159–165.
- Báldi, A. & McCollin, D. (2003): Island ecology and contingent theory: the role of spatial scale and taxonomic bias. – *Global Ecology and Biogeography* **12**: 1–3.
- Báldi, A., Csorba, G. & Korsós, Z. (2001): Setting priorities for the conservation of terrestrial vertebrates in Hungary. – *Biodiversity and Conservation* **10**: 1283–1296.
- Báldi, A. Vörös, J. & Anthony, B. (in preparation): Community composition and co-occurrences of amphibians and reptiles in Hungarian reserves.
- Bánszegi, Z., Báldi, A. & Bankovics, A. (2000): Fajszám-terület összefüggés és közösségek egymásba ágyazottsága védett területeken. – *Ornis Hungarica* **10**: 17–26.
- Bolger, D. T., Alberts, A. C. & Soulé, M. E. (1991): Occurrence patterns of bird species in habitat fragments: sampling, extinction, and nested species subsets. – *American Naturalist* **137**: 155–166.
- Brualdi, R. A. & Sanderson, J. G. (1999): Nested species subsets, gaps, and discrepancy. – *Oecologia* **119**: 256–264.
- Cam, E., Nichols, J. D., Hines, J. E. & Sauer, J. R. (2000): Inferences about nested subsets structure when not all species are detected. – *Oikos* **91**: 428–434.

- csak a kihalást vizsgálták, pedig más tényezők is szerepet játszhatnak az egymásba ágyazottság kialakulásában;
- az egyes fajok eltérő ökológiáját nem vették figyelembe;
- ehhez hozzátenném, hogy már Preston (1962) óta ismert, hogy a valóban értékelhető és megbízható „szigeti” vizsgálatokhoz jóval több faj, illetve sziget vizsgálata szükséges (pl. Báldi & McCollin 2003).

Skaggs és Boecklen (1996) különben is a fajonkénti egymásba ágyazottságot javasolja (mely a „nestedness temperature calculator” idioszinkratikus értékei), mert a faji különbségek így nem mosódnak össze, ami alapvető a természetvédelemben.

Jó példa a faji különbözőségekre 13 trópusi ragadozómadár előfordulása, mely nem mutatott egymásba ágyazottságot, mert a fajok között igen jelentős élőhelypreferencia eltérések voltak (mező, erdők szegélye, illetve belseje) (Thiollay 1993). Így az egyik előfeltétel, a hasonló élőhelyek megléte sérült. Másik példa Hamburg erdős területeinek madárvilága, ahol az összes fajra szignifikáns egymásba ágyazottság mutatkozott, de külön a generalista fajokra (pl. feketeterítő, kékcinege, széncinege, erdei pinty stb.) nem: ezek lényegében mindenhol előfordulhattak (Ganzhorn & Eisenbeis 2001).

Az egymásba ágyazottság természetvédelmi alkalmazása során körültekintőnek kell lenni. Hansson (1998) például azt találta, hogy növényekre és madarakra, azon belül is külön az élőhelyfoltok belsejében és szegélyében előforduló fajokra, eltérő egymásba ágyazottság értékek jönnek ki.

A jövő

Ahogy lenni szokott, a kezdeti nehézségek utáni felbuzdulást szkeptikusabb vizsgálatok követik. Így az egymásba ágyazottság kritikája, hogy alapvető szempontokat nem vesz figyelembe, például a mintavételt, pedig nem minden fajnak azonos a detektabilitása, ami torzításokat eredményez (Cam *et al.* 2000), illetve nem tükrözi a közösség abundanciális mintázatát, ami pedig részben a közösségek megértése miatt lényeges, részben a detektabilitáson keresztül az adatok torzított-ságát eredményezheti (Andrén 1994, Báldi 2000a, Báldi 2003).

Egy új szempont is felmerült, miszerint az egymásba ágyazottság nemcsak az általában vizsgált nagyobb térszálakon jelenik meg populációs folyamatként (kihalás, vándorlás stb.), hanem már egész kis térléptékben is, például madarak (Báldi 2000b), illetve lepkék (Summerville *et al.* 2002) előfordulása kicsi élőhelyfoltokban, akár napi, táplálkozási mozgások miatt. Ekkor természetesen a háttérmechanizmusok relatív jelentősége is erősen változhat.

- a ritka fajok indikálják a nagy fajszámot (Honnay *et al.* 1999).

Az egymásba ágyazottság alkalmazása során a publikációkban a legtöbb természetvédelmi konklúzió mindössze annyi, hogy erős az egymásba ágyazottság, tehát nagy rezervátumok vagy élőhelyfoltok védelme szükséges a teljes fajkészlet megőrzéséhez (pl. Bolger *et al.* 1991, Hecnar & M'Closkey 1997). Ez önmagában nem túl érdekes, viszont számos veszélyt rejtethet:

- az egymásba ágyazottság szignifikáns lehet akkor is, ha „zaj” van a rendszerben, például egy kiugróan értékes fajunk habitat specialista, de nincs nagy területigénye (lásd a „legértékesebb” hazai gerinces taxonunkat a parlagi viperát (Báldi *et al.* 2001), amely kis területű, gyakran nem is védett maradvány gyepfoltokban él (pl. Újvári *et al.* 2000, Korsós *et al.* 2001));
- kimutatták, igaz elsősorban tengeri szigetek alapján, hogy az endemizmusok a kevésbé fajgazdag szigetek fordultak inkább elő (Cook & Quinn 1995);
- nem szabad összekeverni a fajgazdagság és a területméret alapján történő egymásba ágyazottság vizsgálatokat, mivel nem biztos, hogy a legfajgazdagabb terület a legnagyobb is. Például ha nem kihalás, hanem élőhelyi sokféleség a fő mechanizmus, akkor a legdiverzebb foltokat kell védeni, amelyek, például Honnay *et al.* (1999) esetében nem a legnagyobbak voltak.

Az alábbiakban a meglepően kis számú, valóban hasznos útmutatókat adó esettanulmányokból mutatok be egy-két példát.

Yiming *et al.* (1998) 10 kételtű fajt vizsgált 20 tengeri szigeten. A közösség igen erősen egymásba ágyazott volt, kiugró (váratlan) előfordulások nélkül, így a legfajgazdagabb sziget természetvédelmi prioritása indokolt.

A Guam melletti kis szigetek gyíkrait vizsgálta Perry *et al.* (1998). Az egymásba ágyazottság elemzése révén kimutatták, hogy a gyíkok előfordulását egy predátor jelentősen befolyásolja, illetve hogy a kis rezervátumok nem megfelelően hatékonyak a gyíkok védelmében.

Igen érdekes kísérletet tett McDonald és Brown (1992), amikor a globális felmelegedés hatását vizsgálta. Emiatt ugyanis a délnyugat USA-beli hegycsúcsok boreális élőhelyei összeszűkülnek, így az ott élő emlősök lokális kihalásai várhatóak. McDonald és Brown modellje a legveszélyeztetettebb fajok azonosítására tett kísérletet, a 14 faj és 19 hegycsúcs közösségének szignifikáns egymásba ágyazottsága alapján. E munkában inkább az a tanulságos, ahogyan Skaggs és Boecklen (1996), finoman szólva, atomjaira szedte az eredeti McDonald és Brown modellt, rengeteg problémára rávilágítva:

- a történeti előfordulások elnagyoltak voltak;
- a felhasznált recens előfordulási adatok már elavultak voltak;
- az élőhelyszigetek izoláltságát nem vizsgálták;

- Korsós, Z., Kovács, T. & Péchy, T. (2001): *A rákosi vipera múltja, jelene, jövője*. – Fővárosi Állat- és Növénykert, Budapest.
- Kruess, A. & Tscharnke, T. (2000): Effects of habitat fragmentation on plant–insect communities. – In: Ekbom, B., Irwin, M. E. & Robert, Z. (eds): *Interchanges of insects between agricultural and surrounding landscapes*. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 53–70.
- Lomolino, M. V. (1996): Investigating causality of nestedness of insular communities: selective immigrations or extinctions? – *Journal of Biogeography* **23**: 699–703.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. (1963): An equilibrium theory of insular zoogeography. – *Evolution* **17**: 373–387.
- MacArthur, R. A. & Wilson, E. O. (1967): *The theory of island biogeography*. – Princeton University Press, Princeton, 203 pp.
- May, R. M. (1999): Unanswered questions in ecology. – *Phil. Trans. R. Soc. London B* **354**: 1951–1959.
- McDonald, K. A. & Brown, J. H. (1992): Using montane mammals to model extinctions due to global change. – *Conservation Biology* **6**: 409–415.
- McLain, D. K. & Pratt, A. E. (1999): Nestedness of coral reef fish across a set of fringing reefs. – *Oikos* **85**: 53–67.
- Millien-Parra, V. & Loreau, M. (2000): Community composition and size structure of murid rodents in relation to the biogeography of the Japanese archipelago. – *Ecography* **23**: 413–423.
- Moskát, C. (1991): Multivariate plexus concept in the study of complex ecological data: an application to the analysis of bird–habitat relationships. – *Coenosis* **6**: 29–89.
- Patterson, B. D. (1987): The principle of nested subsets and its implications for biological conservation. – *Conservation Biology* **1**: 323–334.
- Patterson, B. D. & Atmar, W. (1986): Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. – *Biol. J. Linn. Soc.* **28**: 65–82.
- Patterson, B. D. & Atmar, W. (2000): Analyzing species composition in fragments. – In: Rheinwald, G. (ed.): *Isolated vertebrate communities in the tropics. Bonner Zoologische Monographs* **46**: 9–24.
- Perry, G., Rodda, G. H., Fritts, T. H. & Sharp, T. R. (1998): The lizard fauna of Guam's fringing islets: island biogeography, phylogenetic history, and conservation implications. – *Global Ecology and Biogeography Letters* **7**: 353–365.
- Preston, F. W. (1962): The canonical distribution of commonness and rarity. – *Ecology* **43**: 185–215, 410–432.
- Rosenzweig, M. L. (1995): *Species diversity in space and time*. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Sanderson, J. G., Moulton, M. P. & Selfridge, R. G. (1998): Null matrices and the analysis of species co-occurrences. – *Oecologia* **116**: 275–283.
- Schmera, D. (2001): Community structure of caddisfly larvae (Insecta: Trichoptera) in the streams of the Northern Mountains. – In: Tóthmérész, B. (ed.): *Abstracts of AbuDiv 2001*. p. 48.
- Sfenthourakis, S., Giokas, S. & Mylonas, M. (1999): Testing for nestedness in the terrestrial isopods and snails of Kyklades islands (Aegean archipelago, Greece). – *Ecography* **22**: 384–395.
- Simberloff, D. & Martin, J.-L. (1991): Nestedness of insular avifaunas: simple summary statistics masking complex species patterns. – *Ornis Fennica* **68**: 178–192.
- Simberloff, D. & Wilson, E. O. (1969): Experimental zoogeography of islands: the colonization of empty islands. – *Ecology* **50**: 278–296.
- Simonetti, J. A. (1994): Impoverishment and nestedness in caviomorph assemblages. – *Journal of Mammalogy* **75**: 979–984.
- Skaggs, R. W. & Boecklen, W. J. (1996): Extinctions of montane mammals reconsidered: putting a global-warming scenario on ice. – *Biodiversity and Conservation* **5**: 759–778.

- Southwood, T. R. E. (1996): Natural communities: structure and dynamics. – *Phil. Trans. Roy. Soc. L. Series B* **351**: 1113–1129.
- Standovár, T. & Primack, R. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Summerville, K. S., Veech, J. A. & Crist, T. O. (2002): Does variation in patch use among butterfly species contribute to nestedness at fine spatial scales? – *Oikos* **97**: 195–204.
- Taylor, C. M. & Warren, M. L. (2001): Dynamics in species composition of stream fish assemblages: environmental variability and nested subsets. – *Ecology* **82**: 2320–2330.
- Thiollay, J.-M. (1993): Response of a raptor community to shrinking area and degradation of tropical rain forest in the south western Ghats (India). – *Ecography* **16**: 97–110.
- Thompson, J. N. *et al.* (2001): Frontiers of ecology. – *BioScience* **51**: 15–24.
- Újvári, B., Korsós, Z. & Péchy, T. (2000): Life history, population characteristics and conservation of the Hungarian Meadow Viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). – *Amphibia-Reptilia* **21**: 267–278.
- Whittaker, R. J. (1992): Stochasticism and determinism in island ecology. – *Journal of Biogeography* **19**: 587–591.
- Whittaker, R. J. (1998): *Island biogeography. Ecology, evolution, and conservation*. – Oxford University Press, Oxford.
- Worthen, W. B. (1996): Community composition and nested-subset analyses: basic descriptors for community ecology. – *Oikos* **76**: 417–426.
- Wright, D. H. & Reeves, J. (1992): On the meaning and measurement of nestedness of species assemblages. – *Oecologia* **92**: 416–448.
- Wright, D. H., Patterson, B. D., Mikkelsen, G. M., Cutler, A. & Atmar, W. (1998): A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. – *Oecologia* **113**: 1–20.
- Yiming, L., Niemelä, J. & Dianmo, L. (1998): Nested distribution of amphibians in the Zhoushan archipelago, China: can selective extinction cause nested subset of species? – *Oecologia* **113**: 557–564.

Nestedness of communities in habitat islands: basics and applications

A. Baldi

Animal Ecology Research Group, Hungarian Academy of Sciences
and Hungarian Natural History Museum

H-1083 Budapest, Ludovika tér 2, Hungary; E-mail: baldi@ludovika.nhmus.hu

An important area of community ecology is the organisation and predictability of species composition of assemblages. Nested subsets pattern was described in many insular systems, where nestedness means that species composition of species rich islands is a subset of the richer island, and contains all species of the less species rich islands. Nestedness can be easily quantified, using the free software “Nestedness Temperature Calculator”. Important points for nature conservation is the possibility to evaluate mechanisms and idiosyncratic species and islands. This knowledge can give important guidance for the management of fragmented habitats, or reserve archipelagos.

Key words: community ecology, species composition, ecological isolates, reserve network

Dolomitsziklagyepek és feketefenyvesek talajainak összehasonlító vizsgálata

Halbritter András¹, Csontos Péter², Tamás Júlia³ és Anton Attila¹

¹*MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézete*

1022 Budapest, Herman Ottó út 15.

²*MTA–ELTE Ökológiai és Elméleti Biológiai Kutatócsoport*

1117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/c.

³*Magyar Természettudományi Múzeum Növénytára*

1476 Budapest, Pf. 222

Összefoglaló: A természetes dolomitvegetáció mellett a XX. sz. kezdetétől megjelent, majd több hullámban egyre növekedett a feketefenyvesek jelenléte a pannon dolomittelejtekön. A kopárosok fenyvesítésének elsődleges célja a talajerózió megállítása, visszafordítása volt. Dolgozatunk célja, hogy sztenderdizált módon végrehajtott, és statisztikai eljárásokkal is értékelhető mintavétel segítségével: 1) összehasonlítsuk a nyílt- és zárt dolomitsziklagyepek talaját, 2) megállapítsuk a zárt dolomitsziklagyepekre telepített feketefenyvesek talajmódosító hatását. A laboratóriumi vizsgálatokhoz mindhárom termőhelyről három talajrétegből vettünk mintát (0–5 cm, 5–10 cm, 10–15 cm), majd meghatároztuk az általános talajkémiai sajátságokat, a talajminták felvehető N-, P-, K-, valamint az összes Na-, Mg-, Ca-, Ba-tartalmát.

A nyílt dolomitsziklagyep talajában a zárt dolomitsziklagyephez képest többek között alacsonyabb szerves anyag, Ca^{2+} , SO_4^{2-} , NH_4^+ , Mg^{2+} és K^+ tartalmakat mutattunk ki. Az összes vizsgált változót figyelembe véve megállapítható, hogy a két sziklagyep talaja igen jelentős mértékben különbözik.

A feketefenyves alatt savanyodást csak a felső (0–5 cm-es) talajrétegben mutattunk ki. A szervesanyag-tartalom egyik vizsgált szintben sem haladta meg a zárt gyepek szervesanyag-tartalmát, és a mért változók meghatározó többsége (pl. Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , NH_4^+ stb.) a feketefenyves talajában kisebb mennyiségben volt jelen. Ugyanakkor a zárt gyepekhez képest a feketefenyves talaja a felső 15 cm-es rétegében nagyobb homogenitást mutatott. A kapott eredmények a feketefenyvesítés általában hangoztatott fő pozitívumát, a talajjavító hatást, nem támasztják alá.

Kulcsszavak: Budai-hegység, dolomit, feketefenyves, sziklagyepek, talajkémia

Bevezetés

A sziklagyepek különleges helyzetét a pannon vegetációban elsőként Borbás (1900) ismerte fel, a dolomitsziklagyepek önállóságára pedig Zólyomi (1942) mutatott rá, hangsúlyozva azok vegetációtörténeti jelentőségét. Ezt követően a dolomitgyepek rendszeres vizsgálati objektumaivá váltak a hazai vegetációkutatóknak (Zólyomi 1958, Debreczy 1966, 1973, Podani 1978, Fekete *et al.* 1989, Szollát &

Bartha 1991, Csontos & Lőkös 1992, Penksza *et al.* 1996). Reliktum fajai, endemizmusai és más védett növényei több esetben önálló tanulmányok tárgyaivá is váltak (Babai 1966, Draskovits 1967, Zólyomi 1987, Bódis 1998, Kalapos 1998).

A természetes dolomitvegetáció mellett a XX. század kezdetétől megjelent, majd több hullámban egyre növekedett a feketefenyvesek jelenléte e tájtípusban (Tamás 2001). A kopárosok fenyvesítésének elsődleges célja a talajerózió megállítása, visszafordítása volt. A korabeli elképzelés szerint (Podhradszky 1866, Székely 1868) a feketefenyő (*Pinus nigra* Arn.) dús tűavarának talajjavító hatása lehetővé teszi, hogy egy viszonylag rövid vágásidejű fenyves stádiumot követően e termőhelyen nemesebb, iparilag értékesebb fafajokból ültethessenek erdőket. Ugyanakkor a feketefenyvesek létesítése egyet jelentett a dolomitgyepek felszámolásával az érintett területeken.

A kopárfásítások vegetációra tett hatásáról Borhidi (1956) korai munkáját követően többek között Draskovits és Molnár (1970), Bódis (1993), Csontos és mtsai (1996) és Mihók (1999) számoltak be.

Az oknyomozó ökológiai szemlélet erősödésével, a dolomitvegetáció esetében is elindult az itt különösen markánsan mutatózó cönológiai mintázatokért felelős háttértényezők keresése. A mikroklíma-mérések mellett elsősorban a talajtani vizsgálatok kerültek előtérbe. A jelenlegi témánk szempontjából releváns, talajtani kutatási előzmények közül említendő Babai (1966) dolgozata, amely a Kis-Szénás északi oldalán, a *Botrychium lunaria* (L.) Sw. (kis holdruta) élőhelyéül szolgáló sziklagyep talajtani elemzését adja. Ugyanebben az évben Láng Edit már összehasonlító talajvizsgálatok eredményeit közli nyílt mészkő- és dolomitsziklagyepekre vonatkozóan. Dolgozata a talaj–növény kapcsolat vizsgálatára is kiterjed – mészkőről három, illetve dolomitről hét fajt bevonva (Kovácsné Láng 1966).

A kezdeti kutatások eredményei szerint a nyílt és zárt dolomitsziklagyepek egyes talajtani jellemzői eltérnek egymástól. A zárt gyepekben a pH és a humusztartalom kis mértékben, míg a Ca^{2+} és a Mg^{2+} ionok koncentrációja jelentősen meghaladta a nyílt gyepek talajában mért értékeket (Babai 1966, Kovácsné Láng 1966). Mindez felhívja a figyelmet arra, hogy e cönológiai markánsan elkülönülő gyepek talajaikban is különbözőek.

A témakör kutatásában egy hosszabb szünet után, a XX. század végén Járó Zoltán munkásságának köszönhetően jelentős előrelépés történt. Kiterjedt vizsgálatsorozata a Kis- és Nagy-Szénás sziklagyepein túl a kapcsolódó egyéb társulások talajairól is beszámol (Járó 1996). Különösen üdvözlendő, hogy érdeklődését a feketefenyvesek talaja sem kerülte el, hiszen ezeket az ültetvényeket, mint írtuk, tulajdonképpen a humusztartalom növelésén alapuló talajjavítás céljával létesítették, de ilyen hatásokról részletes adatokat korábban nem publikáltak. Járó eredményei a sziklagyepekre vonatkozóan a humusztartalom tekintetében megerősítik a

két korábbi tanulmány (Babai 1966, Kovácsné Láng 1966) összevetéséből kiolvasható trendet, más tekintetben viszont ellentmondóak (pl. talajkémhatás), illetve nem teljesen azonos talajjellemzőkre vonatkoznak. A feketefenyvesek esetében az adatokból nem állapítható meg egyértelműen, hogy a fásítás megváltoztatta-e, javította-e a sziklagyepek talaját.

A növényzet a gyökerek fizikai és kémiai alapközet-mállasztó hatása, a növényi tápanyagfelvétel, a lebomlás útjára tért föld feletti (avar) és föld alatti (gyökérzet) biomassza révén közvetlenül befolyásolja a talajminőséget. A szervesanyag-tartalomra elsősorban a talajba jutó biomassza mennyisége van hatással. Jobbágy és Jackson (2000) a Föld több mint 2700 talajszelvényének adatai alapján megállapítja, hogy az erdők (köztük a mérsékelt övi erdők) talaja 1 m mélységig általában nem tartalmaz több szerves anyagot a hasonló elhelyezkedésű gyepekhez és cserjésekhez viszonyítva, viszont ennek a szervesanyag-tartalomnak nagyobb része található a felső 20 cm-ben, mint cserjések és gyepek esetében.

Mivel esetünkben, váztalajokról lévén szó, az alapközet feletti talajréteg vékony, erdősítés hatására várható a szervesanyag-tartalom növekedése. A feltételezett talajjavító hatásnak kimutathatónak kell lenni, továbbá a tűavar mineralizációjának eredményeképpen a felvehető növényi tápelemek koncentrációjának emelkedésében és a szerves frakció növekedése során csökkenő alapközet-hatásban, amit többek között az alapközetet alkotó alkáliföldfémek mennyiségének csökkenésében érhetünk tetten.

Várhatjuk még, hogy a tűavar bomlásának következtében a feketefenyvesek talaja valamilyen fokú savanyodást, esetleg kilúgzást mutat. (Ez utóbbi tünete és következménye a kétértékű kationok és a szerves anyag lefelé vándorlása, a felső szintbeli koncentrációk csökkenése a mélyebb szintekhez képest.)

Nyílt gyepek alatt – nem záródó, alacsony növényi produkciójú, alapközet- és mikroklimatikus hatásoknak erősen kitett vegetációtípus lévén – a zárt gyepekhez viszonyítva alacsonyabb szervesanyag- és növényi tápelem-tartalommal jellemezhető, erősebb alapközet-hatású talaj feltételezhető.

Dolgozatunk célja, hogy sztenderd módon végrehajtott, statisztikai eljárásokkal is értékelhető mintavétel segítségével:

- összehasonlítsuk a nyílt- és zárt dolomitsziklagyepek talaját,
- megállapítsuk a zárt dolomitsziklagyepekre telepített feketefenyvesek talajmódosító hatását.

Anyag és módszer

A mintaterületek leírása

Célkitűzéseinknek megfelelően egy nyílt és egy zárt sziklagyepet, valamint egy feketefenyvessel borított hegyoldalt választottunk mintaterületül. Valamennyi a Budai-hegységben található, alapkőzetük dolomit.

A feketefenyves mintaterület (jelölése PP; „pine plantation”) a Zsíros-hegy északi kitettségű lejtőjén található. A faállományt a második világháború utáni kopár-fásítások során telepítették. Egy korabeli fényképfelvétel szerint (Pápa 1956) a terület ezt megelőzően erdőtlen volt és jelentős részben zárt dolomitsziklagyep uralta.

A sziklagyepi mintaterületeink közül a zárt dolomitsziklagyep, *Festuco-Brometum erecti archimetricum* (Zólyomi 1958), a Nagy-Szénás északi lejtőjén található (jelölése NG; „north-facing grassland”). Az idetartozó kvadrátok közül kettő *Linum dolomiticum* Borb. előfordulások közvetlen közelében helyezkedett el. A nyílt dolomitsziklagyep, *Seseli leucospermi-Festucetum pallentis* (Zólyomi 1958), a Nagykovácsi feletti Kutya-hegy déli lejtőjén helyezkedik el (jelölése SG; „south-facing grassland”). A sziklagyepi mintaterületeken 5–5 db 2 m × 4 m-es állandó kvadrátot jelöltünk ki (ezek korábbi botanikai mintavételek helyszínei voltak), míg a feketefenyvesben 5 db ugyanakkora méretű, ideiglenes kvadrátot alkalmaztunk. Minden kvadrát pozícióját műholdas helymeghatározóval (Garmin GPS-12) rögzítettük. A mintaterületekre vonatkozó geográfiai adatokat az 1. táblázat tartalmazza.

A talajvizsgálatok ismertetése

A talajminta-vételezésekre 2002. március 19-én (az SG és a PP mintaterületeken) és 2002. április 24-én (az NG mintaterületen) került sor. A mintaterületek minden egyes kvadrátjánál négy helyen, a kvadrátbelső megkímélésével, az oldalaktól 20–40 cm-es távolságban vettünk részmintákat a 0–5 cm-ig, az 5–10 cm-ig és a 10–15 cm-ig terjedő talajhorizontokból csőfúró, spatula, illetve laboratóriumi vegyszerkanál segítségével. A laboratóriumban légszáraz állapotot elért mintákból szitálással távolítottuk el a 2 mm-nél nagyobb kődarabokat, gyökereket és egyéb növényi törmeléket. (Az eltávolított rész tömege esetenként a 80%-ot is elérte.)

A kvadrátonkénti 4–4 rész minta horizontonként azonos tömegei (< 2 mm szemcseméret) a későbbiekben egyesítésre kerültek, így módon egy-egy kvadrátot három, kompozit átlagminta reprezentál az egyes horizontoknak megfelelően.

A laboratóriumi vizsgálatok keretében meghatározásra kerültek az általános talajkémiai sajátosságok, a talajminták felvehető N-, P-, K-, valamint összes Na-, Ca-, Mg-, és Ba-elemtartalma.

1. táblázat. A mintaterületek általános jellemzői, és az 5–5 kvadrát GPS-koordinátái.

Jel	Hely	Expozíció	Lejtő- szög	Tszf. m. (m)	É-i szélesség	K-i hosszúság
NG	Nagy-Szénás, zárt dolomitsziklagyp	ÉNy (320°)–É(20°)	25–30°	385–400	1. 47°35,695'	18°52,778'
					2. 47°35,699'	18°52,779'
					3. 47°35,709'	18°52,803'
					4. 47°35,767'	18°52,739'
					5. 47°35,767'	18°52,727'
SG	Kutya-hegy, nyílt dolomitsziklagyp	D(180°)–DNy(212°)	25–35°	460–500	1. 47°35,132'	18°51,229'
					2. 47°35,132'	18°51,230'
					3. 47°35,153'	18°51,201'
					4. 47°35,263'	18°51,005'
					5. 47°35,227'	18°50,971'
PP	Zsfros-hegy, feketefenyves	É(350°)–É(20°)	20–30°	390–405	1. 47°35,452'	18°53,928'
					2. 47°35,445'	18°53,915'
					3. 47°35,440'	18°53,903'
					4. 47°35,455'	18°53,934'
					5. 47°35,452'	18°53,918'

Az alkalmazott módszerek a következők voltak:

- minta-előkészítés, pH: MSz 21470/2-81;
- szervesanyag-tartalom (tömegszázalékban kifejezve): Tyurin (1951) szerint;
- K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- : 1 : 5-ös vizes kivonatból, MSz 08-0213-2:1978;
- NH_4^+ -, NO_3^- -tartalom: KCl-os kivonatból, MSz 20135:1999, majd vízgőz-desztilláció;
- felvehető P (P_2O_5), K (K_2O): Lakanen–Erviö (LE)-kivonatból (Lakanen & Erviö 1971),
- továbbá összes Na, Ca, Mg és Ba: MSz 20135:1999 szerint.

Az értékeléshez alkalmazott statisztikai eljárások

Az egyes mintaterületek talajtani viszonyainak egyedi értékeléséhez, az ott megmintázott három talajréteg $N = 5$ almintáját varianciaanalízissel (ANOVA) hasonlítottuk össze minden egyes talajtani jellemző vonatkozásában. A normalitás vizsgálatához ferdeségi tesztet használtunk. Minden egyes jellemző esetében a párhuzamosok normalitása esetén Bonferroni-teszt alapján, míg ha a normalitás

nem teljesült, Kruskal-Wallis teszt alapján soroltuk be a mintákat a megfelelő ANOVA-csoportokba.

A zárt sziklagyep–nyílt sziklagyep, illetve a zárt sziklagyep–feketefenyves relációkban végzett összehasonlításokhoz t-próbák segítségével vetettük össze az élőhelypárok azonos talajhorizontjaiban meghatározott talajtani jellemzők értékeit a mintaterületenként vett ($N = 5$) alminta alapján. A varianciák egyenlőségének megállapításához F-próbát használtunk.

Eredmények

Jelen dolgozatunkban az általános kémiai jellemzők vizsgálatából megállapítható, erősen szignifikáns (ANOVA: $p > 95\%$, t-próba: $p > 99\%$) összefüggések feltárására törekszünk.

A talajok szintjeinek összehasonlítása

A 2–4. táblázatok tartalmazzák az egyes (0–5 cm, 5–10 cm, 10–15 cm mélysegből vett) talajrétegek almintáinak átlagát, szórását, és az ezek alapján felállított ANOVA-csoportokat a 17 mért jellemző esetén.

A zárt és a nyílt sziklagyepet rétegenként differenciálatlan pH jellemzi, míg a feketefenyves esetében a legfelső 5 cm-en pH-csökkenés következett be. A zárt sziklagyepben lefelé csökken a szervesanyag-tartalom, a K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , P_2O_5 , K_2O , és NH_4^+ , valamint az összes Ca- és Ba-koncentrációja. A nyílt gyepben ehhez képest a szerves anyag, a SO_4^{2-} , P_2O_5 , NO_3^- koncentrációja az egyes rétegekben nem különbözik, a Ca^{2+} , Mg^{2+} , K_2O koncentrációja lefelé nő. A feketefenyves talajában a szerves anyag, a K^+ és az NH_4^+ koncentrációja a felső 5 cm-ben magasabb, míg a Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- , SO_4^{2-} , P_2O_5 , az összes Na-, Mg-, K- és Ba-elem mennyisége az egyes rétegek között nem mutat szignifikáns eltérést. Mindezek alapján az egyes talajokban a három réteg differenciálódása – a szervesanyag-tartalom, az összes Ca-, Mg- és Ba-mennyiség (azaz a kőzetalkotó alkáliföldfémek mennyiségének) és a talajoldat főbb kation- és anion-tartalmának eloszlását figyelembe véve – különbözőnek tekinthető.

A nyílt- és zárt dolomitsziklagyep, valamint a feketefenyves és a zárt dolomitsziklagyep talajának összehasonlítása

Az 5–7. táblázatok tartalmazzák az egyes talajok (NG, SG, PP) almintáinak átlagát, szórását, valamint a nyílt sziklagyep (SG) és a feketefenyves (PP) talaj-jel-

2. táblázat. A zárt dolomitsziklagyp (NG) három talajrétegének összehasonlítása varianciaanalízis alapján ($n = 5$).

Feltárás	Jellemző	0–5 cm			5–10 cm			10–15 cm		
		átlag	szórás	csoport	átlag	szórás	csoport	átlag	szórás	csoport
	szerves anyag, t%	24,9	6,5	A	18,3	2,5	A/B	12,0	4,8	B
1:5 arányú	pH (H ₂ O)	7,4	0,1	A	7,4	0,0	A	7,5	0,1	A
vizes	Ca ²⁺ , mg/kg	271	31,1	A	226	8,2	B	200	14,4	B
kivonat	Mg ²⁺ , mg/kg	105	13,7	A	87,1	3,9	A/B	65,7	25,2	B
	Na ⁺ , mg/kg	5,7	1,1	A	5,6	0,7	A	4,4	2,7	A
	K ⁺ , mg/kg	19,5	2,7	A	14,9	2,6	A/B	12,4	2,8	B
	CO ₃ ²⁻ , mg/kg	125	48,4	A	23,4	52,3	B	0	0	*
	HCO ₃ ⁻ , mg/kg	968	418	A	933	91,3	A	851	88,5	A
	SO ₄ ²⁻ , mg/kg	68,3	11,0	A	62,7	7,2	A	48,1	3,6	B
LE-	P ₂ O ₅ , mg/kg	46,1	12,4	A	36,1	6,1	A/B	31,0	4,7	B
kivonat	K ₂ O, mg/kg	186	41,5	A	124	8,7	B	91,2	19,1	B
KCl-	NH ₄ ⁺ , mg/kg	36,6	4,5	A	26,2	4,0	B	17,8	4,0	C
kivonat	NO ₃ ⁻ , mg/kg	22,6	18,3	A	8,2	4,6	A	6,6	2,4	A
Király-	Összes Na, ppm	21,9	6,2	A	20,9	1,8	A	20,6	1,7	A
vizes	Összes Mg, ppm	2942	207	A	3244	250	A/B	3428	238	B
feltárás	Összes Ca, ppm	12 760	817	A	12 140	573	A/B	11 340	924	B
	Összes Ba, ppm	9,6	0,9	A	7,3	1,0	B	5,0	1,6	B

A „csoport” oszlopban azonos betű $p \leq 95\%$ -os, különböző betű $p > 95\%$ -os ANOVA-eltérést jelent. A/B jelzés esetén sem az A, sem a B csoporthoz viszonyítva nincs szignifikáns különbség. * jelzi azokat az eseteket, amikor elvi okból (0-érték) szignifikancia nem számolható, de az adott jellemző értéke jelentős eltérést mutat talajrétegenként. A méréshatár alatti értékeknek az átlagot és a szórásat önkényesen 0-val jelöltük.

3. táblázat. A nyílt dolomitsziklagyp (SG) három talajrétegének összehasonlítása varianciaanalízis alapján (n = 5). A jelölések magyarázata a 2. táblázatnál olvasható.

Feltárás	Jellemző	0–5 cm			5–10 cm			10–15 cm		
		átlag	szórás	csoport	átlag	szórás	csoport	átlag	szórás	csoport
	szerves anyag, t%	8,6	1,1	A	6,2	1,3	A	8,4	1,8	A
1:5 arányú	pH (H ₂ O)	7,5	0,1	A	7,5	0,2	A	7,6	0,1	A
vizes	Ca ²⁺ , mg/kg	101	12,0	A	127	16,4	B	121	12,4	B
kivonat	Mg ²⁺ , mg/kg	38,4	3,8	A	47,4	4,1	B	46,5	5,3	B
	Na ⁺ , mg/kg	7,5	2,7	A	1,1	1,0	B	0,0	0,0	*
	K ⁺ , mg/kg	13,4	6,3	A	5,7	5,4	B	2,9	1,7	B
	CO ₃ ²⁻ , mg/kg	0	0	–	0	0	–	0	0	–
	HCO ₃ ⁻ , mg/kg	420	43,4	A	530	56,5	B	416	62,2	A
	SO ₄ ²⁻ , mg/kg	25,2	4,9	A	20,7	2,4	A	20,5	3,1	A
LE-	P ₂ O ₅ , mg/kg	41,5	3,0	A	35,8	4,2	A	37,6	3,7	A
kivonat	K ₂ O, mg/kg	132	41,5	A	99,4	7,3	A	191	26,6	B
KCl-	NH ₄ ⁺ , mg/kg	11,0	4,6	A	6,5	1,8	B	9,5	2,2	A/B
kivonat	NO ₃ ⁻ , mg/kg	5,6	1,6	A	5,4	1,3	A	5,9	1,7	A
Király-	Összes Na, ppm	22,0	1,6	A	25,1	2,7	A	24,1	2,9	A
vizes	Összes Mg, ppm	3646	265	A	3598	845	A	3906	423	A
feltárás	Összes Ca, ppm	10 840	623	A	12 440	1021	B	12 060	344	A/B
	Összes Ba, ppm	6,3	0,8	A	1,4	0,7	B	3,2	1,0	C

4. táblázat. A feketefenyves (PP) három talajrétegének összehasonlítása varianciaanalízis alapján (n = 5). A jelölések magyarázata a 2. táblázatnál olvasható.

Feltárás	Jellemző	0–5 cm			5–10 cm			10–15 cm		
		átlag	szórás	csoport	átlag	szórás	csoport	átlag	szórás	csoport
	szerves anyag, t%	20,5	0,7	A	11,2	1,9	B	12,9	2,7	B
1:5	pH (H ₂ O)	7,1	0,1	A	7,4	0,1	B	7,3	0,1	B
arányú	Ca ²⁺ , mg/kg	161	14,8	A	169	10,9	A	165	9,8	A
vizes	Mg ²⁺ , mg/kg	70,4	8,5	A	62,4	7,3	A	64,1	6,3	A
kivonat	Na ⁺ , mg/kg	6,0	2,4	A	0,5	0,9	B	0	0	*
	K ⁺ , mg/kg	2,8	3,8	A	0,4	0,8	A	0	0	–
	CO ₃ ²⁻ , mg/kg	0,0	0,0	–	0	0	–	0	0	–
	HCO ₃ ⁻ , mg/kg	553	75,2	A	514	49,5	A	525	54,4	A
	SO ₄ ²⁻ , mg/kg	50,9	8,8	A	52,6	5,5	A	47,5	2,3	A
LE-kivonat	P ₂ O ₅ , mg/kg	34,9	3,1	A	30,4	5,4	A	31,1	7,0	A
	K ₂ O, mg/kg	185	18,0	A	171	14,4	A	218	6,5	B
KCl-	NH ₄ ⁺ , mg/kg	15,7	6,4	A	7,7	2,7	B	9,3	1,9	B
kivonat	NO ₃ ⁻ , mg/kg	11,4	1,2	A	10,4	3,0	A/B	7,8	1,1	B
Király-	Összes Na, ppm	15,1	3,0	A	16,1	2,0	A	15,9	2,2	A
vizes	Összes Mg, ppm	2342	245	A	2286	284	A	2360	413	A
feltárás	Összes Ca, ppm	10 648	638	A	10 412	538	A	10 534	854	A
	Összes Ba, ppm	11,1	1,2	A	9,8	1,6	A	10,8	1,2	A

5. táblázat. A zárt dolomitsziklagyp, a nyílt dolomitsziklagyp és a feketefenyves 0–5 cm mélységű talajrétegeinek összehasonlítása t-próba alapján (n = 5).

Feltárás	Jellemző	zárt dsz. (NG)		nyílt dsz. (SG)		szign.	feketefenyves (PP)		
		átlag	szórás	átlag	szórás		átlag	szórás	szign.
	szerves anyag, t %	24,9	6,5	8,6	1,1	++	20,5	0,7	–
1:5	pH (H ₂ O)	7,4	0,1	7,5	0,1	–	7,1	0,1	++
arányú	Ca ²⁺ , mg/kg	271	31,1	101	12,0	++	161	14,8	++
vizes	Mg ²⁺ , mg/kg	105	13,7	38,4	3,8	++	70,4	8,5	++
kivonat	Na ⁺ , mg/kg	5,7	1,1	7,5	2,7	–	6,0	2,4	–
	K ⁺ , mg/kg	19,5	2,7	13,4	6,3	+	2,8	3,8	++
	CO ₃ ²⁻ , mg/kg	125	48,4	0	0	*	0	0	*
	HCO ₃ ⁻ , mg/kg	968	418	420	43,4	+	553	75,2	+
	SO ₄ ²⁻ , mg/kg	68,3	11,0	25,2	4,9	++	50,9	8,8	+
LE-	P ₂ O ₅ , mg/kg	46,1	12,4	41,5	3,0	–	34,9	3,1	–
kivonat	K ₂ O, mg/kg	186	41,5	132	41,5	+	185	18,0	–
KCl-	NH ₄ ⁺ , mg/kg	36,6	4,5	11,0	4,6	++	15,7	6,4	++
kivonat	NO ₃ ⁻ , mg/kg	22,6	18,31	5,6	1,6	–	11,4	1,2	–
Király-	Összes Na, ppm	21,9	6,2	22,0	1,6	–	15,1	3,0	+
vizes	Összes Mg, ppm	2942	207	3646	265	++	2342	245	++
feltárás	Összes Ca, ppm	12 760	817	10 840	623	++	10 648	638	++
	Összes Ba, ppm	9,6	0,9	6,3	0,8	++	11,1	1,2	+

Rövidítések: ++ jelöli a zárt sziklagypetől való $p > 99\%$, + a $99\% \geq p > 95\%$ eltérést, – a $p \leq 95\%$ eltérést; szign. = szignifikancia; dsz. = dolomitsziklagyp. * Jelzi azokat az eseteket, amikor elvi okból (0-érték) szignifikancia nem számolható, de az adott jellemző értéke jelentős eltérést mutat. A méréshatár alatti értékeknél az átlagot és a szórást önkényesen 0-val jelöltük.

6. táblázat. Az 5–10 cm mélységű talajrétegek összehasonlítása t-próba alapján (n= 5). A rövidítések feloldása az 5. táblázatnál olvasható.

Feltárás	Jellemző	zárt dsz. (NG)		nyílt dsz. (SG)			feketefenyves (PP)		
		átlag	szórás	átlag	szórás	szign.	átlag	szórás	szign.
	szerves anyag, t %	18,3	2,5	6,2	1,3	++	11,2	1,9	++
1:5	pH (H ₂ O)	7,4	0,0	7,5	0,2	–	7,4	0,1	–
arányú	Ca ²⁺ , mg/kg	226	8,2	127	16,4	++	169	10,9	++
vizes	Mg ²⁺ , mg/kg	87,1	3,9	47,4	4,1	++	62,4	7,3	++
kivonat	Na ⁺ , mg/kg	5,6	0,7	1,1	1,0	++	0,5	0,9	++
	K ⁺ , mg/kg	14,9	2,6	5,7	5,4	++	0,4	0,8	++
	CO ₃ ²⁻ , mg/kg	23,4	52,3	0	0	*	0	0	*
	HCO ₃ ⁻ , mg/kg	933	91,3	530	56,5	++	514	49,5	++
	SO ₄ ²⁻ , mg/kg	62,7	7,2	20,7	2,4	++	52,6	5,5	+
LE-	P ₂ O ₅ , mg/kg	36,1	6,1	35,8	4,2	–	30,4	5,4	–
kivonat	K ₂ O, mg/kg	124	8,7	99,4	7,3	++	171	14,4	++
KCl-	NH ₄ ⁺ , mg/kg	26,2	4,0	6,5	1,8	++	7,7	2,7	++
kivonat	NO ₃ ⁻ , mg/kg	8,2	4,6	5,4	1,3	–	10,4	3,0	–
Király-	Összes Na, ppm	20,9	1,8	25,1	2,7	++	16,1	2,0	++
vizes	Összes Mg, ppm	3244	250	3598	845	–	2286	284	++
feltárás	Összes Ca, ppm	12 140	573	12 440	1021	–	10 412	538	++
	Összes Ba, ppm	7,3	1,0	1,4	0,7	++	9,8	1,6	++

7. táblázat. A 10–15 cm mélységű talajrétegek összehasonlítása t-próba alapján (n = 5). A rövidítések feloldása az 5. táblázatnál olvasható.

Feltárás	Jellemző	zárt dsz. (NG)		nyílt dsz. (SG)		feketefenyves (PP)			
		átlag	szórás	átlag	szórás	szign.átlag	szórás	szign.	
	szerves anyag, t %	12,0	4,8	8,4	1,8	–	12,9	2,7	–
1:5	pH (H ₂ O)	7,5	0,1	7,6	0,1	–	7,3	0,1	–
arányú	Ca ²⁺ , mg/kg	200	14,4	121	12,4	++	165	9,8	++
vizes	Mg ²⁺ , mg/kg	65,7	25,2	46,5	5,3	–	64,1	6,3	–
kivonat	Na ⁺ , mg/kg	4,4	2,7	0	0	*	0	0	*
	K ⁺ , mg/kg	12,4	2,8	2,9	1,7	++	0	0	*
	CO ₃ ²⁻ , mg/kg	0	0	0	0	–	0	0	–
	HCO ₃ ⁻ , mg/kg	851	88,5	416	62,2	++	525	54,4	++
	SO ₄ ²⁻ , mg/kg	48,1	3,6	20,5	3,1	++	47,5	2,3	–
LE-	P ₂ O ₅ , mg/kg	31,0	4,7	37,6	3,7	+	31,1	7,0	–
kivonat	K ₂ O, mg/kg	91,2	19,1	191	26,6	++	218	6,5	++
KCl-	NH ₄ ⁺ , mg/kg	17,8	4,0	9,5	2,2	++	9,3	1,9	++
kivonat	NO ₃ ⁻ , mg/kg	6,6	2,4	5,9	1,7	–	7,8	1,1	–
Király-	Összes Na, ppm	20,6	1,7	24,1	2,9	+	15,9	2,2	++
vizes	Összes Mg, ppm	3428	238	3906	423	+	2360	413	++
feltárás	Összes Ca, ppm	11 340	924	12 060	344	–	10 534	854	–
	Összes Ba, ppm	5,0	1,6	3,2	1,0	+	10,8	1,2	++

lemzőinek a zárt sziklagyp megfelelő értékeitől való eltérését, a 17 mért jellemzőre vonatkozóan.

A nyílt sziklagyp talajának vizes kivonatából mért Ca^{2+} , SO_4^{2-} és NH_4^+ koncentrációja mindhárom rétegben alacsonyabb a zárt sziklagyphez képest. A szerves anyag, a CO_3^{2-} és a Mg^{2+} mennyiségére ugyanez a felső két rétegben érvényes, a K^+ , Na^+ és HCO_3^- -koncentrációra az alsó két mintarétegben. Nincs különbség a három rétegbeli pH, P_2O_5 és NO_3^- -koncentráció értékében, valamint a 10–15 cm rétegbeli szervesanyag-, összes Na-, K-, Mg- és Ba-tartalom vonatkozásában.

A feketefenyves talajában a felső két rétegben a Mg^{2+} , mindhárom rétegben a Ca^{2+} , K^+ , NH_4^+ koncentrációja alacsonyabb, mint a zárt gyp talajában. A P_2O_5 , NO_3^- , SO_4^{2-} koncentrációjában egyik szintben sincs eltérés. A feketefenyves alatt a szervesanyag-tartalom egyik rétegben sem haladja meg a zárt gyp megfelelő rétegének szervesanyag-tartalmát.

Az eredmények értékelése

A mintaterületek jellegéből adódóan az alapkőzet tömörsége miatt a 15 cm alatti mintavétel (különösen a nyílt gyp esetében) komoly problémákba ütközött volna. Ugyanezen okból teljességében megvalósíthatatlan mintaterületeinken a klasszikus talajtani szelvényleírás is. Mindhárom vegetációtípus talajában a 2 mm-nél nagyobb méretű frakció arányát – rétegektől függően – 0–80%-ra becsültük: mindhárom talaj váztalajnak tekinthető. Mivel talajtani értékelésünk a vegetációra gyakorolt lehetséges hatást célozza, a 2 mm-nél nagyobb méretű kövek mintából való kizárását elfogadhatónak tartjuk, a frakciónak a növényi gyökök számára nem meghatározó, kis fajlagos felülete miatt. A három talajréteg (0–5 cm, 5–10 cm, 10–15 cm) összehasonlítása talajtani szempontból önkényesnek tűnhet, de botanikai szempontból értelmet nyer, mivel így az azonos gyökerezési mélységek összevetésére nyílik lehetőség.

A két sziklagyp összehasonlításakor a pH-értékét mindhárom talajmélységben azonosnak találtuk, a kapott értékek (7,4–7,5) pedig leginkább Babai (1966) és Kovács Láng (1966) adataihoz állnak közel. A nyílt sziklagyp javára mutató jelölésen magasabb pH-értéket (Járó 1996) eredményeink nem támasztják alá.

A nyílt dolomitsziklagyp talajában a zárt dolomitsziklagyphez képest alacsonyabb szerves anyag, Ca^{2+} , SO_4^{2-} , NH_4^+ , Mg^{2+} és K^+ tartalmak összefüggésbe hozhatók a nyílt gyepek alacsonyabb borítottsági értékeivel, a vegetáció alacsonyabb föld feletti és alatti biomasszájával. A szerves anyag mennyisége, az összes Na-, K-, Mg- és Ba-tartalom 10–15 cm-es szinti hasonlósága arra utal, hogy e szintben már mindkét társulástípus talajában az alapkőzet hatása dominál, mivel a

nem oldott alkáliföldfém-elemtartalom döntően az alapkőzet eredetű ásványi részekhez köthető. A zárt gyepekben a Ca^{2+} , a Mg^{2+} és a K_2O koncentrációja felfelé, míg a nyílt gyepekben lefelé nő. Ennek magyarázata az lehet, hogy míg a zárt gyepekben a 10–15 cm-es réteg gyökerekkel gazdagon behálózott, addig a nyílt gyepek növényei számára a 0–5 cm mély réteg a döntő felszívási zóna, az ennél mélyebb rétegekbe kevésbé hatolnak le a gyökerek, és így a tápanyagfelszívás is kisebb. Az a megfigyelés, miszerint a feketefenyves talajának három vizsgált rétegében nincs szignifikáns eltérés az összes mért elemtartalom és a legtöbb kation- és anion-koncentráció értékében, cáfolja a kilúgzásra vonatkozó feltételezéseket.

A három talajmélységben megmért tizenhét változóból adódó ötvenegy összevethető adatpárból 29 esetben szignifikánsan alacsonyabb mennyiségek mutatkoztak a nyílt sziklagyepekben. Fordított szignifikáns relációt 6 esetben regisztráltunk, míg 16 talajtani jellemzőt azonosnak találtunk a két gyepekben. Összességében ez igen jelentős eltérést tükröz, ami egyértelműen mutatja, hogy a növényzetükben markánsan különböző nyílt- és zárt dolomitsziklagyepek talajtani vonatkozásban is élesen elkülönülnek.

A feketefenyves alatt a várt elsavanyodás csak a felső talajrétegben volt kimutatható ($\text{pH} = 7,1 \pm 0,1$). Egyes mintaterületein Járó (1996) szintén a felső rétegekben mért alacsony pH-értékeket, de adatai viszonylag tág határok között változtak ($\text{pH} = 6,7\text{--}7,5$). A szervesanyag-tartalom egyik szintben sem haladta meg a zárt gyepek szervesanyag-tartalmát, mi több, a középső szintben (5–10 cm) a zárt gyepi érték szignifikánsan magasabb. Bár a váltakozó mintavételi mélységek Járó adatai vonatkozásában némileg megnehezítik az összevetést, mérései szintén arra utalnak, hogy a zárt gyepek talajának humusztartalma valamelyest meghaladja a feketefenyvesben tapasztalhatókat (Járó 1996). Így a feketefenyves talajában a vélt magasabb szervesanyag-tartalom legfeljebb az általunk már nem vizsgált, 15 cm-nél mélyebb talajrétegekben feltételezhető.

Az 51 adatpár összevetéséből adódó relációk szerint 30 esetben a zárt gyepi értékek szignifikánsan magasabbaknak mutatkoztak. A feketefenyves talajában mért értékek csak 5 esetben voltak szignifikánsan nagyobbak, de ezek közül is 3 adat az összes Ba-tartalomra vonatkozik, amely a növények számára indifferens.

A fentiek alapján a feketefenyvessel végzett kopárfásítás hatására a talaj tápanyagtökéjének jelentős növekedésével nem számolhatunk. A növényzetre gyakorolt hatás tekintetében megemlíthető még, hogy a zárt gyepekhez képest a feketefenyves talaja a felső 15 cm-es rétegben nagyobb homogenitást mutat. Ez a mikro-habitatok uniformizálódása révén szintén hozzájárulhat a dolomitnövényzet feketefenyves alatt megfigyelhető – általában az árnyalásnak tulajdonított – elszegényedéséhez (Bódis 1993, Bartha 2001). Összességében elmondható, hogy a feketefenyvesítés negatívumai – tájidegen fafaj, tűzveszélyes (Tamás 2001), mint

monokultúra növényegészségügyileg veszélyeztetett (Koltay 1998, Koltay & Nagy 1999) – mellett általában hangoztatott legfőbb pozitívuma, a humusztartalom növelése által kifejtett talajjavító hatás eredményeink fényében nem nyert alátámasztást.

*

Köszönetnyilvánítás – A terepi mintavételezésben nyújtott segítségért Radimszky Lászlónak, az elemanalízisek elvégzéséért Koncz Józsefnek tartozunk köszönettel. A kéziratához fűzött számos jobbító észrevételért Tóth Tibornak mondunk köszönetet. Munkánkhoz az Országos Tudományos Kutatási Alapprogramok (OTKA) T 037732 és T 038280 számú pályázatai anyagi támogatást biztosítottak.

Irodalomjegyzék

- Babai, Á. (1966): Cönológiai és talajökológiai vizsgálatok a *Botrychium lunaria* (L.) Sw. kis-szénási lelőhelyén. – *Acta Biol. Debrecina* **4**: 3–15.
- Bartha, S. (2001): Éltre keltett mintázatok. A JNP-modellekről. – In: Oborny, B. (szerk.): *Teremtő sokféleség. Emlékezések Juhász-Nagy Pálra*. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 61–95.
- Bódis, J. (1993): A feketefenyő hatása nyílt dolomit sziklagyepre. I. Texturális változások. – *Bot. Közlem.* **80**(2): 129–139.
- Bódis, J. (1998): Adatok az *Orchis ustulata* biológiájához. – In: Csontos, P. (szerk.) *Sziklagyepék szünbotanikai kutatása*. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 27–40.
- Borbás, V. (1900): *A Balaton tavának és partmellékének növényföldrajza és edényes növényzete*. – A M. Földrajzi Társaság Balaton-Bizottsága kiadása, Budapest.
- Borhidi, A. (1956): Feketefenyveseink társulási viszonyai. – *Bot. Közlem.* **46**: 275–285.
- Csontos, P. & Lőkös, L. (1992): Védett edényes fajok térbeli eloszlás-vizsgálata a Budai hg. dolomit-vidékén. – 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* plantations in dolomite rock grassland habitats, and its implications for restoring grassland vegetation. – *Annls hist.-nat. Mus. natn. hung.* **88**: 69–77.
- Debreczy, Zs. (1966): Die xerothermen Rasen der Péter- und Tamás-Berge bei Balatonarács. – *Annls hist.-nat. Mus. natn. hung.* **58**: 223–241.
- Debreczy, Zs. (1973): A balaton-felvidéki Péter-hegy és környéke cönológiai vizsgálata. – *Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* **12**: 191–220.
- Draskovits, R. (1967): A *Linum dolomiticum* Borb. cönológiai viszonyai. – *Bot. Közlem.* **54**(3): 193–201.
- Draskovits, R. & Molnár, E. (1970): Vergleich einiger zöonologischer, ökologischer Merkmale der xerothermen Eichen- und gepflanzten Schwarzkieferbestände in den Csiki-Bergen. – *Ann. Univ. Sci. Budapest* **12**: 111–115.
- Fekete, G., Tölgyesi, Gy. & Horánszky, A. (1989): Dolomite versus limestone habitats: a study of ionic accumulation on a broader floristic basis. – *Flora* **183**: 337–348.

- Járó, Z. (1996): Ökológiai vizsgálatok a Kis- és Nagy-Szénáson. – *Természetvédelmi Közlem.* **3–4**: 21–53.
- Jobbágy, E. & Jackson, R. B. (2000): The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. – *Ecological applications* **10**(2): 423–436.
- Kalapos, T. (1998): A magyarföldi husáng (*Ferula sadleriana* Ledeb.) Pilis-tetői populációjának dinamikája. – In: Csontos, P. (szerk.) *Sziklagyepek szünbotanikai kutatása*. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 41–54.
- Koltay, A. (1998): A feketefenyő hajtáspusztulását okozó *Sphaeropsis sapinea* Dyko & Sutton gomba biológiájának vizsgálati eredményei. – *Erdészeti Kutatások* **88**: 251–271.
- Koltay, A. & Nagy, L. (1999): Feketefenyő klónok fogékonysága a *Sphaeropsis sapinea* és *Dothistroma septospora* kórokozók fertőzésével szemben. – *Erdészeti Kutatások* **89**: 151–162.
- Kovácsné Láng, E. (1966): Összehasonlító talaj- és növényanalízis dolomit- és mészkő-sziklagyepekben. – *Bot. Közlem.* **53**(3): 175–184.
- Lakanen, E. & Erviö, R. (1971): A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. – *Acta Agr. Fenn.* **123**: 223–232.
- Mihók, B. (1999): Telepített feketefenyves állományok természetvédelmi szempontú vizsgálata dolomiton. – *Természetvédelmi Közlem.* **8**: 49–65.
- Pápa, M. (1956): *Budai hegyek útikalauz*. – Sport lap- és könyvkiadó, Budapest.
- Penksha, K., Káder, F. & Benyovszky, B. M. (1996): Vegetációtanulmány a Balatonalmádi (Vörösbereény) melletti Megye-hegyről. – *Bot. Közlem.* **83**(1–2): 71–90.
- Podani, J. (1978): A method for clustering of binary (floristical) data in vegetation research. – *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* **24**(1–2): 121–137.
- Podhradszky, A. (1866): Előhegyeink kopár déoldalainak, tisztásainak s vízmosásainak legbiztosb és legolcsóbb erdősítéséről. – *Erdészeti és Gazdászati Lapok* **5**: 22–32.
- Székely, M. (1868): A feketefenyő (*Pinus austriaca*) művelésének és terjesztésének hasznairól. – *Erdészeti Lapok* **7**: 205–210.
- Szollát, Gy. & Bartha, S. (1991): Pattern analysis of dolomite grassland communities using information theory models. – *Abstracta Botanica* **15**: 47–60.
- Tamás, J. (2001): A feketefenyvesek telepítése Magyarországon, különös tekintettel a dolomitkopárookra. – *Természetvédelmi Közlem.* **9**: 75–85.
- Tyurin, I. V. (1951): K metodike analiza dlja szovesennogo izucsenyija szosztava pocsvnogo peregrnojo ili gumusza. – In: *Trudü Pocsvennogo Insztituta V. V. Dokucsajeva*, AN. SSSR, Moszkva. **38**: 5.
- Zólyomi, B. (1942): A középdunai flóráválasztó és a dolomitjelenség. Die Mitteldonau-Florenscheide und das Dolomitphänomen. – *Bot. Közlem.* **39**(5): 209–231.
- Zólyomi, B. (1958): Budapest és környékének természetes növénytakarója. – In: Pécsi, M. (szerk.): *Budapest természeti képe*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 508–642.
- Zólyomi, B. (1987): Coenotone, ecotone and their role in preserving relic species. – *Acta Bot. Hung.* **33**(1–2): 3–18.

Pedological comparisons of dolomite rock grasslands and Austrian pine plantations

Halbritter, A.¹, Csontos, P.,² Tamás, J.³ & Anton, A.¹

¹Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry
Hungarian Academy of Sciences

H-1022 Budapest, Herman Ottó út 15, Hungary

²Research Group in Theoretical Biology and Ecology
Hungarian Academy of Sciences–Eötvös L. University

H-1117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/c, Hungary

³Department of Botany, Hungarian Natural History Museum
H-1476 Budapest, P. O. Box 222, Hungary

Austrian pine plantations appeared in the beginning of the 20th century on the original dolomite rock grasslands in Hungary, and since then their area increased due to several plantation efforts. The wish to decrease and revolve soil erosion supported the conversion of dolomite grasslands into Austrian pine plantations.

The aim of our work are statistical comparisons 1) of the soils of a closed dolomite rock grassland and an open dolomite rock grassland 2) to determine the pedological effect of an Austrian pine forest planted on a closed dolomite rock grassland. Standardized field sampling was carried out in three soil layers (0–5 cm, 5–10 cm, 10–15 cm) of the three studied vegetation types. Statistical comparisons were based on the analyses of classical chemical parameters, available N, P, K and Na, Mg, Ca, Ba contents of the soils.

In case of the open dolomite grassland a lower soil organic content, Ca^{2+} , SO_4^{2-} , NH_4^+ , Mg^{2+} and K^+ concentrations were detected, compared to the closed dolomite grassland. Considering the whole set of the measured soil variables great differences appeared between the two grasslands.

Under Austrian pine plantation an acidification was significant only in the uppermost 5 cm. Regarding the organic matter content the pine plantation soils never exceeded the corresponding soil layers of the closed dolomite grasslands. The majority of the measured variables (Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , NH_4^+ , etc.) had lower values in the pine plantation soil, than that of the closed dolomite grassland. However, the pine plantation soil was more homogenous within the upper 15 cm layer. Soil amelioration on dolomite slopes, the commonly believed positive effect of Austrian pine plantations is not supported by our results.

Key words: dolomite, Austrian pine plantation, rock grasslands, soil analyses, statistical evaluation, Buda Hills

Erdei avar mennyiségének változása dolomitra telepített feketefenyvesekben

Cseresnyés Imre, Bózsing Erika és Csontos Péter

*Ötövös Loránd Tudományegyetem, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1/C
E-mail: mercedes@ludens.elte.hu*

Összefoglaló: A XIX. század második felében megindult Magyarországon a tájidegen feketefenyő telepítése, előbb táj- és talajvédelmi, később gazdasági megfontolásból. Mára a feketefenyvesek területe meghaladja a 70 000 hektárt. A fenyvesítéstől nem kímélték meg a botanikailag értékes dolomitsziklagyepeket sem. E természetvédelmi probléma mellett fontos gazdasági tényezőt jelent, hogy ezek az állományok igen tűzveszélyesek. A tűzveszélyesség mértéke a meteorológiai tényezők mellett a jelen lévő éghető anyag mennyiségétől is függ, ezért munkánk célja volt meghatározni a felhalmozódott avar mennyiségét, és megállapítani ennek függését az állományok korától és égtáji kitettségétől.

2 m × 2 m-es kvadrátokat kijelölve, meghatároztuk a tűavar, tobozavar és ágavar légszáraz tömegét különböző korú (21–108 éves) és kitettségű (észak, dél és plató) állományokban, majd a kapott eredményeket statisztikai módszerekkel elemeztük.

Megállapítottuk, hogy a felhalmozódott tűavar mennyisége a 60–80 éves korcsoportban a legnagyobb (17 560 kg/ha), eddig a korig növekedést, utána csökkenést mutat. Az ágavarnál is korfüggő növekedés tapasztalható, de a 80 évesnél idősebb állományokban mutatózó csökkenés itt nem szignifikáns. A tobozavarnál nem mutattunk ki korfüggést. A produktum mennyiségének csökkenése a 80 évesnél idősebb feketefenyvesekben nyilvánvalóan az állomány produkciójának csökkenésével magyarázható. Mindhárom avarfrakció mennyisége független volt az állományok égtáji kitettségétől.

A feketefenyvesekben akkumulálódott szerves anyag mennyisége sokszorosan meghaladja a terület korábbi vegetációját alkotó dolomitsziklagyepekre jellemző értéket, és az őshonos lombhullató erdeinkben fellelhető, éghető szerves anyag mennyiségének is legalább két-háromszorosát teszi ki. Ezért a feketefenyvesek igen tűzveszélyesek, fokozott óvatosságot igényelnek.

Kulcsszavak: égtáji kitettség, feketefenyő, felhalmozódott avar, korcsoport, *Pinus nigra*, tűavar

Bevezetés

A feketefenyő (*Pinus nigra* Arn.) telepítését hazánkban a XIX. század második felében kezdték meg, elsősorban talaj- és tájvédelmi megfontolásokból. A dolomitkopárokra a talajerózióknak és a táj lepusztulásának megakadályozása, az Alföld vidékein pedig a homokterületek fásítása volt a fő szempont, később azonban már a fatermesztési célok kerültek előtérbe (Tamás 2001a). A feketefenyvesek

területe az azóta eltelt több mint száz év során fokozatosan növekedett, és mára túl-lepte a 70 000 hektárt, amely a magyarországi erdőterületek mintegy 4,2%-át jelenti. Az állományok jelentős része a nagyalföldi homokvidékeken (59%), valamint a Dunántúli-középhegységben (18%) található, a fennmaradó részt az ország egyéb tájegységeire telepítették (Szabó 1997, Tamás 2001a).

A feketefenyő telepítése számos természetvédelmi problémát vet fel. A középhegységek dolomit alapkőzetén kialakult sziklagyepek botanikai szempontból rendkívül értékes élőhelyek, melyek igen fajgazdagok, gyakran bennszülött és reliktum fajokat is őriznek, koegzisztenciális változatosságuk pedig kiemelkedő mértékű, ezért fokozott védelemre érdemesek (Zólyomi 1958, Csontos & Lőkös 1992, Bartha *et al.* 1998). Mivel a dolomiton élő növények nem adaptálódtak a fényhiányhoz, a fenyvesítés hatására bekövetkező erős árnyékolás miatt az őshonos flóra nagymértékben elszegényedik, és ez számos növényfaj lokális kipusztulásához vezet (Borhidi 1956, Bódis 1993, Horánszky 1996, Járó 1996, Csontos *et al.* 1998, Tamás & Csontos 1998, Tamás 2003). Az élőhely kedvezőtlené válásához a nagy mennyiségben felhalmozódó tűavar és a talaj kémiai elem tartalmának részbeni megváltozása is hozzájárul (Halbritter *et al.* 2003, Cseresnyés & Bózsing 2002). A feketefenyő esetenkénti eltávolítását követően a növényzet regenerációja lassú, mivel a fenyőállományok alatt eltöltött, általában több évtizednyi idő alatt a dolomitvegetáció magbankja nagymértékben elszegényedik (Csontos *et al.* 1996, 1998).

A fenyvesítés a flóra mellett a faunára is igen kedvezőtlen hatású, a fenyőállományokban jóval szegényesebb állatközösségeket találunk, mint az eredeti dolo-mitsziklagyepben vagy karsztbokorerdőben (Nagy 1996, Török & Tóth 1996).

A felsorolt gondok egy része nyilván azzal is összefüggésbe hozható, hogy a feketefenyő eredeti areája balkán-mediterrán súlyponttal Szicíliától az Alpokon keresztül Kis-Ázsiáig terjed (Meusel *et al.* 1965), így hazánkban tájidegen és társulásidegen egzóta faj.

A feketefenyő telepítése erdészeti szempontú problémákkal is jár. Egyrészt kitermelése a meredek hegyoldalakon nagyon nehézkes, alig gépesíthető, ezért gazdaságtalan. Másrészt fájának magas gyantatartalma, és a nehezen feltisztuló törzs ággyöcsös szerkezete miatt felhasználhatósága nem annyira sokoldalú, mint az erdefenyőé (Molnár 2000). Az ággyöcsök helyén keletkező „szárnyas göcsök” le-rontják mechanikai tulajdonságait, fűrészipari felhasználhatóságát pedig a gyakori kékülés, a „vaseresség” és a nagy gyantatáskák is korlátozzák (Molnár & Bariska 2002).

A legsúlyosabb gazdasági-természetvédelmi probléma azonban a viszonylag gyakran pusztító erdőtűz, mely igen nagy károkat képes okozni (Zambó 1995, Tamás 1997, Tamás & Csontos 1998, Tamás 2001b). Egy területet akkor tekinthe-

tünk tűzveszélyesnek, ha az éghető anyagok elégeése során több hő szabadulna fel, mint amennyi az adott időpontban ott lévő víz elpárologtatásához szükséges (Ghimessy 1995). Az állomány tűzveszélyessége meteorológiai tényezőktől, valamint az éghető szerves anyag mennyiségétől függ (Bussay 1995, Viegas 1998). Az erdei ökoszisztémákban található szerves anyag mennyisége többszörösen felülmúlja a nem erdei vegetációkét (Précsényi 1971, Molnár 1975), így a telepített fekete-fenyvesek (főként a nagy mennyiségben felhalmozódó, gyantás tűavarjuk miatt) a területet korábban borító gyepeknél sokszorosan tűzveszélyesebbek lehetnek. Ezt igazolják az elmúlt években a Dunazug-hegységben bekövetkezett fenyvestüzek (Zambó 1995, Tamás 1997). Mivel a tűz kialakulása és a tűzkár összefügg az éghető anyag mennyiségével, ezért célunk a gyúlékony avarfrakció tömegének meghatározása, illetve annak megállapítása, hogy ez milyen összefüggést mutat az állományok korával és égtáji kitettségével.

Anyag és módszer

Az avarméréseket 2002. májusától októberig végeztük a Budai-hegységben és a Pilis DK-i részén, 21–108 éves korig terjedő *Pinus nigra* állományokban. A fenyvesek pontos helyéről és koráról a Pilisi Parkerdőgazdaság Budapesti, Budakeszi és Pilisszentkereszti Erdészetei adtak felvilágosítást. Az állományokat 4 korcsoportba soroltuk: 20–40 éves, 40–60 éves, 60–80 éves és 80 évnél idősebb. Minden korcsoportra vonatkozóan 12 állományban (4 északi, 4 déli és 4 plató kitettségűben) végeztünk mintavételezést.

Mintaterületeinket az adott állomány egy általunk reprezentatívnak ítélt helyén jelöltük ki (amely mentesnek látszott állati és emberi behatásoktól, valamint nem volt észlelhető benne az avar túlzott felgyülemelése, illetve szél vagy csapadék általi lehordódása). GPS segítségével meghatároztuk ezek pontos földrajzi koordinátáit, a tengerszint feletti magasságot és az égtáji kitettséget. A lejtőszöget becs-

1. táblázat. A vizsgált fekete-fenyves állományok kora és geográfiai alapadatai (kor [év], K = kitettség, L = lejtőszög [°], mérés napja (2002)).

Községhatár és erdőrészlet	Kor	Koordináták	K	L	Nap
Budakeszi 17E (Vadaspark)	21	N 47°31,505'; E 18°54,496'; 293 m	dél	15	09.19
Budakeszi 17E (Vadaspark)	21	N 47°31,507'; E 18°54,606'; 297 m	dél	15	10.21
Budakeszi 17E (Vadaspark)	21	N 47°31,568'; E 18°54,569'; 335 m	plató	0	09.05
Budakeszi 17E (Vadaspark)	21	N 47°31,553'; E 18°54,489'; 324 m	plató	0	09.19
Üröm 2B (Péter-hegy)	23	N 47°35,280'; E 19°01,602'; 230 m	észak	25	09.14
Üröm 2B (Péter-hegy)	23	N 47°35,277'; E 19°01,266'; 236 m	plató	0	09.12

1. táblázat (folytatás)

Községhatár és erdőrésztlet	Kor	Koordináták	K	L	Nap
Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	38	N 47°37,614'; E 18°51,407'; 290 m	észak	35	08.29
Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	38	N 47°37,599'; E 18°51,344'; 290 m	észak	25	10.19
Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	38	N 47°37,640'; E 18°51,440'; 305 m	észak	25	10.19
Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	38	N 47°37,646'; E 18°51,313'; 294 m	dél	30	08.27
Piliscsaba 49A (Vörös-hegy)	38	N 47°37,618'; E 18°51,397'; 302 m	plató	0	08.27
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	43	N 47°37,609'; E 18°51,984'; 348 m	észak	25	07.23
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	43	N 47°37,579'; E 18°52,070'; 357 m	észak	25	10.01
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	43	N 47°37,575'; E 18°52,107'; 361 m	észak	30	10.01
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	43	N 47°37,627'; E 18°52,055'; 340 m	észak	20	10.23
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	43	N 47°37,588'; E 18°52,000'; 354 m	dél	25	07.23
Piliscsaba 18C (Vörös-hegy)	43	N 47°37,604'; E 18°52,052'; 363 m	plató	0	07.18
Budakeszi 18D (Vadaspark)	46	N 47°31,827'; E 18°55,031'; 334 m	dél	20	09.10
Budakeszi 18D (Vadaspark)	46	N 47°31,788'; E 18°55,101'; 338 m	dél	20	09.11
Budakeszi 18D (Vadaspark)	46	N 47°31,818'; E 18°55,021'; 352 m	dél	20	09.29
Budakeszi 18D (Vadaspark)	46	N 47°31,853'; E 18°54,951'; 346 m	plató	0	09.10
Budakeszi 18D (Vadaspark)	46	N 47°31,843'; E 18°55,088'; 349 m	plató	0	09.11
Budakeszi 18D (Vadaspark)	46	N 47°31,822'; E 18°55,070'; 355 m	plató	0	09.29
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	61	N 47°36,711'; E 18°53,137'; 242 m	észak	35	07.14
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	61	N 47°30,102'; E 18°50,688'; 249 m	észak	25	08.22
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	61	N 47°36,643'; E 18°53,106'; 238 m	észak	25	09.21
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	61	N 47°36,720'; E 18°53,151'; 251 m	dél	40	07.04
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	61	N 47°36,733'; E 18°53,202'; 255 m	dél	30	09.21
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	61	N 47°36,701'; E 18°53,202'; 276 m	dél	25	10.05
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	61	N 47°36,679'; E 18°53,188'; 255 m	dél	30	10.05
Pilisszentiván (Fehér-hegy)*	61	N 47°36,606'; E 18°53,162'; 285 m	plató	0	05.01
Páty 56C (Pihenőerdő)	61	N 47°30,077'; E 18°50,676'; 266 m	plató	0	08.22
Nagykovácsi 6C (Zsíros-hegy)	64	N 47°35,760'; E 18°54,008'; 412 m	plató	0	07.21
Budakalász 8B (Ezüst-hegy)	68	N 47°37,201'; E 19°00,528'; 229 m	észak	20	09.08
Budakalász 8B (Ezüst-hegy)	68	N 47°37,128'; E 19°00,535'; 253 m	plató	0	09.08
Budapest 21A (Látó-hegy)	97	N 47°32,021'; E 18°59,770'; 349 m	dél	30	09.17
Budapest 21A (Látó-hegy)	97	N 47°32,195'; E 18°59,843'; 355 m	dél	25	09.18
Budapest 21A (Látó-hegy)	97	N 47°32,106'; E 18°59,905'; 368 m	plató	0	09.17
Budapest 21A (Látó-hegy)	97	N 47°32,185'; E 18°59,853'; 363 m	plató	0	09.18
Üröm 9B (Péter-hegy)	101	N 47°35,221'; E 19°02,006'; 229 m	dél	20	09.14
Üröm 9B (Péter-hegy)	101	N 47°35,265'; E 19°01,247'; 243 m	plató	0	09.12
Budapest 19E (Látó-hegy)	104	N 47°32,324'; E 19°00,035'; 373 m	észak	20	09.01
Budapest 19E (Látó-hegy)	104	N 47°32,360'; E 19°00,055'; 369 m	észak	20	10.04
Budapest 19E (Látó-hegy)	104	N 47°32,277'; E 19°00,102'; 359 m	észak	25	10.04
Budapest 19E (Látó-hegy)	104	N 47°32,230'; E 19°00,189'; 363 m	dél	15	09.03
Budapest 19E (Látó-hegy)	104	N 47°32,297'; E 19°00,095'; 363 m	plató	0	09.01
Pilisszentiván 15D (Zsáros-h.)	108	N 47°35,913'; E 18°53,877'; 254 m	észak	25	08.23

* = A terület nincs erdőtagokra osztva.

léssel állapítottuk meg (1. táblázat). Az avar 3 frakcióra osztottuk fel: 1) tűavar + 6 mm-nél nem vastagabb ágavar (ez játszik szerepet a tűzgyulladás folyamatában), 2) ágavar (6 mm-nél vastagabb), valamint 3) tobozavar.

Az egyes mintaterületeken a vizsgálathoz 5 db 2 m × 2 m-es kvadrátot jelöltünk ki. Ezekből begyűjtöttük a tűavart, és a nedves tömeget a helyszínen 50 g-os pontossággal meghatároztuk egy rugós gyorsmérleggel, majd az 5 kvadrátból származó eredményeket átlagoltuk. A mért tömeg 1–1 kvadrát esetében az avar nedvességtartalmától és az állomány korától függően 4–15 kg között változott. Az ágavart és a tobozavart kisebb összmenyisége miatt 16 m²-es területről (4 db 2 m × 2 m-es kvadrátból összesítve) gyűjtöttük be és mértük. Az állományok sűrűségét is meghatároztuk: 10 m × 10 m-es kvadrátot kijelölve megszámloltuk a fenyő egyedeket, továbbá mértük a törzsek mellmagassági területét (a talajtól 130 cm-es magasságban a fa lejtőnek felfelé néző oldalán; Newbould 1967).

Minden mintaterület esetében, mindhárom mért avarfrakcióból elkülönítettünk egy-egy részmintát, majd ezeket jól záródó fémdobozokban (hogy kiszáradásukat megakadályozzuk) a laboratóriumba szállítottuk, és tömegüket 1 g-os pontossággal megmértük. Ezt követően a mintákat tálcákra helyezve szárítószekrényben 70 °C-on súlyállandóságig szárítottuk, majd száraztömegüket meghatároztuk. A nedves- és száraztömegek alapján kiszámítottuk a bevitt részminták szárazanyag-tartalmát, majd ennek ismeretében meghatároztuk az állományokban felhalmozódott avar légszáraz tömegét kg/ha egységben.

A kitettség és korcsoport szerint is megegyező, tehát ismétlésnek tekintett minták adatainak egységességét kiugróérték-elemzéssel ellenőriztük. Ezenfelül a terepen mért állománysűrűségek és fakerületek ismeretében kiszámoltuk a mintaterületek körlapösszegeit (mint a produktivitással összefüggő jellemzőt), és az azonos korú állományok esetén ellenőriztük, hogy nincs-e köztük kiugró körlapösszegű mintaterület. Mindhárom avarfrakció esetében adatainkat varianciaanalízis segítségével értékeltük az égtáji kitettség és a korcsoportok vonatkozásában (Sváb 1981). Szignifikáns különbségeket $p < 0,05$ szint teljesülése esetén fogadtunk el. Ha az összehasonlítandó csoportok szórásainak szignifikáns különbségei miatt varianciaanalízist nem használhattunk, akkor az adatértékelést Dunn-teszttel végeztük el.

Eredmények

Az állományokban mért avarmenyiségeket kg/ha egységben megadva a 2–4. táblázatokban foglaltuk össze, átlagolva az azonos korcsoportokhoz és kitettséghez tartozó eredményeket ($n = 4$).

2. táblázat. Tüavar-mennyiségek a dolomitra telepített feketefenyvesek négy korcsoportjában, különböző égtáji kitettségek esetén.

Korcsoport	Észak		Dél		Plató	
	Átlag (kg/ha)	Szórás	Átlag (kg/ha)	Szórás	Átlag (kg/ha)	Szórás
20–40 év	12 221	2156,2	10 892	3176,6	11 190	1788,7
40–60 év	12 930	616,8	12 610	252,1	13 208	547,6
60–80 év	18 120	1551,3	19 270	609,0	15 289	3196,3
80 év <	11 957	1300,9	12 684	502,8	12 045	632,4

3. táblázat. Ágavar-mennyiségek a dolomitra telepített feketefenyvesek négy korcsoportjában, különböző égtáji kitettségek esetén. A felső indexben álló betűjelzések a varianciaanalízisben kapott csoportokat jelzik $p < 0,05$ szinten.

Korcsoport	Észak		Dél		Plató	
	Átlag (kg/ha)	Szórás	Átlag (kg/ha)	Szórás	Átlag (kg/ha)	Szórás
20–40 év	2089 ^a	348,5	1043 ^b	348,0	1189 ^b	210,7
40–60 év	2023	155,1	2035	352,8	2310	514,0
60–80 év	2537	803,5	2965	389,1	2788	1223,7
80 év <	2878	1855,0	2460	934,0	1655	846,9

4. táblázat. Tobozavar-mennyiségek a dolomitra telepített feketefenyvesek négy korcsoportjában, különböző égtáji kitettségek esetén.

Korcsoport	Észak		Dél		Plató	
	Átlag (kg/ha)	Szórás	Átlag (kg/ha)	Szórás	Átlag (kg/ha)	Szórás
20–40 év	2305	684,1	2535	461,7	2235	564,9
40–60 év	2423	500,4	2795	623,3	2615	138,3
60–80 év	2733	1051,0	3216	598,3	3002	1500,6
80 év <	3175	1625,8	2183	604,7	1790	507,3

Avarmérési eredményeink között nem találtunk kiugró adatot, így egyiket sem zártuk ki a további elemzésből. Nem találtunk statisztikailag kiugró értéket az azonos korú állományok körlepösszegei között sem, tehát ezeket a mintaterületeket produktivitás szempontjából egységesnek tekinthetjük. Ebből következtethetünk arra, hogy egyik mérési területen sem volt olyan állománygyérítés, amely mesterséges módon csökkentette volna a felhalmozódott avar mennyiségét.

Az azonos korcsoportokhoz tartozó, különböző kitettségű mintaterületek avar-mennyiség adatainak szórása a Bartlett-statisztika szerint azonosnak mutatkozott, ezért kiértékelésükhöz varianciaanalízist használtunk. Szignifikáns különbséget csak a 20–40 éves korcsoportban mért ágavarnál találtunk (az északi lejtőn mért ágavar mennyisége meghaladta a déli, illetve a plató kitettségben mértéket). Mivel

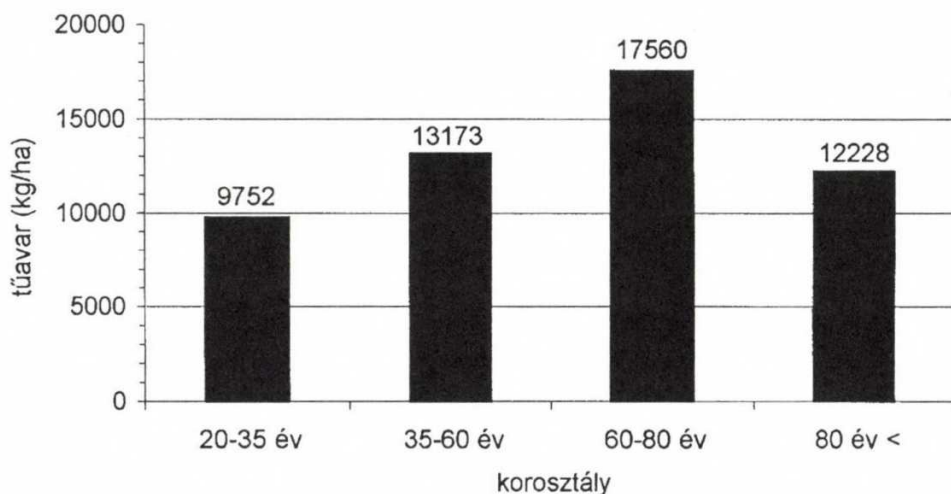
sem a többi korcsoportban, sem a tű- és tobozavar esetén nem kaptunk ilyen eredményt, ezt véletlen eltérésként értékeltük, és a továbbiakban figyelmen kívül hagytuk. Ezek alapján megállapíthatjuk, hogy mindhárom avarfrakció mennyisége független az állományok égtáji kitettségétől.

Az avarfrakciók mennyiségeinek korcsoportfüggését vizsgálva problémát jelentett, hogy a 20–40 éves korcsoportban 21, 23 és 38 éves, a 40–60 éves korcsoportban pedig 43 és 46 éves állományok szerepelnek (1. táblázat). A tűavar esetén a 38 éves minták átlaga (13 789 kg/ha) jól láthatóan közelebb esett a 40–60 éves korcsoport átlagához (12 916 kg/ha), mint a 21–23 éves korúakéhoz (9752 kg/ha). Ezt az elvégzett t-próba is alátámasztotta, azaz a 21–23 éves és a 38 éves minták eredményei szignifikáns eltérést mutattak ($p < 0,001$; $t = 6,829$), ezzel ellentétben a 38 éves minták eredményei nem különböztek szignifikánsan a 40–60 éves korcsoport eredményeitől. Utóbbi esetben a szórások különbségét szignifikánsnak találtuk ($SD_{38 \text{ év}} = 1297,8$; $SD_{40-60 \text{ év}} = 517,7$), így a két csoportot Welch-tesztel hasonlítottuk össze. A kapott eredmények alapján a 40 éves korcsoportot 35 évre változtattuk. Így a továbbiakban a következő korcsoportokkal és mintaelemszámokkal dolgoztunk: 20–35 év ($n = 7$); 35–60 év ($n = 17$); 60–80 év ($n = 12$); 80 év felett ($n = 12$).

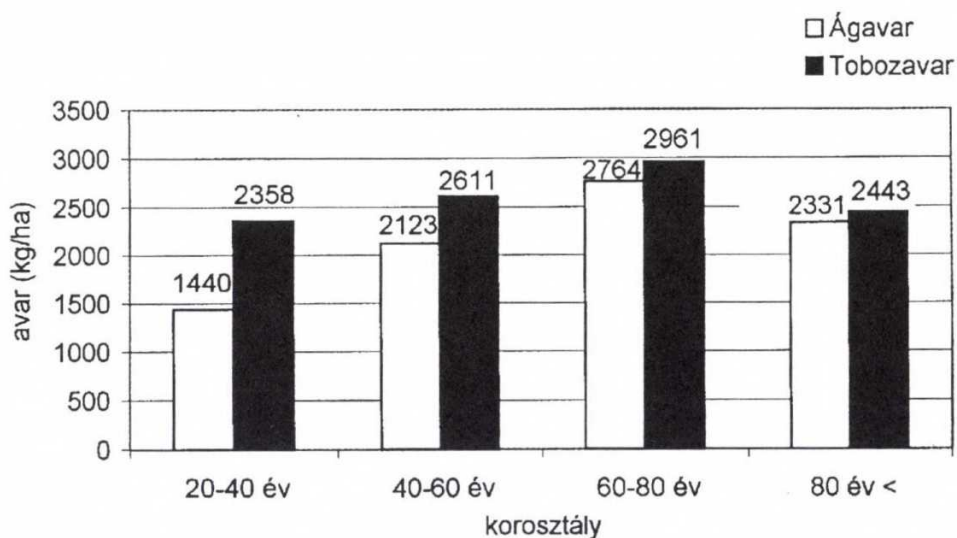
Az ágavar és a tobozavar esetén a 38 éves állományok eredményei nem különböztek szignifikánsan sem a 21–23, sem a 40–60 éves korcsoport eredményeitől, azaz a minták átsorolásának, illetve az ebből következő korcsoport-módosításnak nem volt alapja. Így az ág- és tobozfrakció esetén az eredeti korcsoportok megmaradtak.

A tűavar-mennyiség korfüggésének megállapításához Dunn-tesztet használtunk, mivel a szórások szignifikánsan különböztek. A teszt szignifikáns eltérést mutatott ki az alábbi korcsoportok között: 20–35 és 35–60 év ($p < 0,01$); 20–35 és 60–80 év ($p < 0,001$), 60–80 év és 80 év felett ($p < 0,001$) (5. táblázat). Ebből megállapítható, hogy a felhalmozódott tűavar mennyisége a 60–80 év közötti állományokban a legnagyobb (17 560 kg/ha), eddig a korosztályig nő az állomány idősödésével, majd utána ismét csökkenést mutat (1. ábra).

Hasonló eljárással elemeztük az ág- és a tobozavar korfüggését is (5. táblázat). Az ágavarnál a 20–40 és a 60–80 éves korcsoportok között mutatkozott szignifikáns eltérés ($p < 0,001$), azaz a tűavarhoz hasonló emelkedő tendencia kisebb mértékben, de itt is megfigyelhető. Az idős állományokban az ágavar mennyisége valamelyest csökkent, de a különbség nem mutatkozott szignifikánsnak (2. ábra). A tobozavar esetében egyik csoport sem mutatott szignifikáns eltérést, a frakció mennyisége 2358 és 2961 kg/ha értékek között változott.



1. ábra. A felhalmozódott tüavar légszáraz tömege különböző korosztályokba tartozó feketefenyő-állományokban.



2. ábra. A felhalmozódott ág- és tobozavar légszáraz tömege különböző korosztályokba tartozó feketefenyő-állományokban.

Az eredmények értékelése

Eredményeinkből látható, hogy egyik avarfrakció mennyisége sem függ a feketefenyves égtáji kitettségétől, viszont sikerült kimutatni a korfüggő változásokat, amelyre lomberdei avarvizsgálatai kapcsán már Járó (1958) is felhívta a figyelmet. A felhalmozódott tűavar mennyisége először nő az állomány idősödésével, a 60–80 éves korosztályban maximumot mutat, majd határozottan csökken. A növekedés az ágavar esetén is kimutatható volt, de az időskori visszaesés nem mutatkozott szignifikánsnak. A tobozavar mennyisége is növekedett, majd a legidősebb korcsoportban csökkent, azonban a mennyiségi különbségek egyetlen esetben sem voltak szignifikánsak. Az ág- és tobozavarra jellemző, hogy a tűavarnál nagyobb partikulumokban, és ezért kevésbé egyenletesen hullik. A tobozok eloszlását ezenkívül még a hullás utáni áthalmozódás is befolyásolja. Mindezek következtében adatainkat a tűavarénál nagyobb szórás jellemezte. Nagyobb mintaelemszám, vagy nagyobb kvadrátméret alkalmazásával csökkenthető lenne a szórás, és így feltehetőleg a toboz- és az ágavar mennyiségének korfüggő változása is kimutathatóvá válna. Megjegyzendő, hogy Newbould (1967) a lehulló ágavar mennyiségének méréséhez 20 m × 20 m-es kvadrátot javasol a fent említett ok miatt.

Az erdő produkciója és a felhalmozódott avar mennyisége között szoros korreláció van (Járó 1958, Kavvadias *et al.* 2001). A tűavar mennyiségének csökkenése tehát utal arra, hogy az idős állományok produkciója csökken. Gower és mtsai (1996) összefoglaló munkát közölnek a föld feletti nettó primer produkció csökkenésének lehetséges okairól, és megállapítják, hogy az főként a mérsékelt és hideg égöv erdeire jellemző, trópusi területeken kevésbé jelentős. Egy általuk részletesen leírt *Picea*-állomány produkciójának maximuma 68 éves kornál jelentkezett, amely jól egyezik a dolomitra telepített feketefenyvesekben mért adatainkkal. Bessie és Johnson (1995) húsz kanadai *Pinus*-állományban végeztek avarvizsgálatokat és annak mennyiségét minden korosztályban erősen ingadozónak, de egyön-

5. táblázat. A háromféle avarfrakció korcsoportfüggése dolomiton létesített feketefenyvesekben. A felső indexben álló betűjelzések a varianciaanalízisben kapott csoportokat jelzik $p < 0,05$ szinten.

Korcsoport	20–35 év (n = 7)		36–60 év (n = 17)		60–80 év (n = 12)		80 év < (n = 12)	
	Átlag	Szórás	Átlag	Szórás	Átlag	Szórás	Átlag	Szórás
Tűavar (kg/ha)	9752 ^a	758,4	13173 ^b	879,37	17560 ^b	2568,2	12228 ^a	868,3
Korcsoport	20–40 év (n = 12)		40–60 év (n = 12)		60–80 év (n = 12)		80 év < (n = 12)	
	Átlag	Szórás	Átlag	Szórás	Átlag	Szórás	Átlag	Szórás
Ágavar (kg/ha)	1440 ^a	558,3	2123 ^{ab}	362,8	2764 ^b	812,1	2331 ^{ab}	1285,8
Tobozavar (kg/ha)	2358	539,2	2611	452,3	2961	1036,1	2443	1091,7

tetűen kisebbnek találták, mint a magyarországi feketefenyvesekben mért értékek. Ennek oka lehet a csapadékos éghajlat, mivel az nagymértékben elősegíti a dekomponálás folyamatát (Pausas 1997, De Santo *et al.* 2002). Filcheva és mtsai (2000) bulgáriai feketefenyvesekben (a mi mérési területünkhöz hasonló éghajlati viszonyok között), 25 éves állományokban 7680 kg/ha tűavart mért, amely viszonylag jól közelíti saját eredményeinket (9752 kg/ha). Kavvadias és mtsai (2001) ugyanakkor száraz, mediterrán klímájú görögországi feketefenyvesekben igen nagy tömegű, 40 000 kg/ha-os avarproduktumról számoltak be, Kurz és Thiéry (2000) pedig 43 000 kg/ha avartömeget talált 100 éves dél-franciaországi *Pinus*-állományokban. Mindkét tanulmány a klimatikus viszonyok okozta lassú lebomlással magyarázza a szerves anyag nagymértékű felhalmozódását.

Mindezen tényezők (időjárás, nagy mennyiségben felhalmozódó éghető anyag) érthetővé teszik, hogy a leginkább tűzveszélyes területek a mediterrán, majd a szubtrópusi, és harmadikként a meleg mérsékelt égövi térségek (ahová Magyarország is tartozik).

Hazánkban avarprodukciónak vonatkozó részletes vizsgálatokat elsőként Járó Zoltán végzett, összehasonlítva a legfontosabb lombhullató fajok alkotta állományokat (Járó 1958). Az éves avarprodukciónak mértékét általában 2500 és 4800 kg/ha értékek között tapasztalta. Később az IBP, illetve az annak folytatását képező MAB keretében is születtek avarprodukciónak vonatkozó eredmények. Természetes állapotú cseres-tölgyesben Jakucs és munkatársai végeztek vizsgálatokat, és az évi teljes lombavar-alkotást átlagosan 4063 kg/ha-nak találták (Tóth *et al.* 1985). Isépy (1974) gyertyános-tölgyesekben 3040–3670 kg/ha levélavar-alkotást értékeltek mutatott ki.

A lombavar-alkotum vonatkozásában (azaz a korábbi évek még lebomlatlan frakcióját is beszámítva) Tóth és Papp (1973) végeztek vizsgálatokat a síkfőkúti cseres-tölgyesben, és 8443 kg/ha avart regisztráltak. Mivel a tölgyéhez hasonló bükk- és kőris-kivételével a többi lombhullató faj avarlebomlási sebessége meghaladja a tölgyét, Tóth és Papp adatát lényegében a lombféléinkben várhatóan felhalmozódó avar mennyiség maximális értékeként tekinthetjük. (Ami természetesen csak a friss avar lehullását követő rövid időszakban ilyen magas érték, az év minden más időszakában már csak ennél alacsonyabb lehet.) Az általunk vizsgált feketefenyvesekben kimutatott tűavarmennyiség minden korosztályban meghaladta a síkfőkúti erdő maximális lombavartömegét, és átlagosan annak mintegy kétszeresét tette ki. Ebből következően ezek az állományok rendkívül tűzveszélyesek, és az aszályos, tartósan meleg időjárási helyzetek uralkodása alatt fokozott figyelmet követelnek.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk Bakon Gábor erdészetvezetőnek (Pilisi Parkerdő Rt. Budapesti Erdészete) és Apatóczy Istvánnak (Budakeszi Erdészeti) az erdőállományokra vonatkozó adatgyűjtésben nyújtott segítségükért. Tamás Júlia a terepi munka során, valamint a kézirat átolvasásával és javításával nyújtott értékes segítséget. Hálásan köszönjük Horváth Ferenc és Isépy István kritikai észrevételeit és javaslatait a beküldött kéziratra vonatkozóan. Munkánkat az Országos Tudományos Kutatási Alapprogramok (T 037732) támogatásával végeztük.

Irodalomjegyzék

- Bartha, S., Rédei, T., Szollát, Gy., Bódis, J. & Mucina, L. (1998): Északi és déli kitettségű dolomitsziklagyepek térbeli mintázatának összehasonlítása. – In: Csontos, P. (szerk.): *Sziklagyepek szünbotanikai kutatása*. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 159–182.
- Bessie, W. C. & Johnson, E. A. (1995): The relative importance of fuels and weather on fire behavior in subalpine forests. – *Ecology* **76**(3): 747–762.
- Bódis, J. (1993): A feketefenyő hatása nyílt dolomitsziklagyepre. Texturális változások. – *Bot. Közlem.* **80**(2): 129–139.
- Borhidi, A. (1956): Feketefenyveseink társulási viszonyai. – *Bot. Közlem.* **46**: 275–285.
- Bussay, A. (1995): Az erdőtüz és a meteorológiai tényezők közötti kapcsolatok. – *Erdészeti Lapok* **130**(5): 149.
- Cseresnyés, I. & Bózsing, E. (2002): A dolomitra telepített feketefenyvesek tűzavar-produkciójának vizsgálata. (Előadáskivonat). – *Bot. Közlem.* **89**: 246.
- Csontos, P. & Lőkös, L. (1992): Védett edényes fajok térbeli eloszlás-vizsgálata a Budai hg. dolomitvidékén. – 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* plantations in dolomite rock grassland habitats, and its implications for restoring grassland vegetation. – *Annls hist.-nat. Mus. natn. hung.* **88**: 69–77.
- Csontos, P., Tamás, J. & Kalapos, T. (1998): A magbank szerepe a dolomitnövényzet regenerálásában korábban feketefenyvessel borított területeken. – In: Csontos, P. (szerk.): *Sziklagyepek szünbotanikai kutatása*. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 183–196.
- De Santo, A. V., Rutigliano, F. A., Berg, B., Fioretto, A., Puppi, G. & Alfani, A. (2002): Fungal mycelium and decomposition of needle litter in three contrasting coniferous forests. – *Acta Oecologica* **23**(4): 247–259.
- Filcheva, E., Noustorova, M., Gentcheva-Kostadinova, Sv. & Haigh, M. J. (2000): Organic accumulation and microbial action in surface coal-mine spoils, Pernik, Bulgaria. – *Ecological Engineering* **15**(1–2): 1–15.
- Ghimessy, L. (1995): Erdőtűzek és azok hatása erdeinkre. – *Erdészeti Lapok* **130**(5): 150–151.
- Gower, S. T., McMurtrie, R. E. & Murty, D. (1996): Aboveground net primary production decline with stand age: potential causes. – *Trends in Ecology & Evolution* **11**: 378–382.
- Halbritter, A., Csontos, P., Tamás, J. & Anton, A. (2003): Dolomitsziklagyepek és feketefenyvesek talajainak összehasonlító vizsgálata. – *Természetvédelmi Közlemények* **10**: 19–35.
- Horánszky, A. (1996): Növénytársulástani, erdőgazdálkodási és természetvédelmi kérdések a Kis- és Nagy-Szénáson. – *Természetvédelmi Közlemények* **3–4**: 5–19.
- Isépy, I. (1974): Avarprodukció és az avarlebomlás sebességének mérése mezofil lomboserdőkben. – *Bot. Közlem.* **61**(3): 205–216.

- Járó, Z. (1958): Alommennyiségek a magyar erdő egyes típusaiban. – *Erdészettudományi Közlemények* **1**: 151–160.
- Járó, Z. (1996): Ökológiai vizsgálatok a Kis- és Nagy-Szénáson. – *Természetvédelmi Közlemények* **3–4**: 21–53.
- Kavvadias, V. A., Alifragis, D., Tsiontsis, A., Brofas, G. & Stamatelos, G. (2001): Litterfall, litter accumulation and litter decomposition rates in four forest ecosystems in northern Greece. – *Forest Ecology and Management* **144**: 113–127.
- Kurz, C. & Thiéry, J. M. (2000): Residence time and decomposition rate of *Pinus pinaster* needles in a forest floor from direct field measurements under a Mediterranean climate. – *Soil Biology and Biochemistry* **32**(8–9): 1197–1206.
- Meusel, H., Jäger, E. & Weinert, E. (1965): *Vergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora*. – Gustav Fischer Verlag, Jena.
- Molnár, E. (1975): A survey of studies on grassland production in Hungary. – *Acta Bot. Hung.* **21**(1–2): 91–101.
- Molnár, S. (szerk.) (2000): *Faipari kézikönyv I.* – Faipari Tudományos Alapítvány, Sopron, 428 pp.
- Molnár, S. & Bariska, M. (2002): *Magyarország ipari fái.* (Wood species of Hungary.) – Szaktudás Kiadó Ház, Budapest, 210 pp.
- Nagy, B. (1996): Orthopteroid rovarok rekolonizációs viszonyai megnagyobbított feketefenyő tisztásokon. – *Természetvédelmi Közlemények* **3–4**: 55–63.
- Newbould, P. J. (1967): *Methods for estimating the primary production of forest*. – IBP Handbook. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 48 pp.
- Pausas, J. G. (1997): Litter fall and litter decomposition in *Pinus sylvestris* forests of the eastern Pyrenees. – *J. Vegetation Science* **8**: 643–650.
- Précsényi, I. (1971): A Föld növénytakarója primer produkciójának becslése. – *Bot. Közlem.* **58**(1): 53–57.
- Sváb, J. (1981): *Biometriai módszerek a kutatásban.* – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 557 pp.
- Szabó, P. (szerk.) (1997): *Magyarország erdőállományainak főbb adatai 1996. Országos adatok.* – Állami Erdészeti Szolgálat, Budapest.
- Tamás, J. (1997): A növényzet regenerálódása leégett feketefenyvesek helyén, dolomiton. – Egyetemi szakdolgozat, ELTE, Budapest, 80 pp.
- Tamás, J. (2001a): A feketefenyvesek telepítése Magyarországon, különös tekintettel a dolomitkopárokra. – *Természetvédelmi Közlemények* **9**: 75–85.
- Tamás J. (2001b): *Tűz utáni szukcesszió vizsgálata feketefenyvesekben.* – Egyetemi doktori értekezés kézírata, ELTE, Budapest, 140 pp.
- Tamás, J. (2003): History of Austrian pine plantations in Hungary. – *Acta Botanica Croatica* **62**(2): [in press]
- Tamás, J. & Csontos, P. (1998): A növényzet tűz utáni regenerálódása dolomitra telepített feketefenyvesek helyén. – In: Csontos, P. (szerk.): *Sziklagyepek szünbotanikai kutatása*. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 231–264.
- Tóth, J. A. & B. Papp, L. (1973): Az avarlebontás tanulmányozása a síkfőkúti bioszféra-kutatás keretében. I. Az avarlebontás sebességének meghatározása. – *Bot. Közlem.* **60**(3): 177–181.
- Tóth, J. A., Papp, L. & Jakucs, P. (1985): Litter production of the forest. – In: Jakucs, P. (ed.): *Ecology of an oak forest in Hungary*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 211–227.
- Török, J. & Tóth, L. (1996): A Nagy-Szénás természetvédelmi terület madárfaunájának minőségi és mennyiségi vizsgálata. – *Természetvédelmi Közlemények* **3–4**: 65–70.
- Viegas, D. X. (1998): Weather, fuel status and fire occurrence: predicting large fires. – In: Moreno, J. M. (ed.): *Large forest fires*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 31–48.

- Zambó, P. (1995): A Pilisi Parkerdő Rt. területén 1993–1994-ben bekövetkezett erdőtüzekről, a kár mértékéről és annak felszámolására tett erőfeszítésekről. – *Erdészeti Lapok* **130**(5): 152.
- Zólyomi, B. (1958): Budapest és környékének természetes növénytakarója. – In: Pécsi, M. (szerk.): *Budapest természeti képe*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 509–642.

Quantitative analyses of the litter under Austrian pine stands planted on dolomite hills

Cseresnyés, I., Bózsing, E. & Csontos, P.

Department of Plant Taxonomy and Ecology, Loránd Eötvös University
H-1117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/C, Hungary; E-mail: mercedes@ludens.elte.hu

Austrian pine (*Pinus nigra* Arn.) – an alien conifer in Hungary – was first used for afforestation in the second half of the 19th century. In the beginning its stands were established for soil protection purposes on steep slopes (mainly of dolomite and limestone hills) and on sandy soils of the Great Hungarian Plain. Later, due to economic considerations, its share from the total forested land of the country increased gradually and today it exceeds 70 000 hectares. However, parallel to the progress of establishing Austrian pine plantations, the drawback of it also received increasing attention. From nature conservation point of view the afforestation of species rich dolomite rock grasslands with Austrian pine is often criticised because the pine stands eliminate the rare and endemic herbs that characterise the original vegetation. An additional problem is the flammability of these forests as it was indicated by the fire events of the latest decades. It is known that the risk of fire initiation and the extent of fire is strongly affected by meteorological factors and the amount of fuel available in the vegetation.

Therefore the aim of the present paper was to quantify the accumulated litter in the Austrian pine stands and its dependence on the age and exposition of the stands.

For sampling forest floor litter 2 m by 2 m quadrats were used in 5 replicates at each stand. Air-dried mass of the litter was determined in three fractions: 1) needles (including twigs with diameter less than 6 mm), 2) branches and twigs (with diameter above 6 mm) and 3) cones. The age distribution of the studied pine stands were between 21 and 108 years and they evenly represented three exposition types: a) north-facing slopes, b) south-facing slopes and c) plateau position. Variance analysis and t-test were used for statistical evaluation of the dry-mass records.

A gradual increase of the needle litter mass was found to the stand age class 60–80 years, where it reached a maximum value of 17 560 kg/ha. In the oldest stands (age > 80 yrs) a significant decrease of needle-litter amount was detected (12 228 kg/ha). Similar trends occurred in case of the branch + twig litter, but the decrease in the oldest age class was not significant. The amount of cone litter did not show age dependence at the applied sampling size. For all the three studied fractions the amount of litter proved to be independent to the exposition. The reduced amount of litter found in the oldest age class is very likely a consequence of the decreasing productivity of Austrian pine stands older than 80 years. The amount of accumulated litter of the planted Austrian pine stands many times exceeds the litter quantity of the dolomite rock grasslands considering every age classes and exposition types. Furthermore, it is 2–3 times higher than the amount of litter reported from native zonal forest communities of Hungary. Therefore, the Austrian pine stands planted on dolomite hills are subjected to an increased risk of fire, thus require appropriate inspection when dry and hot weather conditions prevail.

Key words: age class, Austrian pine, exposition, litter production, needle litter, *Pinus nigra*

A tollas szálkaperje (*Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv.) és az általa dominált félszáraz gyeptársulások jellemvonásai Nyugat-Európában és hazánkban

Mojzes Andrea

MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete
2163 Vácrátót, Alkotmány út 2–4.*

Összefoglaló: A félszáraz gyepek (Mesobromion asszociációcsoport) Nyugat-és Közép-Európában elterjedt természeteshez közeli növénytársulások. Nyugat-Európa humid klímáján, fajgazdagságukat veszélyezteti a *B. pinnatum* agresszív terjedése a gyephasználat megváltozása és a légköri N ülepedés hatására. Ennek hátterében a növény hatékony ásványi anyag forgalma, plasztikus allokációs dinamikája és hajtásmagassága állhat. Hazánkban a *B. pinnatum* gyepek a Pannonicum erdőssztyepp mozaikjának részei. Az erdők kiirtása után, maradványai, számos erdei és erdőssztyeppfajt megőrizve, fennmaradtak és kiterjedhettek főleg a kiegyenlített mikroklimájú, északias kitettségű löszlejtőkön. A *B. pinnatum* e sikerességében, ugyanakkor erdőssztyeppfaj cönológiai viselkedésében lényeges szerepe lehet a fűfaj eltérő besugárzási viszonyokkal szemben mutatott fenotípusos plasztikusságának, ökofiziológiai toleranciájának.

Kulcsszavak: *Brachypodium pinnatum* gyepek, erdőssztyeppfaj, invázió, tájhasználat, fenotípusos plasztikusság, ökofiziológiai tolerancia

Bevezetés

Társulásdinamikai folyamatok során a már jelenlévő fajkészlet változását nagymértékben befolyásolják a társulásalkotó fajok autökológiai sajátosságai (morfológiájuk, életmenet-stratégiájuk, ökofiziológiai toleranciájuk, növekedési tulajdonságaik stb.) (Virágh 2000, Pickett *et al.* 1987). Ezek a tulajdonságok határozzák meg elsősorban a fajok túlélését vagy pusztulását bolygatás hatására, ill. a kolonizáció sikerességét. Különösen a társulás domináns fajainak e sajátosságai lehetnek lényegesek, és húzódnak meg a populációk közötti szerepváltások hátterében. Ez a tanulmány a félszáraz *B. pinnatum* gyepek és domináns fajának példáján keresztül szeretné bemutatni, hogy egy növényfaj társulásban betöltött szerepének, szukcessziós sikerességének megértéséhez hogyan járulhat hozzá a faj biológiai tulajdonságainak ismerete.

* Jelenlegi cím: ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c; E-mail: mojzes@ludens.elte.hu

A félszáraz gyepek florisztikai, cönológiai és társulásdinamikai viszonyainak áttekintő jellemzése, és a *B. pinnatum* vegetációban elfoglalt helyzete

A félszáraz gyepek (*Brometalia erecti* sorozat) Nyugat- és Közép-Európában elterjedt, többnyire a lombhullató erdők kiirtása nyomán keletkezett, természetes-hez közeli növénytársulások. Tág elterjedési területük következtében az egyes asszociációcsoportjaik florisztikai összetételét más-más növényföldrajzi hatás határozza meg döntően. Az egyik legjelentősebb, az elsősorban szubatlanti klímahatás által befolyásolt *Bromion erecti* (Mesobromion), amely a Brit-szigetektől és Dél-Svédországtól (Willems 1982) a Kárpát-medence nyugati, északi részéig elterjedt, súlypontja Közép-Európa déli, délnyugati részére tehető. A másik fontos társuláscsoport, a pontus-pannon *Cirsio-Brachypodion* pedig főként a Kárpát-medence kollin-szubmontán medenceperemi övezetében (a Lajta-hegységtől az Erdélyi-medencéig) fordul elő, ahol a szubmediterrán és a kontinentális klímahatások egyaránt érvényre jutnak (Varga & V. Sipos 1999, Varga *et al.* 2000). Közép-Európában a múlt század közepe óta több társulásukat leírták, amelyekről Passarge (1978) munkája nyújt áttekintő felsorolást. Ekkor már hazánkban is tesznek említést a mezofil jellegű irtásrétek (Mesobromion) keleti megfelelőjének tekinthető *B. pinnatum* és *Bromus erectus* dominálta társulásokról a Középhegységből és Dunántúlról (Soó 1964). Részletesebb tanulmányozásuk, cönológiai elemzésük azonban csak az elmúlt évtizedben kezdődött meg (Schmotzer & Vojtkó 1996, 1997, V. Sipos & Varga 1996, Fekete & Virágh 1997, Fekete *et al.* 1998, Horváth 2002). Ekkor újabb asszociációik leírására is sor került (pl. *Poo badensis-Caricetum montanae* V. Sipos & Varga 1996, *Euphorbio pannonicae-Brachypodietum* Horváth 2002). Jelentőségük abban rejlik, hogy magas faji, életformabeli és fiziognómiai (szintezettség, foltosság) diverzitással jellemezhetők, különösen a Kárpát-medencében. Sokféleségük miatt florisztikai és cönológiai elkülönítésük, rendszerezésük még ma sem teljesen tisztázott, és épp e változatosságuk miatt érdemelnek különös figyelmet vegetációdinamikai és természetvédelmi szempontból egyaránt. A következőkben tekintsük át változatosságuk forrását jelentő tényezőket, külföldi példákkal is kiegészítve Varga *et al.* (2000) áttekintését.

1) Többnyire másodlagosan, erdőirtást követően alakultak ki, ezért viszonylag fiatal társulások (Ellenberg 1988), de elsődlegesen létrejött, extrazonális asszociációjuk is ismert az edafikus okok miatt teljesen sosem záródó tölgyes erdővel mozaikoló megjelenésben (pl. az Aggteleki-karszton V. Sipos & Varga 1996, Varga *et al.* 2000; vagy a Délkeleti-Bükkben Schmotzer & Vojtkó 1996). Harmadlagosan is létrejöhetnek, pl. a Bükk-fennsíkon a szőrfüves hegyi rétek szárazodásá-

val (Schmotzer & Vojtkó 1996), vagy felhagyott szántók befüvesedésével (Varga & V. Sipos 1999).

2) Változó égtáji kitettségben és többféle, de általában bázisokban gazdag alapkőzetten alakulnak ki (Fekete 1997, Varga & V. Sipos 1999, Varga *et al.* 2000): pl. mészkövön (Willems 1982, Ellenberg 1988, Eijsink *et al.* 1978, Schmotzer & Vojtkó 1996, 1997, V. Sipos & Varga 1996), dolomiton (Schmotzer & Vojtkó 1996, 1997, V. Sipos & Varga 1996), löszön (Fekete *et al.* 1998, 2000, Horváth 2002, Schmotzer & Vojtkó 1997, Eijsink *et al.* 1978).

3) Fajösszetételüket befolyásolja, hogy milyen vegetációzónában, milyen erdőtársulásból (pl. tatárjuharos lösztölgyes, cseres-tölgyes, gyertyános-tölgyes, bükkös) vezethetők le (Schmotzer & Vojtkó 1996, 1997, Fekete 1997, Varga & V. Sipos 1999).

4) Klimatikus, biogeográfiai átmeneti helyzetük mellett cönológiaiilag is köztes helyzetet foglalnak el a xerotherm erdőszegélyek, főleg a *Geranium sanguineum*, és a szubkontinentális száraz gyepek (*Festucion rupicolae*) között (Varga *et al.* 2000, V. Sipos & Varga 1996).

5) Dinamikai állapotukban is sokfélék, a fennmaradásukhoz szükséges tájhasználat eltéréseinek (kaszálás, legeltetés, égetés), illetve annak megszűnésekor a termőhelyi viszonyoktól függő különböző irányú és sebességű folyamatok (becserjésedés-beerdősödés, szegélyesedés, sztyeppesedés; részletesebb tárgyalásukat lásd később) következtében (Ellenberg 1988, Willems 1983, Bobbink & Willems 1987, Varga & V. Sipos 1999, Varga *et al.* 2000, Fekete 1997, Fekete *et al.* 1998, 2000, Horváth 2002).

Többszintű gyepek, amelyekben a két legfontosabb állományalkotó fűfaj, a *B. pinnatum* és a *Bromus erectus* mellett, gyepalkotó lehet a *Briza media*, *Arrhenatherum elatius*, *Holcus lanatus*, *Dactylis glomerata*, *Helictotrichon compressa*, *H. pubescens*, *Festuca rupicola* és *F. valesiaca*, *Carex caryophylla*, *C. humilis*, *C. flacca* (Varga & V. Sipos 1999, Ellenberg 1988, Willems 1982). Nem ritka az egy nemzetségbe (pl. *Carex*, *Thymus*, *Centaurea*) tartozó fajok vikariál előfordulása a különböző térségek Mesobromion társulásaiban (Willems 1982). Közép-Európában a *B. pinnatum* az erdőssztyeppfajok közé sorolható: elsősorban az erdőszegélyeket részesíti előnyben, de előfordul nyíltabb erdők aljnövényzetében is (Jakucs 1961, Szujkó-Lacza & Rajczy 1986, Ellenberg 1988). Különösen igaz ez a Kárpát-medence félszáraz klímáján, ahol a *B. pinnatum* gyepek erdő-gyep komplex eredetűek (Jakucs 1961, Schmotzer & Vojtkó 1996, 1997), a Pannonicum erdőssztyepp-mozaikjának részei, főként intrazonális jellegűek (Varga & V. Sipos 1999, Varga 2001). Több tanulmány utal arra is, hogy a zonális lösz erdőssztyepp ritkás erdeinek aljnövényzetében, tisztásain és szegélyein eredetileg is jelen lehettek (Zólyomi 1958, Szujkó-Lacza & Rajczy 1986, Zólyomi & Fekete

1994). Itt az erdőirtás után azonban csak a kiegyenlítettebb mikroklímájú meredek, északi kitettségű lejtőkön tudtak fennmaradni állományaik. Horváth (2002) a mezőföldi Belsőbárándi lösz völgyrendszerben a *B. pinnatum* borítása és a kitettség ÉK-i komponense között erős szignifikáns korrelációt mutatott ki. ÉK felől Ny felé haladva a kitettségi gradiens mentén, a *B. pinnatum* borítása csökken, és a szálkaperjegyepet fokozatosan felváltja a *F. rupicola* dominálta gyeptípus. A fűfaj által dominált erdőssztyepprel előfordulása a délkeleties vagy nyugatias kitettségben már csak a meredekebb (25–30°-os) lejtőkön, a délies-délnyugatias oldalakon pedig egyáltalán nem jellemző. A *B. pinnatum* fajcsoportjának északi kitettséghez való kötődéséről számolnak be Kállay-Szerényi és munkatársai (2002) is az észak-mezőföldi löszlegelők, ill. felhagyott szőlő- és gyümölcsöskertek flórájának fajkoalíciós elemzése alapján. Ezzel szemben Nyugat-Európában, ahol az erdőssztyepp öv hiányzik, nem vagy kevésbé jellemző a *B. pinnatum* és gyepeinek ez az erdőssztyepp (maradvány) jellege. E régió humid klímáján ugyanis a Mesobromion gyepek csaknem kizárólag másodlagosan, a bükkösök, büккеlegyes erdők kiirtása nyomán, (általában mészkövön) létrejött társulások (Ellenberg 1988, Pott 1992 cit. in V. Sipos & Varga 1996, Willems 1983). Sokféleségüket (számos asszociáció, szubasszociáció és variáns) itt elsősorban a tájhasználatbeli eltérések és a talaj mélységéből, szemcseösszetételéből és kémiai tulajdonságaiból eredő különbségek okozzák, amelyek az erdő lombátrának védelme alatt alig befolyásolták a társulások fajösszetételét (Ellenberg 1988, Willems 1978, 1982).

A félszáraz gyepek fajgazdagsága mind Nyugat- és Közép-Európában, mind a Kárpát-medencében kiemelkedő. Tőlünk nyugatra, ennek legfőbb okaként a tájhasználatot (a levélzet rendszeres eltávolítása), ill. ennek következményeként, tápanyagszegény talajukat (ásványianyag-utánpótlás hiánya) említik (Willems 1983, Ellenberg 1988, Willems *et al.* 1993). A fátlanná váló vegetáció számos, a kelet-európai klimatikus sztyepepekről vagy a mediterrán régió cserjés társulásai felől érkező faj számára adott lehetőséget a megtelepedésre (Willems 1983, Ellenberg 1988). Ehhez képest a pannonicumi *Cirsio-Brachypodium* gyepek fajgazdagságát fokozza, hogy a csoportkarakterfajok és a *Festucion valesiacae* szárazgyeppfajok (pl. *Adonis vernalis*, *Aster linosyris*, *Festuca rupicola*) mellett jelen vannak a felnyíló xerotherm tölgyesek (*Quercetea pubescenti-petreae*, főleg *Aceri tatarici-Quercion*) és szegélyeik erdőssztyeppfajai (pl. *Peucedanum cervaria*, *Cytisus albus*, *C. hirsutus* subsp. *leucotrichus*, *Betonica officinalis*, *Viola hirta*, *Chrysanthemum corymbosum*) is (Varga 2001, V. Sipos & Varga 1996, Varga *et al.* 2000, Fekete *et al.* 1998, Horváth 2002). A *B. pinnatum*-os gyepek hazánkban azért nagy jelentőségűek, mert az erdőirtás után hosszú évtizedekig képesek fennmaradni a lombkorona védelme nélkül, megőrizve az erdei és erdőssztyeppfajokat, ezáltal

magas fajdiverzitás fenntartását teszik lehetővé (Fekete *et al.* 1998, Fekete & Virágh 1997).

A tollas szálkaperje viselkedése a félszáraz gyepek fajgazdagsága és dinamikája szempontjából hazánkban és tőlünk nyugatabbra jelentősen eltérő. Tansley már a múlt század közepén agresszív invádorként írja le a fűfajt a Brit-szigeteken (Tansley 1939 cit. in Willems 1978). A *B. pinnatum* eluralkodása a nyugat-európai mészkőgyepekben, azóta több szerző által dokumentált (pl. Willems 1978, Grime 1979, Ellenberg 1988). Egyes kísérletes eredmények és terepi megfigyelések arra utalnak, hogy a tollas szálkaperje inváziója Nagy-Britanniában, ahol a növényfaj, földrajzi elterjedésének északi határához közel, több mészkőgyepből eredetileg hiányzik, kevésbé veszélyezteti a mészkőgyepeket, mint Hollandiában (Wilson *et al.* 1995). Buckland és munkatársai (2001) egy angliai hosszabb távú terepi kísérletben azonban a fűfaj gyors expanzióját tapasztalták. Különösen a tápanyagszegény, bolygatatlan területeken volt jelen 40%-ot meghaladó borítással, de a tápanyag-hozzáadás és a zavarás megszüntetése után populációja terjedőben volt a korábban gyorsabb növekedésű fűfajok által elfoglalt foltokban is. Bobbink & Willems (1987) hollandiai, valamint Hurst & John (1999a) angliai gyepekben erős negatív korrelációt mutatott ki a *B. pinnatum* százalékos borítása vagy föld feletti fitomasszájának részesedése és a Shannon-diverzitás között. A fűfaj dominánssá válásakor különösen az alacsony termetű, rövid életű fajok száma fogyatkozott meg, és a faj-abundancia eloszlás görbéje a lognormális helyett a geometrikushoz közelített.

Noha újabb *B. pinnatum* állományok megjelenésére, és terjeszkedésére a Kárpát-medence belsejében is van példa (Horváth 2002, Varga & V. Sipos 1999, Varga *et al.* 2000), a fűfaj invázió viselkedése itt nem jellemző (Fekete *et al.* 1998). Csak kis térléptékben mutatható ki, hogy a növényfaj elszaporodása (20%-ot meghaladó borítása) a diverzitás csökkenéséhez, az erdei és erdőssztyeppfajok korlátozott elterjedéséhez vezet (Horváth 2002). A különbség fő okának klímánk félszáraz, kontinentálisabb jellege tekinthető, amelyen gyakoribb, hogy a *B. pinnatum* gyepek dinamikai állapota inkább egy másik folyamat, a sztyeppesedés irányába indul el. E folyamat során, a termőhely szárazabbá válása következtében, a *B. pinnatum* tömegessége, életképessége fokozatosan csökken, majd dominanciáját a xerotherm gyepekre jellemző, szálas levelű fűfajok (*Festuca valesiaca*, *F. rupicola*, *F. pseudovina*) uralma váltja fel. Ez együtt jár a széles levelű, kétszikű erdei és erdőssztyeppfajok (pl. *Betonica officinalis*, *Chrysanthemum corymbosum*, *Phlomis tuberosa*) fokozatos eltűnésével vagy visszafogott növekedésével (Zólyomi & Fekete 1994, Fekete & Virágh 1997, Fekete *et al.* 1998). A sztyeppesedés folyamatában Virágh Klára és munkatársai 3–4 cönológiai elváló, önálló fajkompozícióval és koegzisztenciális szerkezettel rendelkező *B. pinnatum* gyeptípust

különböztetnek meg a Gödöllői-dombvidék lösz alapkőzetén (Fekete & Virágh 1997, Fekete *et al.* 1998, 2000). E típusok az erdőirtás utáni *Festuca rupicola*-s sztyepprért felé tartó másodlagos szukcesszió köztes stádiumainak tekinthetők, és közöttük folyamatos az átmenet. Az egyes stádiumok sajátos asszociáltsági struktúrával jellemezhetők: a korai fázisban a mezofil, árnyéktűrő fajok, a középső stádiumban a mezofil és a xerofil sztyeppfajok vegyesen alkotnak koalíciót, a késői szukcessziós állapotban pedig a xerofil füvek közötti erős térbeli szegregáció jellemző (Virágh & Bartha 1998). A fajok közötti finom léptékű abundancia–dominancia átrendeződések azonban lassúak, a domináns faj lecserélődése, a sztyeppesedés folyamata nagyon lassan, fokozatosan megy végbe.

A tollas szálkaperjéről általában: növekedési
és ásványi anyag allokációs sajátosságok

A tollas szálkaperje (*Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv.)** évelő, széles levélű (> 0,5 cm) klonális növekedésű fűfaj. Föld alatti tarackkal és kiterjedt gyökérrendszerrel rendelkezik. Vegetatív és magról való szaporodásra egyaránt képes, de különösen a növényfaj elterjedésének északi határához közel, a klonális terjedésnek tulajdonítanak nagyobb jelentőséget (Grime *et al.* 1988). A *B. pinnatum* Grime (1979) szerint stressztolerátor-kompetitor stratégiájú, amely a közepesen produktív, csak nagyon kis mértékben bolygatott élőhelyek növényfajaira jellemző. A nyugat- és közép-európai félszáraz mészkőgyepek, a kaszálás vagy legeltetés megszűnése után, éppen ilyen élőhelyek, különösen, ha a felhagyást megelőzően több éven át műtrágyázással növelték ásványianyag-tartalmukat. Stratégiájának megfelelően a növényfaj, kompetitorokhoz hasonló magas termete és vegetatív terjedőképessége mellett, rendelkezik néhány ásványi anyagban szegényebb élőhelyeken megtérülő (stressztolerátor) sajátossággal. Például maximális potenciális relatív növekedési rátája (RGR) a kompetitorokéhoz képest alulmarad, más mészkőgyepi fajokkal összehasonlítva közepesnek mondható (Ryser & Lambers 1995, Poorter & Remkes 1990, De Kroon & Knops 1990c) elsősorban a levélterület aránybeli (a teljes növényi száraztömeghez viszonyított levélterület, LAR) különbségből adódóan. A gyors növekedésű *Dactylis glomerata*-val összehasonlítva, a LAR mellett, a *B. pinnatum* gyökerének relatív hosszúsága (a teljes növényi száraztömeghez viszonyított gyökérhossz, RLR) is kisebb (Ryser & Lambers 1995).

** Simon (2000) szerint a hazai faj elnevezése *B. rupestre* (Host) Roemer & Schultes, amelyet a Flora Europea a *B. pinnatum* egy alfajának tekint (*B. pinnatum* subsp. *rupestre* (Host) Schübler & Martens (Heywood & Jurey 2001)).

Az ennek háttérében álló nagyobb gyökér- és levélszöveti sűrűség a tollas szálkaperje e szerveinek hosszabb élettartamát, így a fitomassza lassabb cserélődését jelezheti, amely kisebb ásványianyag-igénnyel jár. Bobbink *et al.* (1989) az ásványi anyagok hatékony újrahassznosítását mutatta ki a *B. pinnatum*-ban. Ezzel a növény mérsékelheti az ásványianyag-vesztést, és kora tavasszal az újonnan fejlődő hajtások növekedése viszonylag függetlenné válhat a közvetlen ásványianyag-felvételtől. Ásványianyag-stresszelt élőhelyek növényei gyakran élnek gyökér-mikorrhiza szimbiózisban (Grime 1979). A *B. pinnatum* gyökerei általában vezikuláris–arbuszkuláris mikorrhiza kapcsolatot létesítenek (Grime *et al.* 1988), és több szerző feltételezi e kapcsolat lényeges szerepét a növényfaj ásványianyag-felvételében (Bobbink *et al.* 1988, 1989, Ryser & Lambers 1995, Buckland *et al.* 2001). Ez a fűfaj nagyon rövid (0,05–0,4 mm) gyökérszőrei miatt lényeges lehet. Fontos megemlíteni, hogy hazai löszgyepekben, jelenleg végzett vizsgálatok is a *B. pinnatum* nagyfokú mikorrhizáltságára derítettek fényt (Endresz 2003).

A B. pinnatum eltérő társulásbeli viselkedésének háttere a nyugat-európai humid és a hazai félszáraz klímazónában

Miből fakadhat a B. pinnatum inváziós jellege Nyugat-Európában?

Ahhoz, hogy megérthessük, hogy miért vált invázióvá a *B. pinnatum* az utóbbi évtizedekben Nyugat-Európában, veszélyeztetve a mészkőgyepek fajgazdagságát, két kérdést kell megvizsgálnunk: 1) A *B. pinnatum* milyen növényi tulajdonságai segíthették elő dominanciájának növekedését? 2) Miért csökkenti a fűfaj uralkodóvá válása a társulás többi fajainak sikerességét? E kérdésekre keresve a választ, a nyugat-európai félszárazgyep-kutatások – egymással párhuzamosan – két nagyobb területen zajlanak: az egyik a légköri nitrogénülepedés, a másik a korábbi és jelenlegi tájhasználat hatásának tanulmányozása. E két tényező, a felvehető tápanyag mennyisége és a zavarás mértéke, időzítése mutatkozik kulcsfontosságúnak a tollas szálkaperje terjedése szempontjából. A legtöbb esetben együtt, egymás hatását erősítve vagy gyengítve játszanak szerepet a félszáraz gyepek kompozíciós és strukturális átalakulási folyamataiban.

A növekvő nitrogénülepedés, mint a B. pinnatum invázióvá válásának egyik lehetséges kiváltó oka. Ismert, hogy a felvehető ásványi anyag, különösen a N mennyiségének növekedése gyakran egyes fűfajok egyeduralkodóvá válásához vezet. Feltételezték ezért, hogy az utóbbi évtizedekben a levegő és a talaj nitrogéntartalmának növekedése lehet nagymértékben felelős a *B. pinnatum* agresszív terjedéséért (Bobbink & Willems 1987), különösen a hollandiai gyepekben. Itt egyes

területeken a N-felhalmozódás évente akár négyszerese is lehet a Nagy-Britanniában becsült mennyiségnek (Wilson *et al.* 1995). Üvegházi és tenyészkeri kísérletekkel vizsgálták ezért a különböző mértékű tápanyag-ellátottság hatásait a fűfaj egyedi morfológiai, biomassza- és ásványianyag-allokációs sajátosságaira (De Kroon & Knops 1990a, b, c, Ryser & Lambers 1995). Emellett terepen tanulmányozták, hogy a kísérletesen megnövelt N tartalom hogyan befolyásolja a *B. pinnatum* és a többi mészkőgyepi faj fitomasszáját, a vegetáció struktúráját és diverzitását (Bobbink *et al.* 1988, 1989, Bobbink 1991, Willems *et al.* 1993). Feltételezésüket igazolja, hogy a tollas szálkaperje hajtástömegének 50–175%-os növekedését tapasztalták ammónium-nitrát adagolás hatására, míg a többi faj föld feletti fitomasszája csökkent, vagy nem változott.

Az említett kísérletes vizsgálatok eredményei arra utalnak, hogy – összhangban a *B. pinnatum* Grime (1979) féle stratégiájával – dominánssá válásának hátterében az alábbi tényezők állhatnak. Egyfelől, a fűfaj, a mészkőgyep társulás más fajaival ellentétben, képes fenntartani növekedését a felvehető foszfor – a N hozzáférhetőségének növekedésekor még inkább – limitáló mennyisége mellett is („stressztolerátor dominancia”). Ez extrém magas (> 24) N:P-arányt eredményez hajtásaiban (Bobbink *et al.* 1989, Bobbink 1991). Másrészt pedig, sikerességét a fényért való jó kompetíciós képességének köszönheti („kompetitív dominancia”).

Foszformérlegében – megemelt N-ellátottság mellett – a fent említett sajátosságok közül, fontos szerepe van a tarackban lévő P-raktárak mozgósításának és a talajból való hatékony (esetleg mikorrhiza kapcsolat segítette) P felvételének (Bobbink *et al.* 1989, Bobbink 1991). Üvegházi nevelési kísérlet során, – a mészkőgyepekben szintén jellemző *Carex flacca*-val összehasonlítva – a *B. pinnatum* kifejezett és plasztikus ásványianyag-allokációs dinamikájára derült fény (De Kroon & Knops 1990b). Ez szintén hozzájárulhat a *B. pinnatum* hatékonyabb ásványianyag-felvételéhez. A tápanyag-hozzáadásos terepi kísérletek tapasztalatai szerint a felvehető P mennyisége döntő jelentőségűnek mutatkozik a tekintetben, hogy a talaj N-tartalmának emelkedése a tollas szálkaperje eluralkodását eredményezi-e. Ha ugyanis a rendelkezésre álló P és N mennyisége egyaránt magas, a *B. pinnatum* nem tud megbirkózni a gyorsabb növekedésű, magas termetű fűfajok (pl. *Festuca rubra*, *Dactylis glomerata*, *Arrhenatherum elatius*) konkurrenciájával (Bobbink 1991, Willems *et al.* 1993, Buckland *et al.* 2001). A felvehető P túlságosan alacsony szintje viszont korlátozhatja a magas N-dózisnak a fűfaj növekedésére gyakorolt serkentő hatását. Ez utóbbi különösen azokban a (főleg angliai) gyepekben jelentkezhet, amelyeket nem műtrágyáztak a II. világháború utáni években, és ezért nagyobb mértékű lehet P-limitáltságuk (Wilson *et al.* 1995, Bobbink *et al.* 1988). Ryser és Lambers (1995) tanulmánya nem erősíti meg a felvehető N és P egymáshoz viszonyított mennyiségének jelentőségét a *B. pinnatum* dominánssá

válásában. Ebben a tenyészkerti kísérletben azonban mindkét kulcsfontosságúnak tartott jellemző, a növény tarackja és gyökereinek mikorrhiza kapcsolata hiányzott, ill. nem fejlődött ki megfelelően.

A fényért való versengésében a növény fitomassza allokációs dinamikája és a hajtások magasságában mutató nagyfokú plasztikussága lehet meghatározó szerepű. Üvegházi és tenyészkerti kísérletekben, magasabb felvehető N- és P-mennyiség hatására a növény a fitomassza nagyobb arányát építette a hajtásba és kisebbet a gyökérbe (De Kroon & Knops 1990b, Ryser & Lambers 1995). Növekedett a hajtások magassága (a leghosszabb levélhüvely hossza, De Kroon & Knops 1990a), és fokozódott a levélbe való fitomassza-beépítés is (LMR, a levél száraztömege a teljes növényi száraztömeghez viszonyítva), amely nagyobb levélterület-arányt (LAR) eredményezett (De Kroon & Knops 1990c, Ryser & Lambers 1995). Nagyobb hajtásmagasságot tapasztaltak mérsékelt fényintenzitás hatására is (De Kroon & Knops 1990a). Így a fűfaj, bőségesebb tápanyagmennyiség mellett, ill. a sűrű gyepterületben, a nagy területű, átfedő, zárt fűlombsátrat alkotó levéllemezeit (Van der Hoeven *et al.* 1990) a gypsátor magasabb szintjében helyezheti el.

A tollas szálkaperje uralkodóvá válása – több éven át nagyobb felvehető N-mennyiség hatására – drasztikusan csökkentette a hajtásos növények denzitását, a Shannon-diverzitást és az egyenletességet (Bobbink 1991, Willems *et al.* 1993). A fajdiverzitás nem feltétlenül korrelált a vegetáció összborításával (Hurst & John 1999a), vagy a teljes föld feletti fitomassza mennyiségével (Bobbink & Willems 1987, Willems *et al.* 1993). Ez azt jelzi, hogy a fajgazdagság csökkenése nem csupán a fitomassza növekedésének direkt következménye. A fűfaj által uralt vegetációból, hajtásai szelektív eltávolításának hatása is arra utal, hogy a *B. pinnatum* a társulásban betöltött funkcióján keresztül eredményezi számos faj kompetitív kizárását (Bobbink *et al.* 1987). Mindkét, 3 éves N-hozzáadás hatását vizsgáló tanulmány (Bobbink *et al.* 1988, Bobbink 1991) szerint ennek hátterében a növény morfológiájának, növekedési formájának változása áll, amely módosította a vegetáció függőleges szerkezetét. A *B. pinnatum* hajtások hosszának és száraztömegének növekedése a teljes föld feletti fitomassza mennyiségének növekedését eredményezte a gyepterület 10–40 cm-es rétegében. Ugyanakkor a fitomassza kisebb hányada helyezkedett el 10 cm-es magasság alatt, mint a kontroll területeken (Bobbink *et al.* 1988). Ez a talajfelszín 2–5 cm-es magasságába leérkező fotoszintetikusan aktív sugárzás mennyiségét 17–28%-kal csökkentette a nitrogénnel kezelt területen a kontroll parcellán mért értékekhez képest (Bobbink *et al.* 1988, Bobbink 1991). Az árnyékoló hatás, a vörös/távolsági vörös fény arányának csökkenése korlátozhatta számos rövid életű faj csírázását, és az alacsony termetű, rozettaképző fajok növe-

kedését. Willems és munkatársai (1993) emellett a gyepsátor finom skálájú térbeli heterogenitásának szerepét emelik ki fajgazdagság szempontjából.

A felhalmozódó avar tovább ronthatja a fényviszonyokat, és módosíthatja a talajfelszín mikroklimáját. Angliai mészkőgyepekben erős pozitív összefüggést találtak az avarborítás és a *B. pinnatum* borítása között. A fűfaj állománya alatti talaj nitráttartalma pedig magasabb volt az állományon kívüli foltokhoz képest (Hurst & John 1999a). A szerzők szerint a *B. pinnatum* nagy tömegű avarprodukcója elősegítheti a lebomlási és N-mineralizációs folyamatokat. Ez azt jelenti, hogy a növény így saját maga hozzájárulhat az állománya alatti nitrogénszint emelkedéséhez, ami pedig önfelerősítő módon kedvezhet dominanciájának még alacsony légköri nitrogénterhelés mellett is.

A tájhasználat szerepe a fajkompozíció és a dominanciaviszonyok alakításában a nyugat- és közép-európai mészkőgyepekben – természetvédelmi kezelési szempontok. A félszáraz gyepek jellemző tájhasználati módja évszázadokon keresztül a legeltetés (egyes területeken a kaszálás) volt (Ellenberg 1988, Willems 1982, 1983). A mészkőgyep-vegetáció és a legelő állatok hosszú idejű együttélése (Willems 1983) kedvezett számos talajfelszínre terülő, legelési nyomással szemben ellenálló faj előfordulásának (Bobbink & Willems 1988). A *B. pinnatum* letörpült hajtásokkal és csekély tömegességgel volt jelen. Az istállózó állattartás és a műtrágyahasználat óta azonban e gyepek tájhasználatában többnyire az őszi kaszálásra tértek át, vagy felhagyták őket (Bobbink & Willems 1987, 1988). Felhagyáskor megkezdődik – rendszerint a cserjék betelepülésével – a megfelelően mély talajú Mesobromion gyepek visszaerdősülése (pl. Willems 1978), amennyiben még jelen vannak a fás szárúak propagulumai és biztosított a csupasz talajfelszín magvaik csírázásához (Ellenberg 1988). Ezek hiányában azonban évtizedekig is fátlanok maradhatnak az emberi tájhasználat megszűnése után. Az erdő regenerációjának egy korai szukcessziós fázisaként a *B. pinnatum* vagy a *B. erectus* válik dominánssá (Bobbink & Willems 1987, Willems 1978, 1983). Hollandiai vizsgálatok szerint a legeltetésről kaszálásra történő váltás – különösen, ha magas N-terheléssel párosul – szintén ezt eredményezheti. Nagy-Britanniában a *B. pinnatum* sikeressége elsődleges okának a legelési nyomás csökkenését tartják, és a jelenleg legeltetett gyepek fajgazdagsága kevésbé veszélyeztetett (Willems 1978, Wilson *et al.* 1995).

Mivel az elkövetkezendő években nem várható csökkenés a nitrogén-feldúsulás mértékében, a területükben ma már igen megfogyatkozott, fajgazdag mészkőgyepek fennmaradása nagymértékben függ az emberi tájhasználatától. Számos kísérletes vizsgálat tanulmányozza ezért a különböző, esetenként speciális tájhasználati típusok hatását (Bobbink *et al.* 1987, Bobbink & Willems 1988, Bobbink 1989, Schlaepfer 1997, Hurst & John 1999b). Eddigi tapasztalatok alapján a keze-

lés fajtája, időpontja, gyakorisága egyaránt fontosnak bizonyult, és egy adott táj-használati mód nem feltétlenül egyformán jó vagy rossz minden élőhelyen. Hollandiai kísérletekben például, az évente nyár közepén végzett kaszálás – mint az őszi kaszálás alternatívája – kb. 80%-ról 34–48%-ra csökkentette a *B. pinnatum* fitomasszáját (Bobbink 1989, Bobbink *et al.* 1987). Emelkedett a rövid életű lágyszárú és kis termetű fajok fitomasszája és gyakorisága, és ezzel együtt a Shannon-diverzitás. Schlaepfer (1997) a svájci Jura-hegység mészkőgyepjeiben végzett vizsgálataiban viszont, a két évente nyáron végzett kaszálás bizonyult hatékony kezelési eljárásnak, amely a *B. pinnatum* vegetatív borítását és magprodukcióját egyaránt csökkentette. Nem a N-forgalomba történő beavatkozás, hanem feltehetően a nem strukturális szénhidrátok mennyiségének csökkenése a fűfaj tarackjában gátolhatta a következő évben megjelenő hajtásainak növekedését (Bobbink 1989). A hajdan hosszú időközön át alkalmazott gyephasználati forma, a legeltetés sem jelent mindig garanciát a *B. pinnatum* dominanciájának kontrollálására. Legeltetett gyepekben is van példa a fűfaj elszaporodására a mélyebb, nedvesebb talajú lejtőalji pozícióban (Willems 1978). A legeltetés fajdiverzitásra gyakorolt hatása emellett nagyban függ a legeltetés intenzitásától és attól, hogy a legelő vad- vagy háziállatfaj, ill. fajta, mennyire preferálja vagy kerüli a domináns faj hajtásait (Bobbink & Willems 1988, Ellenberg 1988). Bobbink és Willems (1988) kísérletében a fűfaj föld alatti és föld feletti fitomasszája is szignifikánsan alacsonyabb, a kétszikű lágyszárúaké és a többi fű- és sásfajé pedig magasabb volt a legeltetett, mint a kaszált területen. A fűfaj dominanciaváltozásának hatása a fajgazdagságra ugyancsak a vegetáció függőleges szerkezetének (ezúttal ellentétes irányú) változása révén érvényesülhetett. Több vizsgálat eredménye szerint égetéssel, mint kezeléssel, nem tudjuk megőrizni a mészkőgyepek fajgazdagságát (Zimmermann 1976 cit. in Ellenberg 1988, Schlaepfer 1997, Bobbink & Willems 1987). A rendszeres égetés nemcsak a tűzzel szemben toleráns *B. pinnatum* (Grime *et al.* 1988) kompetitív sikerességének kedvez, hanem a csírázáshoz szükséges szabad felszín megteremtésével, a cserjék visszatelepülésének is. Az avar eltávolítása elősegítheti a *B. pinnatum* magról történő szaporodását is (Schlaepfer 1997). Fontos lehet azonban az égetés időtartama, intenzitása és a gyeperővel megelőző dinamikai állapota. Németországi tapasztalatok alapján, degradált állapotú félszáraz gyepekben, az ellenőrzött körülmények között, gyorsan átfutó tűz, mint kiegészítő kezelés esetenként alkalmazható (V. Sipos & Varga 2002). Újabban herbicidek alkalmazása is felmerült a kezelési gyakorlatban. Hurst & John (1999b) angliai mészkőgyepek glyphosate-tal kezelt *B. pinnatum* állományait monitorozta több éven át, összehasonlítva a környező, nem kezelt *B. pinnatum* állományokkal és fajgazdag mészkőgyepfoltokkal. Megállapították, hogy a kezelés kezdetben csökkentette a *B. pinnatum* borítását és magvainak csírázókéességét.

Ám a fűfaj újrakolonizált, amelynek legfőbb okát a *B. pinnatum* állományok talajának magasabb nitráttartalmában látták.

A nyugat- és közép-európai félszáraz gyepek fajgazdagságának megőrzéséhez (vagy visszaállításához) tehát összetett kezelési programra van szükség, amely nyári kaszálás, vagy legeltetés útján – esetleg herbicidkezeléssel kombinálva – a *B. pinnatum* dominanciájának mérséklését, és a talaj tápanyagtartalmának csökkentését egyaránt magában foglalja.

A B. pinnatum társulásbeli viselkedésének háttere hazánkban

A *B. pinnatum* cönológiai viselkedésére és a szálkaperjegyek dinamikájának hátterére vonatkozóan a legfontosabb feladat annak megértése, hogy a *B. pinnatum* gyepek miért képesek fennmaradni, sőt kiterjedni az erdő védelme nélkül, megőrizve az erdei és erdőssztyeppfajokat évtizedeken, évszázadokon keresztül. Ezt a jelenséget Boros (1958) részben a növényfajok tehetetlenségét okozó populációs (túlélési és szaporodási) sajátosságokkal magyarázza, részben pedig a növényközösségek ún. cönológiai tehetetlenségének tulajdonítja. A probléma részleteiből tanulmányozásához kérdésünket a következőképpen pontosíthatjuk: 1) Milyen külső tényezőknek és növényi (populációs) sajátosságoknak lehet szerepe a *B. pinnatum* a) hosszú távú fennmaradásában az erdőirtás után, ugyanakkor b) az északi kitettséghez való kötődésében, valamint c) a sztyeppesedés folyamán bekövetkező visszaszorulásában? 2) Milyen mechanizmus révén függhet össze a fűfaj dominanciájának változása és a gyepek fajgazdagságának egyik fontos forrását jelentő erdei és erdőssztyeppfajok jelenléte/fennmaradása?

Az első kérdés megválaszolásához részben a növényfaj külföldi irodalomból jól ismert klonális morfológiai tulajdonságai, részben pedig az abiotikus környezeti tényezők és a tollas szálkaperje velük szemben mutatott ökofiziológiai toleranciasajátosságainak megismerése segíthet hozzá. Az erdőirtás és a nyomában beinduló másodlagos szukcesszió eredményezte heterogén fényklímán a *B. pinnatum* fennmaradásában és finom léptékű klonális terjedésében fontos lehet a fűfaj phalanx jellegű növekedési formája (a klón rametjai, kevés és/vagy rövid internódiumok révén összekapcsolódva, szorosan aggregálódnak), és különösen a konzolidáló típusba sorolható (De Kroon & Schieving 1990) növekedési stratégiája. E stratégia képviselői forrásokban gazdag élőhelyeken monodomináns állományokat tudnak létrehozni rövid klonális terjedő képletük segítségével. Üvegházi nevelés során, az alkalmazott fényintenzitástól és a felvehető ásványi anyag mennyiségétől többé-kevésbé függetlenül, a tollas szálkaperje 50–80%-ban nagyon rövid (<5 mm-es) tarackot fejlesztett (De Kroon & Knops 1990a), amely hajtásainak csomósodó elrendeződését eredményezi a terepen, állományszinten (Van

der Hoeven *et al.* 1990). A *B. pinnatum* klonális morfológiai idomulási képessége, a felvehető tápanyag mennyiségének változtatására, a legnagyobb mértékűnek mondható az eddig vizsgált tarackoló fajok közül (De Kroon *et al.* 1994). Tarackjainak hosszúságában és rügydinamikájában azonban, függetlenül a kezelés (eltérő forrásmennyiség) hatásától, jelentős belső variáció mutatkozik, amelynek mértéke nagyobb, mint a kezelés hatására jelentkező plasztikus válasz nagysága e tulajdonságokban (De Kroon & Knops 1990a). Ez az endogén variáció egyszerre teszi lehetővé a tartós fennmaradást a már elfoglalt foltokban (space consolidation), és a klón térbeli terjedését (clonal expansion). A konszolidátor stratégia másik fontos elemének tekintik a rametek közötti fiziológiai összeköttetést (De Kroon & Schieving 1990). Bár ennek mértékéről a *B. pinnatum* esetében keveset tudunk, klónjainak perzisztenciája és kiterjedése szempontjából szintén lényeges lehet. Lehetővé teszi például a munkamegosztást a más-más forrásra nézve jó minőségű (pl. árnyékos, de nedvesebb, valamint fényben gazdagabb, de szárazabb) foltban növő rametek között. Ezért elősegítheti a dominánssá válást a finom skálán térben és időben heterogén élőhelyen (De Kroon & Schieving 1990, Oborny & Bartha 1998, De Kroon *et al.* 1994). Hazánkban, löszön kialakult *B. pinnatum* gyepekben Molnár Edit vizsgálja, hogy a *B. pinnatum* klonális morfológiai és szervesanyag-allokációs jellemzői hogyan változnak egy erdőirtás utáni sztyeppesedési folyamat során, három különböző mikroélőhelyen növő *B. pinnatum* gyeptípusban. E típusok az eredeti erdő aljnövényzetét és az erdőirtás után beinduló másodlagos szukcesszió egy-egy stádiumát képviselik. A vizsgált jellemzőkben – egy morfológiai egységre vonatkoztatva – jelentős fenotípusos különbségeket mutatott ki a sztyeppesedett stádium és a cserjés széli vagy a tölgy lombosátra alatti mikroélőhelyek hajtásai között: az 1 cm hosszúságú tarack tömege és az élő rügyek száma például a sztyeppesedett stádiumban a legnagyobb (Molnár & Botta-Dukát 2002). Érdekes, hogy viszonylag csekély mértékű variációt tapasztalt egy állományon belül, amely az egyazon mikroélőhelyen növő foltok homogenitását jelzi (Molnár Edit személyes közlés). Saját vizsgálataink során a növény hajtásmorfológiai (individuális) és levélszintű (infraindividuális) ökofiziológiai sajátosságait tanulmányoztuk, amelyek feltételezésünk szerint szerepet játszanak a fűfaj cönológiai viselkedésének hátterében (Kalapos *et al.* 2002, Mojzes *et al.* 2003, Endresz 2003, Mojzes *et al.* előkészületben). Molyhos tölgy alatt árnyékban, *Crataegus monogyna* cserjék mellett félárnyékban növő, valamint a lombkoronától mentes, teljes napsugárzásnak kitett *B. pinnatum* gyeptípusokban a hajtások morfológiai és a levelek fotokémiai működésbeli sajátosságainak összehasonlítása alapján, a *B. pinnatum*-ról nagyfokú fenotípusos plasztikusság bizonyosodott be a fényklíma térbeli (pl. az erdőirtás nyomán bekövetkező) és időbeli (pl. a tölgy lombfakadását követő) megváltozásával szemben (Mojzes *et al.* 2003). A fa alatt a hajtások kisebb összes le-

vélterülettel és kb. 50%-kal kisebb fajlagos levéltömeggel (egységnyi területű levél száraztömege, SLM) rendelkeztek, mint a cserjés szélén vagy a teljes napfényen. Az elektronszállítás relatív sebessége (ETR) alapján, a fotoszintézis fényválasz görbéje is árnyéklevelekre jellemző, míg a másik két mikroélőhelyen fénylevél jellegű volt. A növényfaj idomulási képességének egy közvetlen kísérletes bizonyítékaul szolgált, hogy az egyik mikroélőhelyről a másikba átültetett növények vizsgált jellemzői egy év elteltével hasonlóvá váltak új mikroélőhelyük helyben növekvő hajtásaihoz, annak ellenére, hogy az átültetés során a növények kiszakadtak korábbi klonális kapcsolatrendszerükből. A fotokémiai működésben tapasztaltakhoz képest a levél szöveti szerkezetében kisebb különbség mutatkozott, és az átültetett típusok idomulása is mérsékeltebb volt. Ennek alapján sejtszintű (biokémiai) módosulások túlsúlyát feltételezhetjük az általunk kimutatott levélműködésbeli plasztikusság háttérében (Mojzes *et al.* előkészületben). A *B. pinnatum* mind klonális szinten, mind a hajtások és levelek szintjén kimutatott plasztikusságának fontos szerepe lehet a növényfaj erdőirtás utáni sikeres fennmaradásában. A magas fényintenzitással párosuló nagyobb szárazságterheléssel szemben (pl. 30–56%-kal kisebb térfogat%-os talajnedvesség tartalom 2001. május második felében a gyepeken, mint a fa alatt) azonban a fa alól a cserjés szélére vagy a gyepebe ültetett hajtások nagyobb érzékenységet mutattak (Mojzes *et al.* 2003). Ez arra utal, hogy a mikroklíma szárazodásához, a másodlagos szukcesszió során, a növényfaj kisebb mértékben vagy lassabban képes idomulni, ami összefügghet lokális visszaszorulásával az elsztyeppesedés folyamatában. A másik két mikroélőhelyhez viszonyítva a cserjés szélén nagyobb volt a *B. pinnatum* hajtások levélterület indexe (1 m^2 talajfelszínre vonatkoztatott levélterület, LAI), és mintegy 1,5–2,5-ször magasabb a föld feletti fitomasszája. Monolit mintára vonatkoztatva az egyes szervek tömege és morfológiai jellemzői (pl. hajtás- és levélszám, tarackhossz) is a cserjésszéli állomány esetében voltak a legmagasabbak (Molnár & Botta-Dukát 2002). Mindez azt mutatja, hogy ez a mikroélőhely – ahol fénylimitáció jelentősen mérséklődik, ugyanakkor a növény vízvesztését már a cserjék árnyéka is csökkentheti – a legkedvezőbb a fűfaj növekedése számára. Az általunk feltárt ökoфизиологические és morfológiai tolerancia sajátosságok hozzájárulhatnak a tollas szálkaperje erdőssztyepp-faj cönológiai karakterének megértéséhez. A *B. pinnatum*, természetes, félárnyékos, nyílt erdei élőhelyén ugyanis, olyan nagyfokú morfológiai és fiziológiai plasztikusságot fejleszthetett ki, amely lehetőséget teremthetett arra, hogy a másodlagos szukcesszió során egyaránt sikeresen kolonizálja az árnyékos-félárnyékos és a fényben gazdag, de még xeromezofil mikroélőhelyeket. A sztyeppesedés folyamatának szünфизиологические hátterét vizsgáló állományszintű terepi mérések szerint a többi faj eltávolításával nyert egyfajos *B. pinnatum* „társulás” szintjén is kimutatható a hosszabb ideig tartó szárazságstressz hatása, valamint egy ahhoz való

bizonyos fokú idomulási képesség (Fóti *et al.* 2002). Az intakt társulásban azonban ezt elfedte a többi faj fiziológiai válasza, magasabb társulásszintű asszimilációs teljesítményt eredményezve a sztyeppesedett szukcessziós stádiumban.

Már Horváth (2002) munkája felhívja a figyelmet arra, hogy a mikroklimatikus tényezőknek lényeges szerepe lehet a fűfaj égtáji kitettség szerinti preferenciájában is. Hangsúlyozza, hogy egy viszonylag csekély mértékű (kevesebb, mint 1 °C-os) eltérés a délnyugati és az északkeleti kitettségű löszlejtők fedetlen talajának napi átlaghőmérsékletében is kiindulópontját képezheti a *B. pinnatum*-os erdőssztyeppré (Euphorbio pannonicae-Brachypodietum) fennmaradásához és kiterjedéséhez, vagy éppen a keskeny levelű, szárazgyepi fűfajok térhódításához vezető folyamatnak. A bicske-pócaljai lejtőkön és a Szarkaberk-völgyben, hosszabb időszakot felölelő (májustól szeptember elejéig végzett) mérések alapján a DNy-i kitettségű völgyoldal növényzettől mentes talajfelszínének 3–4 cm-es mélységében mért hőmérsékletek napi átlagai 2,7–3,4 °C-kal magasabbak, mint az ÉK-i kitettségű lejtőn (Kalapos *et al.* 2002, Endresz 2003). Nyár közepi méréseink szerint a hűvösebb mikroklimájú északias–északkeleties oldalak kedvezőbbnek mutatkoztak a *B. pinnatum* növekedése szempontjából még a vele kevésbé kontrasztos nyugati–északnyugati égtáji kitettséghez viszonyítva is. Ez utóbbi kitettségben a növényfaj hajtásai átlagosan 13 cm-rel alacsonyabbak voltak és kb. 15%-kal kisebb abszolút levélterülettel rendelkeztek. Emellett a szálkaperje klónok kb. 13%-kal kisebb területűek és valamivel megnyúltabbak is, vagyis kevésbé tudnak minden irányba terjeszkedni, mint az É–ÉK-i oldalakon. Mivel ez utóbbi méréseink egy adott év vegetációs periódusának egy időpontjára vonatkoznak, inkább csak tájékoztató jellegűek. Mégis, alapját képezhetik annak a feltételezésnek, hogy az alacsonyabb térszíneken, a lombkorona védelme nélkül, a D–DNy-i expozíciójú völgyoldalak nagyobb sugárzásbevétele a fűfaj ökofiziológiai toleranciájának határát jelentheti, s ezzel függhet össze a lösztölgyesek helyén kialakult tollas szálkaperje gyepek ritka előfordulása ezen kitettségekben. Ha a *B. pinnatum* gyepek jelen voltak eredetileg a lösz erdőssztyepp komponenseként délies kitettségben, az erdőirtás után feltehetően felszakadoztak állományaik. Jelenleg folynak az abiotikus tényezők korlátozó szerepére vonatkozó hipotézis megerősítését célzó kiterjedtebb kutatások, az ÉK-i lejtőről DNy-i kitettségbe átültetett *B. pinnatum* hajtások fenológiájának, morfológiájának és működésbeli sajátosságainak több éven át tartó tanulmányozásával. Az átültetést követő évben végzett mérések szerint a vegetációs periódus korai és késői szakaszában a növény DNy-i kitettségben is kedvező feltételeket találhat, de nyáron az ide ültetett hajtások összes levélterülete kisebb, a levelek átlagos élettartama pedig majdnem 4 héttel rövidebb volt, mint az ÉK-i kitettségben növő hajtásoké. A júliusi legszárazabb időszakban kimutatható volt a fotokémiai hatékonyságsökkenés is a DNy-i olda-

lon (Endresz 2003). A *B. pinnatum* mikorrhiza kapcsolatának kutatása kontrasztos égtáji kitettségekben, a már említett ásványianyag-felvétel mellett kiemelt jelentőségű lehet abból a szempontból is, hogy a gombapartner tolerancia sajátosságai – befolyásolva a növény teljesítményét – szintén hozzájárulhatnak a növényfaj előfordulásának, dominanciájának különbségeihez.

A fejezetben feltett második kérdésre vonatkozóan Horváth (2002) az abiotikus paraméterek változását és a fajok közötti kölcsönhatások jelentőségét emeli ki. Bemutatja, hogy a *B. pinnatum* fennmaradása és tömegességének, gyepsátra levélborításának növekedése a mikroklimatikus és talajtani tényezők módosításán keresztül egy pozitív visszacsatolási kör révén (még kevésbé felmelegedő talajfelszín és kiegyenlítettebb mikroklíma) hozzájárulhat az erdei és erdőssztyeppfajok megtelepedéséhez, ill. fennmaradásához. Információstatisztikai módszerekkel kimutatja, hogy az erdei és az erdőssztyepp elemek is – annak ellenére, hogy érzékenyek a sztyeppesedési folyamatra, vagy a *B. pinnatum* inváziójára – ugyanolyan fontos szerepet játszanak a *B. pinnatum*-os erdőssztyepprétek kisléptékű términtázati szerveződésében, mint a többi faj (Horváth 2002). Ez az eredmény egyben utal arra is, hogy nemcsak a *B. pinnatum* befolyásolhatja döntő módon az erdőssztyeppfajok fennmaradását, hanem egymásra hatásuk kölcsönös.

Továbbra is megválaszolatlanul maradt kérdés azonban, hogy a sztyeppesedés folyamatában bekövetkező dominanciaváltás során a *B. pinnatum* milyen mechanizmus (allelópátia, kompetíció) révén képes ellenállni, majd engedni a sztyeppfajok betelepülésének.

Néhány szó a tájhasználat szerepéről a hazai *B. pinnatum* gyepek dinamikájában

Mivel a félszáraz gyepek a Kárpát-medencében is túlnyomórészt, részben vagy teljesen, erdőirtások nyomán keletkeztek, fennmaradásuk feltétele a rendszeres gyephaszna (kaszálás, legeltetés, legelőtisztítás). Az utóbbi évtizedekben az állatállomány drasztikus csökkenése és a hagyományos gazdálkodás megszűnése következtében hazánkban is több gyepterületen megindult a becserjésedés-beerdősödés felé vezető másodlagos szukcesszió (Varga *et al.* 2000, Varga & V. Sipos 1999, Horváth 2002, Kelemen 1997). A meredekebb, erodáltabb területeken helyette az ún. szegélyesedés („Versaumung”) folyamatában, a *B. pinnatum*, klonális vagy sarjtelepképző gypalkotók és magaskórós termetű kétszikűek mozaikja jön létre (Varga *et al.* 2000, Varga & V. Sipos 1999, Varga 2001). A legeltetés, ill. a folyamatos kaszálás megszűnése, és az ezt követően beinduló cserjésedés együttesen – elsősorban a csapadékosabb vegetációs periódussal jellemezhető években –

kedvezhetett hazánkban is egyes területeken a *B. pinnatum* invázió jellegének. Tapasztalatok szerint ugyanis a fűfaj a cserjék, hagyasfák félárnyékos foltjai felől terjed (Varga *et al.* 2000, Varga & V. Sipos 1999, Horváth 2002).

Lényeges különbség azonban, hogy ellentétben a nyugat-európai mészkőgyepekkel, valószínű, hogy hazánkban a magas fajdiverzitás megőrzéséhez nem a *B. pinnatum* minél erőteljesebb visszaszorítására lenne szükség, hanem egy „közepes” *B. pinnatum* borítás fenntartására. Ez elsősorban klímánk szemiárid jellegéből, valamint a hazai *B. pinnatum* gyepek erdőssztyeppfajokat megőrző szerepéből adódhat. Erre a különbségre legjobban Horváth (2002) a legeltetés intenzitására vonatkozó kiterjedt vizsgálata világít rá. Kimutatja az enyhén legeltetett völgyoldalon még összefüggő *B. pinnatum* állomány felszakadozását, borításának csökkenését a Belsőbáránd település felé egyre erősödő legeltetés hatására. Ennek eredményeképpen azonban, a nyugat-európai példákban említettektől eltérően, a texturális (és a florális) diverzitás nem növekszik trendszerűen a *B. pinnatum* dominanciájának csökkenésével, hanem maximumon megy át, vagyis egy bizonyos *B. pinnatum* borításnál a legmagasabb. Ennek feltételezett mechanizmusát a közepes diszturbancia elmélet és az előző fejezetben említett pozitív visszacsatolási kör alapján a következőképpen foglalja össze. Ha a legeltetés, mint zavarás túl csekély mértékű az a *B. pinnatum* eluralkodásához vezet. Közepes erősségű legeltetés viszont a tollas szálkaperjét visszaszorítja és felnyitja a gyepet, a taposás miatt megbomlik az avarréteg, ami a termőhely szárazodását eredményezi. Ez sok, kiegyenlítettebb mikroklímához kötődő erdei és erdőssztyeppfaj eltűnéséhez vezet, ugyanakkor kedvez a sztyeppfajok betelepülésének. Mérsékelt zavarás mellett a megjelenő szárazgyepi fajok a megmaradó fajokkal jól szervezett közösséget alkotnak. Erősebb bolygatás azonban, a humuszban gazdag felső talajréteg lehordódásához, további szárazodáshoz vezet. A degradáció folyamatában bekövetkezik a sztyeppesedési folyamat során már említett dominanciaváltás és az erdőssztyeppfajok sztyeppfajokkal történő lecserélődése. Ezt a gyepterősségének és diverzitásának csökkenése kíséri. Az égetésre vonatkozó németországi tapasztalatokkal összhangban Horváth (2002) vizsgálatai arra is rámutatnak, hogy egy bizonyos intenzitású égetés egy adott erősségű legeltetéssel azonos hatásúnak bizonyul. Ennek oka, a két beavatkozási formának a termőhelyi mikroklímára kifejtett hasonló hatása, a szárazodás fokozódása lehet.

A kaszálásnak a *B. pinnatum* tömegességére és a gyepterősségének diverzitására gyakorolt hatására vonatkozóan kvantitatív vizsgálati eredményekről nem tudunk, noha (az évi egyszeri, nyári) kaszálás volt a *Cirsio-Brachypodium* gyepek egyik leggyakoribb hagyományos tájhasználati formája (Varga *et al.* 2000, Varga & V. Sipos 1999). Tapasztalatok szerint a rendszeres kaszálás a *B. pinnatum* visszaszorulását okozza. A legjobb természetvédelmi kezelési eljárásként a sávo-

san vagy mozaikosan differenciált területbeosztású, többéves forgóban végrehajtott kaszálást javasolják, amely azonban az aszályos években kerülendő (Varga & V. Sipos 1999, Kelemen 1997). Így érvényesülhet a másodlagos szukcesszió, amelynek különböző fázisai fajgazdag és jól strukturált társulást teremtenek.

Összefoglalva tehát, az áttekintett nyugat-európai irodalom, valamint a hazai kutatási eredmények tanulságai azt mutatják, hogy a viszonylag tág elterjedési területtel rendelkező *B. pinnatum* gyeptársulások plasztikusságának fontos meghatározói domináns fajuk kompetíciós és tolerancia sajátosságai. A *B. pinnatum* vegetációban elfoglalt helyzete szempontjából az óceáni–szubóceáni elterjedésű gyepekben elsősorban a fűfaj kompetíciós képessége, biomassza- és ásványi-anyag-allokációs sajátosságai döntőek, míg a szárazabb kontinentális–szubkontinentális területeken, közelebb elterjedési területük keleti határához, e tekintetben nagyobb hangsúlyt kap a fűfaj abiotikus környezeti tényezőkkel szembeni toleranciája, ökofiziológiai plasztikussága.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönetemet fejezem ki dr. Kalapos Tibornak, akitől az ötletet és bátorítást kaptam jelen dolgozat elkészítéséhez, valamint hasznos javaslatokat tett kéziratomhoz. Köszönetet mondok továbbá dr. Virágh Klárának, dr. Fekete Gábor professzor úrnak és dr. Molnár Editnek a kézirathoz fűzött értékes kiegészítéseiért és megjegyzéseiért, Endresz Gábornak a rendelkezésemre bocsátott talajhőmérséklet-adatokért, valamint Illyés Eszternek, akivel a bicske–pócaljai morfológiai méréseket együtt végeztük. Saját vizsgálatainkhoz az FKFP 353/2000, KAC 027865–01/2001 és az OTKA T030459, T038028 pályázatok nyújtottak támogatást.

Irodalomjegyzék

- Bobbink, R. (1989): *Impact of different cutting regimes on the performance of Brachypodium pinnatum in Dutch chalk grassland*. – In: *Brachypodium pinnatum and the species diversity in chalk grassland*. PhD Thesis, University of Utrecht, pp. 101–109.
- Bobbink, R. (1991): Effects of nutrient enrichment in Dutch chalk grassland. – *J. Appl. Ecol.* **28**: 28–41.
- Bobbink, R. & Willems, J. H. (1987): Increasing dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grasslands: a threat to a species-rich ecosystem. – *Biol. Conserv.* **40**: 301–314.
- Bobbink, R. & Willems, J. H. (1988): *Effects of management and nutrient availability on vegetation structure of chalk grassland*. – In: During, H. J., Wager, M. J. A. & Willems, J. H. (eds): *Diversity and pattern in plant communities*. Academic Publishing, The Hague, pp. 183–193.
- Bobbink, R., During, H. J., Schreurs, J., Willems, J. H. & Zielman, R. (1987): Effects of selective clipping and mowing time on species diversity in chalk grassland. – *Folia Geobot. et Phytotax. Praha* **22**: 363–376.
- Bobbink, R., Bik, L. & Willems, J. H. (1988): Effects of nitrogen fertilization on vegetation structure and dominance of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in chalk grassland. – *Acta Bot. Neerl.* **37**: 231–241.

- Bobbink, R., Dubblede, K. D. & Willems, J. H. (1989): Seasonal dynamics of phytomass and nutrients in chalk grassland. – *Oikos* **55**: 216–224.
- Boros, Á. (1958): A magyar puszták növényzetének származása. – *Földr. Ért.* **7**: 33–45.
- Buckland, S. M., Thompson, K., Hodgson, J. G. & Grime, J. P. (2001): Grassland invasions: effects of manipulations of climate and management. – *J. Appl. Ecol.* **38**: 301–309.
- De Kroon, H. & Knops, J. (1990a): Habitat exploration through morphological plasticity in two chalk grassland perennials. – *Oikos* **59**: 39–49.
- De Kroon, H. & Knops, J. (1990b): *Biomass and nutrient allocation in two chalk grassland perennials in relation to shoot and rhizome morphology*. – In: De Kroon, H. (ed.): In search of a foraging plant. The clonal growth of *Brachypodium pinnatum* and *Carex flacca*. PhD Thesis, University of Utrecht, pp. 49–64.
- De Kroon, H. & Knops, J. (1990c): *Growth characteristics of two chalk grassland perennials under different levels of light and nutrient availability*. – In: De Kroon, H. (ed.): In search of a foraging plant. The clonal growth of *Brachypodium pinnatum* and *Carex flacca*. PhD Thesis, University of Utrecht, pp. 65–74.
- De Kroon, H. & Schieving, F. (1990): *Resource partitioning to clonal growth in relation to clonal growth strategy*. – In: Van Groenendael, J. & De Kroon, H. (eds): Clonal Growth in Plants: Regulation and Function. SPB Acad. Publ., The Hague, pp. 79–94.
- De Kroon, H., Stuefer, J. F., Dong, M. & During, H. J. (1994): On plastic and non-plastic variation in clonal plant morphology and its ecological significance. – *Folia Geobot. et Phytotax. Praha* **29**: 123–138.
- Eijsink, J., Ellenbroek, G., Holzner, W. & Werger, M. J. A. (1978): Dry and semi-dry grasslands in the Weinviertel, Lower Austria. – *Vegetatio* **36**(3): 129–148.
- Ellenberg, H. (1988): *Vegetation Ecology of Central Europe*. 4th ed. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Endresz, G. (2003): *A tollas szálkaperje (Brachypodium pinnatum) fenológiai, morfológiai és fotokémiai sajátosságai, valamint mikorrhizáltsága kontrasztos égtípusú kiterjedésekben*. – Diplomamunka (kézirat), Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest.
- Fekete, G. & Virágh, K. (1997): Félcsászár *Brachypodium pinnatum* gyepek kompozíciós differenciációja. – *Kitaibelia* **2**(2): 276.
- Fekete, G. (1997): *Stabilizálódott félcsászár irtásrétegek, gyepek, és száraz magaskórósok*. – In: Fekete, G., Molnár, Zs. & Horváth, F. (szerk.): Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp. 109–110.
- Fekete, G., Virágh, K., Aszalós, R. & Orlóci, L. (1998): Landscape and coenological differentiation of *Brachypodium pinnatum* grasslands in Hungary. – *Coenoses* **13**(1): 39–53.
- Fekete, G., Virágh, K., Aszalós, R. & Pécsényi, I. (2000): Static and dynamic approaches to landscape heterogeneity in the Hungarian forest-steppe zone. – *J. Veg. Sci.* **11**: 375–382.
- Fóti, Sz., Virágh, K., Balogh, J., Nagy, Z. & Tuba, Z. (2002): Comparative synphysiological studies on *Brachypodium pinnatum* dominated forest- and steppe-type grasslands. – *Acta Biol. Szeged.* **46**(3–4): 227–229.
- Grime, J. P. (1979): *Plant Strategies & Vegetation Processes*. – John Wiley & Sons, Chichester.
- Grime, J. P., Hodgson, J. G. & Hunt, R. (1988): *Comparative Plant Ecology. A functional approach to common British species*. – Unwin Hyman Ltd., London.
- Heywood, V. H. & Jury, S. L. (2001): *Flora Europea on CD-ROM*. – Cambridge University Press, Jorna Assoc. Electronic Files, Software.
- Horváth, A. (2002): A mezőföldi löszvegetáció términtázati szerveződése. – *Synbiologia Hungarica* **5**, Scientia Kiadó, Budapest.

- Hurst, A. & John, E. (1999a): The biotic and abiotic changes associated with *Brachypodium pinnatum* dominance in chalk grassland in South-East England. – *Biol. Conserv.* **88**: 75–84.
- Hurst, A. & John, E. (1999b): The effectiveness of glyphosate for controlling *Brachypodium pinnatum* in chalk grassland. – *Biol. Conserv.* **89**: 261–265.
- Jakucs, P. (1961): *Die Phytozoölogischen Verhältnisse der Flaumeichen-Buschwälder Südostmitteleuropas. Monographie der Flaumeichen-Buschwälder I.* – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Kalapos, T., Mojzes, A. & Virágh, K. (2002): *Plant tolerance traits behind vegetation pattern and dynamics in semiarid temperate loess grasslands in Hungary.* – 45th Symposium of the International Association for Vegetation Science, 3–8 March 2002, Porto Alegre, Brazil, Abstracts p. 132. (poszter).
- Kállay-Szerényi, J., Rédei, T. & Kalapos, T. (2002): *Species coalitions on pastures grazed by cattle or sheep, and on abandoned vineyards in a loess region of Hungary.* – V. International Conference on Anthropization and Environment of Rural Settlements. Flora and Vegetation, Uzgorod, Ukraine, 16–18 May, 2002. (poszter)
- Kelemen, J. (szerk) (1997): *Mezofil kaszálórétek, mészkerülő hegyi rétek, mezoxerofil szubmediterrán gyepek.* – In: Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez. – TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 193–202.
- Mojzes, A., Kalapos, T. & Virágh, K. (2003): Plasticity of leaf and shoot morphology and leaf photochemistry for *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. growing in contrasting microenvironments in a semiarid loess forest-steppe vegetation mosaic. – *Flora* **198**(4) [közlésre elfogadva]
- Mojzes, A., Kalapos, T. & Virágh, K. (előkészületben) Plasticity of leaf anatomy of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. growing in contrasting microenvironments of a semiarid loess forest-steppe vegetation mosaic.
- Molnár, E. & Botta-Dukát, Z. (2002): *Populációk viselkedése eltérő környezetben.* – In: Fekete, G. (szerk.): *Az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete 50 éve (1952–2002).* MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 93–96.
- Oborny, B. & Bartha, S. (1998): Formakincs és közösségszerveződés a növénytársulásokban: a klonális növények szerepe. – In: Fekete, G. (szerk.): *A közösségi ökológia frontvonalai.* Scientia Kiadó, Budapest, pp. 59–86.
- Passarge, H. (1978): Übersicht über mitteleuropäische Gefäßpflanzengesellschaften. – *Feddes Repertorium* **89**(2–3): 133–195.
- Pickett, S. T. A., Collins, S. L. & Armesto, J. J. (1987): A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession. – *Vegetatio* **69**: 109–114.
- Poorter, H. & Remkes, C. (1990): Leaf area ratio and net assimilation rate of 24 wild species differing in relative growth rate. – *Oecologia* **83**: 553–559.
- Ryser, P. & Lambers, H. (1995): Root and leaf attributes accounting for the performance of fast- and slow-growing grasses at different nutrient supply. – *Plant and Soil* **170**: 251–265.
- Schlaepfer, F. (1997): Influence of management on cover and seed production of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. in a calcareous grassland. – *Bulletin of Geobotanical Institute ETH* **63**: 3–10.
- Schmotzer, A. & Vojtkó, A. (1996): *Investigation of Brachypodium pinnatum-dominated semi-dry grasslands in the Bükk Mountains (North-East Hungary).* – In: Tóth, E. & Horváth, R. (eds) *Proceedings of “Research, Conservation, Management” Conference, Aggtelek, Hungary, 1–5 May 1996,* pp. 385–391.
- Schmotzer, A. & Vojtkó, A. (1997): Féliszáraz gyepek bükki állományainak cönológiai összevetése az eredeti erdőtársulások aljnövényzetével. – *Kitaibelia* **2**(2): 304.

- Simon, T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója. Harasztok–virágos növények.* – Nemzeti Tankönyvkiadó Rt., Budapest, p. 774.
- Soó, R. (1964): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani–növényföldrajzi kézikönyve I.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 194.
- Szujkó-Lacza, J. & Rajczy, M. (1986): Similarity investigations on a loess steppe fragment in a forest-steppe in Hungary. – *Annls hist.-nat. Mus. natn Hung.* **78**: 49–62.
- Van der Hoeven, E. C., De Kroon, H. & During, H. J. (1990): Fine-scale spatial distribution of leaves and shoots of two chalk grassland perennials. – *Vegetatio* **86**: 151–160.
- Varga, Z. (2001): *Félszáraz és szekunder gyepek ökológiai és cönológiai viszonyai a Hortobágyon.* – In: Borhidi, A. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Ökológia az ezredfordulón II. Esettanulmányok* MTA, Budapest, pp. 223–253.
- Varga, Z. & V. Sipos, J. (1999): *Sudárrozsok-gyepek (Bromion erecti Br.-Bl. 1936); Magyar aszatos szálkaperjegyepek (szubkontinentális-pannon félszáraz gyepek) (Cirsio pannonici-Brachypodium pinnati Hadac & Klika 1944).* – In: Borhidi, A. & Sánta, A. (szerk.): *Vörös könyv Magyarország növénytársulásairól 2. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 41–66.*
- Varga, Z., V. Sipos, J., Orci, M. K. & Rácz, I. (2000): *Félszáraz gyepek az Aggteleki-karszton: fitocönológiai viszonyok, egyenesszárnú rovar- és lepkegyűttesek.* – In: Virágh, K. & Kun, A. (szerk.): *Vegetáció és dinamizmus. A 70 éves Fekete Gábort köszöntik tanítványai, barátai és munkatársai.* MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 195–238.
- Virágh, K. (2000): *Vegetációdinamika és szukcesszió kutatás az utóbbi 15 évben.* – In: Virágh, K. & Kun, A. (szerk.): *Vegetáció és Dinamizmus. A 70 éves Fekete Gábort köszöntik tanítványai, barátai és munkatársai.* MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 53–77.
- Virágh, K. & Bartha, S. (1998): Interspecific associations in different successional stages of *Brachypodium pinnatum* grassland after deforestation in Hungary. – *Tiscia* **31**: 3–12.
- V. Sipos, J. & Varga, Z. (1996): *Phytocenology of semi-dry grasslands in the Aggtelek karst area (N. Hungary).* – In: Tóth, E. & Horváth, R. (eds): *Proceedings of „Research, Conservation, Management” Conference, Aggtelek, Hungary, 1–5 May 1996, pp. 59–78.*
- V. Sipos, J. & Varga, Z. (2002): Az égetés mint természetvédelmi kezelés lehetőségei és korlátai gyepterületeinken. – I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia. Sopron, 2002. november 14–17. (poszter), Program és Absztrakt kötet, p. 219.
- Willems, J. H. (1978): Observations on North-West European limestone grassland communities: phytosociological and ecological notes on chalk grasslands of Southern England. – *Vegetatio* **37**(3): 141–150.
- Willems, J. H. (1982): Phytosociological and geographical survey of Mesobromion communities in Western Europe. – *Vegetatio* **48**: 227–240.
- Willems, J. H. (1983): Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management. – *Vegetatio* **52**: 171–180.
- Willems, J. H., Peet, R. K. & Bik, L. (1993): Changes in chalk-grassland structure and species richness resulting from selective nutrient additions. – *J. Veg. Sci.* **4**: 203–212.
- Wilson, E. J., Wells, T. C. E. & Sparks, T. H. (1995): Are calcareous grasslands in the UK under threat from nitrogen deposition? – an experimental determination of a critical load. – *J. Ecol.* **83**: 823–832.
- Zólyomi, B. (1958): *Budapest környékének természetes növénytakarója.* – In: Pécsi, M. (szerk.): *Budapest természeti képe.* Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 509–642.
- Zólyomi, B. & Fekete, G. (1994): The Pannonian loess steppe: differentiation in space and time. – *Abstr. Bot.* **18**(1): 29–41.

Characteristics of the perennial grass *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv. and its semiarid grassland communities in Western Europe and in Hungary

A. Mojzes

Institute of Ecology and Botany, Hungarian Academy of Sciences

H-2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4, Hungary

Current address: Department of Plant Taxonomy and Ecology

Eötvös L. University

H-1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/c, Hungary

E-mail: mojzes@ludens.elte.hu

Xeromesic grasslands (Mesobromion) are characteristic seminatural communities of Western and Central Europe. In humid regions of Western Europe, under elevated N deposition and altered management regime, an increasing dominance of *B. pinnatum* poses a serious threat to species diversity in these grasslands nowadays. An efficient nutrient, particularly P, economy and a remarkable plasticity in biomass and nutrient allocation dynamics and in shoot height of this grass might play an important role in this. In Hungary, *B. pinnatum* grasslands are parts of the forest-steppe vegetation mosaic of the Pannonicum. After clearcutting the oakwoods *B. pinnatum* can persist and even expand mostly on N-facing loess slopes forming grasslands which preserve numerous forest and forest-steppe elements. Such success as well as the forest-steppe coenological affinity of this grass can be explained – at least partly – by its ecophysiological tolerance, and a capacity for phenotypic adjustment to different radiation load in the habitat.

Key words: *Brachypodium pinnatum* grasslands, forest-steppe species, plant invasion, grassland management, phenotypic plasticity, ecophysiological tolerance

Futóbogár-közösségek (Coleoptera: Carabidae) természetvédelmi célú vizsgálata a Dráva mentén

Bérces Sándor

Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság

1021 Budapest, Hűvösvölgyi út 52; E-mail: dipnp@ktm.x400gw.itb.hu

Összefoglaló: A Dráva felső szakaszán hat élőhelyen összesen 55 futóbogárfaj 2657 egyedét gyűjtöttünk talajcsapdás mintavétellel, ez a fajsza a hazai teljes futóbogár-fauna 488 fajának közel 10%-a. A kiválasztott élőhelyek a Dráva árterének puhafa és keményfa ligeteinek faunáját reprezentálják. A vizsgálati időszakban sikerült három a Dráva faunájára új fajt kimutatni (*Cychrus attenuatus* (Fabricius, 1792); *Elaphrus ullrichi* Redtenbacher, 1842; *Harpalus xanthopus winkleri* Schaubberger, 1923). E mellett a területről több ritka és védett futóbogárfaj adatai váltak ismertté.

Megvizsgáltuk az élőhelyek és az ott élő futóbogárfajok szárnyasságának összefüggését. Egyrészt vizsgáltuk a különböző szárnyasság típussal rendelkező fajok számát, másrészt a különböző szárnyasságú fajok relatív gyakoriságait az élőhelyeken. A szárnyasság megállapítása irodalmi adatok alapján történt. Három csoportot állítottunk föl: 1. mindig szárnyas fajok (obligált makropter); 2. mindig szárnyatlan fajok (obligált brahipter); 3. többféle szárnytípussal is rendelkező fajok (polimorf).

A különböző szárnyasságú fajok egyedszámának százalékos megoszlása alapján a futóbogár-fauna szempontjából stabil és a kevésbé stabil élőhelyeket el tudtuk különíteni. (Az instabilitást itt az abiotikus viszonyok gyakori megváltozása, pl. árhullám okozza.) A folyó vízjárásának megváltozása megváltoztatja az élőhelyek stabilitását és így az itt élő különböző szárnyasságú futóbogarak aránya is megváltozik. Véleményünk szerint a tervezett vízlépcső hatását ezzel a módszerrel érzékenyen lehet vizsgálni.

Kulcsszavak: futóbogár, szárnypolimorfia, élőhely-stabilitás, ártér, vízlépcső, Dráva folyó

Bevezetés

A vizsgálatok célja – melynek keretében kutatásunkat végeztük – a horvátországi Novo Virje térségében tervezett vízierőmű hatásának vizsgálata a különböző élőlénycsoportokra, így a Dráva árterének futóbogár-faunájára is. A vízlépcsők biodiverzitásra gyakorolt negatív hatásával több szerző foglalkozik (Nemecek 1997, Lengyel 1998). Az vízierőművek és vélhetően a tervezett erőmű is, megváltoztatja a folyó vízjárását, az árhullámok gyakoriságát, a víz által szállított hordalék mennyiségét (White 1988, McCully 1996). Több szerző hangsúlyozza a vízlépcsőépítéssel járó szárazodást (Luoma 1996, Nilsson *et al.* 1997, Williams 1997). Ezek és más tényezők összegzett hatásaként megváltozik a folyó abiotikus

környezete, ez pedig kihat az itt előforduló életközösségekre. Az abiotikus viszonyok megváltozása (Drávára jellemző árhullámok stb.) szukcessziós folyamatot indít el. Ez a futóbogár-fauna fajösszetételének, diverzitásának tendencia jellegű változásában lesz detektálható. Megváltozik a közösség életmenet stratégiája, a populációk dinamikája, a kolonizációs folyamatok, így a szárnyas és szárnyatlan egyedek aránya.

Azokon az élőhelyeken melyeket mindig újra kell kolonizálni, ill. alkalom adtán el kell hagyni, ott az eleve szárnyas (obligált makropter) fajok ill. a polimorfiát mutató fajok közül azok fordulnak elő nagyobb arányban, melyek kifejlett szárnnal rendelkeznek. Minél kiegyensúlyozottabbak egy élőhely környezeti viszonyai, annál inkább csökkenti a szelekciós nyomás a szárny méretét, és gátolja a szárnyizmok kifejlődését (den Boer *et al.* 1980, Roff 1994), vagyis a szárnypolimorfiát mutató fajoknál a szárny fejlettségét a környezeti viszonyok határozzák meg.

Megvizsgáltuk a mintavételi helyek futóbogár-közösségeit a szárnypolimorfia szempontjából. Arra kerestük a választ, hogy az egyes élőhelyek mennyire stabilak a különböző Carabida fajok számára, illetve a vízlépcső várható hatásának kimutatásában a szárnypolimorfia jelensége használható-e.

Anyag és módszer

Vizsgálatainkat a Dráva-folyó Somogy megyei szakaszán, hat élőhelyen, Babócsa, Gyékényes, Őrtilos és Vízvár községek közelében végeztük (1. ábra). Ez a terület a Dráva-sík botanikailag értékes szakasza. Pionír fűzbozót, zátonykötő növényzet, valamint keményfaliget, puhafaliget, égerláp és fűzláp is található (Borhidi 1994).

A mintavételi helyek jellemzése

A talajcsapdák kihelyezésekor szem előtt tartottuk, hogy a tervezett vízlépcső alatti és feletti szakaszból egyaránt legyenek adataink. A gyűjtési helyek növényzetének Á-NÉR besorolását is megadtuk, mely egy betű és szám kombinációból áll (Fekete *et al.* 1997).

Babócsa. 1. Dráva part: A talajcsapdák a falutól mintegy 3 km-re az Erzsébet sziget nyaras (J4) erdejében voltak.

Gyékényes. Mindkét mintavételi helyet a Lankóci erdő ún. grófi út mellett jelöltük ki.

2. Az égeres (J5) láperdőben a csapdákat a tavaszi vízállás által meghatározott magasságba helyeztük, és néhol az égerek „talpára”.

3. Keményfaliget: a csapdák itt egy tölgy-kőris-szil ligeterdőben (J6) voltak, amely néhány méterre helyezkedett el az előző mintavételi helytől.

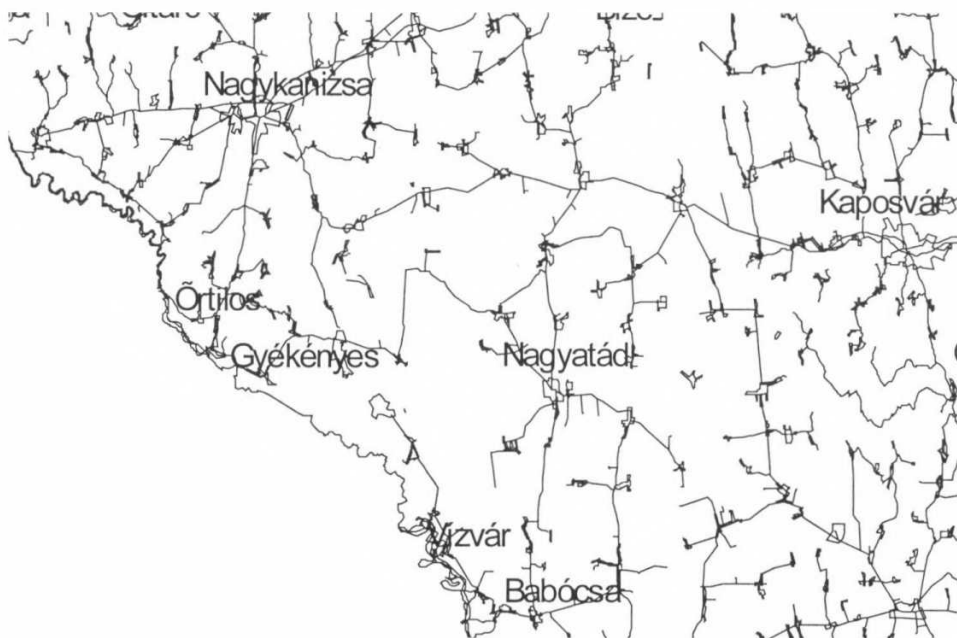
Őrtilos. 4. Puhafaliget: a talajcsapdák itt egy fűzligetben (J4) kerültek kihe-lyezésre, a kiválasztott terület a környező területeknél kb. egy méterrel magasab-ban fekszik.

5. Hagymás-völgy: a talajcsapdák itt az őrtilosi Földvár-hegy szűk patakvöl-gyében, a patak közvetlen partjára kerültek. A szurdokvölgy növényzete eredetileg bükkös (K6), de mára a bükkösben sok az akác.

Vízvár. 6. Dráva part: Talajcsapdáink itt egy fűzligetben (J4) voltak, a Dráva partján levő nyáras szegélyében levő öreg fűzfák alatt, mely a kutatóháztól 300 m-re É-ra található.

A területen alkalmazott gyűjtési módszer

Talajcsapdázás (Barber csapda). A talajcsapdázás elterjedt módszer a futó-bogarak minőségi és mennyiségi viszonyainak vizsgálatához. Egész éven át törté-nő üzemeltetésük nem csak egy pillanatfelvételt ad egy terület faunájáról, hanem az ott élő állatok időbeli dinamizmusáról is szolgáltat információkat.



1. ábra. A mintavételi helyek átnézeti térképe.

Csapdaként két egymásba csúsztatott 3 dl-es műanyag pohár szolgált, melyeket a felső pohár pereméig a talajba süllyesztettünk. Ölfolyadéként 50%-os etilén-glikolt használtunk, mert ez a gyűjtött állatokat tartósítja (Spence & Niemelä 1994). A csapdákat nem fedtük be így a nem kimondottan talajon előforduló bogárfajok is beleeshettek.

Élőhelyenként tíz, vonalban lerakott, egymástól öt méterre levő, talajcsapda képezett egy mintavételi egységet. A talajcsapdákat úgy helyeztük el, hogy mindegyik ugyanabba a homogén növénytársulásba kerüljön.

A gyűjtött anyag kiértékelésének módszere

Határozókulcsok. A fajok határozását standard határozókulcsok segítségével végeztük (Freude 1976, Hurka 1996, Csiki 1904–1908). Az alkalmazott nevezéktan Retezár publikálatlan fajlistáját követi. Egy fajnál tettünk kivételt, mert az új határozókulcs és fajlista az *Agonum moestum* (Duftschmid, 1812) nevű fajt 3 fajra bontotta (Schmidt 1994) és határozási problémák merültek fel. Megmaradtunk a faj „régii” értelmezésénél.

Eredmények

A Dráva ártér magyarországi szakaszáról 227 futóbogárfajt mutattak ki a korábbi vizsgálatok (Horvatovich 1995, 1998). Mivel mintáinkat kizárólag talajcsapdázás módszerével gyűjtöttük, a fentihez hasonló magas fajszaámra nem is számíthattunk. A vizsgált élőhelyekről összesen 55 futóbogárfaj került elő, köztük több országunkban ritka és három a Dráva faunájára új faj (*Cychrus attenuatus* (Fabricius, 1792), *Elaphrus ullrichi* Redtenbacher, 1842, *Harpalus xanthopus winkleri* Schauburger, 1923). Az általunk kimutatott fajszaám a teljes hazai Carabida fauna 488 fajának közel 10%-a. Az alábbiakban ismertetjük a hat mintavételi helyről gyűjtött, összesített fajlistát:

- | | |
|--|---|
| 1. <i>Abax carinatus</i> (Duftschmid, 1812) | 10. <i>A. similata</i> (Gyllenhal, 1810) |
| 2. <i>A. parallelepipedus</i> (Piller et Mitterpacher, 1783) | 11. <i>Asaphidion flavipes</i> (Linnaeus, 1761) |
| 3. <i>A. parallelus</i> (Duftschmid, 1812) | 12. <i>Badister lacertosus</i> Sturm, 1815 |
| 4. <i>Agonum moestum</i> (Duftschmid, 1812) | 13. <i>Bembidion dalmatinum</i> (Dejean, 1831) |
| 5. <i>Amara aenea</i> (De Geer, 1774) | 14. <i>Carabus cancellatus</i> Illiger, 1798 |
| 6. <i>A. convexior</i> Stephens, 1828 | 15. <i>C. clathratus</i> Linnaeus, 1761 |
| 7. <i>A. gebleri</i> Dejean, 1831 | 16. <i>C. coriaceus</i> Linnaeus, 1758 |
| 8. <i>A. ovata</i> (Fabricius, 1792) | 17. <i>C. granulatus</i> Linnaeus, 1758 |
| 9. <i>A. saphyrea</i> Dejean, 1828 | 18. <i>C. hortensis</i> Linnaeus, 1758 |
| | 19. <i>C. ullrichi</i> Germar, 1824 |

20. *C. violaceus* Linnaeus, 1758
21. *Chlaenius tristis* (Schaller, 1783)
22. *Clivina collaris* (Herbst, 1784)
23. *Cychnus attenuatus* (Fabricius, 1792)
24. *C. caraboides* (Linnaeus, 1758)
25. *Elaphrus uliginosus* Fabricius, 1792
26. *E. ullrichi* Redtenbacher, 1842
27. *Epaphius secalis* (Paykull, 1790)
28. *Europhilus micans* (Nicolai, 1822)
29. *Harpalus atratus* Latreille, 1804
30. *H. autumnalis* (Duftschmid, 1812)
31. *H. latus* (Linnaeus, 1758)
32. *H. luteicornis* (Duftschmid, 1812)
33. *H. progrediens* Schauburger, 1922
34. *H. xanthopus winkleri* Schauburger, 1923
35. *Leistus piceus* Frölich, 1799
36. *Loricera pilicornis* (Fabricius, 1775)
37. *Notiophilus palustris* (Duftschmid, 1812)
38. *Oodes helopioides* (Fabricius, 1792)
39. *Oxipselaphus obscurus* (Herbst, 1784)
40. *Platyderus rufus* (Duftschmid, 1812)
41. *Platynus assimilis* (Paykull, 1790)
42. *P. krynickii* (Sperk, 1835)
43. *P. livens* (Gyllenhal, 1810)
44. *Pterostichus anthracinus* (Illiger, 1798)
45. *P. melanarius* (Illiger, 1798)
46. *P. niger* (Schaller, 1783)
47. *P. nigrita* (Paykull, 1790)
48. *P. oblongopunctatus* (Fabricius, 1787)
49. *P. ovoideus* (Sturm, 1824)
50. *P. strenuus* (Panzer, 1797)
51. *P. transversalis* (Duftschmid, 1812)
52. *Stomis pumicatus* (Panzer, 1796)
53. *Synuchus vivalis* (Illiger, 1798)
54. *Trechus pilisiensis* Csiki, 1918
55. *T. quadristriatus* (Schränk, 1781)

A szárnypolimorfia megoszlása fajok szerint az egyes mintavételi helyeken

Táblázatos formában ábrázoltuk az egyes mintavételi helyeken gyűjtött különböző szárnyasságú futóbogarak fajsámát (1. táblázat). A fajok szárnyasságát az irodalmi adatokra (Húrka 1996) támaszkodva határoztuk meg. Azt, hogy melyik fajt milyen kategóriába soroltunk, a melléklet tartalmazza.

1. táblázat. A mintavételi helyeken gyűjtött különböző szárnyasságú futóbogarak fajsáma (Rövidítések: ŐHV = Őrtilos Hagymás-völgy, ŐPL = Őrtilos puhafaliget, GYLK = Gyékényes Lankóci erdő keményfaliget, GYLÉ = Gyékényes Lankóci erdő égerláp, VDP = Vízvár Dráva part, BDP = Babócsa Dráva part).

	ŐHV	ŐPL	GYLÉ	GYLK	VDP	BDP	Teljes
Polimorf	6	5	3	9	7	4	16
Brachipter	12	6	4	6	8	4	15
Makropter	10	8	6	10	7	3	24

A makropter fajok mintán belüli száma magasabb a két gyékényesi, valamint az Őrtilos puhafaligeti mintavételi helyeken, a brachipter fajok száma pedig magasabb a babócsai, Őrtilos Hagymás-völgyi, valamint a vízvári mintákban. Jelentős különbséget nem találunk az egyes élőhelyeken a különböző szárnyasságú futóbogarak fajsámában (vö. 1. táblázat). A teljes mintában a makropter fajok száma messze meghaladta a brachipter fajok számát.

A mennyiségi viszonyokat jobban tükrözi, ha megvizsgáljuk a mintavételi helyeken gyűjtött különböző szárnyasságú futóbogarak egyedszámának százalékos megoszlását. Eredményeinket táblázatban ábrázoltuk (2. táblázat).

2. táblázat. A mintavételi helyeken gyűjtött különböző szárnyasságú futóbogarak százalékos megoszlása (Rövidítések: ÖHV = Örtilos Hagymás-völgy, ÖPL = Örtilos puhafaliget, GYLK = Gyékényes Lankóci erdő keményfaliget, GYLÉ = Gyékényes Lankóci erdő égerláp, VDP = Vízvár Dráva part, BDP = Babócsa Dráva part).

	ÖHV	ÖPL	GYLÉ	GYLK	VDP	BDP	Teljes
Polimorf	2,97	19,53	46,22	9,09	19,27	26,92	8,96
Brachipter	81,15	32,81	21,51	69,32	55,05	34,62	71,26
Makropter	15,88	47,66	32,27	21,59	25,69	38,46	19,77

Az örtilosai két minta között szembetűnő a különbség, míg a Hagymás-völgyben a brachipter fajok százalékos aránya több mint 80% és rendkívül alacsony a polimorf fajok aránya, addig a puhafaligetben a minta majdnem 50%-át makropter fajok adják, a polimorf fajok pedig közel 20%-ba vannak jelen. Ez az eredmény is azt mutatja, hogy míg a futóbogarak szempontjából a Hagymás-völgy (bükkös) stabilabb élőhely, addig a puhafaliget kevésbé.

A két gyékényesi mintában a különböző szárnyasságú futóbogarak relatív gyakorisága eltérő. Míg az égerlápban a makropter fajok relatív gyakorisága magasabb a brachipter fajokénál és nagy a polimorf fajok relatív gyakorisága, addig a keményfa ligetben a brachipter fajok közel 70%-át teszik ki az egész mintának és alacsony a polimorf fajok aránya. Ez a tény feltehetőleg arra vezethető vissza, hogy az égerlápban gyakoribbak az olyan események amelyek az élőhelyet, a futóbogarak számára, átmenetileg alkalmatlanná teszik és azt el kell hagyni. Ebből arra következtethetünk, hogy a keményfaliget stabilabb élőhely, kedvez a szárnyatlan fajoknak, míg az égerláp kevésbé állandó, ez pedig kedvez az obligált makropter, valamint a polimorf fajoknak.

A vízvári mintában magas a brachipter fajok százalékos aránya (55%), a makropter és a polimorf fajok aránya pedig 20, illetve 25%. Ez az eredmény azért érdekes, mivel ez az élőhely is gyakran válik alkalmatlanná a futóbogarak számára, az árhullámok miatt, és ezért a makropter fajok túlsúlyát váránk. Eredményünket az alacsony egyedszám is befolyásolta (109 példány). A polimorf fajok viszonylag magas fajszáma (vö. 1. táblázat) azonban eddigi tapasztalatainknak felel meg, vagyis az élőhely instabilitását mutatja.

A babócsai mintában a makropter fajok százalékos aránya kissé magasabb a brachipter fajokénál, a polimorf fajok aránya alacsonyabb, ez a különbség azonban nem túl nagy. Feltehetőleg ez a mintavételi hely sem mentes az élőhelyet, a futóbo-

garak számára, időszakosan kedvezőtlené tevő árhullámoktól. Eredményeinket az is befolyásolhatta, hogy csupán tíz faj 27 egyedét gyűjtöttük ezen az élőhelyen.

A teljes mintában megvizsgálva a különböző szárnyasságú futóbogarak relatív gyakoriságát láthatjuk, hogy a vizsgált mintákban a brahípter fajok relatív gyakorisága magas 71%, a polimorf fajok relatív gyakorisága nem éri el a 10%-ot. Ez az eredmény azzal magyarázható, hogy a *Pterostichus transversalis* nevű brachipter faj adja a teljes minta 2657 egyedének 44%-át (1165 példány). Ezt a fajt kivéve a számításból a brachipter és makropter fajok aránya közel egyenlő (40% ill. 35%).

Következtetések

Eredményeink megmutatták, hogy az élőhelyet „instabilizáló” tényezők növelik a szárnyas és a polimorf fajok relatív gyakoriságát és ezeknek a hatásoknak a megszűnését képesek közösségi szinten jelezni. Ezt támasztják alá külföldi kutatók munkái is: amennyiben egy folyó dinamikája megszűnik, a habitat „stabilabb” lesz, aminek következtében megjelennek a K-statégista (obligált brachipter) fajok, mint pl. *Abax* és *Carabus* fajok (Křístek 1991). Kimutatták (Dresner & Turin 1989) továbbá, hogy a vízrendezések és ennek következtében a folyók árhullámainak elmaradása miatt Európában több faj került veszélybe. Ilyen faj például a *Blethisa multipunctata* nevű faj melynek állománya jelentősen csökkent Dániában, Hollandiában és Belgiumban.

A futóbogarak szárnypolimorfizmusának vizsgálata alkalmas módszer lehet a tervezett vízlépcső várható hatásának vizsgálatában. Ne feledjük azonban, hogy a változások detektálásához ezt a módszer ki kell egészíteni a közösségek egyéb jellemzőinek vizsgálatával.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönet illeti dr. Szél Győzöt – a Magyar Természettudományi Múzeum munkatársát – a fajok határozásában, illetve revideálásában nyújtott segítségével, Rozner Györgyöt – a Duna-Dráva Nemzeti Park munkatársát – a talajcspadák működtetésében és ürítésében valamint a gyűjtött anyag válogatásában nyújtott önzetlen segítségével, valamint Pozsgai Gábort a kézirat áttanulmányozásáért. A munka elvégzését a Dráva Monitoring Program tette lehetővé.

Irodalomjegyzék

- Borhidi, A. (1994): *A Dráva-menti Tájjédelmi Körzet Botanikai értékei. Természetvédelmi állapotfelmérés. Jelentés*, Pécs, 44 pp.
- Csiki, E. (1904–08): *Magyarország bogárfaunája 1. kötet Adephaga 1. Caraboidea*. Budapest 455 pp.

- den Boer, P. J., van Huizen, T. H. P., den Boer-Daanje, W., Aukema, B. & den Bieman, C. F. M. (1980): Wing polymorphism and dimorphism as stages in an evolutionary process (Coleoptera: Carabidae). – *Entomol. Gen.* **6**: 107–134.
- Dresner, K. & Turin, H. (1989): Loss of habitats and changes in the composition of the ground and tiger beetle fauna in 4 West-European countries since 1950 (Coleoptera, Carabidae Cicindelidae). – *Biological Conservation* **48**: 277–294.
- Fekete G., Molnár Zs., Horváth F. (szerk.) (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. Magyarországi élőhelyek.* – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 374 pp.
- Freude, H. (1976): *Adephaga I. Die Käfer Mitteleuropas.* – Krefeld, 301 pp.
- Horvatovich, S. (1995): A Dráva mente futóbogár (Coleoptera, Carabidae) faunájának alapvetése. – *Dunántúli Dolg. Term. Tud. Sor.* **8**: 73–84.
- Horvatovich, S. (1998): A Dráva mente futóbogárfaunája (Coleoptera, Carabidae) II. – *Dunántúli Dolg. Term. Tud. Sor.* **9**: 177–187.
- Hůrka, K. (1996): *Carabidae of the Czech and Slovak Republics.* – Kabourek, Zlín, 565 pp.
- Křístek, J. (1991): Reaction of floodplain forest secondary producers to changed moisture conditions: Selected groups of insects and harvestmen. – In: Penka, M., Vyskot, E., Klimo, E. & Vašíček, F. (eds): *Floodplain forest ecosystem II. After water management measures.* Academia, Praha, pp. 451–468.
- Lengyel, Sz. (1998): Kitekintés a vízlépcsők biológiai szakirodalmára. – *Természetvédelmi Közlemények* **7**: 19–32.
- Luoma, J. R. (1996): The drying of the rivers. – *Audubon* **98**: 26–28.
- McCully, P. (1996): *Silenced rivers: the ecology and politics of large dams.* – Zed Books, NJ, USA
- Nemecek, S. (1997): Frankly, my dear, I don't want a dam. How dams affect biodiversity. – *Scientific American* **227**: 20.
- Nilsson, C., Jansson, R. & Zinko, U. (1997): Long-term responses of river-margin vegetation to water level regulation. – *Science* **276**: 798–800.
- Roff, D. A. (1994): The evolution of flightlessness: is history important? *Evol. Ecol.* **8**: 639–657.
- Schmidt, J. (1994): Revision der mit *Agonum* (s. str.) *viduum* (Panzer, 1797) verwandten Arten (Coleoptera: Carabidae). *Beitr. Ent.* **44**: 3–51.
- Spence, J. R. & Niemelä, J. K. (1994): Sampling carabid assemblages with pitfall traps: the madness and the method. – *Can. Ent.* **126**: 881–894.
- White, G. F. (1988): The environmental effects of high dam at Aswan. – *Environment* **30**: 4–11.
- Williams, N. (1997): Dams drain the life out of riverbanks. – *Science* **276**: 683.

Melléklet. Talajcspadázott Carabida fajok egyedszáma. Rövidítések: B = brahpter, M = makropter, P = polimorf, ŐHV = Őrtilos Hagymás-völgy, ŐPL = Őrtilos puhafaliget, GYLK = Gyékényes Lankóci erdő keményfaliget, GYLÉ = Gyékényes Lankóci erdő égerláp, VDP = Vízvár Dráva part, BDP = Babócsa Dráva part).

Faj	sz	BDP	GYLÉ	GYLK	ŐHV	ŐPL	VDP	Összes
<i>Abax carinatus</i> (Duftschmid, 1812)	B	3	9	11	73	17	8	121
<i>Abax parallelepipedus</i> (Piller et Mitterpacher, 1783)	B		17	1	132			150
<i>Abax parallelus</i> (Duftschmid, 1812)	B		24	47	255	1	2	329
<i>Agonum moestum</i> (Duftschmid, 1812)	M		26	1	80			107
<i>Amara aenea</i> (De Geer, 1774)	M				1			1
<i>Amara convexior</i> Stephens, 1828	M		1	4				5
<i>Amara gebleri</i> Dejean, 1831	M					1	9	10
<i>Amara ovata</i> (Fabricius, 1792)	M					2	1	3
<i>Amara saphyrea</i> Dejean, 1828	M			1			3	4
<i>Amara similata</i> (Gyllenhal, 1810)	M						6	6
<i>Asaphidion flavipes</i> (Linnaeus, 1761)	M				1	46	4	51
<i>Badister lacertosus</i> Sturm, 1815	M	1						1
<i>Bembidion dalmatinum</i> (Dejean, 1831)	M				1			1
<i>Carabus cancellatus</i> Illiger, 1798	B		2		1	17		20
<i>Carabus clathratus</i> Linnaeus, 1761	P		3					3
<i>Carabus coriaceus</i> Linnaeus, 1758	B		1		4		4	9
<i>Carabus granulatus</i> Linnaeus, 1758	P	3	66	6	9	12	6	102
<i>Carabus hortensis</i> Linnaeus, 1758 Linnaeus, 1758	B						22	22
<i>Carabus ullrichi</i> Germar, 1824	B				7	2		9
<i>Carabus violaceus</i> Linnaeus, 1758	B						10	10
<i>Chlaenius tristis</i> (Schaller, 1783)	M				1			1
<i>Clivina collaris</i> (Herbst, 1784)	M				1			1
<i>Cychrus attenuatus</i> (Fabricius, 1792)	B				1			1
<i>Cychrus caraboides</i> (Linnaeus, 1758)	B	1			1	6	2	10
<i>Elaphrus uliginosus</i> Fabricius, 1792	M		1					1
<i>Elaphrus ullrichi</i> Redtenbacher, 1842	M					1		1
<i>Epaphius secalis</i> (Paykull, 1790)	B	1						1
<i>Europhilus micans</i> (Nicolai, 1822)	M				3	4	4	11

Faj	sz	BDP	GYLÉ	GYLK	ÖHV	ÖPL	VDP	Összes
<i>Harpalus atratus</i> Latreille, 1804	P				2			2
<i>Harpalus autumnalis</i> (Duftschmid, 1812)	P	1						1
<i>Harpalus latus</i> (Linnaeus, 1758)	M		1					1
<i>Harpalus luteicornis</i> (Duftschmid, 1812)	M	1						1
<i>Harpalus progrederiens</i> Schauburger, 1922	P					1	1	2
<i>Harpalus xanthopus winkleri</i> Schauburger, 1923	M		1			1		2
<i>Leistus piceus</i> Frölich, 1799	B		1		6	1		8
<i>Loricera pilicornis</i> (Fabricius, 1775)	M				2			2
<i>Notiophilus palustris</i> (Duftschmid, 1812)	P						1	1
<i>Oodes helopioides</i> (Fabricius, 1792)	M		1					1
<i>Oxipselaphus obscurus</i> (Herbst, 1784)	P		1					1
<i>Platyderus rufus</i> (Duftschmid, 1812)	B	4		2	2		6	14
<i>Platynus assimilis</i> (Paykull, 1790)	M	8	15	1	148	5	1	178
<i>Platynus krynickii</i> (Sperk, 1835)	M		31	2				33
<i>Platynus livens</i> (Gyllenhal, 1810)	M		1			1		2
<i>Pterostichus anthracinus</i> (Illiger, 1798)	P		26		3			29
<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798)	P						4	4
<i>Pterostichus niger</i> (Schaller, 1783)	P	2	7				2	11
<i>Pterostichus nigrita</i> (Paykull, 1790)	P		6		44			50
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787)	M		3	10	88			101
<i>Pterostichus ovoideus</i> (Sturm, 1824)	P		5		1	5	6	17
<i>Pterostichus strenuus</i> (Panzer, 1797)	P		1				1	2
<i>Pterostichus transversalis</i> (Duftschmid, 1812)	B				1159		6	1165
<i>Stomis pumicatus</i> (Panzer, 1796)	P		1			4		5
<i>Synuchus vivalis</i> (Illiger, 1798)	P	1		1	2	3		7
<i>Trechus pilisiensis</i> Csiki, 1918	B				25			25
<i>Trechus quadristriatus</i> (Schränk, 1781)	P			1				1
Összesen		26	251	88	2053	130	109	2657

Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) community studies
for nature protection purposes at the floodplain of the river Drava

Bérces S.

Directorate of the Duna–Ipoly National Park

H-1021 Budapest, Hűvösvölgyi út 52, Hungary; E-mail: dipnp@ktm.x400gw.itb.hu

2657 specimen of 55 ground beetle species were collected at six sites in the floodplain of the river Drava. The sampled sites represent the carabid fauna of the floodplain forest habitats. Existence of three carabid species could be proved which were not yet found in the fauna of the Drava floodplain.

The correlation between the stability of habitats and wing-polymorphism of ground beetles were examined. The information on wing polymorphism was taken from literature. Three groups were established: (1) always winged species (obligatory macropterous); (2) always wingless species (obligatory brachypterous); (3) polymorph species. Our results show a good relation between the stability of the habitat and the number of the differently winged specimen. More wingless specimen were found in the stable habitats. If the periodicity and the intensity of flooding is changing, the percentage of winged and wingless specimen is also going to change. If Croatia builds a dam near Novo Virje, the dynamics of the river Drava is going to change, which can be monitored by analyzing the percentages of winged and wingless specimen.

Key words: ground beetles, wing polymorphism, habitat stability, floodplain, dam, river Drava

A négyfoltos pattanóbogár, *Ampedus quadrisignatus* (Gyllenhal, 1817) Magyarországon (Coleoptera: Elateridae)

Sár József¹, Dudás György² és Merkl Ottó³

¹Janus Pannonius Múzeum, Természettudományi Osztály, 7601 Pécs, Pf. 347

²Duna–Dráva Nemzeti Park Igazgatósága, 7601 Pécs, Pf. 46

³Magyar Természettudományi Múzeum Állattára
1431 Budapest, Pf. 137. E-mail: merkl@zoo.zoo.nhmus.hu

„Füvek roppant hada neszel
Hold-árnyék, mesés tájon
S vakító nap-ég alatt zúg
Erdőn, virágon...
Mint vértés nyári égbolton a csillag:
Védd, ismerd, okulj!
S élted hiszem, hogy jóra virrad...”
(Sár József)

Összefoglaló: A tanulmány a korábban Magyarországról eltűntnek hitt négyfoltos pattanóbogár, *Ampedus quadrisignatus* (Gyllenhal, 1817) jellemzését, hazai előfordulási adatait és életmódját mutatja be. Javaslatokat tesz a bogár élőhelyeinek természetvédelmi kezelésére.

Kulcsszavak: négyfoltos pattanóbogár, *Ampedus quadrisignatus*, szaproxilofág bogarak, természetvédelem, Dél-Dunántúl, Magyarország

Bevezetés

A pattanóbogárfélék (Elateridae) családjába tartozó fajokat a lárvák életmódja alapján nagyjából két csoportra oszthatjuk. Egy részük a talajban él, ahol növényi részeket fogyaszt, mások korhadt fában élnek és ragadozók. Az utóbbi csoporthoz tartoznak az *Ampedus* Dejean, 1833 genusz tagjai is, köztük a négyfoltos pattanóbogár, *Ampedus quadrisignatus* (Gyllenhal, 1817). A fajt a régebbi entomológiai irodalom gyakran *Elater quadrisignatus* néven említi.

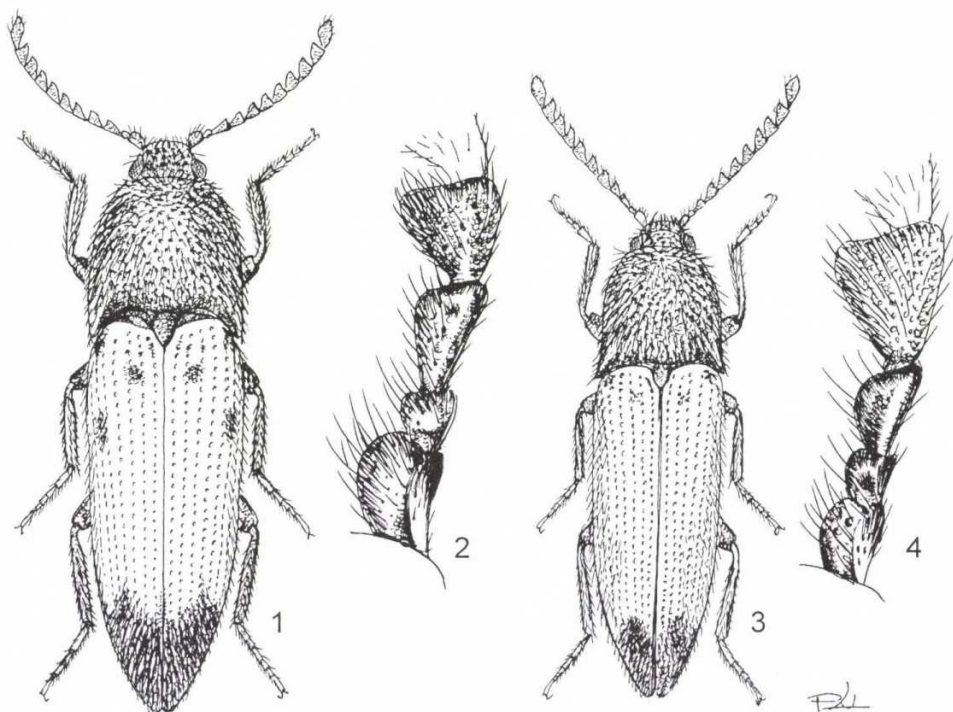
E látványos külsejű bogarat a szakirodalom az európai erdők ritkaságaként tartja számon. Elterjedési területe Franciaországtól Nyugat-Ukrajnáig húzódik, legdélebbi és legnyugatibb előfordulása a Pireneusok franciaországi részén található (Dajoz 1965). Szerepel a „Bern Convention Pan-European Saproxylic Invertebrates Project” által közrebocsátott listában („Indicator Saproxylic Species for the Identification of Forests of International Importance to Nature Conservation”),

amely a nemzetközi jelentőségű erdők indikációjára alkalmas fajokat sorolja fel (Speight 1989). Az 1990-es évek végén és a 2000-es évek elején végrehajtott dél-dunántúli faunisztikai kutatások egyik öröndetes eredménye, hogy a négyfoltos pattanóbogár több helyről is előkerült, majd a 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet védté nyilvánította.

Az imágó jellemzése

Az imágó teste fekete, szárnyfedői nagyrészt okkersárgák, a csúcsi egyharmaduk fekete; az alapi harmadban 2–2 fekete folt látható, és fekete a válldudor is (1. ábra). A hátoldal szőrzete fekete, a sárga felszínen aranyásárga. Testhossza 10–12,5 mm.

Az *Ampedus* genusz tagjai a legnehezebben meghatározható hazai pattanóbogarak közé tartoznak. A négyfoltos pattanóbogár azonban meglehetősen könnyen



1–4. ábra. 1 = négyfoltos pattanóbogár, *Ampedus quadrisignatus* (Gyllenhal, 1817) imágója és 2 = első négy csápíze. 3 = csinos pattanóbogár, *Ampedus elegantulus* (Schönherr, 1817) imágója és 4 = első négy csápíze.

felismerhető. Az *Ampedus*-fajok nagyobb részére jellemző a test többi részétől markánsan elütő, élénk színű szárnyfedő. Ez azonban többnyire vörös, vagy legfeljebb narancsvörös. Sárga szárnyfedője a négyfoltos pattanóbogáron kívül csak a feketesárga pattanóbogárnak (*Ampedus elegantulus* (Schönherr, 1817)) van (3. ábra). Az utóbbi faj azonban kisebb (8–10 mm), a szárnyfedő alapi harmadának fekete foltjai hiányoznak, vagy legfeljebb 1–1 elmosódott sötét elszíneződés figyelhető meg rajtuk. Az elkülönítéshez a legbiztosabb támpontot a harmadik csápíz alakja nyújtja. Az *Ampedus quadrisignatus* esetében a harmadik csápíz 2,7–3-szor olyan hosszú, mint a második, hosszabb, mint a negyedik, felszíne a negyedikéhez hasonlóan fénytelen, csúcsa felé erősen kiszélesedik (2. ábra). Az *Ampedus elegantulus* harmadik csápíze csak 1,1–1,3-szor olyan hosszú, mint a második, rövidebb, mint a negyedik, a felszíne sima és fényes, a csúcsa felé kevésbé szélesedik ki (4. ábra).

A két faj élőhely-preferenciájában kicsi az átfedés. Az *Ampedus quadrisignatus* a dombvidéki-középhegységi gyertyános-tölgyesek és bükkösök zónájában él, az *Ampedus elegantulus* pedig a puhafaligetek jellemző bogárfaja, ahol fűz- és nyárfajok korhadó törzsében található. Ennek ellenére egy alkalommal ugyanaból a cseresznyefatörzsből sikerült gyűjteni a két fajt (lásd „A faj magyarországi gyűjtési adatai” című részt).

Irodalmi áttekintés

Az alábbiakban szó szerint idézünk néhány magyarországi és közép-európai irodalmi forrást, amelyek a négyfoltos pattanóbogarat említik.

Kaufmann (1914: 54) „*Elater quadrisignatus*. 1906-ban Kantavárnál a Mecsekben, korhadt tölgyfában. Igen ritka.”

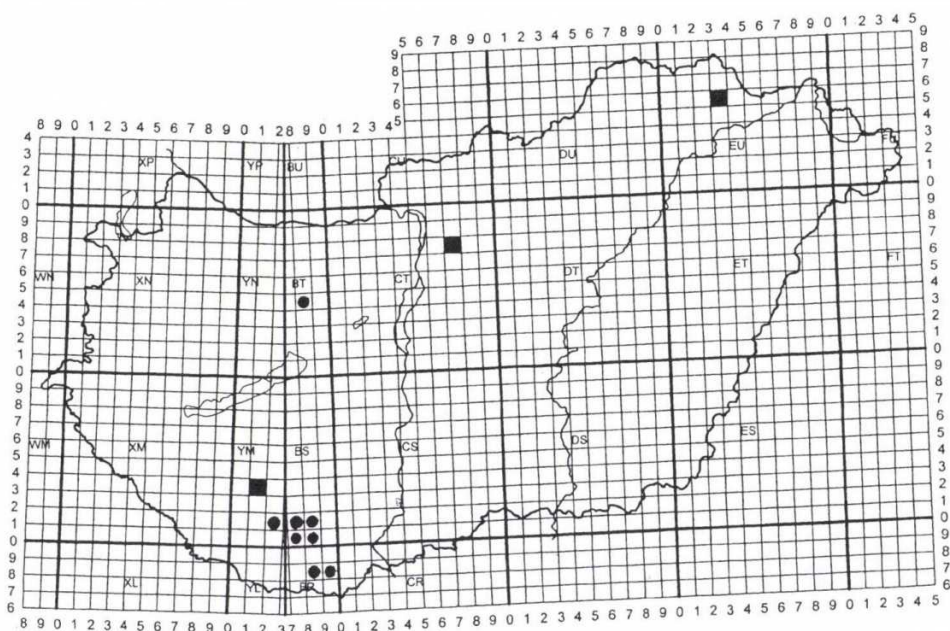
Lohse (1979: 112): „Eine Art mit wenigen relikttären Fundorten im südl. M.E. und den benachbarten Ländern, meist nur Einzelfunde aus dem voringen Jahrhundert. Slowakei, Mähren, Niederösterreich, Schweiz, Elsaß, Schlesien. In faulem Eichenholz, vermutlich als Verfolger von Lucanidenlarven (*Aesalus*, *Dorcus*). Überwintert als Imago im Holz und verbleibt dort bis April.”

Koch (1989: 60): „Stenotop – silvicol – xylo-detriticol H[abitat]: Laubwälder u. Parks Ni[che]: in rotfaulem Holz von *Quercus*.”

Kaszab (1990: 249): „Négyfoltos pattanóbogár *Ampedus quadrisignatus* Gyllenhal, 1817 Közép-Európa délkeleti és délnyugati területein él, elterjedése szórványos és mindenütt nagyon ritka. Csak a legöregebb, háborítatlan erdőkben találja meg életfeltételeit. Őserdei reliktnak tűnik és ezzel magyarázható, hogy több mint 50 éve nincs újabb adata. Eltűntnek kell tekintenünk. Nem védett.”

Laibner (2000: 156): “Develops in association with larvae of the lucanids *Aesalus* and *Ceruchus*. Larva was described by Šauša (1993). Often in remnants of oaks, always inside forests (Zumr, 1979). Distributed from France through C Europe to forest-steppes in Ukraine. Preferred habitats are beech-oak woods of lowlands and foothills. It lives hidden, flying specimens are mostly females. In CZ [= Czech Republic] e.g. environs of Hluboká nad Vltavou, Zlín, Holešov. In SK [= Slovakia] vicinity of Bratislava, the Malé Karpaty Mts., Zvolenská, Rimavská and Košická kotlina Basins. Rare.”

Merkel és Horvatovich (2000: 213): „*Ampedus quadrisignatus* (Gyllenhal, 1817) (Elateridae – Pattanóbogarak) – Bisse, bükkös, 1998. III. 18., Dudás Gy.; Kistótfalu: Csicsó-hegy, 1998. III. 18., Dudás György, Horvatovich S. & Sár J. – A látványos külsejű négyfoltos pattanóbogár a Vörös Könyvben (Kaszab 1990) az eltűnt fajok között szerepel. E könyv szerint „... eltűntnek tekinthetünk egy fajt, ha annak az utóbbi 50 évben volt ugyan ismert, szaporodó állománya – vagy ilyen példánya – de legalább 10 éve ez már nem mutatható ki.” A kutatási program során gyűjtött két példány, valamint egy harmadik, bakonyi példány (Balinka: Kisgyónbánya, 1989. IV. 3., Podlussány A.) bizonyítékul szolgálnak arra, hogy a faj ma is előfordul Magyarországon.”



5. ábra. A négyfoltos pattanóbogár, *Ampedus quadrisignatus* (Gyllenhal, 1817) előfordulási helyei Magyarországon (négyzetek: 1970 előtti adatok; körök: 1970 utáni adatok).

A faj magyarországi gyűjtési adatai

Az előfordulási adatokat az 5. ábra szemlélteti. A lelőhelyek UTM-kódja az alábbi felsorolásban zárójelben található.

Zempléni-hegység. Borsod-Abaúj-Zemplén m.: Háromhuta: Nagy Péter-ménkő, 1954. VI., leg. dr. Lenci R. (EU 35).

Gödöllői-dombság. Pest m.: Gödöllő, 1896. VI. 21., leg. Ehmann F. (CT 77).

Bakony. Fejér m.: Balinka: Kisgyón-bánya, 1989. IV. 3., leg. Podlussány A. (BT 84).

Zselic. Somogy m.: Kaposvár, 1967. X. 29., leg. Nattán M. (YM 13). Baranya m.: Ibafa, bükkös, 2001. I. 16., Sár J., Dudás Gy. & Völgyi S. (YM 21) (*Ampedus elegantulus*-szal együtt!).

Mecsek. Baranya m.: Bakonya: 4. számú uránbánya, északi oldal, 2001. II. 24., Sár J., Sár P. & Dudás Gy. (BS 70). Baranya m.: Kővágószőlős: Jakab-hegy, gerinc, 2000. XII. 18., Sár J., Dudás Gy. & Sár P. (BS 70). Baranya m.: Pécs, 1906. IV., leg. Kaufmann E. (BS 80). Baranya m.: Pécs: Kantavár, leg. Gebhart A. (BS 81). Baranya m.: Pécs: Remete-rét, 2000. X. 14., Sár J. & Dudás Gy. (BS 71). Baranya m.: Pécs: Petnyáki-völgy, 2000. X. 31., Sár J. & Dudás Gy. (BS 81). Baranya m.: Pécs: Kánya-forrás, cseresznyefából, 2002. V. 22., Horvatovich S. (BS 81). Baranya m.: Pécs: Mély-völgy, 2000. XI. 13., Horvatovich S., Sár J. & Dudás Gy.; 2001. III. 9., Szalóky D., Retezár I., Szabóky Cs. & Dudás Gy. (BS 81).

Villányi-hegység. Baranya m.: Bisse, bükkös, 1998. III. 1., Sár J. & Dudás Gy. (BR 88). Baranya m.: Kistótfalu: Csicsó-hegy, 1998. III. 18., Horvatovich S., Sár J. & Dudás Gy. (BR 98).

Gyűjtési módszer

Az általunk gyűjtött példányokat főleg szurdokerdőkben – de néha hegygerincen is –, minden esetben ledőlt, vörösen korhadó fatörzsekben találtuk, legtöbbször a fekvő, még a geszt szerkezetét őrző, csak baltával elérhető részen. A bogár rajzásának (kirepülésének) ideje és módja számunkra ismeretlen. A gyűjtési adatokból is kiderül, hogy az imágót csak a téli–kora tavaszi hónapokban találtuk, annak ellenére, hogy a vegetációs időszakban is folytak gyűjtések.

A gyűjtések a Mecsekben, a Zselicben és a Villányi-hegységben engedéllyel történtek, noha a fajt csupán 2001-ben nyilvánították védetté. A talált példányok elenyésző részét (gyűjtésenként 1–2 bizonyító példányt) a pécsi Janus Pannonius Múzeum Természettudományi Osztályán, valamint a Magyar Természettudományi Múzeum Bogárgyűjteményében helyeztük el.

Életmód

Mivel az általunk ismert szakirodalom igen hiányos adatokat közöl az állat életmódjára vonatkozóan, így elsősorban saját megfigyeléseinket tesszük közzé.

A négyfoltos pattanóbogarat kizárólag gombák által megtámadott reves-barján korhadó fatörzsben észleltük. A korhadékmintákból mikológiai vizsgálat során dr. Vass Anna az alábbi gombafajokat mutatta ki: *Poria vaporaria* Pers., *Serpula himantoides* (Fr.) P. Karst., *Armillaria mellea* (Vahl) P. Kumm. E három gombafaj közül csak a *Poria vaporaria* okoz vörösbarna korhadást, melyet a négyfoltos pattanóbogárral együtt a következő fajok elhalt törzsében találtunk: vad-cseresznye (*Cerasus avium*), bükk (*Fagus sylvatica*) és gyertyán (*Carpinus betulus*).

Lárvája ragadozó, irodalmi adatok szerint szarvasbogárfélék (*Dorcus parallelipipedus*, *Aesalus scarabaeoides*) lárváival táplálkozik. Észleléseink is ezt az állítást igazolják, mivel minden esetben e fajok társaságában találtuk. Az említett két szarvasbogárfaj lárvái a korhadó faanyagot fogyasztják, a korhadást okozó gombafajok micéliumaival együtt.

A négyfoltos pattanóbogár elterjedésében a vörös korhadás így csak másodlagos ökológiai tényező. Mivel a faj árnyas, üde hegyi- és dombvidéki erdőket igényel, faunisztikai szempontból elsősorban e tényezők limitálhatják megjelenését, a két szarvasbogárfaj jelenlétén kívül.

A gyűjtéseink során lárvákat és imágót minden alkalommal együtt, bábót csak a kora tavaszi időszakban találtunk, így bizonyosan a lárva és az imágó is áttelel.

Terepi megfigyeléseink többnyire a lárvák életmódjára vonatkoztak. Csak fogságban tartott imágók életmódjáról vannak észleléseink, miszerint az állat igen jól repül, és macskaeledel-konzervvel sikerült etetni.

Ritka faj-e Magyarországon a négyfoltos pattanóbogár?

A korábbi adatok és az irodalmi idézetek alapján joggal feltételezték, hogy a faj Magyarországon igen ritka és eltűntnek tekinthető. Azonban ha alaposan megvizsgáljuk a gyűjtések idejét, nyomban világossá válik, hogy mi lehetett az oka a faj ritkaságának a gyűjtött anyagokban. Az imágók ugyanis csak célzottan, kora tavasszal gyűjthetők a fatörzsek belsejéből, márpedig az általános bogárfaunisztikai felmérések többnyire nem ebben az időszakban, és nem ezzel a módszerrel folytak.

Az általunk közölt adatok szinte kivétel nélkül a téli periódusra vonatkoznak. Mivel a téli célirányos gyűjtéseink során majdnem minden esetben kimutattuk a fajt (néha nagy példányszámban), így az *Ampedus quadrisignatus* magyarországi ritka előfordulásának, illetve eltűnésének feltételezése véleményünk szerint az állat potenciális élőhelyein történő téli gyűjtések szórványosságának, valamint az imágó rejtett életmódjának köszönhető.

Természetvédelmi vonatkozások

A négyfoltos pattanóbogár újabb magyarországi adatai és védettsége a következő természetvédelmi lépéseket teszik szükségessé. A faj fejlődéséhez nélkülözhetetlen korhadó faanyagot (ledőlt fákat, tuskókat) meg kell hagyni az erdészet számára gazdaságtalanul kitermelhető területeken kívül is. A természeteshez közeli erdőkép kialakítása és fenntartása, így különböző korú és szerkezetű állományok létrehozása, elegyfák (madárcseresznye, stb.) arányának növelése, a cserje és gyepszint meghagyása, a vágásérettségi kor kitolása nagyban hozzájárulhatnak az élőhelyek hatékonyabb védelméhez. Többek között az eredetihez közeli állapotok kialakításától remélhetjük e látványos külsejű védett bogarunk fennmaradását.

A Mecsekben és a Villányi-hegységben kimutatott lelőhelyek természetvédelmi területekre esnek, ahol a faj élőhelye jelen pillanatban biztosítottnak látszik.

*

Köszönetnyilvánítás – Ezúton szeretnénk megköszönni mindazok segítségét, akik dolgozatunk elkészítéséhez hozzájárultak. Elsősorban dr. Vass Annának és dr. Horvatovich Sándornak (Janus Pannonius Múzeum Természettudományi Osztály, Pécs), akik szakmai segítséget nyújtottak, illetve Völgyi Sándornak és Sár Péternek, akik hatékonyan részt vettek a terepmunkában. A kutatási engedélyeket a Duna–Dráva Nemzeti Parktól kaptuk. Az 1–4. ábrákat Pál János (Budapest) rajzolta; az 5. ábra Gubányi (2001) programja segítségével készült. Merkl Ottó kutatásait az Országos Tudományos Kutatási Alap (OTKA T 034207) támogatta.

Irodalomjegyzék

- Dajoz, R. (1965): Catalogue des Coléoptères de la Forêt de la Massane. – *Vie et Milieu* **17**: 525–736.
- Gubányi, A. (2001) *BioData – Maptools*. [Computer programme.] – ZooSystem, Veszprémvarsány, Hungary.
- Kaufmann, E. (1914): *Pécs város és Baranyavármegye bogárfaunája*. – Pécs-Baranyamegyei Múzeum-Egyesület, Pécs, 95 pp.
- Kaszab, Z. (1990): Bogarak (Coleoptera) rendje. – In: Rakonczay, Z. (ed.): *Vörös könyv. A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajok*. 2. kiadás. [Red Data Book. The plant and animal species extinct or endangered in Hungary. Second edition.] Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 245–258.
- Koch, K. (1989): *Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie. Band 2*. – Goecke & Evers, Krefeld, 382 pp.
- Laibner, S. (2000): *Elateridae of the Czech and Slovak Republics. Elateridae České a Slovenské Republiky*. – Kabourek, Zlín, 292 pp.
- Lohse, G. A. (1979): 34. Familie: Elateridae. – In: Freude, H., Harde, K. W. & Lohse, G. A. (eds): *Die Käfer Mitteleuropas. Band 6. Diversicornia*. Goecke & Evers, Krefeld, pp. 103–186.
- Merkl, O. & Horvatovich, S. (2000): Data to 64 beetle families (Coleoptera) from the Villány Hills, South Hungary. – *Dunántúli Dolgozatok (A) Természettudományi Sorozat* **10**: 199–214.

- Speight, M. C. D. (1989): *Saproxylic invertebrates and their conservation*. – Nature and Environment, No. 42. Council of Europe, Strasbourg, 79 pp.
- Šauša, O. (1993): Description of the larvae *Ampedus quadrisignatus* (Gyll.) and *Ischnodes sibiricus* Tscher. (Coleoptera: Elateridae). – *Entomologické Problémy* **24**: 85–89.
- Zumr, V. (1979): Výskyt kovaříka čtyřtečného *Elater quadrisignatus* Gyllenhal, 1817 (Coleoptera, Elateridae) u Hluboké nad Vltavou. – *Acta Scientiarum Naturalium Musei Bohemiae Meridionalis* **19**: 31–32.

Ampedus quadrisignatus (Gyllenhal, 1817) in Hungary
(Coleoptera: Elateridae)

Sár, J.¹, Dudás Gy.² & Merkl O.³

¹Department of Natural History, Janus Pannonius Museum, H-7601 Pécs, P.O. Box 347, Hungary

²Directorate of the Duna–Dráva National Park, H-7601 Pécs, P.O. Box 46, Hungary

³Department of Zoology, Hungarian Natural History Museum

H-1431 Budapest, P.O. Box 137, Hungary; E-mail: merkl@zoo.zoo.nhmus.hu

The strikingly patterned saproxylic click beetle *Ampedus quadrisignatus* (Gyllenhal, 1817) was classified as extinct in Hungary by the Hungarian Red Data Book (Kaszab 1990). However, in the late 1990s and early 2000s it was rediscovered in three regions (Zselic, Mecsek Mts, Villány Hills) in Southern Transdanubia. Overwintering larvae and adults were found deep inside the heartwood of fallen logs of wild cherry, beech and hornbeam infested by brown-rot fungi. Hungarian localities are depicted in a UTM map. The species received protected status in 2001.

Key words: *Ampedus quadrisignatus*, saproxylic beetles, nature conservation, Southern Transdanubia, Hungary

A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) gyóni élőhelyén a vízszint alakulása 1999. november és 2000. május közötti időszakban és ennek feltételezett hatása a terület viperaállományára

Péchy Tamás és Halpern Bálint

Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület
1121 Budapest, Költő u. 21; E-mail: madartav@elender.hu

Összefoglaló: A gyóni Göboly-járás területén, mely jelentős rákosivipera-élőhely 1999 telén és 2000 tavaszán vízszintmagasság méréseket végeztünk. Az adataink rámutattak, hogy a terület csaknem 60%-án tartósan magas vízborítás volt. Mivel jelentős számú potenciális vipera- és gyíktelelőhely került víz alá, feltételezhető, hogy számos egyed a telelés folyamán elpusztult. Ezt a feltételezésünket alátámasztani látszik, az a tény, hogy a magas téli vízborítottságú területeken, a következő évben, a gyíkok száma jóval alacsonyabb volt a szokásosnál. Ezért mindenképpen javasoljuk, hogy amennyiben lehetőség van rá akadályozzuk meg a magas vízborítottságot a mélyebb fekvésű rákosivipera-élőhelyeken.

Kulcsszavak: rákosi vipera, *Vipera ursinii rakosiensis*, telelés, talajvízszint

Bevezetés

A rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis* Méhely, 1893) mára Magyarország egyik legveszélyeztetettebb állatfaja lett (Korsós 1991). Eredeti élőhelyeinek mezőgazdasági célokra való átalakítása tekinthető a legjelentősebbnek azon okok közül, amelyek a jelen állapothoz vezettek (Bartha & Oroszi 1996, Kelemen 1997, Molnár & Kun 2000). Ez a kistermetű mérgeskígyó pockok és tücskök lyukait használja rejtőzködésre (Dely 1983, Péchy & Haraszthy 1997). Más hüllőkhöz hasonlóan a hidegebb időszakot hibernált állapotban vészeli át – „téli álmat alszik” (Újvári & Korsós 1998). Erre is a talajban található üregeket használja, amelyekben valamivel a fagyhatár alatt helyezkedik el. Ez általában nincs mélyebben 70 cm-es mélységnél. Azonban emiatt érzékeny a magasabb talajvízszintre, mivel feltételezhetően az emelkedő talajvízszint elől nem tud elmenekülni, hiszen sem energiatartalékai, sem a külső hőmérséklet (révén ektoterm állat) nem teszik számára lehetővé nagyobb távolságok megtételét hidegebb időben.

Az 1998/99 telén és kora tavaszán az őszi esőzések és a magas és hosszan tartó hóborítás hatására, a mélyebben fekvő rákosivipera-élőhelyek jelentős része víz alá került. Így 1999 őszén a lehullott nagy mennyiségű csapadék előrevetítette an-

nak lehetőségét, hogy hasonlóan az előző évhez az egyes élőhelyeken hosszan tartó és magas vízborítással kell számolni. Feltételezhető volt, hogy a magas vízszint hatására számos potenciális telelőüreg víz alá kerül, ami a benne telelő állatok pusztulását jelenti.

Bár az élőhelyeken vagy azok nem túl távoli szomszédságában olyan jelentős kiterjedésű magaslatok vannak, melyekben biztonságban telelhetnének át az állatok, feltételezhető, hogy a viperák és a gyíkok nagy része nem keresi fel ezeket a távolabb lévő „telelődombokat”, hanem az élőhelyen szétszórta található – lokális magaslatokban – kisebb kiemelkedésű dombokban, gátakban telel. Ebben vélhetően szerepe van annak a ténynek, hogy az utóbbi 20 évben csapadékhiány volt jellemző a térségre, s az ennek következtében állandósult alacsony talajvízszint nem gátolta meg az állatok helyben való áttelelését. Másrészt a magasabban fekvő sztyeppréteket sok esetben beerdősítették, illetve felszántották, s így ezek a megváltozott élőhelyek már nem kínálnak biztonságos telelőhelyeket az állatoknak (Nechay & Péchy 1994, Péchy *et al.* 1996, Újvári *et al.* 1997).

Valószínűleg az említett „belvizes” években az alacsonyabb térszínekben lévő telelőüregek használata következtében jelentős számú egyed pusztult el. Annak érdekében, hogy pontos képet kapjunk a vízborítottságról és a talajvízszint magasságáról, 1999 novembere és 2000 áprilisa között a gyóni élőhelyen rendszeres vízszint és talajvízszint méréseket végeztünk.

Anyag és módszer

A gyóni élőhely körülbelül 100 ha-os területére már korábban rávittünk egy 16 négyzetből álló gridet, oly módon, hogy egymástól megközelítőleg 200 méterre, egy-egy vascsövet a talajba mélyen levertünk. Ily módon 12 fix ponttal rendelkezünk, melyeket egymással valamint a területet szegélyező fasorral összekötve megkapjuk az említett 16 négyzetet. Kijelöltünk egy további, +1 pontot, azon töltes tetején, amelyről a korábbi viperafogások alapján nagy valószínűséggel feltételezhető, hogy telelőhelyként szolgál.

Első lépésként megmértük a 12+1 pontoknak az abszolút magasságát. A levert vascsövek mellett november közepén fúrtunk egy-egy 70 cm mély „kutat”. 1999 novembere és 2000 áprilisa között a 12+1 mérőponton minden hónap közepő napjaiban mértük a vízmagasságot, illetve a talajvíz szintjét. Abban az esetben, ha a jelölt pont víz alatt volt a talajszint és a vízfelszín magassága közti távolság lett rögzítve. Ha a mérési pontot nem borította víz, a kútban lévő vízszintet mértük oly módon, hogy a talajfelszín és a vízszint közti távolságot rögzítettük. Ha 70 cm mélységben sem találtunk vizet, tovább nem fúrtunk, mert ez a mélység már a

fagyhatár alatt van, s ebben az esetben az állat biztonságosan telelhetett. A „kutat” az utolsó áprilisi mérés után betemettük.

Az általunk tapasztalt vízborítottságot rávittük a terület 1:10 000-es térképére. Mivel a vizsgált időszakban tapasztalt 10 cm-es vízmagasság-változás a használt léptékű térképen a vízborítottság kiterjedésében alig lett volna látható, ezért egy térkép készült, amely az 1999 novemberi állapotokat tükrözi (1. ábra).

A területen 1993 óta folytatunk állománynagyság vizsgálatokat. Ez idáig 118 rákosi vipera adatait sikerült rögzíteni. Ezen állatok pontos feltalálási helye meg lett határozva a kvadrátok segítségével, melyeket – a jobb felbontás érdekében – tovább bontottunk úgy, hogy a területre vetített 16 négyzetet – a terület térképén – további 50 m × 50 m-es négyzetekre bontottuk, s így 64 négyzetet kaptunk.

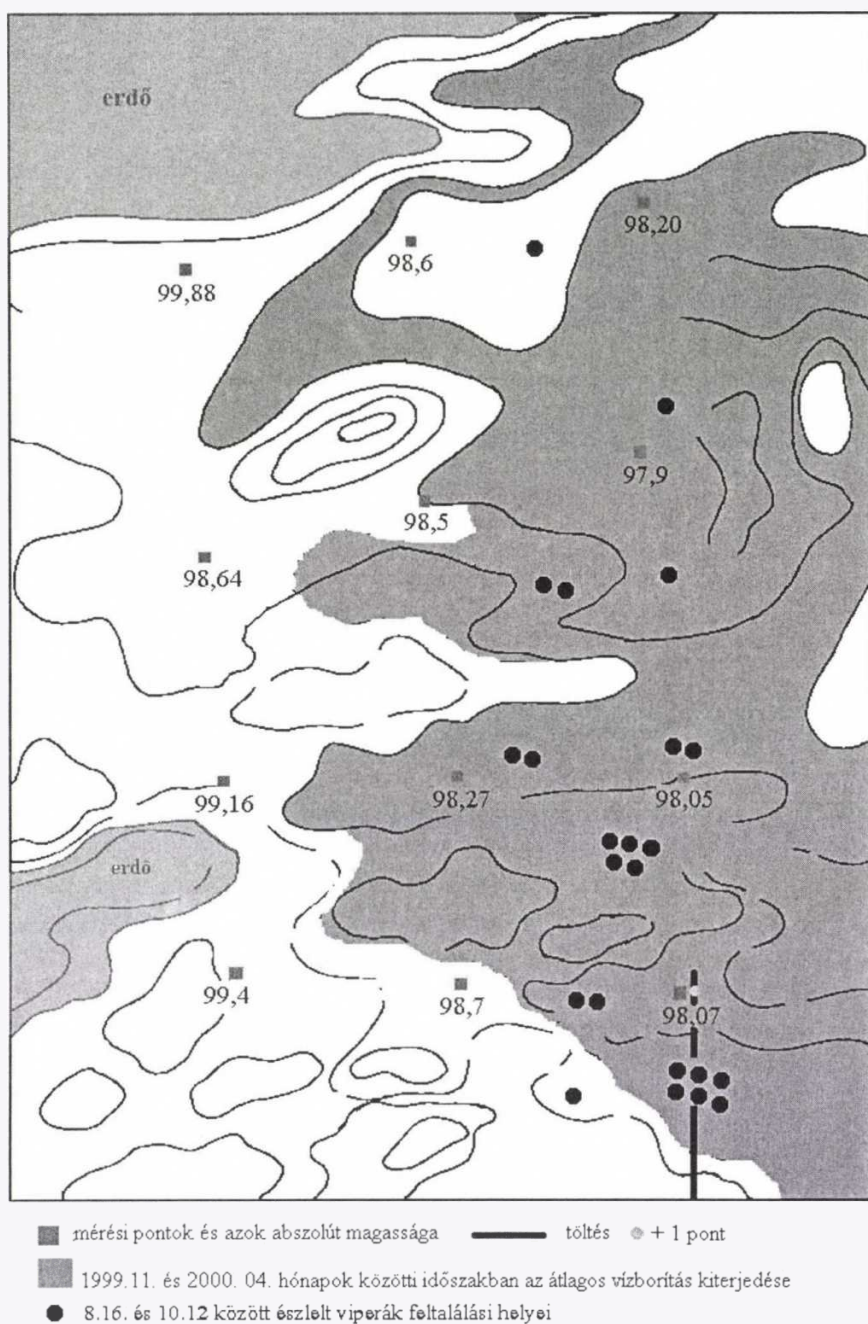
Feltételezésünk szerint augusztus végén, de különösen szeptember második felében, és október elején a viperák már a telelőüreg közelében vannak. Ezért ki- gyűjtöttük az augusztus közepe és október közepe közötti időszakban fogott állatok adatait, és a fogások pontos helyeit feltüntettük a vízborítottságot szemléltető térképen.

Mivel a területen a viperák száma eleve igen alacsony, ezért a hasonlóan telelő és nagyobb számban előforduló gyíkok számának ellenőrzésével próbáltuk ellenőrizni feltételezéseinket. Április és szeptember hónapok közötti időszakban 24 alkalommal terepbejárással ellenőriztük a területet, és sáv módszerrel felmértük a látott gyíkok számát fajra való tekintet nélkül. A fialási időszak után a felnőtt és az újszülött gyíkok száma külön-külön lett rögzítve. Minden 200 × 800 méteres sávot 6 alkalommal jártunk végig oly módon, hogy a bejárési útvonalak között 5–5 méter volt, így be lehetett látni az adott sávot. A bejárás 1,4 km/h sebességgel történt.

Eredmények

A mérési eredmények azt mutatják, hogy már novemberben is szokatlanul magas víz borította a terület jelentős részét, s ez áprilisra további, közel 10 cm-rel emelkedett (1. táblázat).

Azon pontok átlagos magassága ($n = 3$), melyeknél nem találtunk talajvizet 70 cm-es mélységig $99,48 \pm 0.37$ m, mely szignifikánsan magasabb a többi pontnál (t -teszt, $p = 0,0001$). A további ($n = 10$) pont átlagos magasságát és az ott mért átlagos abszolút vízszintmagasságokat a 2. táblázat foglalja össze.



1. ábra. A vizsgálati terület vízborítottsága és a területen fogott viperek feltalálási helyei.

Eredmények megvitatása

A térképen látható, hogy a nyár végén, ősszel fogott 32 egyedből 24-et azon a területen fogtunk, amelyet az általunk vizsgált időszakban víz borított. Ebből 9 példányt augusztusban, 14 példányt szeptemberben és 1 példányt októberben fogtunk meg. Különösen figyelemre méltóak a szeptember eleje és október közepe

1. táblázat. A területen havonta mért vízmagasságok és a mérőpontok magasságai.

Mérőpont	abszolút magasság (m)	1999		2000			
		november	december	január	február	március	április
1.	98,07	14	16	16	16	21	24
2.	98,70	-55	-49	-49	-47	-40	-35
3.	99,40			nem mérhető*			
4.	98,05	12	14	15	14	20	22
5.	98,27	-7	-1	2	2	5	7
6.	99,16			nem mérhető*			
7.	97,90	23	24	26	26	28	34
8.	98,50	-39	-34	-34	-28	-22	-17
9.	98,64	-49	-40	-42	-38	-35	-31
10.	98,20	0	3	3	8	8	-31
11.	98,60	-42	-37	-38	-37	-31	9
12.	99,88			nem mérhető*			
+1	98,39	-13	-17	-18	-19	-15	-14
átlag± szórás	98,60±0,58						

* 70 cm mélységig nem találtunk vizet

2. táblázat. A vízszint átlagos alakulása havonta és mérőpontjaik átlagos magassága.

	abszolút magasság (m)	1999		2000			
		november	december	január	február	március	április
átlag± szórás	98,33 ±0,28	98,18 ±0,04	98,21 ±0,04	98,21 ±0,04	98,23 ±0,04	98,27 ±0,04	98,30 ±0,04

3. táblázat. A területen naponta látott gyíkok száma, fajra való tekintet nélkül.

Bejárt sávok	felnőtt (átlag db/nap ± szórás)		azévi fiatal (átlag db/nap ± szórás)	
	tavasszal	nyáron-ősszel	nyáron-ősszel	
A–B	2,5±1,9	5,0±0,8	8,5±1,9	
C–D	5,7±1,5	7,5±2,6	9,0±2,0	

közötti fogások. Nagyon valószínű, hogy ezek az állatok a megfogás helyén vagy annak közvetlen közelében kerestek maguknak telelőhelyet.

Feltételezve, hogy az állatok csak 30 cm mélységben telnek – bár 1999 telén tapasztalt tartós hideg miatt valószínűbb, hogy mélyebbre kényszerültek – a vízzel borított területen (ahol a legmagasabb pont 98,5 méter), nagyon valószínű, hogy a telelőüregekbe feljött a víz. Hiszen az A és B sávban lévő pontok – kettő kivételével – túl alacsonyan vannak ahhoz, hogy az üregek szárazak maradjanak.

Különösen érdekes a jelzett töltés. Ezen a töltésen 3 viperát fogtunk – kettőt egymás mellett egy lyuk közvetlen közelében szeptember 24-én és egyet szintén lyuk mellett október 12-én. További kettőt a töltés közvetlen közelében, szeptember második felében. Ezen állatokról nagy valószínűséggel kijelenthetjük, hogy a töltés üregében szándékoztak telni, hiszen kicsi a valószínűsége, hogy ennyire későn indulnának neki távolabbi, magasabban fekvő telelőüreget keresni. Joggal feltételezhetjük tehát, hogy 1999/2000 telén számos rákosi vipera pusztult el a vízzel elöntött telelőüregekben.

Ezen feltételezésünk alátámasztására végeztük a területen a gyíkok számlálását. Abból indultunk ki, ha a magas vízállás veszélyt jelenthetett a rákosi viperákra, akkor ugyanolyan káros hatása kell legyen a területen élő többi hullőfajra is. Mivel a kígyók nehezen detektálhatók, rendszeresen számba vettük a gyíkokat, fajra való tekintet nélkül. Nagyon kevés felnőtt gyíkot észleltünk a tavaszi hónapokban, s különösen keveset az A és B sávokban (3. táblázat). Az A–B sávokban szignifikánsan kevesebb felnőtt gyíkot találtunk, mint a C–D sávokban (t-teszt, $p = 0,001$). Az A–B sávokban látott felnőtt gyíkok tavaszi és őszi egyedszáma közötti különbség szignifikáns volt (t-teszt, $p = 0,001$), míg a C–D sávokban nem (t-teszt, $p = 0,082$). A két-két összevont sáv közötti különbség tavasszal erősebb volt (t-teszt, $p = 0,0004$), míg a szezon második felében – feltehetően a szélekről történő bevándorlásnak köszönhetően – már a különbség eltűnni látszott (t-teszt, $p = 0,084$). Az azévi fiatal gyíkok egyedszámában nem találtunk ilyen látványos különbséget a sávok között (t-teszt, $p = 0,352$). Ezt magyarázhatja a fiatalok felnőtté válásánál nagyobb mértékű vándorlása.

A fentiekből következően azt állítjuk, hogy a jelenlegi viperás élőhelyeken nem kívánatos a magas vízborítás. Mindaddig tehát, amíg a rákosi viperás gyepekhez nem tudjuk visszacsatolni az elsősorban az elmúlt 20 évben elvett és jobbára beerdősített, magasabb területeket, addig ezeken a gyepeken nem engedhető meg a vízvisszatartás, sőt a kritikus magasságú vízborítás levezetéséről gondoskodni kell.

*

Köszönetnyilvánítás – Megköszönjük Katona Krisztián segítségét, aki a terepi mérésekben működött közre. Valamint köszönjük a Kiskunsági Nemzeti Park és a HM Haditechnikai Intézet Lőtechnikai és Vizsgáló Állomásának támogatását.

Irodalomjegyzék

- Bartha, D. & Oroszi, D. (1996): Honfoglaláskori erdők. – *Erdészeti Lapok* **81**: 7–8.
- Dely, O. (1983): Hüllők – Reptilia. – Magyarország Állatvilága–Fauna Hungariae. **XX** (4).
- Kelemen, J. (1997): *Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez.* – A KTM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 4.
- Korsós, Z. (1991): Európa legveszélyeztetettebb mérgekgígyója, a rákosi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*). – *Természetvédelmi Közlemények* **1**: 83–88.
- Molnár, Zs. & Kun, A. (2000): Alföldi erdőssztyepp-maradványok Magyarországon. – *WWF füzetek* **15**.
- Nechay, G. & Péchy, T. (1994): Habitat conservation and promoting the breeding success of *Vipera ursinii rakosiensis* in Hungary. In: *Seminar on recovery plans for species of amphibians and reptiles*, pp. 59–61. Environmental Encounters, No. 19. Strasbourg, Council of Europe.
- Péchy, T. & Haraszthy, L. (1997): *Magyarország kételtűi és hüllői.* – MME Könyvtára 13.
- Péchy, T., Korsós, Z. & Újvári, B. (1996): *Rákosi vipera védelmi program.* – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest, 8 pp.
- Újvári, B. & Korsós, Z. (1998): First observation in situ on the hibernation of the Hungarian Meadow Viper (*Vipera ursinii rakosiensis*). – *SEH* **1998**. pp. 435–438.
- Újvári, B., Korsós, Z. & Péchy, T. (1997): A parlagi vipera (*Vipera ursinii rakosiensis*) szaporodásbiológiájának néhány kérdése. – In: Uherkovich, Á. (szerk.): *IV. Magyar Ökológus Kongresszus, Előadások és poszterek összefoglalói*, Pécs, p. 213.

Soil water changes at the habitat of the
Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*) and
its effects on the viper population of the Gyón habitat

Péchy, T. & Halpern, B.

Hungarian Ornithological and Nature Conservation Society
H-1121 Budapest, Költő u. 21, Hungary; E-mail: madartav@elender.hu

In the Göbölly-region near Gyón, which is a very important habitat of the rare Hungarian meadow viper (*Vipera ursinii rakosiensis*) we measured the soil's water levels during the winter of 1999 and the spring of 2000. Our data shows that 60% of the measured area had high water levels throughout the whole period for various reasons. That means that a lot of the holes possibly used by the animals as shelter during hibernation was under water. As the vipers are very rare we counted the number of lizards (belonging to various species) the following summer. These data also suggest that the animals that spend their hibernation underground cannot survive high water levels during winter, so the authorities should act to avoid it happening again.

Key words: Hungarian meadow viper, *Vipera ursinii rakosiensis*, hibernation, soil water

Avifauna változások alföldi ültetett erdőkben

Legány András

Nyíregyházi Főiskola, Állattan Tanszék

4400 Nyíregyháza, Sóstói út 31/b; E-mail: leganya@zeus.nyf.hu

Összefoglaló: Hat ültetett erdő madárállományát hasonlítottam össze egy 1967-es és 2002-es állományfelvétel alapján. Ennek során megállapítottam, hogy az eltelt 35 év alatt jelentős változások zajlottak le a vizsgált erdőfragmentumokban. Tíz faj teljesen eltűnt, ugyanakkor 20 pedig újként jelent meg. Négy fajnak az egyedszáma és konstanciája, míg 3-nak csupán az egyedszáma csökkent. A 20 új faj mellett 7 korábban is meglévőnek jelentősen nőtt az egyedszáma és a konstanciája is. A változásokat jól jelzi a fajazonosság értéke: 33%, a domináns azonosság értéke 16, valamint a diverzitás változása is, mi szerint 1967-ben 1,462, 2002-ben 2,407 volt. A madárállomány átalakulása abban is kifejezésre jut, hogy az agrárterületen táplálkozó fajok és párok száma jelentősen csökkent, és ma az avifaunát alkotó fajok zöme az erdőhöz kötődik mind a fészkelés, mind pedig a táplálkozás tekintetében.

Megállapítható volt, hogy a madarak szempontjából a helyileg honos fajokból telepített egyes erdők a legelőnyösebbek, szemben a monokultúrás akácosokkal. Mind az erdőfragmentumokra, mind pedig a bennük élő madárvilágra egyaránt veszélyt jelent az illegális favágás és a korai véghasználat.

Kulcsszavak: avifauna változása, erdőfragmentum

Bevezetés

A fátlan, erdőben szegény Alföldön fontos szerepet kapnak a biodiverzitás megőrzésében, fenntartásában az ültetett erdők, erdősávok. Ezek jelentőségére már korábbi vizsgálatok is rámutattak (Legány 1968, Legány & Vértess 1977, Legány 1991). E területek általában nem nagy kiterjedésűek, sokszor csak kicsiny foltok, mégis számos erdőlakó fajnak az egyetlen megmaradási lehetőséget jelentik. E funkció vizsgálatára végeztem adatfelvételezéseket 1967-ben 6 erdőültetvényben Tiszavasvári határában, ahol az avifauna összetételét elemeztem különböző környezeti tényezők függvényében.

Harmincöt évvel később, 2002-ben egy újabb, de már 25 erdőfragmentumra kiterjedő kutatómunkát kezdtem el részben hasonló céllal. Ezek között szerepel az a 6 erdő is, amelyeket korábban már vizsgáltam és így lehetőségem nyílt arra, hogy az eltelt 35 év alatt bekövetkezett avifauna-változásokat regisztrálhassam.

Felvetődik tehát néhány kérdés: milyen irányú volt a faunaváltozás és mi idézte elő? Milyen természetvédelmi problémákat és feladatokat vet fel? Milyen változásokra számíthatunk a jövőben, és elkerülhető-e ezek káros hatása?

Anyag és módszer

A jelenlegi dolgozat tárgyát képező 6 erdőfragmentum Tiszavasvári határában található. Kivétel nélkül mindegyik ültetvény. A legfontosabb sajátosságaik az alábbiakban foglalhatók össze.

Bogdánhalmi erdő – területe 6,83 ha. Elegyes állományú. Domináns fafaja a kocsányos tölgy (*Quercus robur*), amelyet közönséges nyír (*Betula pendula*), amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*), gyertyán (*Carpinus betulus*), mezei szil (*Ulmus minor*) és korai juhar (*Acer platanoides*) színez. Északi peremét nemes nyár (*Populus* sp.) alkotja, amely egy időközben elvégzett véghasználatot követő felújítás eredménye. Változás csupán ennyi volt az eltelt idő alatt. Cserjeszintje juh legeltetés miatt teljesen hiányzik, vagy csak alig van. A fák törzsvastagsága 15–30 cm között változik, odúk kialakítására alkalmas.

Függői erdő – területe 11,71 ha. Elegyes állományú. Domináns fafaja a fehér akác (*Robinia pseudo-acacia*), amelyet helyenként foltokban kocsányos tölgy (*Quercus robur*), amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*), és nemes nyár (*Populus* sp.) vált fel, vagy színez. Cserjeszintje sűrű, amelyet fekete bodza (*Sambucus nigra*), egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), csíkos kecskerágó (*Euonymus europaeus*), fagyal (*Ligustrum vulgare*) és kökény (*Prunus spinosa*) alkot. A fák törzsvastagsága 10–40 cm között változik. Odúk kialakítására alkalmas. Az eltelt idő alatt az erdő megőrizte eredeti fajösszetételét, és csupán annyi változás történt, hogy a fák törzsvastagsága nőtt meg, ami előnyös az odúlakók számára.

Izsóné erdeje – területe 12,5 ha. A terület északi része akácos (*Robinia pseudo-acacia*), amely területet az eltelt 35 év alatt véghasználtak, és most sarjazzatásos úton felújított erdő van rajta. A déli, nagyobbik fele tölgyes (*Quercus robur*) magas kőrissel (*Fraxinus excelsior*) és amerikai kőrissel (*Fraxinus pennsylvanica*) elegyesen. Cserjeszintje dús, amelyet fekete bodza (*Sambucus nigra*), fagyal (*Ligustrum vulgare*), orgona (*Syringa vulgaris*) és kutyabenge (*Frangula alnus*) alkot. A fák törzsvastagsága 10–35 cm, amely alkalmas odúk készítésére. Az eltelt idő alatt az erdő megőrizte eredeti fajösszetételét, csupán a fák törzsvastagsága nőtt meg.

Dögremíz – területe 8,14 ha. Elegyes állományú. Az északkeleti felét zömmel fehér fűz (*Salix alba*) borítja, amelyet az eltelt idő alatt véghasznált nemes nyáras helyére telepítettek. Korábban ezen a területen volt a vetési varjú (*Corvus frugilegus*) telep, amely azonban még a tarvágás előtt megszűnt. A délnyugati részét kocsányos tölgyes (*Quercus robur*) alkotja magas kőrissel (*Fraxinus excelsior*), akáccal (*Robinia pseudo-acacia*), amerikai kőrissel (*Fraxinus pennsylvanica*), szürke nyárral (*Populus canescens*), mezei juharral (*Acer campestre*), korai juharral (*Acer platanoides*) és mezei szillel (*Ulmus minor*) színezve. Cserjeszintje

igen dús, amelyben a következő fajok fordulnak elő: fekete bodza (*Sambucus nigra*), egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*), gyepűrózsa (*Rosa canina*), fagyál (*Ligustrum vulgare*) és varjútövis (*Rhamnus catharticus*). A fák törzsvastagsága 10–60 cm között változik, ami alkalmas odúk készítésére.

Rikácsi erdő – területe 4,06 ha. Elegyes faállományú ültetvény, amelyben a domináns fafaj a kocsányos tölgy (*Quercus robur*) egyenesen amerikai kőrisrel (*Fraxinus pennsylvanica*), szürke nyárral (*Populus canescens*) és fehér nyárral (*Populus alba*). A dús cserjeszintjét fekete bodza (*Sambucus nigra*) alkotja. A fák törzsvastagsága 10–50 cm között változik. Odúk kialakítására alkalmas. Az eltelt 35 év alatt erdészeti beavatkozás nem volt. Az eltelt 35 év alatt az erdő megőrizte eredeti fajösszetételét és csupán a fák törzsvastagsága nőtt meg, ami előnyösen hatott az odúlakók megtelepedésére.

Józsefházi külső erdő – területe 11,76 ha. Elegyes állományú ültetvény, amelyben a domináns fafaj a kocsányos tölgy (*Quercus robur*). Színező elemként az amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*), a csertölgy (*Quercus cerris*), az akác (*Robinia pseudo-acacia*), és a zöld juhar (*Acer negundo*) említhető. Cserjeszintje ritka, amelyet a fekete bodza (*Sambucus nigra*) alkot. A fák törzsvastagsága 10–60 cm között változik. Odúk kialakítására alkalmas. Az eltelt idő alatt az erdő fafajösszetételében nem volt változás, csupán a koruk előrehaladtával megnőtt a fák törzsvastagsága.

Az egyes területek madárállományának felvételét ötszöri bejárással végeztem el, részben sáv módszer (line transect), részben territóriumterképezés módszerével. Így vált lehetővé a többé-kevésbé pontos, a valóságot megközelítő fajlista és fészkelő pár számának megállapítása.

Az adatok feldolgozásánál az alábbi összefüggéseket alkalmaztam:

A diverzitás számításánál: a Shannon-Wiener függvényt – $H_s = -S(p_i \log p_i)$

A fajazonosság megállapításánál a Jaccard-féle számot – $J_a = (N / S)100$, ahol a közös fajok számát osztjuk az összes faj számával és szorozzuk 100-al.

A domináns azonosság megállapításánál a Renkonen-féle számot, amely a két állományban előforduló fajok kisebb dominancia értékeinek összege.

A vizsgálat eredményei

A két különböző időben felvett madáregyüttesek összetételének vizsgálata alapján megállapítható volt a két állomány fajösszetételében lévő jelentős különbség (1. táblázat). A legfeltűnőbb a hiányzó fajok sora. Konstans, sőt abszolút konstans fajok (vörös vércse *Falco tinnunculus* (Linné, 1758), kékvércse *Falco vespertinus* (Linné, 1758), erdei fülesbagoly *Asio otus* (Linné, 1758), szarka *Pica pica*

1. táblázat. A vizsgált 6 erdőfragmentumban 1967-ben és 2002-ben megfigyelt madáregyüttesek (K % = konstancia, K fok. = konstansfokozat, D % = egyedi dominancia, D kat. = dominancia-kategória, R = ritka, A = akcesszorikus, Sd = szubdomináns, D = domináns. A számok a fészkelő párok számát jelentik.).

Faj	K %	K fok.	1967			2002				
			pár	D %	D kat.	K %	K fok.	pár	D %	D kat.
<i>Accipiter gentilis</i>	33	II	2	0,8	R					
<i>Buteo buteo</i>	16	I	1	0,4	R					
<i>Falco tinnunculus</i>	83	V	10	1,1	R					
<i>Falco vespertinus</i>	83	V	28	3,2	A					
<i>Phasianus colchicus</i>	50	III	5	0,6	R	16	I	2	0,8	R
<i>Columba palumbus</i>	83	V	7	0,8	R	83	V	5	2,0	R
<i>Streptopelia turtur</i>	100	V	34	3,9	A	50	III	6	2,4	R
<i>Cuculus canorus</i>	100	V	10	1,1	R	66	IV	4	1,6	R
<i>Asio otus</i>	100	V	12	1,4	R					
<i>Caprimulgus europaeus</i>	16	I	1	0,1	R					
<i>Upupa epops</i>	16	I	1	0,4	R					
<i>Jynx torquilla</i>	33	II	2	0,8	R					
<i>Dryocopus martius</i>	16	I	1	0,4	R					
<i>Dendrocopos major</i>	33	II	2	0,2	R	83	V	5	2,0	R
<i>Dendrocopos minor</i>	16	I	1	0,4	R					
<i>Anthus trivialis</i>	66	IV	6	2,4	R					
<i>Luscinia megarhynchos</i>	33	II	12	1,4	R	100	V	32	12,6	D
<i>Turdus merula</i>	100	V	16	6,3	A					
<i>Turdus philomelos</i>	50	III	3	1,2	R					
<i>Hyppolais icterina</i>	16	I	1	0,4	R					
<i>Sylvia curruca</i>	83	V	13	1,5	R	16	I	1	0,4	R
<i>Sylvia communis</i>	16	I	1	0,1	R					
<i>Sylvia borin</i>	16	I	1	0,4	R					
<i>Sylvia atricapilla</i>	100	V	21	2,4	R	100	V	30	11,9	D
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	33	II	4	0,4	R					
<i>Phylloscopus collybita</i>	33	II	2	0,8	R					
<i>Phylloscopus trochilus</i>	16	I	1	0,4	R					

1. táblázat (folytatás)

Faj	K %	K fok.	1967			K %	K fok.	2002		
			pár	D %	D kat.			pár	D %	D kat.
<i>Muscicapa striata</i>	33	II	6	0,7	R	16	I	1	0,4	R
<i>Ficedula albicollis</i>	16	I	1	0,1	R					
<i>Parus caeruleus</i>	16	I	1	0,1	R	50	III	4	1,6	R
<i>Parus major</i>	16	I	1	0,1	R	100	V	9	3,5	A
<i>Sitta europaea</i>	50	III	3	1,2	R					
<i>Oriolus oriolus</i>	100	V	22	2,5	R	83	V	11	4,3	A
<i>Lanius minor</i>	66	IV	9	1,0	R					
<i>Lanius collurio</i>	83	V	7	2,7	R					
<i>Garrulus glandarius</i>	33	II	2	0,8	R					
<i>Pica pica</i>	100	V	9	1,0	R					
<i>Corvus monedula</i>	16	I	3	0,3	R					
<i>Corvus frugilegus</i>	33	II	604	69,8	D					
<i>Corvus c. cornix</i>	50	III	3	0,3	R	16	I	1	0,4	R
<i>Sturnus vulgaris</i>	66	IV	5	2,0	R					
<i>Passer montanus</i>	100	V	15	1,7	R	66	IV	12	4,7	A
<i>Fringilla coelebs</i>	100	V	32	3,7	A	100	V	50	19,8	D
<i>Carduelis chloris</i>	50	III	5	2,0	R					
<i>Carduelis carduelis</i>	16	I	2	0,2	R	66	IV	6	2,4	R
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	16	I	1	0,4	R					
<i>Emberiza citrinella</i>	66	IV	8	3,2	A					
Fajok száma	27					37				
Párok száma	865					252				

(Linné, 1758), vetési varjú *Corvus frugilegus* (Linné, 1758)) tűntek el a területről. Más fajoknak pedig jelentősen csökkent az egyedszámuk és a konstanciájuk (vadgerle *Streptopelia turtur* (Linné, 1758), kisposzáta *Sylvia curruca* (Linné, 1758), kis őrgébics *Lanius minor* (Gm., 1788), szürkevarjú *Corvus c. cornix* (Linné, 1758)). Egyeseknél az állandóság nem, vagy alig változott, de az egyedszámban kimutatható csökkenés észlelhető (kakukk *Cuculus canorus* (Linné, 1758), sárgarigó *Oriolus oriolus* (Linné, 1758)). Az, hogy korábban kis egyedszámban és alacsony konstanciával rendelkező fajok (lappantyú *Caprimulgus europaeus* (Linné, 1758), mezei poszáta *Sylvia communis* (Lath., 1787), örvös légykapó *Ficedula albicollis* (Temm., 1815)) ma nem találhatók meg, az nem tekinthető jelentős változásnak, mert ezek a fajok korábban sem voltak meghatározóak az itteni erdőkben és bármikor újra megjelenhetnek.

A negatív jelenségek mellett természetesen pozitív változások is észlelhetők. Számos új faj (héja *Accipiter gentilis* (Linné, 1758), egerészölyv *Buteo buteo* (Linné, 1758), búbosbanka *Upupa epops* (Linné, 1758), nyaktekercs *Jynx torquilla* (Linné, 1758), feketeharkály *Dryocopus martius* (Linné, 1758), kis tarkaharkály *Dendrocopos minor* (Linné, 1758), erdei pityer *Anthus trivialis* (Linné, 1758), feketerigó *Turdus merula* (Linné, 1758), énekesrigó *Turdus philomelos* (Brehm, 1831), kerti geze *Hyppolais icterina* (Vieill., 1817), kerti poszáta *Sylvia borin* (Bodd., 1783), sisegőfűzike *Phylloscopus sibilatrix* (Bechs., 1793), csilpcsalpfűzike *Phylloscopus collybita* (Vieill., 1817), fitiszfűzike *Phylloscopus trochilus* (Linné, 1758), csuszka *Sitta europaea* (Linné, 1758), szajkó *Garrulus glandarius* (Linné, 1758), seregély *Sturnus vulgaris* (Linné, 1758), zöldike *Carduelis chloris* (Linné, 1758), meggyvágó *Coccothraustes coccothraustes* (Linné, 1758), citromsármány *Emberiza citrinella* (Linné, 1758)) jelent meg, és vált állandó tagjává a vizsgált erdőfragmentumok avifaunájának. Mások, amelyek korábban is jelen voltak, de kis egyedszámmal és alacsony konstanciával, most jelentősen megnőtt mind a két karakterisztikájuk (nagy tarkaharkály *Dendrocopos major* (Linné, 1758), fülemüle *Luscinia megarhynchos* (Brehm, 1831), barátposzáta *Sylvia atricapilla* (Linné, 1758), kék cinege *Parus caeruleus* (Linné, 1758), széncinege *Parus major* (Linné, 1758), tövisszűrő gébics *Lanius collurio* (Linné, 1758), tengelic *Carduelis carduelis* (Linné, 1758)).

Mint az a fentiekből is látható, jelentős fauna-átrendeződés történt. 10 faj eltűnt az állományból, de 20 újabb jelent meg. A fajszám is nőtt 27-ről 37-re. A minőségi változások egyik jó kifejezője, hogy a fajazonosság értéke – a Jaccard-féle szám – mindössze 33,3%. De hogy ez a változás nem csupán a minőséget, a fajösszetételt érintette, hanem az állomány szerkezetére, dominanciaviszonyaira is hatott, mutatja a domináns azonosság – Renkonen-féle szám – alacsony értéke is:

15,9. Ez utóbbi azért ennyire kicsi, mert a vetésivarjú-telepek megszűnése miatt a dominanciaviszonyok jelentősen megváltoztak.

Az avifaunában bekövetkezett jelentős változásra utalnak a diverzitás értékek is, amikor 1967-ben 1,462-t, 2002-ben pedig 2,407-t kaptam. Még kiugróbb a különbség az egyenletességi értékeknél, mert 1967-ben 0,44, 2002-ben pedig 0,66 volt. Az 1967-es alacsony adat szintén a vetésivarjú-telepekkel magyarázható.

A változások okát keresve megvizsgáltam a fajok és párok eloszlását a fészkelési szintek alapján. Itt az alábbi eredményeket kaptam:

2. táblázat. A fajok és párok megoszlása a fészkelési szintek alapján.

Költés helye	1967		2002	
	faj	pár	faj	pár
Talajszint	3	18	7	55
Cserjeszint	7	67	10	74
Fatörzsszint	6	26	11	44
Lombkoronaszint	11	734 (130)	9	79

Az adatok azt mutatják, hogy mind a fajok, mind pedig a párok számában jelentős növekedés a talaj- és fatörzsszintben fészkelők körében történt. A cserjeszintben költők terén is hasonló a tendencia, bár ott a növekedés mértéke nem olyan jelentős, mint a két előbbi kategóriánál. Érdekes a helyzet azonban a lombkoronaszintben költők esetében. Itt mind a fajoknál, mind pedig a pároknál csökkentek a számok. A pároknál különösen. Ez főként abból adódik, hogy a nagy egyedszámot jelentő *Corvus frugilegus* telepek megszűntek. De nem teljesen. Ugyanis ha leszámítjuk a 606 pár vetési varjút, akkor is 130 pár lombkoronaszintben fészkelőt kapunk 1967-ben, szemben a 2002-es 79 párral. Itt tehát vitathatatlan a csökkenés.

Vizsgáltam, hogy az egyes állományok mennyire kötődnek a környező agrárterületekhez, azaz hány faj és hány ezekhez tartozó pár szerzi be táplálékát az erdőn kívül. Tehát számukra csupán fészkelő helyet jelent az erdő. E téren is igen szembetűnő a változás. 1967-ben 14 fajhoz (52%) tartozó 742 pár (87%) szerezte meg táplálékának zömét az erdőn kívül, a környező agrárterületeken. Ezzel szemben 2002-ben 11 fajhoz (30%) tartozó 51 pár (20%) táplálkozott az erdőn kívül. Tehát a mai madáregyüttes sokkal inkább az erdőhöz kötött. Agrárkörnyezetével a kapcsolat lazább. Ez azzal az előnnyel is járhat, hogy az agráriumban (ma már jelentősen kisebb mértékben) használt kemikáliák nem, vagy csökkent mértékben hatnak az erdők madárállományára. Akár közvetlenül mérgezve azokat, akár közvetve a táplálék elpusztítása révén.

Diskusszió

Mi lehet ezeknek a változásoknak az oka? Nézetem szerint több tényezőre vezethető vissza. A *Pica pica* és *Corvus c. cornix* eltűnése, illetve egyedszámbeli csökkenése területünkön mindenképpen összefügg a vadászat során végzett dúvad irtásokkal. A *Corvus frugilegus* telepek megszűnése pedig a védelemből való kivonással és az ezt követő vegyszeres, országos méretű gyérítéssel lehet kapcsolatban. Ez eredményezte a fenti fajok fészkeit felhasználó *Falco tinnunculus*, *F. vespertinus* és az *Asio otus* eltűnését a vizsgált erdőfragmentumokból.

Kétségtelen azonban az is, hogy néhány faj esetében – kékvércse, vörösvércse, kis őrgébics, vadgerle – európai szinten is egyedszámcsökkenésről számol be több szerző is Tucker és Heath (1994), Heath *et al.* (2000) Snow és Perrins (1998). Bár esetenként a vélemények ellentmondók, mint például a kis őrgébicsnél, ahol az egyik szerzőpáros némi csökkenésről, a másik forrás pedig inkább emelkedésről beszél. Tapasztalatom szerint a hazai viszonyok állományváltozásait leginkább a Haraszthy (2000) által szerkesztett Magyarország madarai kötet tükrözi, amely az adott esetben némi egyedszám-növekedésről számol be.

Egy másik ok, amellyel a változások magyarázhatók, az eltelt 35 év alatt zajló szukcessziós folyamat, melynek során az erdők korának előrehaladtával jelentősen nőhetett az odúlakó és talajon fészkelő fajok száma. Ahogy azt a szerző 1967-ben tapasztalta, az erdők viszonylag fiatalok voltak, ezért odú készítésére alkalmas fát nemigen találhattunk bennük (Legány 1968). Korábban ugyanis csupán a Bogdánalmi erdőben és a Józsefházi külső erdőben találtam odús fát, szemben a 2002. évi megfigyelésekkel, ahol minden erdőben volt odúlakó madárfaj, és a Függői erdőt kivéve mindegyikben találtam legalább egy harkály fajt, amely az odúkat készíti. Ez is jelentősen hozzájárult ahhoz, hogy megnőtt a kifejezetten erdei madarak állománya. Ez különösen az elegyes és nem akác dominanciájú erdőfoltokban volt tapasztalható. Ezt a ragadozók cseréje is mutatja. A *Falco tinnunculus*, *F. vespertinus* és *Asio otus* szívesen telepszik meg kisebb erdőkben, de következetesen nem ragaszkodik hozzá. Megfelelő szarka-, vagy varjúfészkek esetén fasorokban is előszeretettel költenek. Ezzel szemben az őket felváltó *Accipiter gentilis* és *Buteo buteo* már inkább erdőhöz kötött, és mezőgazdasági fasorokban nem fészkel.

A bevezetésben feltettem a kérdést, hogy milyen természetvédelmi problémákat vet fel a vizsgálat, és ebből eredően milyen feladatokat kell megoldani. Mindenképpen elgondolkodtató a szarka egyedszámbeli csökkenése és a vetési varjú hiánya területünkön. Csupán zárójelben kívánom megjegyezni, hogy a jelenleg végzett és 25 erdőfragmentumra kiterjedő vizsgálat során mindössze háromban találtam szarkafészket és varjútelepet sehol a környéken! A vetési varjú újra természetvédelmi oltalmat élvez, tehát várható az egyedszámbeli növekedése és a

varjútelepek számának gyarapodása is. Komoly problémaként vetődik fel a viszonylag kis területű erdőfoltokban az illegális favágás – falopás – hatása. Ez azonban elsősorban nem természetvédelmi, ökológiai megoldást, hanem rendészeti, közbiztonsági beavatkozást igényel.

Az állományfelvételek során egyértelműen megállapítható volt, hogy az egyes faállományú erdők – elsősorban helyileg honos fafajokkal – kedveznek a diverz madárállomány kialakulásának. Az akácosok – főként a monokultúras ültetvények – azonban nem. Ott minden esetben faj- és egyedszegényebb állomány volt megfigyelhető. Ebből következik, hogy biológiai szempontból mindenképpen jobb és előnyösebb a helyileg honos fafajokból telepített egyes állományú ültetvény kialakítása. Az itt létrejövő madáregyüttes erdővédelmi szerepe is nagyobb, mert elsősorban magához az erdőhöz kötődik táplálkozás szempontjából is.

Az új, a privatizációs folyamatok során kialakult viszonyok nem sok jóval biztatnak. Várható ezeknek az erdőfragmentumoknak a további illegális vágása, továbbá a lehetséges leghamarabbi megengedett véghasználata. Valószínű a monokultúras erdőfelújítás, és még örülhetünk is annak, ha a helyileg honos fafajokkal történik – kocsányos tölgy, magas kőris stb. – és nem nemes nyárral, vagy akáccal. Ezért fontos az ilyen vizsgálatok eredményeinek minél szélesebb szakmai körben való megismertetése, hogy az újabb erdőtelepítéseknél az ökológiai szempontokat is figyelembe vegyék.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönetet szeretnék mondani Szép Tibor kollegámnak a dolgozat összeállításánál adott hasznos ötletekért és a lektori vélemény elkészítéséért, Vértess Imrénének az adatgyűjtés és a terepmunka során és Hörcsik Zsoltnek az angol összefoglaló elkészítésében nyújtott segítségéért.

Irodalomjegyzék

- Haraszthy, L. (2000): *Magyarország madarai*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Heath, M., Borggreve, C. & Peet, N. (2000): *European bird populations. Estimates and trends*. – BirdLife International, Cambridge, UK.
- Legány, A. (1968): Erdőtelepítések madártani jelentősége. – *Állattani Közlem.* **55**: 65–73.
- Legány, A. (1991): A mezővédő erdősávok és fasorok madártani szerepe és természetvédelmi jelentősége. – *Aquila* **98**: 169–180.
- Legány, A. & Vértess, I. (1977): Egy modellként választott erdő madáregyüttesének kutatási eredményei. – *Állattani Közlem.* **64**: 115–125.
- Snow, D. W. & Perrins, C. M. (1998): *The birds of the Western Palearctic*. – Oxford University Press, Oxford, UK.
- Tucker, G. M. & Heath, M. (1994): *Birds in Europe. Their conservation status*. – BirdLife International, Cambridge, UK.

Changes of avifauna in lowland planted forests

Legány, A.

College of Nyíregyháza, Department of Zoology
H-4400 Nyíregyháza, Sóstói út 31/B, Hungary; E-mail: leganya@zeus.nyf.hu

The author compared his bird census results on the community of birds of six planted forests from 1967 and 2002. It was pointed out, that during the last 35 years considerable changes had taken place in the studied forest fragments. Ten species vanished, however, 20 appeared as new. The abundance and frequency of four species had decreased, and only the number of specimens of three species had decreased. Beside the 20 new species the number of birds and constancy had considerably increased of 7 ones that had been presented before. The changes are well marked by the value of species similarity that is: 33%, the similarity of dominance that is: 16 and also the changes of diversity which was 1,462 in 1967 and 2,407 in 2002. The changes in number of birds is also underlined by the fact that the number of individuals and pairs feeded on agricultural areas had decreased considerably and today most of the species which belong to the avifauna are depended on the forests in respects of nesting and feeding. It had been stated that forests that had been planted by native species of trees are most advantageous in contrast to monocultural *Robinia* forests. Illegal felling of trees and early clear cutting is a danger for forest fragments and for birds breeding there.

Key words: changes of avifauna, forest fragments

Gyöngybagolyköpetekből kimutatott kisemlősök közösségeinek vizsgálata a vadászterületek foltelelemzésével

Horváth Győző, Molnár Dániel és Nagy Tibor

Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Zootaxonómiai és Szünzoológiai Tanszék
7624 Pécs, Ifjúság u. 6; E-mail: horvath@ttk.pte.hu

Összefoglaló: 10 dél-baranyai falu templomtornyában költő gyöngybagolyok 1997-es köpetmintáiból kimutatott kisemlős közösség összetételét elemeztük a vadászterületek foltmintázata alapján. A területekről készített légi fotók alapján 14 folttípust különítettünk el. A tíz költőhelyről származó mintákat évszakonként hasonlítottuk össze a foltok mérete és a zsákmányállatok kvantitatív adatai alapján. A klasszifikáció mindhárom évszakot tekintve hasonló eredményt adott, különösen a tavaszi adatokból volt nagymértékű hasonlóság a folt- és a zsákmányösszetétel alapján kapott dendrogramok között. A szezonális mintákban viszont nem tapasztaltunk összefüggést a foltdiverzitás és a zsákmánydiverzitás, valamint ehhez hasonlóan a foltdiverzitás és a niche-szélesség között. A niche-átfedés vs. folttátfedés összehasonlításban a tavaszi és az őszi mintában nem volt kimutatható összefüggés, viszont nyáron pozitív szignifikáns korrelációt tapasztaltunk. A kisemlősfajok és az általuk kedvelt élőhelyfoltok arányainak összehasonlítása a Soricidae vonatkozásában volt eredményesebb. A köpetekben domináns *Microtus arvalis* esetében az őszi minta alapján volt szorosabb a zsákmány-folt aránypár összefüggése. Az egyes élőhelyfoltok nagysága és a zsákmánydiverzitás közötti reláció vizsgálatában az erdőfoltok mérete és a fajdiverzitás között logaritmikus összefüggést tapasztaltunk. A vízállásos gyeppoltok elsősorban nyáron hatottak pozitívan a zsákmánydiverzitásra. Ahol a belterületek és a kertek kiterjedése nagyobb volt, ott minden évszakban kisebb volt a minták fajdiverzitása.

Kulcsszavak: kisemlősközösségek, diverzitás, tájökológia, köpetelemzés, *Tyto alba*

Bevezetés

A térbeli heterogenitás az egyik legalapvetőbb tényező, amely hatással van a populációk, valamint a közösségi folyamatokra. A heterogenitás hatása leginkább az ember alakította tájakban, azok élőhely együtteseiben figyelhető meg (Kozakiewicz 1983). Ezért az élőhely foltossága, a tájléptékű heterogenitás, mint élőhelyi kényszer a mai ökológiában egyre kutatottabb, vizsgálata az elméleti modellek és azok gyakorlati alkalmazásával a kisemlősök kapcsán is gyorsan fejlődik (pl. Kozakiewicz *et al.* 1999, Delattre *et al.* 1999).

A hazánkban most beindult Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) országos programjában az „emlős objektumok” között kiemelten vizsgálá-

landók a kisemlősök (Csorba & Pecsénye 1997), mivel számos faj védett, valamint populációik fontos szerepet töltenek be a különböző ökoszisztémák közösségi struktúráiban, táplálékhálózataiban. A gyöngybagoly köpeteinek elemzése a legalkalmasabb arra, hogy egy adott település, mint költőhely körüli mozaikos vadászterület kisemlőseit indirekt kimutassuk (Schmidt 1973, Wijndts 1984). Ebben a megközelítésben alapvető kérdés, hogy a különböző költőhelyek tájmintázata hatással van-e a kimutatható kisemlősközösség összetételére.

A gyöngybagolyköpeteken alapuló kutatások több szünbiológiai szempontból közelítették meg a bagoly és zsákmányállatai között fennálló viszonyt (von Knorre 1973, Goszczynski 1976, Kirkwood 1979, Ceska 1980), amely vizsgálatok egyik részéről fontos kérdés volt, hogy a köpetekből meghatározható kisemlősök mennyiben reprezentálják a költőhely körüli, a gyöngybagoly potenciális vadászterületét jelentő élőhelyek kisemlősfaunáját. Így a köpetvizsgálatok célja elsődlegesen a kisemlősök faunájának, elterjedési területük felmérésének vizsgálata volt. Az NBmR programjában protokoll készült a kisemlősök bagolyköpeteken alapuló monitorozására, amely során felmerült annak szükségessége, hogy a bagolyköpetek értékelését a tájleptéki monitorozásra kijelölt 5×5 km²-es mintanegyzetekhez, illetve a feltérképezett növénytársulásokhoz lokalizáljuk. A köpetvizsgálatokon alapuló indirekt mintavételezés eredményességét elsősorban a zsákmányállatokat, mint monitorozó objektumokat vadászó és adott esetben preferáló gyöngybagoly elterjedése és lokális denzitása határozza meg. Az eredmények értékelésénél figyelembe kell venni a vadászati stratégiájában meglévő szezonális különbségeket, a zsákmánypreferencia tényét, valamint azt, hogy bizonyos fajok alulreprezentáltak, más fajok a denzitásfüggő ragadozás következtében túlreprezentáltak jelennek meg a táplálék-összetételben. A szelektív zsákmányolás a gyöngybagoly esetében kutatott téma (Colvin & McLean 1986, Dickman *et al.* 1991, Taylor 1994), azonban hiányterületnek számítanak azok a kutatások, amelyben a vadászterületek élőhelyfoltjainak elemzése alapján történik a zsákmányösszetétel értékelése.

Jelen munkában Dél-Baranyában kiválasztott 10 település 1997-es köpetgyűjtéseinek kisemlősadatait az élőhelyfoltok analízise alapján, tájökológiai szempontból elemeztük. A következő kérdésekre kerestünk választ: a 10 település foltmintázat és zsákmányösszetétel alapján elvégzett klasszifikációja mennyiben ad hasonló eredményt a különböző évszakokban (1), van-e összefüggés a vadászterület foltdiverzitása és a kimutatható kisemlős-diverzitás között (2), a táplálék alapján számított niche-szélesség hogyan változik a foltdiverzitás függvényében (3), a vadászterületek közötti niche-átfedés mértéke összefügg-e a számított foltátfedéssel (4), az egyes folttípusok aránya meghatározza-e a rájuk jellemző kisemlősfaj táplálékban megjelenő arányát (5).

Anyag és módszer

Dél-Baranyában 10 gyöngybagoly költőhelyet választottunk ki (Csarnóta, Drávaiványi, Hirics, Nagycsány, Páprád, Piskó, Siklósbodony, Túrony, Vajszló, Vejti), hogy a falvak környékén élő kisémlősközösségeket a baglyok vadászterületének tájökológiai vizsgálata alapján értékeljük. A 10 település 1997-es köpetmintáit használtuk fel és három évszakra (tavasz, nyár, ősz) megfelelően csoportosítottuk, illetve összegeztük a meghatározott zsákmányállatok adatait. Mivel nem minden költőhelynél volt mindhárom évszaktól mintánk, ezért a tavaszi és nyári elemzéshez 8, az őszihez 7 mintahely adata állt rendelkezésünkre. A lelőhelyenkénti gyűjtések száma és a gyűjtött anyag mennyisége is változó volt, ezért az egyedszámokat 100 köpetre standardizáltuk:

$$\text{relatív egyedszám} = \text{egyedszám} \times 100 / \Sigma \text{ köpetszám}$$

A dolgozatban csak az egész köpetekből kapott adatok standardizált értékeivel számoltunk. Schmidt (1967), Ács (1985) és Ujhelyi (1994) munkája alapján határoztunk koponyabélyegeket és fogazat alapján. A *Neomys* fajokat: *Neomys fodiens* (Pennat, 1771) és *Neomys anomalus* Cabrera, 1907 az alsó állkapocs koronanyúlványa magasságának mérésével különítettük el. Az *Apodemus* nemzetségen belül a közönséges erdei egér, *A. sylvaticus* (Linnaeus, 1758), a sárganyakú erdei egér, *A. flavicollis* (Melchior, 1834) és az aprószemű erdei egér, *A. microps* (Kratochvíl et Rosicky, 1952) fajokat erdei egerek (*Apodemus* spp.) néven foglaltuk össze. A házi egér, *Mus musculus* (Linnaeus, 1758) és a güzüegér, *M. spicilegus* (Petényi, 1882) bagolyköpetekből történő elkülönítését Demeter (1995), valamint Demeter *et al.* (1995) munkája alapján a felső és az alsó zygomatikus ív aránya szerint különítettük el, ha ezek hiányoztak a koponyáról vagy csak mandibulát találtunk, akkor a genuszt adtuk meg (*Mus* spp.).

A számításokat 23 kisémlőstaxon alapján végeztük, melyek relatív gyakorisági értékeit felhasználva minden település esetén kiszámoltuk a gyöngybagoly niche-szélességét, amihez Levins (1968) képletét alkalmaztuk:

$$B = \frac{1}{\sum_{i=1}^n p_i^2}$$

majd minden költőhely között a gyöngybagoly niche-átfedését a Renkonen-index szerint számítottuk:

$$P_{jk} = \left[\sum_{i=1}^n \min. p_{ij}, p_{ik} \right] \times 100$$

ahol n a zsákmánykategóriák száma, p_i az adott zsákmány relatív gyakorisága a táplálék-összetételben, p_{ij} a j -edik, p_{ik} a k -edik költőhely i -edik zsákmányának relatív gyakorisága.

A falvagról 2500 m magasságból légi fotók készültek. A lefotózott terület középpontjába kerültek a templomok, a baglyok fészkelőhelyei, így a fotók alapján 1600 m × 1600 m-es területek mozaikosságát értékeltük. A különböző élőhelyeknek megfelelő foltokat egy saját fejlesztésű vektorizáló programmal rajzoltuk meg, majd a tájökológiai elemzést a HAMS (Habitat Analysis and Modeling System) (Roseberry & Hao 1995) szoftverrel végeztük el. A tájmintázat települések közötti hasonlóságát az élőhelyfoltok alapján a Renkonen-index felhasználásával számított foltátfedéssel jellemeztük (százalékos foltátfedés: P_{jk}): ahol p_{ij} és p_{ik} a j -edik és a k -edik vadászterület i -edik foltjának relatív gyakorisága (Krebs 1989).

A kimutatott kisemlősközösségek értékelését évszakonként (tavasz, nyár, ősz) végeztük el. A 10 települést mind a kisemlőstaxonok gyakorisági értékei, mind a különböző foltok relatív arányai alapján cluster-analízissel hasonlítottuk össze, Czekanowski-index és súlyozott átlag felhasználásával, amihez a NuCoSa 1.05 programot használtuk (Tóthmérész 1996). A foltmintázat és az indirekt módon kimutatott kisemlős-összetétel feltételezett összefüggését először a két dendrogram összevetése alapján vizsgáltuk meg. A tájindexek, illetve foltarányok, valamint a kisemlősök aránya és a közösségek diverzitása közötti összefüggéseket regresszió-analízissel elemeztük.

Eredmények

A kiválasztott 10 gyöngybagoly költőhelyen 1997-ben 48 mintát gyűjtöttünk. 1608 köpetet dolgoztunk fel, amiből 3734 egyedet határoztunk meg. A rovar-evők (Insectivora) rendjén belül a cickányfélék (Soricidae) családjából 7 taxont (6 faj, 1 genusz) különítettünk el, ami 1209 meghatározott egyedet jelentett, valamint 4 vakondok példány került elő. A rágcsálók rendjéből 12 fajt és három genuszt azonosítottunk, valamennyi mintát tekintve 2521 rágcsáló egyedet határoztunk meg. A részletes adatok terjedelme miatt a 10 költőhelyet tekintve csak a minta- és köpetszámot, valamint a meghatározott egyedek összesített számát adtuk meg (1. táblázat).

A 10 költőhelyen összesen 14 különböző élőhelyfoltot különítettünk el. A foltok közül legnagyobb arányban a szántó és parlagterület volt jellemző. Na-

1. táblázat. A kiválasztott 10 település UTM-kódja, minta-, köpet- és összegyedszáma.

Költőhely	UTM-kód	Mintasám	Köpetszám	Összegyedszám
1. Csarnóta	BR 88	5	176	362
2. Drávaiványi	YL 18	1	30	113
3. Hirics	YL 37	6	147	448
4. Nagycsány	YL 28	8	278	635
5. Páprád	BR 68	8	359	723
6. Piskó	YL 27	4	45	165
7. Siklósodony	BR 78	5	164	416
8. Túrony	BR 88	6	313	670
9. Vajsló	YL 38	5	93	191
10. Vejtí	YL 37	1	3	11

gyobb arányban jelentek meg a költőhelyhez közeli kertek, valamint minden esetben jelentős nagyságú volt az erdőfoltok aránya, viszont az erdőszáv már kisebb mértékben fordult elő. Mindkét folttípus a gyöngybagoly vadászata szempontjából kevésbé jelentős, mivel leginkább ezek szegélyterületein vadászik. Kisebb gyakorisággal fordult elő a száraz, valamint a vízállásos gyepek, amely utóbbi élőhely a *Sorex* és *Neomys* fajok elterjedésének kedvez (2–3. táblázat).

A kisémlősközösségek és a vadászterület foltmintázatának összefüggéseit a köpetadatok szezonális összesítése (tavasz, nyár, ősz) alapján vizsgáltuk, mivel a gyöngybagoly táplálékfogyasztásában fennálló szezonális különbségek befolyásolják az elemzést. A szezonális elkülönítést az is indokolta, hogy az egyes költőhelyeken a minták évszakonkénti megoszlása különböző volt.

A kiválasztott 10 költőhely közül tavasszal 8 faluból voltak adataink, ami összesen 21 köpetmintát és 733 db köpetet jelentett. A klasszifikáció eredményeként a folt- és a zsákmányállat-összetétel alapján a költőhelyek két csoportba rendeződtek (1. ábra). A két dendrogramon két település (5. Piskó és 7. Túrony) kivételével a többi vadászterület egy clusterbe került. A mintahelyek közötti hasonlósági értékek kisebbek a foltok arányainak megfelelően elvégzett klasszifikáció szerint, mint azt a zsákmányösszetétel alapján tapasztaltuk, valamint a mintavételi helyek két nagy csoportja ez utóbbi dendrogramon jobban elkülönült. A HAMS által számított foltdiverzitás nem adott összefüggést a zsákmánydiverzitással, ami nem bizonyította null-hipotézisünket. A fajdiverzitás ebben az időszakban volt a legnagyobb, ami annak köszönhető, hogy tavasszal még nem kifejezett a gyöngybagoly denzitásfüggő ragadozása, a mintákban nagyobb arányban jelennek meg a cicák és más kevésbé gyakori fajok. Ehhez hasonlóan tavasszal nem kaptunk értékelhető összefüggést a foltdiverzitás és a niche-szélesség között sem. E két paraméter mintánkénti összevetésében változó eredményeket kaptunk. A költőhe-

2. táblázat. A kiválasztott települések légi fotója alapján elemzett foltjainak mérete és %-os aránya.

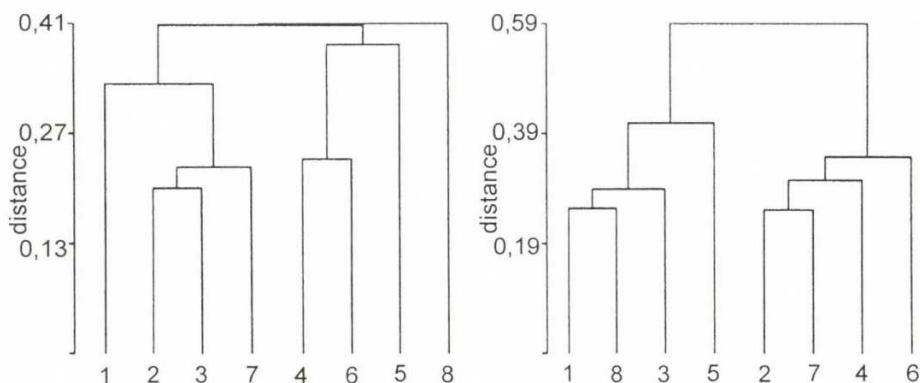
Költőhelyek	Csarnóta		Drávaiványi		Hirics		Nagycsány		Páprád	
Folttípusok	T	%	T	%	T	%	T	%	T	%
szántó	145,2	55,96	120,2	45,98	37,72	37,72	36,28	36,28	57,15	57,15
parlag	0	0	0	0	0	0	12,22	12,22	19,23	19,23
legelő	12,13	4,678	13,20	5,051	5,304	5,304	9,394	9,394	0	0
kaszálórét	0	0	0	0	5,001	5,001	0	0	0	0
erdőfolt	52,54	20,25	24,91	9,531	29,51	29,51	21,42	21,42	2,667	2,667
erdősáv	0,954	0,368	1,599	0,611	1,135	1,135	2,395	2,395	2,002	2,002
fűzes	0	0	0	0	0	0	0,692	0,692	0	0
vízállásos gye	10,25	3,951	0,207	0,207	1,707	1,707	0,261	0,026	0	0
száraz gye	0,889	0,342	25,86	25,86	2,427	2,427	4,976	4,976	0	0
kert	16,53	6,372	7,829	7,829	13,83	13,83	10,18	10,18	12,96	12,96
zártkert	14,03	5,409	0	0	0	0	0	0	0	0
csatorna	0	0	0,204	0,204	0	0	0	0	0	0
belterület	5,869	2,262	3,286	3,286	2,326	2,326	1,271	1,271	4,996	4,996
út	1,072	0,413	1,44	1,44	1,044	1,044	0,906	0,906	0,997	0,997

T: foltterület (ha), %: a folt összterülethez számított %-os aránya

3. táblázat. A kiválasztott települések légi fotója alapján elemzett foltjainak mérete és %-os aránya.

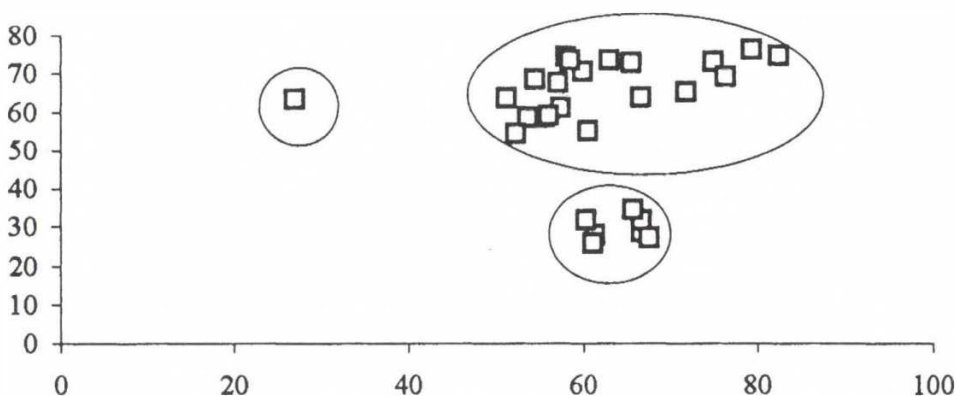
Költőhelyek	Piskó		Siklósbadony		Túrony		Vajszló		Veji	
Folttípusok	T	%	T	%	T	%	T	%	T	%
szántó	79,34	30,46	177,4	67,51	1064	40,48	17,48	40,74	176,7	67,84
parlag	52,48	20,15	17,0	6,489	0	0	0	0	0	0
legelő	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
kaszálórét	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
erdőfolt	10,81	4,153	10,88	4,14	72,52	27,59	3,179	1,205	10,12	3,888
erdősáv	16,16	6,205	0	0	0	0	5,245	1,988	3,126	1,2
fűzes	0	0	17,52	6,665	0	0	0	0	0	0
vízállásos gyep	0	0	16,52	6,288	0	0	0,488	0,185	24,75	9,502
száraz gyep	46,75	17,95	0	0	15,93	6,062	15,02	5,696	3,841	1,475
kert	42,04	16,14	18,95	7,212	30,36	11,55	58,38	22,13	24,26	9,317
zártkert	0	0	0	0	27,91	10,62	0	0	0	0
csatorna	0	0	0	0	0	0	0	0	0,999	0,384
belterület	8,971	3,444	4,608	1,753	7,892	3,002	68,91	26,12	14,47	5,558
út	3,897	1,496	2,49	0,947	1,795	0,683	5,102	1,934	2,176	0,836

T: foltterület (ha); %: a folt összterülethez számított %-os aránya

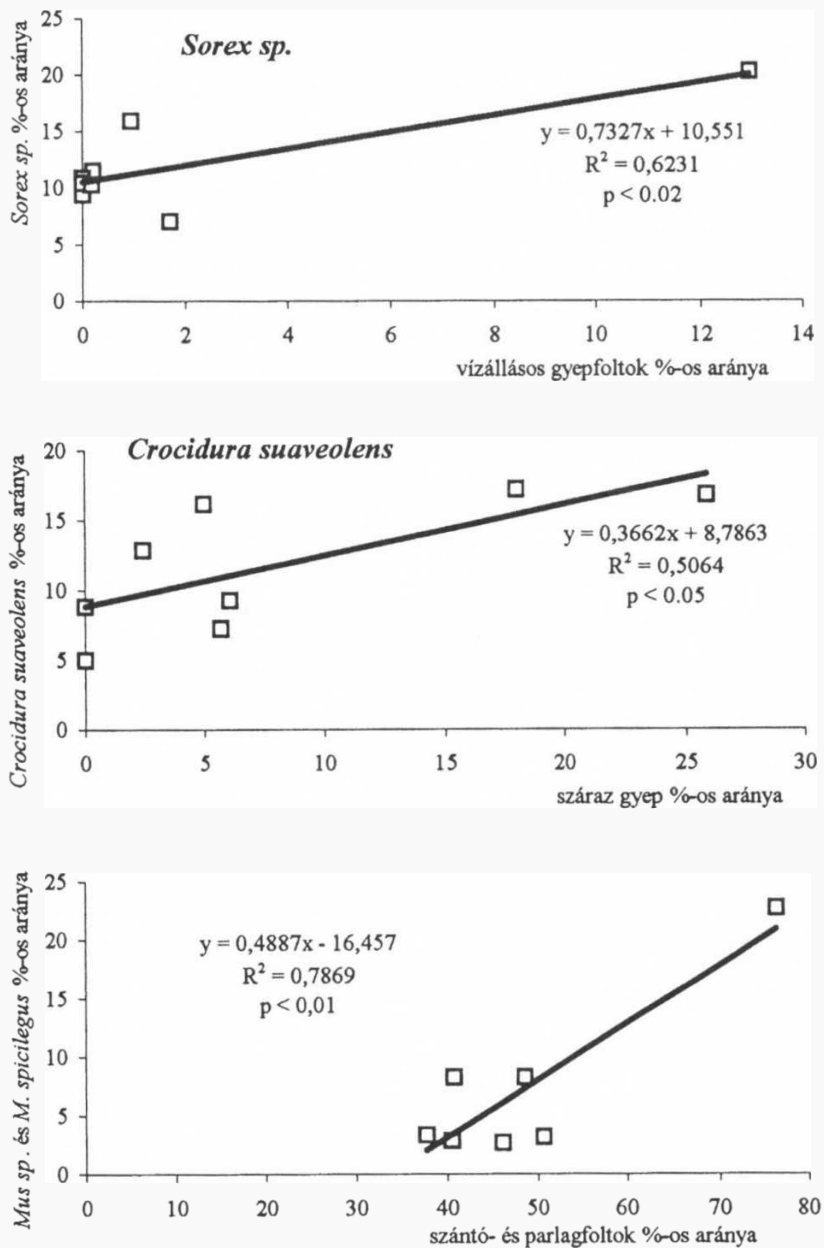


1. ábra. Foltok és a zsákmányállatok abundancia értékei alapján elvégzett klasszifikáció eredménye tavasszal (1 = Drávaiványi, 2 = Hirics, 3 = Nagycsány, 4 = Páprád, 5 = Piskó, 6 = Siklósbodony, 7 = Túrony, 8 = Vajszló).

lyek legtöbb párosításában 50%, vagy attól nagyobb foltátfedéshez nagy niche-átfedés érték tartozott. Néhány mintapár esetén viszont a 60% körüli foltátfedéshez kisebb niche-szélesség párosult, így a költőhelyek e két csoportja teljesen elkülönült az adatpárok ábrázolásánál (2. ábra). Túrony és Vajszló párosításában volt a legkisebb a foltátfedés értéke, így ez a két falu jól elkülönült a fent említett csoportoktól. A tavaszi mintákban nagyobb arányban jelenlévő cickányfajok a vártak megfelelően magasabb egyedszámmal voltak képviselve azon gyöngybagolypárok táplálékában, amelyek vadászterületén nagyobbak voltak a cickányok számára kedvező élőhelyfoltok. Itt a legszorosabb összefüggéseket emeltük ki,



2. ábra. A foltátfedés függvényében ábrázolt niche-átfedés értékek a tavaszi minta alapján.

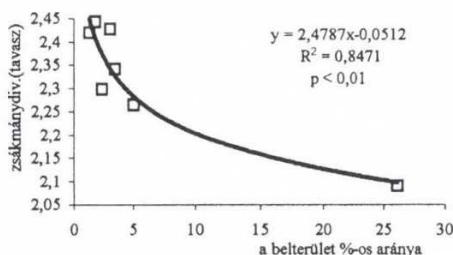


3. ábra. A *Sorex* genusz, *Crocidura suaveolens*, valamint a *Mus sp.* és a *M. spicilegus* együttes aránya a jellemző élőhelyük %-os arányának függvényében.

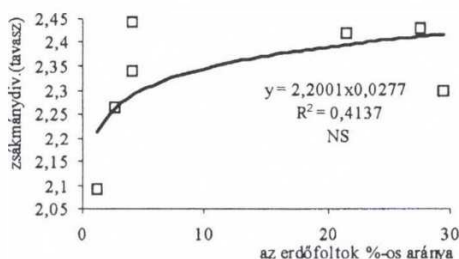
amely a *Sorex* genusz és a vízállásos gyepfoltok ($r = 0,789$, $p < 0,02$), valamint a *Crocidura suaveolens* és a száraz gyepfoltok ($r = 0,7116$, $p < 0,05$) arányai között adódtak. A tavaszi táplék-összetételben a gyakoribb rágsálófajok, melyek denzitásuk maximumát ősszel éri el, még viszonylag kisebb arányban kerültek elő. Esetenként viszont magas volt a *Mus* fajok egyedszáma, különösen ott, ahol a szántó és parlagterületek nagyobb arányban voltak jelen, bár a *Mus* sp. indet és a fenti területeket kedvelő *M. spicilegus* egyedeinek összesített számát tekintve a cickányoknál is vizsgált összefüggés nem volt szignifikáns ($r = 0,621$, NS) (3. ábra).

Arra a kérdésünkre, hogy az egyes folttípusok aránya hatással van-e a fajdiverzitásra, az egyébként is nagyobb niche-szélességű és diverzebb tavaszi időszakot tekintve a regressziós vizsgálatok eredményei kevésbé adtak választ, mint a későbbiekben, de már ekkor is megfigyelhetők a nyári és az őszi mintákra jellemző trendek. Így a belterület nagyobb aránya a zsákmánydiverzitás csökkenéséhez vezetett ($r = 0,702$, $p < 0,01$; 4. ábra), míg az erdőfoltok területének nagyságával nő a fajdiverzitás értéke is. Ezen összefüggés logaritmikus görbével jellemezhető, ami annak köszönhető, hogy a gyöngybagoly csak az erdőszegélyben vadászik, a szegélyterületek nagysága pedig nem az erdőfolt területével, hanem sokkal inkább annak kerületével áll egyenes arányban (5. ábra). A tavaszi mintában azonban a zsákmánydiverzitás és az erdőfoltok méreteinek összefüggése sem volt szignifikáns ($r = 0,4484$, NS). Az erdőfoltok szegélyzónáiban vadászható vöröshátú erdeipocok, *Clethrionomys glareolus* (Schreber, 1780), vagy az erdeiegek (*A. flavicollis*, *A. sylvaticus*) a táplálék diverzitását növelik. A két utóbbi faj természetesen nagyobb mértékben jelenik meg az erdőn kívül is, de a *C. glareolus*-ra ez kevésbé jellemző, ezért ez a zsákmányfaj mindig alacsony arányban van jelen a bagolyköpetekben.

Nyáron nyolc faluból származó 16 köpetmintát értékeltünk, ami 438 köpetet jelentett. A foltok alapján ebben a szezonban is két csoportba rendeződtek a költő-



4. ábra. A fajdiverzitás összefüggése a belterület %-os arányával.



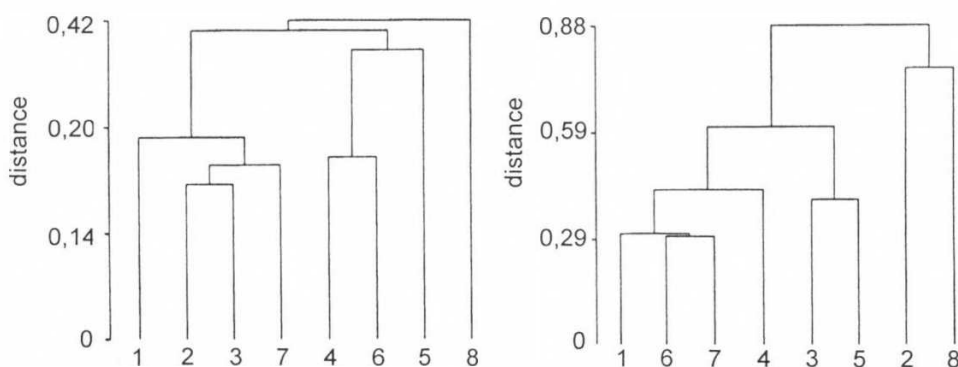
5. ábra. A fajdiverzitás összefüggése az erdőfoltok %-os arányával.

helyek (6. ábra). Az elsőben a hasonlóságok nagyobb mértékűek, mint a második csoportban. A zsákmánytaxonok arányai szerint egy nagyobb és egy két tagból álló kisebb csoport különült el a dendrogramon. Az utóbbi, kisebb clusterben található két költőhely (Piskó és Vajszló) a hasonlósági érték alapján mindkét dendrogramon elkülönült a többi vadászterülettől. A hasonlósági szintek mértéke a zsákmányállatok aránya alapján nagyobb.

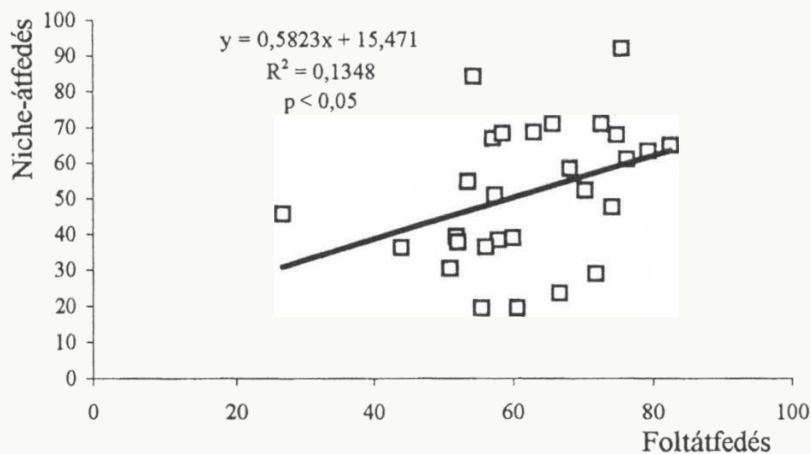
A nyári mintában a foltdiverzitás függvényében mind a zsákmánydiverzitás, mind a niche-szélesség csökkenő trendet mutatott, de ezen összefüggések egyike sem volt szignifikáns. Itt a zsákmánydiverzitás értékei alacsonyabbak voltak, mint tavasszal, ami valószínűleg azon prédafajok elszaporodásának köszönhető, amelyek a gyöngybagoly denzitásfüggő ragadozása során túlpreferált fajokként jelentkeznek. Ezek nagyobb arányú fogyasztása következtében a baglyok táplálékában megjelenő kisméltóközösség diverzitása csökkent, a niche-szélesség értéke kisebb lett.

A nyári minták alapján a foltátfedés és a niche-átfedés között a vártnak megfelelő szignifikáns összefüggést kaptunk ($r = 0,367$, $p < 0,05$). Ebben az esetben a várt összefüggést kaptuk, tehát a nagyobb élőhelyfolt-átfedés nagyobb niche-átfedést eredményezett (7. ábra).

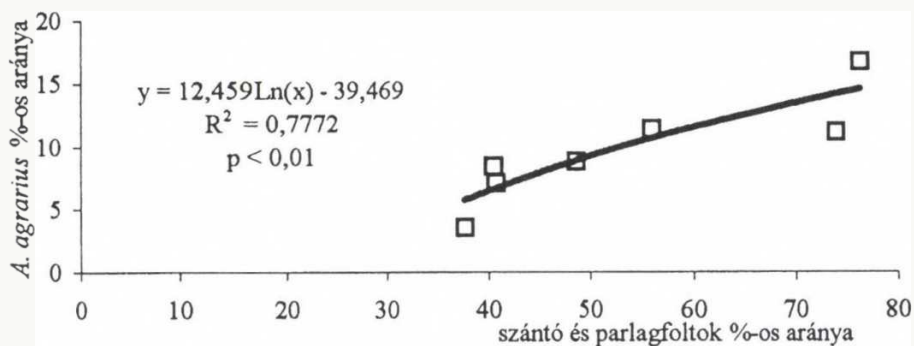
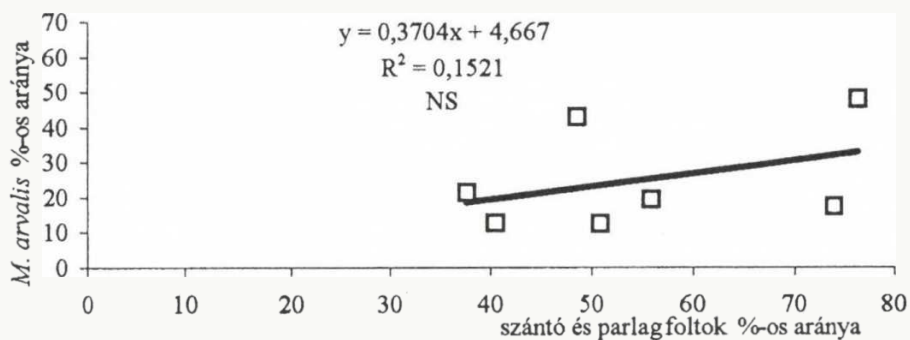
A nyári köpetmintában már nagyobb arányban szerepeltek a gyakori rágcsálófajok és összefüggés mutatkozott a nagy denzitásban jelenlévő rágcsálók és a rájuk jellemző élőhelyfoltok aránya között. A táplálékban legnagyobb arányban kimutatott *Microtus arvalis* elsősorban a szántó és a parlagfoltokat részesíti előnyben, amit a lineáris regresszió mutat, bár az összefüggés nem szignifikáns ($r =$



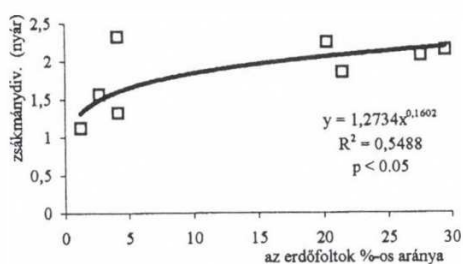
6. ábra. Foltok és a zsákmányállatok abundancia értékei alapján elvégzett klasszifikáció eredménye nyáron (1 = Csarnóta, 2 = Hirics, 3 = Nagycsány, 4 = Páprád, 5 = Piskó, 6 = Siklósbodony, 7 = Túrony, 8 = Vajszló).



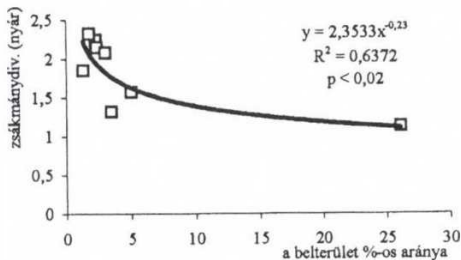
7. ábra. A foltátfedés függvényében ábrázolt niche-átfedés értékek a nyári minták alapján.



8. ábra. A *Microtus arvalis* és az *Apodemus agrarius* aránya a szántó és a parlagfoltok arányának függvényében.



8. ábra. A fajdiverzitás összefüggése az erdőfoltok %-os arányában.



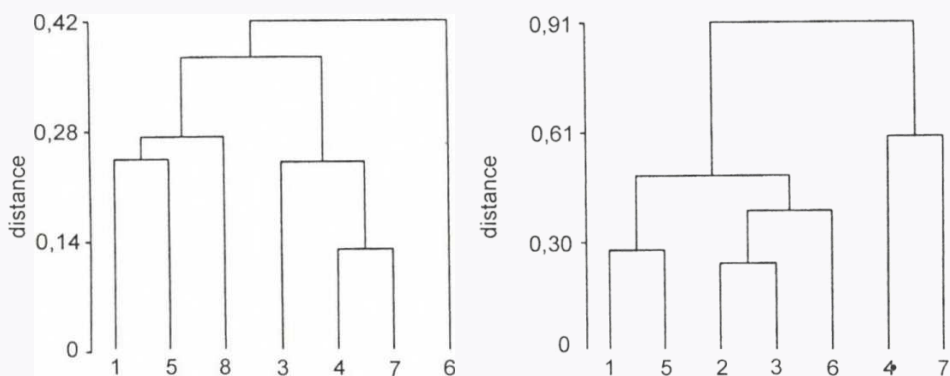
9. ábra. A fajdiverzitás összefüggése a belterület %-os arányában.

0,39, NS). Az *A. agrarius* a *M. arvalis*-éhoz hasonló élőhelyeken is gyakori, így ebben az összehasonlításban is a várt összefüggést kaptuk, de ez csak 10% hibával fogadható el ($r = 0,632$, $p < 0,1$). A cickányok közül a száraz élőhelyeket kedvelő *Crocidura* genusz fajai esetében kaptunk lineáris trendet, így a *Crocidura suaveolens*, valamint a *C. leucodon* fajok aránya növekedett a száraz gyepfoltok arányának függvényében, azonban a kis mintaszám miatt az összefüggés egyik esetben sem volt szignifikáns (*C. suaveolens*: $r = 0,494$, NS, *C. leucodon*: $r = 0,339$, NS).

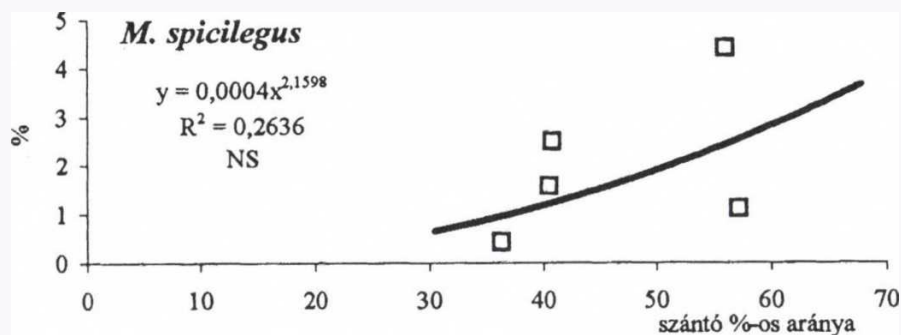
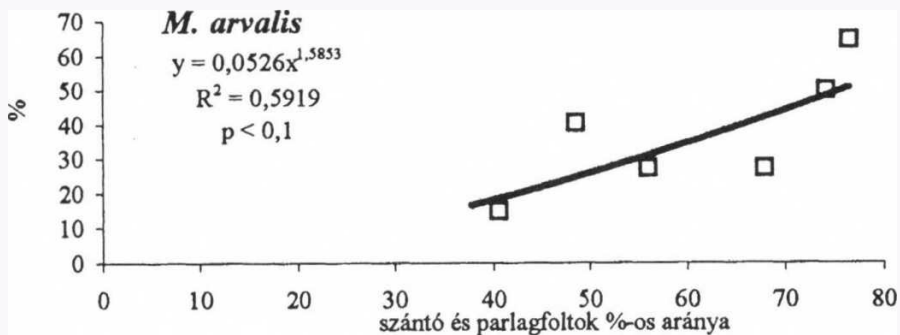
A nyári mintában is megkaptuk az erdőfoltok aránya és a zsákmánydiverzitás közti pozitív logaritmikus összefüggést, ami viszont ebben az esetben szignifikánsnak bizonyult ($r = 0,7408$, $p < 0,05$) (8. ábra). Vizsgálataink alapján nyáron a vízállásos élőhelyek arányának növekedése a fajdiverzitás növekedését okozta, de ez a korreláció csak 10%-os hiba mellett fogadható el ($r = 0,674$, $p < 0,1$). Csökkentették a fajdiverzitást a nagyobb belterületek ($r = 0,798$, $p < 0,02$) (9. ábra) és a nagyobb területű kertek ($r = 0,8838$, $p < 0,01$).

Ősszel hét faluból származtak mintáink. A 12 mintából 437 köpetet dolgoztunk fel. A hét költőhely összehasonlításában azt láttuk, hogy Siklósodony és Vejti foltmintázata hasonlít egymáshoz leginkább. A dendrogramon (10. vagy 6. ábra) alapvetően két csoportba rendeződtek a mintaterületek, amelyekhez Vajszló (6) foltmintázata hasonlít a legkevésbé. Ez annak köszönhető, hogy az adott magasságból készült légi fotón a belterületen kívül kevés más folt típus látszik, mivel a mintaterületek közül ez a legnagyobb település. A kisméltók egyedszám adatai és a foltmintázat alapján ismét jobb eredményeket kaptunk a két klasszifikáció összehasonlításában, Vajszló kivételével hasonlóan rendeződtek csoportokba a vadászterületek (10. ábra).

Az őszi mintában sem a niche-szélesség, sem a zsákmánydiverzitás nem mutatott szignifikáns összefüggést a foltdiverzitással. A zsákmánydiverzitás értékek még a nyári adatoknál is alacsonyabbak, ami annak köszönhető, hogy ősszel egyes fajoknak megnő a denzitása, amelyeket a gyöngybagoly vadászata során egyre inkább preferál, ami denzitásfüggő predációhoz vezet. A foltátfedés és a niche-



10. ábra. Foltok és a zsákmányállatok abundancia értékei alapján elvégzett klasszifikáció eredménye ősszel (1 = Csarnóta, 2 = Nagycsány, 3 = Páprád, 4 = Siklósbodony, 5 = Túrony, 6 = Vajszló, 7 = Vejti).



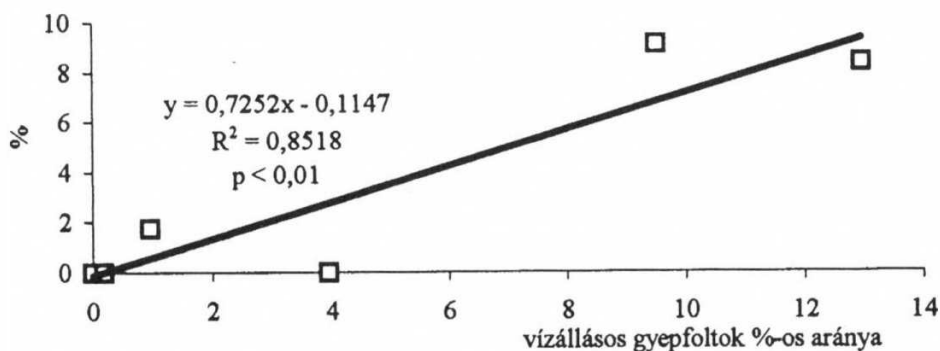
11. ábra. A *Microtus arvalis* és a *Mus spicilegus* aránya a szántó és parlagfoltok %-os arányának függvényében.

átfedés összehasonlításakor a mintapárok jelentős része egy jellemző, viszonylag széles folt- és niche-átfedés tartományban helyezkedett el, ahol a két változó között nem kaptunk összefüggést.

A *Microtus arvalis* populációk létszáma nyár végén és ősszel éri el maximumát. A gyöngybagoly ebben az időszakban rááll e faj vadászatára, a *M. arvalis* aránya több mintában is meghaladta a köpetekből kimutatott egyedszám felét, így a denzitásfüggő ragadozás következtében az előző évszakokból származó mintákhoz képest a ritkább fajok aránya csökkent. A szántó és parlagfoltok arányában a *M. arvalis* egyedeinek táplálékból kimutatható aránya a nyári mintáinál meredekebb lineáris egyenessel jellemezhető, amely összefüggés csak 10%-os hibával fogadható el ($r = 0,769$ és $p < 0,1$). A többi, kevésbé gyakori fajhoz hasonlóan a *Mus spicilegus* is viszonylag kis százalékban szerepelt a bagolyköpetekben, ennek ellenére a szántóterületek méretének növekedésével e faj aránya is megnőtt, az összefüggés azonban nem szignifikáns ($r = 0,513$, NS) (11. ábra).

Azon költőhelyek környékén, ahol magas volt a vízállásos gyepfoltok aránya a *Sorex* genusz egyedei is viszonylag nagy számban kerültek elő a köpetmintákból, ahol viszont e foltok aránya kicsi volt, vagy nem volt a *Sorex* fajok számára kedvező élőhely, ott a taxon előfordulási aránya igen alacsony vagy nulla volt ($r = 0,923$, $p < 0,01$) (12. ábra).

Az egyes élőhelyfolttípusok területnagyságának hatása a fajdiverzitásra az őszi minta elemzésekor is a korábbi évszakokhoz hasonlóan alakult. Az erdőfoltok mérete és a fajdiverzitás növekedése közötti összefüggés ősszel volt a legszorosabb, a korábbi évszakokhoz hasonlóan logaritmikus görbével jellemezhető ($r = 0,9285$, $p < 0,01$) (13. ábra). Az urbanizált területek kiterjedése és a zsákmánydiverzitás között ebben az évszakban is negatív korrelációt kaptunk, a belterületek arányának növekedése valamivel nagyobb diverzitáscsökkenést okozott ($r = 0,659$,

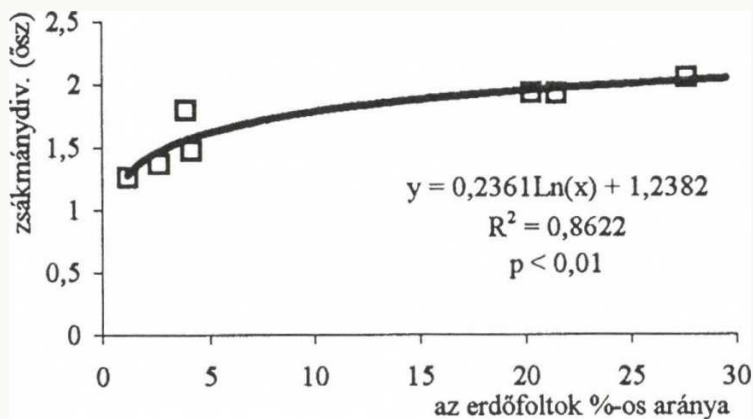


12. ábra. A *Sorex* sp. aránya a vízállásos gyepfoltok %-os arányának függvényében.

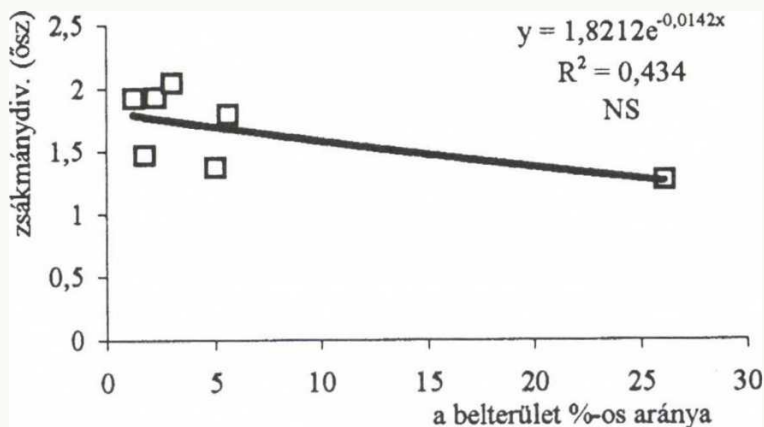
NS), mint a kertek esetében ($r = 0,625$, *NS*), de a mintaszámot tekintve az összefüggések egyike sem volt szignifikáns.

Következtetések

A zsákmányösszetétel mintaterületek közötti hasonlóságát a niche-átfedéssel értékeltük, amit nagyban meghatároz az elérhető zsákmánykészlet, valamint a



13. ábra. A fajdiverzitás összefüggése az erdőfoltok %-os arányával.



14. ábra. A fajdiverzitás összefüggése a belterület %-os arányával.

denzitásfüggő ragadozás. Ez főként gradációs években jelentős, mivel ilyenkor a nagy denzitású zsákmányfaj a legoptimálisabb préda a gyöngybagoly energiaigényének kielégítésére. Ezt az 1997-es köpetadatok elemzése is igazolta, amikor szezonális lebontásban vizsgáltuk meg a zsákmányösszetételt. A gyöngybagoly optimális prédafajának, a *Microtus arvalis*-nak a köpetekből kimutatható aránya egyre nagyobb lett az év során, ezzel párhuzamosan a zsákmánydiverzitás és a niche-szélesség csökkenését tapasztaltuk. Az őszi időszakban megjelenő zsákmánypreferencia lecsökkenti a köpetekből kimutatható kisémlősközösség diverzitását (Horváth & Jeney 1998), amit tehát ebben a vizsgálatban is tapasztaltunk. Ezek alapján a bagoly, mint ragadozó zsákmányszelekciója nem elhanyagolható tény a köpetminták elemzésekor (von Knorre 1973, Kalivoda 1984). A vadászterületek kisémlősközösségének összetételéről a ragadozó táplálékfogyasztási stratégiáján keresztül kapunk képet. Így az indirekt kimutatott kisémlősök előfordulása és a költőhelyek környékének foltösszetétele közötti viszony elemzésekor a denzitásfüggő ragadozást figyelembe kell venni.

A vadászterületek mozaikossága és az elemzett táplálék-összetétel alapján elvégzett klasszifikáció a dendrogramok szerint számos vadászterület hasonlóságot igazolta. A nagy foltátfedésnél néhány mintában kis niche-átfedés volt a jellemző, de sok esetben ennek fordítottját is tapasztaltuk, amit a niche-átfedés és a foltátfedés közötti regressziós vizsgálat megerősített. Ezeket az eredményeket meghatározza az is, hogy a gyöngybagoly számára nemcsak optimális prédafajok, hanem a vadászterületen optimális foltok is vannak és a területek mozaikosságának hasonlóságában a nem optimális foltok, pl. belterület, utak, zárt kertek stb. is szerepet játszanak. A foltok kapcsán azt is megvizsgáltuk, hogy egy-egy kitüntetett folt arányában hogyan változik a zsákmánydiverzitás. A fentebb is említett nem optimális foltok csökkentik a fajdiverzitást, ami leginkább a belterületek nagyobb arányánál jelentkezett. Ezek alapján tehát megállapítottuk, hogy az urbanizáltabb területek esetén kevésbé diverz kisémlősközösség mutatható ki a bagolyköpetekből. Fontos összefüggést kaptunk az erdőfoltok vonatkozásában, ahol a folttípus arányának növekedésével a fajdiverzitás telítődési függvény szerint változott. A folt méretének növekedésével a kerület kisebb arányban növekedik, viszont a gyöngybagoly számára ennél a foltnál a kerület, vagyis az erdő szegélyzőnája számít potenciális vadászterületnek, ahol az erdőlakó fajokat elejtve a zsákmánykészlete bővül. Az erdő területének növekedésével az elejthető fajok száma nem nő tovább, tehát egy bizonyos terület-kerület arányú erdőfoltnál már az összes vadászható erdei faj megjelenik a táplálékban. Az ennél nagyobb erdőfoltok a fajdiverzitást nem növelik tovább, a gyöngybagoly számára inkább az elkülönülő kisebb erdőfragmentumok lehetnek előnyösek, mert ez növeli a területhez viszonyított kerület arányát, így az erdőszegély területének nagyságát.

Azt a null-hipotézist, hogy a nagyobb foltdiverzitás nagyobb zsákmánydiverzitást jelent, a szezonális elemzésnél a regresszió-analízis nem igazolta. Természetesen egy-egy költőhely vonatkozásában, ahol pl. a belterület, vagy szántók összterülete nagy volt, ott kis foltdiverzitást kaptunk, amihez nagyobb niche-szélesség és nagyobb zsákmánydiverzitás párosult.

Az egyes foltok és a rájuk jellemző kisemlősfaj arányának összefüggés-vizsgálata is hozott eredményeket, de néhány esetben a kisebb számú mintavétel miatt túl kevés adattal tudtunk számolni. Vizsgálataink kimutatták, hogy a *Sorex* és a *Neomys* genusz fajainak táplálékban előforduló arányát meghatározza a vadászterületen belüli vizes élőhelyek nagysága. A *Crocidura* fajok esetében viszont a szárazabb, nyílt területekhez való hasonló viszonyt tapasztaltuk. A rágcsálók közül a mezőgazdasági területeket kedvelő *Mus spicilegus* esetében kaptuk a legtöbb elfogadható összefüggést a szezonális adatok tekintetében. Ugyanezek a területeken jellemző *Microtus arvalis*-nál csak az őszi mintában kaptunk szignifikáns összefüggést, ami valószínűleg az elemzett terület nagyságának növelésével egyértelműbbé válna.

A fenti eredmények arra engednek következtetni, hogy a különböző, eltérő nagyságú élőhelyfoltok meghatározzák az ott élő kisemlős-populációk lokális denzitását, az adott foltokra jellemző kisemlős nagyobb arányú megjelenése a gyöngybagoly táplálékában is tükröződik. Egy-egy ilyen nagyobb denzitású fajt jobban preferál, kialakulhat a denzitásfüggő predáció. Mivel a legtöbb kisemlősfaj, főként a rágcsálók generalisták, ezért több folttípusban előfordulnak.

Irodalomjegyzék

- Ács, A. (1985): *A bagolyköpet vizsgálatok alapjai*. – MME Zalai hcs. kiadv., Zalaegerszeg, 58 pp.
- Ceska, V. (1980): Untersuchungen zur Nahrungsverbrauch, Nahrungsnutzung und Energie-haushalt bei Eulen. – *J. Ornithol.* **121**: 186–199.
- Colvin, B. A. & McLean, E. B. (1986): Food habits and prey specificity of the common barn owl in Ohio. – *Ohio J. Science* **86**: 76–80.
- Csorba, G. & Pecsénye, K. (1997): A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer X. Emlősök és a genetikei sokféleség monitorozása. Magyar Természettudomány Múzeum, Budapest, 47 pp.
- Delattre, P., De Sousa, B., Fichet-Calvet, E., Quéré, J. P. & Giraudoux, P. (1999): Vole outbreaks in a landscape context: evidence from a six year study of *Microtus arvalis*. – *Landscape Ecology* **14**: 401–412.
- Demeter, A. (1995): *Morfometriai módszerek alkalmazása emlősök taxonómiai kutatásában*. – Kandidátusi értekezés, Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest 137 pp.
- Demeter, A., Rác, G. & Csorba, G. (1995): Identification of house mice (*Mus musculus*) and mound-building mice (*Mus spicilegus*) using distance and landmark data. – In: Marcus, L. F., Corti, M., Loy, A., Naylor, G. & Slice, D. E. (eds): *Advances in Morphometrics*. Plenum Press, New York, pp. 359–369.

- Dickman, C. R., Predavec, M. & Lynam, A. J. (1991): Differential predation of size and sex classes of mice by the barn owl, *Tyto alba*. – *Oikos* **62**: 67–76.
- Goszczynsky, J. (1976): Estimation on daily food ration of *T. alba* under natural condition. – *Polish Ecol. Studies* **2**: 95–102.
- Horváth, Gy. & Jeney, K. (1998): Adatok a kisémlősfauna indirekt monitorozó vizsgálatához egy gyöngybagoly (Tyto alba) három éves köpetvizsgálata alapján. – *Természetvédelmi Közlem.* **7**: 97–115.
- Kalivoda, B. (1994): A magyar bagoly-táplálkozásvizsgálati irodalom bibliográfiája és emlőstani elemzése. – Diplomadolgozat, ELTE-TTK, 168 pp.
- Kirkwood, J. K. (1979): The partition of food energy for existence in the kestrel *F. tinnunculus*, and the barn owl *Tyto alba*. – *Comp. Biochem. Physiol.* **63A**: 495–498.
- Knorre, D. von (1973): Jagdgebiet und taglicher Nahrungsbedarf der Schleiereule. – *Zool. Jahrb.* **100**: 301–320.
- Kozakiewicz, M. (1983): Environmental and ecological effects of artificial division of the population area. – In: Calhoun, J. B. (ed.): *Environment and population: problems of adaptation*. Praeger Publ., New York, pp. 22–23.
- Kozakiewicz, M., Gortat, T., Kozakiewicz, A. & Barkowska, M. (1999): Effects of habitat fragmentation on four rodent species in Polish farm landscape. – *Landscape Ecol.* **14**: 391–400.
- Krebs, C. J. (1989): *Ecological methodology*. – Harper and Row, New York, 654 pp.
- Levins, R. (1968): Toward an evolutionary theory of the niche. – “Evolution and Environment”. Yale University Press, New Haven.
- Roseberry, J. L. & Hao, Q. (1995): *Habitat Analysis and Modeling System. Version 1.0. User's guide and reference manual*. – Cooperative Wildlife Research Laboratory, Southern Illinois University at Carbondale, 35 pp.
- Schmidt, E. (1967): *Bagolyköpetvizsgálatok*. – A Madártani Intézet kiadványa, Budapest, 130 pp.
- Schmidt, E. (1973): Die Nahrung der Schleiereule in Europa. – *Zeitschr. Angew. Zool.* **60**: 43–70.
- Taylor, I. (1994): *Barn owls: predator-prey relationships and conservation*. – Cambridge Univ. Press, Cambridge, 273 pp.
- Tóthmérész, B. (1996): *NuCoSa: Programcsomag közösségi szintű botanikai, zoológiai és ökológiai vizsgálatokhoz*. – Scientia Kiadó, Budapest, 84 pp.
- Ujhelyi, P. (1994): *A magyarországi vadonélő emlősállatok határozója*. – Budapest, 189 pp.
- Wijnandts, H. (1984): Ecological energetics of the long-eared owl (*Asio otus*). – *Ardea* **72**: 1–92.

Small mammal community analysis from Barn owl *Tyto alba* pellets,
by patch analysis of hunting territories

Horváth, Gy., Molnár, D. & Nagy, T.

Department of Zootaxonomy and Synzology, University of Pécs
H-7624 Pécs, Ifjúság u. 6; E-mail: horvath@ttk.ptt.hu

The small mammal communities, as inferred from barn owl pellets in the churches of 10 villages in the south of Baranya county in 1997, were analysed based on the patch patterns of owl hunting territories. On the basis of aerial photographs, 14 patch types were differentiated, using which the patch diversities of the hunting ranges and the overlaps between individual areas were calculated. The classification on the basis of patch sizes and on the quantitative data of prey yielded similar re-

sults in each of the three analysed seasons. However, within the patterns of the various seasons there was no correlation found either between patch diversity and prey diversity or between patch diversity and niche-width, which findings did not confirm our null-hypothesis that richer patch composition ensures a greater diversity and greater niche width of prey composition. When habitat patch size and prey diversity were analysed, a logarithmic correlation was found between forest patch size and species diversity. Prey diversity in grassy patches with stagnant water was greater primarily in the summer.

Key words: small mammal communities, diversity, landscape ecology, pellet analysis, *Tyto alba*

Szárazföldi gerincesek fajvédelmi kezelési terveinek tartalmi elemei

Boldogh Sándor¹, Kovács András² és Szabó Balázs²

¹Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság

3758 Jósvalő, Tengerszem oldal 1; E-mail: info.anp@axelero.hu

²Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, 1121 Budapest, Költő u. 21

Összefoglaló: Fajvédelmi kezelési terveket azért készítenek, hogy ezekkel segítséget nyújtsanak a gyors döntésekhez, hogy tervezhetővé, szakmailag megalapozottá, kiszámíthatóvá és hatékonyá tegyék a fajokkal kapcsolatos védelmi programokat. A tervek tartalmukban a veszélyeztetett fajok megőrzéséhez szükséges munka lépéseit, a szükséges beavatkozások módszereit és a program időbeli ütemezését érintik, vagyis a tervszerű és hatékony természetvédelmi munkát alapozzák meg. A kidolgozás színvonala nagyon lényeges, mivel a tervektől alapvetően függ a program megvalósítása és a források felhasználásának hatékonysága. Jól használható kezelési tervek összeállítása nem egyszerű feladat, a lényegi szempontok kidolgozásának elhagyása és/vagy a jelentéktelen kérdések részletes tárgyalása, alapjaiban veszélyeztetik a gyakorlati megvalósítást. A rendelkezésre álló fajvédelmi kezelési tervek nagyon sokféle irányelv szerint készültek, így egy egységes készítési szempontrendszer összeállítása jelentősen segítené a tervek kidolgozását. A szerzők dolgozatukban az eddigi tapasztalatok alapján javaslatot tesznek a fajvédelmi kezelési tervek legfontosabb tartalmi elemeire, melyek révén egységesíthető a szárazföldi gerinces fajok megőrzését segítő fajvédelmi kezelési tervek készítése.

Kulcsszavak: fajvédelmi kezelési tervek, szárazföldi gerincesek, természetvédelem

Bevezetés

A természeti értékek megőrzéséért dolgozó döntéshozóknak – legyenek azok akár társadalmi szervezetben dolgozó aktivisták vagy hatóságok – a természeti értékek megőrzésének érdekében rendkívül gyors, szakmailag megalapozott és igen határozott válaszokat kell adni a természet védelmével kapcsolatos kérdésekre. A 21. században a természetvédelem nem működhet „ad hoc” jelleggel, mivel a bioszférakrízissel felszínre kerülő problémák sürgős megoldásának kényszere és a társadalom környezeti tudatossággal nem rendelkező része ezt már nem tűri el.

A tudományos eredmények megmutatták, hogy igazán eredményes természetmegőrzés csak az élővilág magasabb szerveződési szintjeire koncentrálva képzelhető el (Bartha *et al.* 1993, Vida 1995). A hierarchikus szerveződés miatt a magasabb organizációs szintek épsége minden esetben feltételezi az alacsonyabban lévők épségét, így a hatékony közösségi szintű védelem nemcsak eredményes faj-

megóvást eredményez, de egyben feltételezi is azt. A fajvédelem ezért nem idejétmúlt tevékenység, ehhez azonban nagyon sok speciális ismeretre és tervszerű beavatkozásra van szükség. Alapvetők a gyakorlati tapasztalatok, az elfogadott stratégiák, ellenkező esetben jelentős károkat okozhatnak a programokkal (Standovár & Primack 2001, Pechmann *et al.* 1991). A munkákat ezért kezelési tervekkel alapozzák meg, melyeket eddig természetvédelmi oltalom alatt álló területekre (pl. Horváth *et al.* 1998, Nagy *et al.* 1999, 2000), kiemelt jelentőségű élőhelytípusokra (Bartha 2001, Kelemen 1997, Keszthelyi *et al.* 1995), illetve általában feltűnő, a kipusztulás szélére sodródott vagy közkedveltségük miatt jól ismert fajokra készítették (pl. Emslie & Brooks 1999, Faragó 2000, Péchy *et al.* 1996, Santiapillai & Jackson 1990, Servheen *et al.* 1998, Tucker *et al.* 1994). Az élővilág általános elszegényedése miatt azonban egyre indokoltabb, hogy több más veszélyeztetett fajra vonatkozóan is készítsünk fajvédelmi kezelési terveket. Ezek a tervek azonban éppen azért, mert gyakorlati munkákat alapoznak meg, soha nem tökéletes alapos-sággal kidolgozott monográfiák, és nem az általánosságok szintjén megragadt ismeretterjesztő írások.

Fogalmi tisztázás

Egy adott terület, társadalmi csoport, vagy akár egy faj állományának helyzetével kapcsolatban nagyon sokféle kezelési tervet lehet készíteni (pl. turisztikai, szociális válságkezelési stb.), melyek mind egy-egy speciális tudományterület és problémakör szerint közelítik meg a kiválasztott objektumot. Ha természetmegőrzési szempontok alapján dolgozzuk ki a kezelési terveket, akkor természetvédelmi kezelési terveket készítünk, melyek élőhelyek, élőhelykomplexek esetében élőhely-fenntartási tervek (*habitat management plan*), egyes fajokra vonatkozóan pedig fajvédelmi tervek (*species action plan*) lehetnek.

Mivel a hazai természetvédelem szóhasználatában a *természetvédelmi kezelési terv* fogalom a védett területek megőrzésével kapcsolatban már nagyon régen bevezetésre került (ennek elkészítési kötelezettségét már jogszabály is előírja), így indokoltnak láttuk a fajok védelmére koncentráló nemzeti és regionális szintre kidolgozott védelmi terveket is kezelési tervnek nevezni. Az angolszász szakmai irodalomban használt megőrzési terv (*conservation plan*) és cselekvési terv (*action plan*) használata kevésbé honosodott meg, a *fajvédelmi terv* pedig nem hangsúlyozza eléggé az adott fajok megőrzéséhez kapcsolódó tennivalók gyakorlati-ságát. Véleményünk szerint ez utóbbi elnevezést sokkal inkább a nemzetközi – esetleg országos – szinten kidolgozott tervekre indokolt alkalmazni, melyek leginkább

csak az általános célkitűzések meghatározásáig jutnak el (pl. Crockford *et al.* 1995, McGowan *et al.* 1995).

A szakirodalom alapján a Nemzetközi Természetvédelmi Unió (IUCN), az RSPB (Royal Society for the Protection of Birds), az Európa Tanács (Council of Europe), illetve a WWF (World Wide Fund for Nature) készített eddig nagyobb számban ilyen fajvédelmi terveket. Ezek a munkák gyakran nem csupán egy-egy fajra (pl. Sillero-Zubiri & Macdonald 1997, Woodroffe *et al.* 1997), hanem fajcsoportokra vonatkoznak (pl. Mickleburgh *et al.* 1992, Foster-Turley *et al.* 1990). Nemzetközi szinten tárgyalják az adott fajok/fajcsoportok elterjedését, állományaik nagyságát, természetvédelmi helyzetüket és a legfontosabb veszélyeztető tényezőket, így a regionális programokhoz kapcsolódó ajánlásaik általánosak. Bár néhány fajvédelmi terv adott időszakra és célterületekre is meghatározza a feladatokat (pl. Eudey 1987, Storch 2000), az ellenőrzési pontok rögzítése és a program egyes lépéseinek végrehajtásáért felelős személyek meghatározása jócskán meghaladja e munkák kereteit.

Javaslat a fajvédelmi kezelési tervek tartalmi elemeire és felépítésére

Védett területek kezelési terveinek készítéséhez jól kidolgozott külföldi és hazai iránymutatások állnak rendelkezésre, melyek közül kiemelkedő jelentőségű az Eurosite Kezelési tervek Munkacsoportja által készített „Eurosite természetvédelmi kezelési formatervek” (alkalmazását lásd pl. Kelemen 1995a, b, Kelemen & Pál Szabó 1996), illetve ez alapján a Környezetvédelmi Minisztérium és a Természetvédelmi Hivatal által kidolgozott „Védett természeti területek kezelési (fenntartási, fejlesztési) terveinek egységesített formai és tartalmi követelményei” című munka (Anonymus 1995), valamint a természetvédelmi kezelési tervek készítésére, készítőjére és tartalmára vonatkozó szabályokról szóló 30/2001. (XII. 28.) KöM rendelet. A fajok hatékony védelmét megalapozó fajvédelmi kezelési tervek készítéséhez hazánkban eddig nem dolgoztak ki szempontrendszert. Európában leginkább az RSPB által összeállított iránymutatás terjedt el (RSPB 1991), mely inkább csak általánosabb fajvédelmi tervekhez nyújt segítséget (alkalmazása, pl. RSPB 1992).

Javaslatunk alapján – hasonlóan a területek megőrzését segítő kezelési tervekhez –, egy fajvédelmi kezelési terv is két fő egységből, vagyis a „fajvédelmi kezelési tervet megalapozó dokumentáció” és a megfelelően ütemezett lépésekre lebontott „munkaterv” című részekből épül fel. Az első rész segít megérteni és értelmezni a második részben leírt lépések indokoltságát és időbeli tervezését, ezért egy országos szintű fajvédelmi kezelési terv első része nem egy tudományos rész-

letességgel elkészített leírás, amely az adott faj tulajdonságainak legapróbb részleteit is tárgyalja (pl. morfológiai). Tartalmazza viszont mindazt az ismeretet, mely a faj hatékony védelméhez kapcsolódó stratégiák és módszerek bemutatását, illetve a megoldandó feladatok ütemezését érthetővé és megalapozottá teszi (pl. elterjedés, állományviszonyok, természetvédelmi státusz stb.). A fajvédelmi kezelési tervekkel kapcsolatban nagyon fontos elvárás, hogy azokat minden esetben konkrét időszakokra kell készíteni. Az eddigi gyakorlatnak megfelelően leginkább rövid (1–5 év) és középtávú (5–10 év) tervek készülnek.

A fajvédelmi kezelési terve javasolt felépítése

Bevezető

Minden faj esetében egy összefoglalót kell készíteni, mely a terv készítésének indokoltságát* (a faj természetvédelmi jelentőségét, védelmi helyzetét), a legfontosabb feladatokat és célkitűzéseket foglalja röviden össze. Ez a rész tartalmazhatja a terv készítésében közreműködők, támogatók nevét is.

1. A fajvédelmi kezelési tervet megalapozó dokumentáció

A megalapozó dokumentáció célja és feladata, hogy összegezze azokat az általános ismereteket, melyek az adott fajról rendelkezésünkre állnak, és nélkülözhetetlenek ahhoz, hogy szakmailag megalapozottan tervezzük a legfontosabb lépéseket. A megalapozó dokumentáció segítségével sokkal könnyebben megérthetőek és kijelölhetőek a kezelési terv második részében tett konkrét beavatkozási javaslatok és munkamódszerek. A megalapozó dokumentációnak nem kell túl részletezettnek lennie, az itt közölt ismereteknek csak a legszükségesebbekre kell szorítkozniuk. Mivel a fajvédelmi terveket nemcsak gyakorlati szakemberek forgatják, így a fajvédelmi kezelési tervet megalapozó dokumentációnak kiemelkedő jelentősége van a döntéshozók és a támogatást nyújtók tájékoztatása szempontjából. A felsorolt pontok természetesen az adott fajról rendelkezésre álló ismeretek függvényében összevonhatóak, illetve szükség esetén tovább részletezhetőek.

* A mellékletben javaslatot teszünk a kezelési tervek készítésével legjobban segíthető gerincek körére.

1.1. Általános információk

1.1.1. *Taxonómia.* Mindenképpen általánosan elfogadott referenciák alapján kell ismertetni (pl. madarak esetében a Voous-féle névjegyzék (Voous 1977), emlősnél Wilson & Reeder (1993) munkája alapján). A tudományos nevek írásmódjának tekintetében az International Code of Zoological Nomenclature (ICZN 1985) lehet irányadó.

1.1.2. *A faj elterjedése.* Alapvető információ az elterjedés bemutatása, mivel teljesen más elbírálás alá esnek a szűk elterjedésű, endemikus stb. fajok, mint a kozmopoliták.

1.1.3. A faj biológiája.

1.1.3.1. Szaporodásbiológia. Rendkívül fontos információ az élőhelyek megőrzéséhez, a javasolt „kezelések” időbeli ütemezésének tervezéséhez és a módszerek kiválasztásához. Ebben a részben be kell mutatni a kiválasztott faj szaporodóhelyekkel kapcsolatos igényeit, valamint a szaporodással kapcsolatos szokásait (pl. revírfoglalási, párzási, fészeképítési, fiókanevelési stb.).

1.1.3.2. Táplálkozás. Rendkívül fontos információ az élőhelyek megőrzéséhez, a javasolt „kezelések” időbeli és térbeli ütemezéséhez. Néhány faj esetében (pl. baglyok) jelentősége lehet kapcsolt kutatási programok tervezése szempontjából is (pl. NBmR programjai*)

1.1.3.3. Vonulás, vándorlás. Vonuló fajok esetében van kiemelt jelentősége, mivel az állományok csak a vonulási útvonalakba eső táplálkozóterületek, éjszakázóhelyek stb. megőrzésével biztosíthatóak. Bizonyos élőhely-rekonstrukciós munkák csak a szaporodási időszakon túl végezhetőek el, így minden faj esetében indokolt a részletesebb bemutatás.

1.1.4. Állománynagyság

1.1.4.1. Az elterjedési terület állományai, az állományváltozás tendenciái

Számos faj esetében nem rendelkezünk még közelítő adatokkal sem a világalállományt illetően, bár az állományok nagyságáról egyre konkrétabb ismeretek születnek a kutatások eredményeként. A hazai állomány értékelését csak a nemzetközi adatok ismeretében lehet elfogadható módon elvégezni, így nagy fontosságú ennek a résznek a kidolgozása. Előfordulhat, hogy egy faj állománya nemzetközi szinten teljesen eltérő tendenciát mutat, mint azt a hazai állomány esetében megfigyelhetjük, de jelentősége lehet a különböző területeken megfigyelhető változások eltérő sebességének is.

* Pl. a Magyar Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer 3. projekt: „Az élővilág állapotváltozásának tájszintű monitorozása bagolyköpet-vizsgálatok alapján”.

1.1.4.2. A hazai állomány nagysága, az állományváltozás tendenciái

Hazánkban a több éves felmérési munkák eredményei alapján viszonylag pontos adatokkal rendelkezünk a madarakat illetően (pl. Magyar *et al.* 1998, Haraszthy 1998, Horváth *et al.* 1999), de más csoportok esetében is történtek kísérletek (Báldi *et al.* 1995, Dobrosi 2000). A jobb áttekinthetősége érdekében UTM-hálóval ellátott térképen kell megjeleníteni a rendelkezésre álló adatokat. Mivel egy országos fajvédelmi tervnek nem feladata az előfordulások részletes taglalása, a 10 km × 10 km vagy az 5 km × 5 km-es UTM-háló alkalmazása a megfelelő. Több faj esetében előfordulhat (pl. haragos sikló, csíkosfejű nádiposzáta, északi pocok stb.), hogy a hazai állomány csak az ország kis területén, viszonylag szűk elterjedésben fordul elő. Ebben az esetben célravezetőbb – és szemléletesebb – a 2,5 km × 2,5 km-es háló. Az állományfelmérési adatok felhasználásakor figyelembe kell venni, hogy az egyes évek reprodukciós sikerei között óriási különbségek lehetnek. Előfordulhat, hogy a legjobb évek állomány nagysága többszöröse a gyenge évekének, így egyes faj állományának nagysága – és természetvédelmi megítélése – legalább 5 évig tartó, az ország 75%-ára kiterjedő felmérések alapján becsülhető meg elfogadható szinten. Néhány veszélyeztetett faj esetében a nagy publicitást kapó terveknel szükséges lehet a lelőhelyek egy részének elhallgatása az állományok biztonsága érdekében. A létszámváltozás sebességének, irányának bemutatása nem csupán a legfontosabb feladatok meghatározásához fontos, hanem a régebbi természetvédelmi beavatkozások eredményességére is következtetni lehet belőlük.

1.1.5. Természetvédelmi helyzet. A fajok természetvédelmi helyzetének pontos meghatározása nem egyszerű feladat a hazai és a világállomány, illetve a legfontosabb veszélyeztető tényezők alapos ismerete nélkül. Hazánkban jogszabály állapítja meg a hazai védett fajok körét (lásd 13/2001. (V. 9.) KöM rendelet), és több szakirodalom is részletesen taglalja a jelentős fajok természetvédelmi helyzetét (pl. Báldi *et al.* 1995, Rakonczay 1990). A nemzetközi szintű minősítésre is több lista áll rendelkezésre (IUCN 1990, Groombridge 1993, Tucker & Heath 1994). A listákat nem egy esetben kritikusan kell kezelni, mivel számos nemzetközi egyezmény és jogszabály (pl. az Európai Közösség irányelvei (79/409/EGK, 92/43/EGK)) több ország állományára (alkalmanként nagyon eltérő természetföldrajzi adottságú területekre vonatkozóan) állítanak fel veszélyeztetettségi kategóriákat. A listák megállapításai szerint nem szabad egy adott fajt csak azért különösen veszélyeztetettnek minősíteni, mert az szerepel például a Madárvédelmi Irányelv adott függelékében. A fajvédelmi kezelési tervben ettől függetlenül minden esetben fel kell tüntetni az adott faj hazai és nemzetközi jelentőségét, a hazai és a nemzetközi egyezmények általi védettségét.

1.1.6. Hagyományok, kulturális háttér. Olyan fajok esetében lehet jelentősége ennek a résznek (pl. kerecsen, baglyok), melyekhez hagyományok és előítéletek kötődnek. A szokások, a rossz „beidegződések” bemutatása fontos lehet a stratégiák kidolgozásához, illetve a feladatok meghatározásához (pl. az előítéletek alaptalanságának bemutatása).

1.1.7. Tudományos jellemzők.

1.1.7.1. Kutatás, kutatottság. Nagyon fontos annak megállapítása, hogy egy faj hazai állománya mennyire ismert, illetve hogy az élőhelyi igények és a veszélyeztető tényezők milyen alaposan feltártak. A kutatási területek (referenciaterületek, monitorozandó populáció stb.), a legalkalmasabb és leginkább elfogadható kutatási módszerek, valamint a kutatási feladatok kijelölése és megállapítása nagyon fontos részét képezik a terveknek. Az eddigi eredmények és ismeretek összefoglalása ezért alapvető része a megalapozó dokumentációnak.

1.1.7.2. Adatbázisok. Egy adott faj kezelési tervének kidolgozásához komoly háttérrel nyújtanak a meglévő adatbázisok. A fajvédelmi tervnek nem kell, hogy része legyen – nem is lehet – konkrét előfordulási, viselkedésokológiai adatok bemutatása, de alapvető, hogy ezeknek az adatbázisoknak a lelőhelye, elérhetősége, valamint az adatbázis szerkezete bemutatásra kerüljön. Az adatok nemcsak magánszemélyeknél gyűlnek, hanem egyre gyakrabban kutatóintézetekben, állami természetvédelmi szerveknél, illetve társadalmi szervezeteknél is megtalálhatóak. Ezek elérhetőségének ismertetése nem csupán a faj megőrzése szempontjából alapvető, de a kutatási programokhoz is komoly segítséget nyújt.

1.1.8. Fotóanyag. Kitüntetett jelentősége a különleges élőhelyi adottságokhoz (pl. egy adott szukcessziós állapothoz) kötődő fajok esetében van. A legfontosabb élő- és szaporodóhelyek hosszú időszakot felölelő fotódokumentációja felbecsülhetetlen jelentőségű. Mivel ezek a dokumentumok általában magánszemélyekhez, illetve 1–2 kutatóintézethez kötődnek, hasznos lehet ezek összegyűjtése, elérhetőségük nyilvántartása.

1.2. Célkitűzések meghatározása

1.2.1. Veszélyeztető tényezők. A célkitűzések meghatározásához és a feladatok reális tervezéséhez nagyon fontos a károsító hatások összegyűjtése. Mivel ezek a folyamatok, hatások stb. nagyon változatosak lehetnek, érdemes külön-külön tárgyalni őket (1. példa).

1.2.2. A régebbi és jelenlegi programok és beavatkozások tapasztalatai. Előfordulhat, hogy annak a fajnak a megőrzése érdekében, melyre a tervet készítjük, már működtettek fajvédelmi programokat. Ebben az esetben kiemelt jelentőségű a régebbi programok bemutatása és a tapasztalatok összegzése (Faragó 2000, Szitta

1. példa.

a) Közvetlen hatást gyakorló természetes folyamatok	pl. tájidegen növényfajok megtelepedése (külső vagy belső propagulumforrásból)
b) Közvetett hatást gyakorló természetes folyamatok	pl. vadlétszám-növekedés, szukcesszió
c) Közvetlen hatást gyakorló mesterséges folyamatok	pl. erdőgazdálkodás, vadgazdálkodási tevékenység, közlekedés és infrastruktúra fejlesztése, a helyi emberek tájékoztatatlansága, s az ebből következő kártétel, ill. tudatos kártétel

2000). A régebbi programok minden bizonnyal számos pozitív és negatív tapasztalatot eredményeztek, melyek felhasználása nagyban segítheti a célkitűzések, a stratégiák és a feladatok meghatározását.

1.2.3. Ideális természetvédelmi célkitűzések meghatározása. Ebben a részben kerül sorra a terv egyik legfontosabb megalapozó részének a kidolgozására. Az eddig készült faj- és élőhelyvédelmi kezelési tervek közül többnek hibája, hogy a készítőik úgy foglalkoznak ezzel a résszel, hogy nem veszik figyelembe a terv érvényességének időtartamát. Az óriási szakmai tapasztalat ellenére hiányzik az alaposan átgondolt, kellően részletezett célkitűzések meghatározása, így a terv nem szolgálhatja hatékonyan a faj megőrzését. A megalapozott pénzügyi tervekhez és a munkák időbeli ütemezéséhez az általános célok meghatározása (pl. a faj megőrzése az utókor számára, stb.) nem elegendő! A tényleges kezelési feladatok csak az itt megfogalmazott célkitűzések alapján határozhatóak meg, így ennek a munkarésznek alaposan elő- és elkészítettnek kell lennie. Reális tervek csak konkrét időszakaszra vonatkozhatnak, így a feladatok fontossága alapján különbséget kell tenni az elsődleges, a másodlagos és a harmadlagos célkitűzések között (2. példa). Indokolt az élőhely védelmére és közvetlenül a faj megőrzésére tervezett intézkedéseket elkülöníteni.

2. példa.**a. Fajvédelmi célkitűzések****Elsődleges célkitűzések:**

A faj fokozottan védetté nyilvánításának előkészítése az országos felmérési eredmények figyelembevételével.

Az ismert fészkek környékén található közép feszültségű vezetékek szigetelése.

Másodlagos célkitűzések:

A faj megőrzése szempontjából központi jelentőségű populációk kijelölése, és hosszú távú állomány szerkezeti kutatási programok elindítása.

Harmadlagos célkitűzések:

Fajvédelmi bemutatóhely kialakítása.

b. Élőhelyvédelmi célkitűzések**Elsődleges célkitűzések:**

A legfontosabb élő- és szaporodóhelyek kijelölése és a nem védettek védetté nyilvánítása, majd nemzetközi kötelezettségek szerinti minősítése (pl. Natura 2000, Nemzeti Ökológiai Hálózat).

Az élőhelyek degradációját okozó invázív növényfajok állományainak visszaszorítása (egy időben kísérleti kvadrátok kijelölése, vegyszeres kísérletek megkezdése, illetve a konkrét védekezési munka elindítása).

Az élőhelyek hulladékmentesítése.

Kísérleti, kompenzációs alapon működő természetvédelmi területkezelési-rendszer elindítása legalább 2 területen (kb. 1000 hektár) (teszt-területek).

Forgalmas túraútvonalak (pl. Országos Kéktúra) elvezetése a kulcsállományok élőhelyéről.

Másodlagos célkitűzések:

Tájjidegen fajokból álló erdőállományok min. 25%-ának cseréje (fafajcserés átalakítások tervezése, ütemezése, kivitelezése) a leginkább "fertőzött" területeken.

A védett területek külső határainak, valamint a védett területek védőzóna határának egyértelmű terepi azonosítása és rendszeres karbantartása.

Harmadlagos célkitűzések:

A legjelentősebb élő- és szaporodóhelyek szakemberek, illetve a kevésbé jelentős területek laikusok (kirándulók, iskolák) számára való – szervezett, az illetékes természetvédelmi hatóság által felügyelt – bemutatása, a területen végzett természetvédelmi munka feladatainak, helyzetének rendszeres ismertetése.

1.2.4. Veszélyforrások és az ideális célkitűzéseket korlátozó tényezők

A faj- és élőhelyvédelem hatékonyságát biztosító jogszabályi háttér többé-kevésbé rendelkezésre áll hazánkban, korlátot jelenthet viszont, ha nincs megfelelő minőségű és mennyiségű eszköz, hiányzik a szakmai és a társadalmi bázis, korlátozottak az anyagi források és elégtelen a jogszabályok érvényesítésének hatékonysága. Az adott faj védelmével kapcsolatos tevékenységekhez nagyon különbözően viszonyulnak a különböző érdekcsoportok, hozzáállásukat elemezni és értékelni kell (Faragó 2000). Előfordulhat, hogy a védelmi beavatkozások ellenérdekeltté tesznek néhány csoportot, ami újabb veszélyforrások kialakulását eredményezheti. A fajvédelmi kezelési terv ideális célkitűzéseinek elérési esélye a fenti szempontok alapján mindenképpen csökken, így a korlátozó és károsító tényezők összegyűjtése és elemzése rendkívül fontos. Az elemzés során legalább az alábbi szempontok figyelembevételével érdemes megvizsgálni a korlátozó tényezők hatását: (1) melyek az ideális célkitűzést korlátozó tényezők? (2) Lehetséges-e a korlátozó tényezők megszüntetése? (3) Mi a célkitűzés elérésének ára gazdasági és társadalmi értelemben? (4) A célkitűzés elérése milyen hatást gyakorol más célkitűzések megvalósítására? (5) Hogyan befolyásolja a szervezetről kialakult képet a célkitűzés elérése, vagy el nem érése? (6) Az egyes érdekcsoportok hozzáállásának értékelése (3. példa).

3. példa. Példa a harmadlagos fajvédelmi célkitűzések példa 1. pontja alapján: Fajvédelmi bemutatóhely kialakítása.

1. Melyek a korlátozó tényezők?
 - a) Hiányos felmérési munka
 - b) Vadászati lobby
2. Lehetséges-e a korlátozó tényezők megszüntetése?
 - a) Igen: pénzügyi eszközökkel biztosított felmérési munka.
 - b) Igen: erősebb természetvédelmi lobby, jogi szabályozás.
3. Mi a célkitűzés elérésének ára gazdasági és társadalmi értelemben?
 - a) Komolyabb gazdasági és társadalmi vonatkozások nincsenek.
 - b) Csekély értékű gazdasági és társadalmi vonatkozások vannak.
4. A célkitűzés elérése milyen hatást gyakorol más célkitűzések megvalósítására?
 - a) Kedvező, mert javítja a terület zavartalanságának mértékét.
 - b) Kedvező, mert növeli az ismeretterjesztés hatékonyságát, a program publicitását.
5. Hogyan befolyásolja a természetvédelemről (kezelőről) kialakult képet a célkitűzés elérése/el nemérése?
 A célkitűzés megvalósításának sikeressége meghatározóan befolyásolja a szervezetről kialakult képet.
6. Érdekcsoportok hozzáállásának értékelése:
 - a) Egyes mezőgazdasági termelők a kompenzáció miatt érdekeltté tehetők.
 - b) Az ökoturizmus növekedése miatt a helyi lakosok bevételei növekednek, így érdekeltté válnak.
 - c) A hasznosítható vadászterület csökkenése miatt a helyi vadásztársaság ellenérdekelte.

1.2.5. Stratégiák és feladatok meghatározása. A fajok megőrzésével kapcsolatos természetvédelmi stratégiák kiválasztása minden esetben fajfüggő, de egészen más stratégiát kell követni még ugyanazon faj esetében is, ha a legfontosabb állományok élőhelyét védett, vagy nem védett területen kívánjuk megővni. Több faj esetében szintén elkerülhetetlen a táplálékállatok, gazdafajok stb. közvetlen védelmének megtervezése, mely akár azonos nagyságú munka lehet a kezelési tervben feldolgozott faj állományának megőrzési munkáival. A fajvédelmi kezelési terveket is általában az erdő- és vadgazdálkodási, a mezőgazdasági és infrastruktúra-fejlesztési, illetve a természet- és környezetvédelmi tevékenységek szabályozásán keresztül kell realizálni, de számos ponton kapcsolódhat finanszírozástechnikai kérdés és szabályozás is (pl. kompenzációs lehetőségek, támogatások) (4. példa). A természetvédelmi beavatkozások stratégiai tervezését legalább az alábbi szempontok szerint kell részletezni: (1) fajvédelmi beavatkozások, (2) élőhelyek kezelése, fenntartása (terület és földhasználat), (3) „partnerfajok” védelme (interspecifikus kapcsolatok), (4) kutatás, vizsgálatok, (5) szükséges természetvédelmi infrastruktúra, (6) társadalmi tudatosság növelése: látogatás, oktatás és szemléletformálás, bemutatás, (7) ellenőrzés és felülvizsgálat.

4. példa.

Mezőgazdálkodásra vonatkozó kezelési előírások és szempontok:

- pl. csak augusztus 1. utáni kaszálás lehetséges

Erdőgazdálkodásra vonatkozó előírások:

- pl. a fészkelőhely 250 m-es körzetében mindennemű erdőgazdálkodási beavatkozás tilos
- pl. a tájidegen fajokkal (akác, fekete dió, vörös tölgy, vörösfenyő, lucfenyő, feketefenyő, erdeifenyő) elegyes erdőrészek esetében valamennyi őshonos fafajú faegyedet kímélni kell, a nevelővágásokat a tájidegen fajok rovására kell elvégezni

Vadgazdálkodásra vonatkozó kezelési előírások:

- pl. vadászati létesítmény a szaporodóhelytől mért 500 méteren belül nem helyezhető el

Vízgazdálkodást érintő kezelési előírások:

- pl. a faj megőrzése érdekében a legfontosabb állományok élőhelyén a vízfolyások vízrendezési, mederrendezési munkálatait csak rendkívül indokolt esetben lehet elvégezni

Építési tevékenységet érintő kezelési előírások:

- pl. a madarak által lakott épületek ablakait az átépítést követően is szabadon kell hagyni

Turizmust érintő kezelési előírások:

- pl. a turisták, kirándulók tájékoztatására a legfontosabb élőhelyek közelében (a nem rezervátum-elv szerint működtetettéknél) ismertető táblát kell felállítani

Ipari és bányászati tevékenységeket érintő kezelési előírások:

- pl. a kitermelést fészkelési időszak alatt (május 1. és augusztus 15. között) szüneteltetni kell

Külön feladatot jelent a végrehajtás ellenőrzése és felülvizsgálata, melynek minden esetben előre meghatározott lépések (módszerek) szerint kell történnie.

1.3. Bibliográfia

A fajvédelmi kezelési terv megalapozó dokumentációja nem lehet túlrésztelített, így érdemes minden olyan irodalmi forrást megadni, amely segítséget nyújthat a terv használóinak az alaposabb ismeretek megszerzésében.

2. Éves munkaterv

Ez a rész teljesen önálló egységet képezve úgy állapítja meg a konkrét feladatokat, hogy ezekhez konkrét időpontokat kapcsol. Szerkezete a gyakorlati célkitűzéseknek megfelelően a természetvédelmi stratégiák, valamint a kezelési feladatok és előírások szerint tagolt. A jó munkaterv különbséget tesz kötelező, elvégzendő és elvégezhető feladatok között, így minimum, optimum és maximum tervek lehet készíteni.

Létfontosságú és kötelező feladatok			
Lehetőség szerint elvégzendő feladatok			
Elvégezhető feladatok			

A terv folyamatos szakmai ellenőrzése és felülvizsgálata alapvető a további beavatkozások tervezéséhez. Minden esetben fontos, hogy a fajvédelmi kezelési tervben rögzítsük a lépések végrehajtásáért felelős nevét (szervezet, személy stb.), mivel csak így lesz „gazdája” a tervben foglalt feladatoknak. Az ellenőrzést és a felülvizsgálat időpontját konkrétan meg kell nevezni, mely minden esetben meg kell, hogy előzze az új fajvédelmi kezelési terv életbe lépésének időpontját! Az éves munkaterveket a több évre készített fajvédelmi terv célkitűzései szerint, az előző évi eredmények és tapasztalatok alapján kell összeállítani. A feladatok végrehajtását az éves terv szerint kell végezni. Nagyon fontos, hogy valamennyi esemény (kezelési tevékenység, elvégzett feladat) dokumentálásra kerüljön (írásos és fotó) (Standovár & Primack 2001). A programok finanszírozása a jelenleg érvényben lévő pályázati rendszerek működése miatt nagyon nehezen tervezhető. Rendelkezésre álló források esetén ezért a fontos feladatokat – ha azok nem ütköznek más jelentős feladatokkal – azonnal el kell végezni.

Ez a munkarész már nem hivatott magyarázni az időbeli ütemezést és a módszertani kérdéseket, így akkor a leginkább áttekinthető, ha táblázatos formában összegezzük a feladatokat a végrehajtásukra kijelölt időszakok megadásával (5. példa).

5. példa: 2003. évi feladatok.

A szakmailag megalapozott védelem feltételeinek megteremtése											
I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.

A faj védelmével kapcsolatos ügyeket szervező, koordináló, operatív csoport létrehozása (természetvédelmi kezelő, hatóság, kutatóhelyek és a társadalmi szervezetek képviselői). A csoport gondoskodik a szakmai szervezésről (a koordinálásról, a rekonstrukciós beavatkozásokkal kapcsolatos szervezésről, az adatfeldolgozásról és a kiegészítő forrásteremtésről).

Eredmény: A fajvédelemmel kapcsolatos ügyekért felelős szakmai csoport megalakulása, az elkövetkező 5 évre szóló feladatok és a felelősök meghatározása.

Felelős: X.Y.

Határidő: 2003.05.15.

Műfészkek, fészkalapok kihelyezése a „Padlucsony” területén											
I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.

A fészkelési lehetőségek bővítésére 40 darab fészkalapot, illetve műfészket kell kihelyezni. A kihelyezésekről előzetesen tájékoztatni kell a vízügyi szakembereket és a halászati vállalkozót.

Eredmény: egyeztetés és engedélyek, növekvő költségállomány.

Felelős: L. Zs. és Sz. F.

Határidő: 2003.05.01.

Utak felszámolása a „Bóni” területén											
I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.

Meg kell szüntetni a területen áthaladó gépjárművel járható indokolatlan földutak használatát, csak a gyalogos közlekedési lehetőséget szükséges biztosítani.

Eredmény: A fészkelőhely zavarásának csökkenése.

Felelős: L. Zs. és Sz. F.

Határidő: 2003.12.31.

Barna-túra elterelése											
I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.

A Barna-túra útvonal módosítása olyan módon, hogy az „Iczeg”-i állomány költőterületét elkerülje. Előkészítés, egyeztetés, megvalósítás.

Eredmény: A legfontosabb szaporodóhelyek zavarásának további csökkenése.

Felelős: G. T.

Határidő: 2003.12.31.

Vízgyűjtők bővítése											
I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.

Árok és átereszt megépítése a 2331. sz. úton a 4+234 – 4+237 km szelvények között a nagyobb lefolyás biztosítására.

Eredmény: A „Poronya” vízellátásának javulása, a fészkelési lehetőségek bővülése.

Felelős: R. F.

Határidő: 2003.10.31.

Dokumentálás, értékelés											
I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.

A monitoring vizsgálatok és egyéb kutatások, felmérések, beavatkozások dokumentálása és értékelése. Az eredmények és adatok átadása írásos és digitális formátumban a kezelő számára.

Eredmény: Részletes dokumentáció.

Felelős: D. R.

Határidő: folyamatos

Eredményeink bemutatása nemzetközi konferencián											
I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.

Eredmény: további támogatók szerzése, szakmai kontroll.

Felelős: T. L.

Határidő: 2003.10.30.

2004. részletes tervének elkészítése, 2003. értékelése, a terv felülvizsgálata											
I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.

Az év tapasztalatai alapján a következő évi részletes munkaterv meghatározása.

Eredmény: Munkaterv 2004-re.

Felelős: D. R.

Határidő: 2003.12.15.

Mellékletek

A fajvédelmi kezelési tervek elválaszthatatlan részét képezik a mellékletek, melyben a módszerek és a konkrét beavatkozások megértését segítő fényképek, térképek, szakértői címjegyzékek, hatósági állásfoglalások stb. lehetnek összegyűjtve.

Összefoglalás

Egy megfelelő fajvédelmi kezelési tervhez nagyon hosszú előkészítő munka szükséges. A tervek összeállításakor már pontos állományadatokkal (nagyság, területi eloszlás stb.), a veszélyeztető tényezők alapos ismeretével és kidolgozott – és természetesen letesztelt – védelmi módszerekkel kell rendelkezünk (Farágó 2000, Gilpin & Soule 1986). A jó terv így alapja a szakmai munkának, de nemcsak ezt a célt szolgálja. A fajok természetvédelmi jelentőségének bemutatásával, a gyakorlati célkitűzések ismertetésével, nagyon sok segítséget nyújthat a faj védelméhez szükséges források előteremtéséhez is, mivel a megőrzés érdekében szükséges korlátozások, beavatkozások és kutatási feladatok a megalapozó dokumentáció segítségével a nem szakemberek számára is érthetővé válnak. A védelmi programok hatékonysága szempontjából alapvető, hogy a tervekben kidolgozott időbeli ütemezések miatt a munkaszakaszok sokkal ellenőrizhetőbbek lesznek. Ettől viszont kiszámíthatóvá válik a finanszírozás, illetve az időzített felülvizsgálatok alapján a teljes program eredményességének és hatékonyságának meghatározása. A kezelési tervek összeállításához kapcsolódó szempontok nagyon fontosak, ezek megfelelő kiválasztásával az egész beavatkozás sikerét alapozhatjuk meg.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk a kézirattal kapcsolatban tett hasznos tanácsaiért dr. Kalotás Zsoltnak és Szilvácsku Zsoltnak. Külön köszönet illeti Nagy Dezsőt, Szmorad Ferencet, Barati Sándort és Hudák Katalint, akik a Keleméri Mohos-tavak természetvédelmi kezelési tervének elkészítésével megalapozták ezt a dolgot. A munka elkészítését az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság tette lehetővé.

Irodalomjegyzék

- A környezetvédelmi miniszter 30/2001. (XII. 28.) KöM rendelete a természetvédelmi kezelési tervek készítésére, készítőjére és tartalmára vonatkozó szabályokról.
Anonymus (1995): Védett természeti területek kezelési (fenntartási, fejlesztési) terveinek egységesített formai és tartalmi követelményei. – KöM, Természetvédelmi Hivatal, Budapest. (kézirat)

- Báldi, A., Csorba, G. & Korsós, Z. (1995): *Magyarország szárazföldi gerincseinek természetvédelmi szempontú értékelési rendszere*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, 59 pp.
- Bartha, D. (ed.) (2001): A természetszerű erdők kezelése. – A KÖM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 7, Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- Bartha, S., Csapody, I., Dános, B., Fekete, G., Gallé, L., Holly, L., Horváth, F., Jenser, G., Kereszty, Z., Kovács, Gy., Németh, F., Papp, L., Simon, T., Surányi, D., Szabó, T. A., Szócs, Z., & Varga, Z. (1993): Nemzeti biodiverzitás-megőrzési stratégia. – *Magyar Tudomány* 8: 983–1010.
- Crockford, N., Green, R., Rocamora, G., Schaffer, N., Stowe, T. & Williams, G. (1995): *Action Plan for the Corncrake (Crex crex) in Europe*. – Seminar for the Presentation of European Wildlife and Natural Habitats, Council of Europe, 55 pp.
- Dobrosi, D. (2000): *A denevérvédelem Magyarországon*. – In: Faragó, S. (ed.): Gerinces állatfajok védelme. Nyugat-Magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, Sopron, pp. 251–269.
- Emslie, R. & Brooks, M. (1999): *African Rhino: status survey and action plan*. – IUCN/SSC African Rhino Specialist Group.
- Eudey, A. A. (ed.) (1987): *Action plan for Asian primate conservation: 1987–1991*. – IUCN/SSC Primate Specialist Group, 65 pp.
- Faragó, S. (2000): A tűzok (*Otis tarda*) védelme Magyarországon. – In: Faragó, S. (ed.): Gerinces állatfajok védelme. Nyugat-Magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, Sopron, pp. 223–249.
- Foster-Turley, P., Macdonald, S. & Mason, C. (1990): *Otters: an action plan for their conservation*. – IUCN/SSC Otter Specialist Group, 126 pp.
- Gilpin, M. E. & Soulé, M. E. (1986): *Minimum viable population: processes of species extinction*. – In: Soulé, M. E. (ed.): *Conservation biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer associates, Sunderland, MA, pp. 19–34.
- Groombridge, B. (ed.) (1993): *1994 IUCN red list of threatened animals*. – IUCN, Gland, Switzerland.
- Haraszthy, L. (1998): *Magyarország madarai*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, 441 pp.
- Horváth, R., Boldogh, S. & Varga, Zs. (1999): *Az Aggteleki karsztvidék madárvilága*. – Karszt Természetvédelmi Egyesület, Szögliget, 128 pp.
- Horváth, R., Kovács, K. & Ujvárosy, A. (1998): Az Aggteleki Nemzeti Park felszíni természetvédelmi kezelési koncepciója. – Karszt Természetvédelmi Egyesület & Tiszta Forrás Természet- és Környezetvédelmi Egyesület, Szögliget & Jósvalő, 47 pp.
- ICZN (International Commission on Zoological Nomenclature) (1985): *International Code of Zoological Nomenclature*. 3rd ed. University of California Press, Berkeley & Los Angeles, 338 pp.
- IUCN (1990): *The IUCN red data book*. – IUCN, Gland, Switzerland.
- Kelemen, J. (1995a): *Management plan for Buckroneý Dunes Co. Wicklow*. – Wicklow Mountains National Park. (manuscript)
- Kelemen, J. (1995b): *Provisional management plan for "The Murrough" county Wicklow*. – Wicklow Mountains National Park. (manuscript)
- Kelemen, J. (ed.) (1997): *Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez*. – A KTM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 4, Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- Kelemen, J. & Pál Szabó, F. (1996): *A Kiskunsági Nemzeti Park Fülöpházi homokbuckák területének természetvédelmi kezelési terve*. – Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság, Kecskemét. (kézirat)
- Keszthelyi, I., Csapody, I. & Halupa, L. (1995): *Irányelvek a természetvédelem alatt álló erdők kezelésére*. – A KTM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 3, Budapest.
- Magyar, G., Hadarics, T., Waliczky, Z., Schmidt, A., Nagy, T. & Bankovics, A. (1998): *Nomenclator avium Hungariae. Magyarország madarainak névjegyzéke*. – Madártani Intézet & MME & WinterFair, Budapest & Szeged, 202 pp.
- McGowan, P. J. K., Dowell, S. D., Carroll, J. P. & Aebischer, N. J. (1995): *Status surveys and conservation action plan 1995–1999 (WPA/BirdLife/SSC Partridge Quail and Francolin Specialist*

- Group): *Partridges, quails, francolins, snowcocks and guineafowl*. – IUCN & World Pheasant Association, Gland, Switzerland, p. 101.
- Mickleburgh, S., Hutson, A. M. & Racey, P. A. (1992): *Old World fruit bats: an action plan for their conservation*. – IUCN/SSC Chiroptera Specialist Group, 252 pp.
- Nagy, D., Hudák, K., Barati, S., Szmorad, F. & Boldogh, S. (1999): *A Keleméri Mohos-tavak TT. természetvédelmi kezelési terve (2000–2004)*. – Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvald. (kézirat)
- Nagy, D., Szmorad, F., Hudák, K., Barati, S. & Boldogh, S. (2000): *A Keleméri Mohos-tavak TT. természetvédelmi kezelési terve*. – In: Szurdoki, E. (ed.): *Tözegmohás élőhelyek Magyarországon: kutatás, kezelés, védelem*. CEEWEB, Miskolc, Budapest, pp. 141–152.
- Pechmann, J. H. K., Scott, D. E. & Semlitsch, R. D. (1991): Declining amphibian populations: the problems of separating human impacts from natural fluctuation. – *Science* **253**: 825–940.
- Péchy, T., Korsós, Z. & Újvári, B. (1996): *Rákosi vipera védelmi program*. – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest. (kézirat)
- Rakonczay, Z. (ed.) (1990): *Vöröskönyv: A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajok*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 360 pp.
- RSPB (1991): *Species action plan manual*. – Royal Society for the Protection of Birds, The Lodge, Sandy, 25 pp.
- RSPB (1992): *Species action plan: 0735 Barn Owl Tyto alba. A red data bird*. – Royal Society for the Protection of Birds, 27 pp.
- Santiapillai, C. & Jackson, C. (1990): *The Asian Elephant: an action plan for its conservation*. – IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Servheen, C., Herrero, H. & Peyton, B. (1998): *Bears: status survey and conservation action plan*. – IUCN/SSC Bear and Polar Bear Specialist Group, 306 pp.
- Sillero-Zubiri, C. & MacDonald, D. (ed.) (1997): *The Ethiopian Wolf: status survey and conservation action plan*. – IUCN, 123 pp.
- Standovár, T. & Primack, R. B. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 542 pp.
- Storch, I. (2000): *Grouse: status survey and conservation action plan, 2000–2004*. – WPA/BirdLife/SSC Specialist Group, 112 pp.
- Szitta, T. (2000): Az ürge (*Citellus citellus*) védelme. – In: Faragó, S. (ed.): *Gerinces állatfajok védelme*. Nyugat-Magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar, Sopron, pp. 287–294.
- Tucker, G. M. & Heath, M. F. (1994): *Birds in Europe: their conservation status*. – UK Birdlife International (Birdlife Conservation Series no. 3).
- Tucker, G. M., Davies, S. M. & Fuller, R. J. (eds) (1994): *The ecology and conservation of lapwings Vanellus vanellus*. – UK Nature Conservation 9, 59 pp.
- Vida, G. (1995): *Természetvédelem: Gondok és gondolatok*. – In: Járai-Komlódi, M. (ed.): *Pannon enciklopédia: Magyarország növényvilága*. – Dunakanyar2000, Budapest, pp. 306–337.
- Voous, K. H. (1977): *List of recent Holarctic bird species*. – BOU, London, VIII, 85 pp.
- Wilson, D. E. & Reeder, D. M. (eds) (1993): *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference*. – Smithsonian Institution Press, Washington D.C., 1206 pp.
- Woodroffe, R., Ginsberg, J. & Macdonald, D. (1997): *The African Wild Dog: status survey and conservation action plan*. – IUCN, 166 pp.

Melléklet. A fajvédelmi kezelési tervek készítésével legjobban segíthető legfontosabb szárazföldi gerincesek javasolt listája:

Alpesi gőte (<i>Triturus alpestris</i>)	Szalakóta (<i>Coracias garrulus</i>)
Parlagi vipera (<i>Vipera ursinii rakosiensis</i>)	Gyurgyalag (<i>Merops apiaster</i>)
Haragos sikló (<i>Coluber jugularis</i>)	Csíkosfejű nádiposzáta (<i>Acrocephalus paludicola</i>)
Fehér gólya (<i>Ciconia ciconia</i>)	Patkósdenevérek (<i>Rhinolophus ferrumequinum</i> , <i>Rh. hipposideros</i> , <i>Rh. euryale</i>)
Fekete gólya (<i>Ciconia nigra</i>)	Hegyesorrú denevér (<i>Myotis blythi</i>)
Parlagi sas (<i>Aquila heliaca</i>)	Közönséges denevér (<i>Myotis myotis</i>)
Rétisas (<i>Haliaeetus albicilla</i>)	Hosszúszárnyú denevér (<i>Miniopterus schreibersii</i>)
Kékvércse (<i>Falco vespertinus</i>)	Úrge (<i>Spermophilus citellus</i>)
Kerecsensólyom (<i>Falco cherrug</i>)	Földikutya (<i>Spalax leucodon</i>)
Haris (<i>Crex crex</i>)	Hiúz (<i>Felis lynx</i>)
Túzok (<i>Otis tarda</i>)	Farkas (<i>Canis lupus</i>)
Gyöngybagoly (<i>Tyto alba</i>)	
Uhu (<i>Bubo bubo</i>)	
Kuvik (<i>Athene noctua</i>)	

The essential structural elements of conservation management plans for terrestrial vertebrate species

Boldogh, S.¹, Kovács, A.² & Szabó, B.²

¹Aggtelek National Park Directorate

H-3758 Jósvald, Tengercsém oldal 1, Hungary

²BirdLife Hungary, H-1121 Budapest, Költő u. 21, Hungary

Conservationists use species management plans to make conservation programmes more realistic, predictable and efficient. The conservation management plans are essential for the efficient and co-ordinated conservation activities, for that the plans have to contain measures, methods and schedule necessary to maintain the populations of a species with unfavourable conservation status. The preparation is crucial because the implementation of a programme and an efficient use of resources depend on proper planning that might meet with major difficulties. The sketchy elaboration of essential elements or the excessively detailed preparations of irrelevant questions both threaten the implementation of the plans.

All species conservation management plans compiled so far have followed several different rules. Therefore, a standardised structure would help to elaborate and evaluate plans significantly. In this paper the authors propose a common standard for species conservation management plans, based on their previous experience.

Key words: conservation management plans, nature conservation, terrestrial vertebrates

Tanulmányok a
„Kiskunsági Szikes Tavak”
állapotfelméréséről

Előszó

A Kiskunsági Nemzeti Park (KNP) II. számú úgynevezett „Kiskunsági Szikes Tavak” területe Fülöpszállás és Szabadszállás települések határában 4583 ha kiterjedésű, 5 különálló szikes víztestet foglal magába. Tekintettel a karakterisztikus meszes–szódás szikes vizek természetvédelmi jelentőségére a KNP megalakulását (1975) követően 1979-ben a teljes II. számú területegységet UNESCO Bioszféra Rezervátummá, valamint a Ramsari-egyezmény (mint nemzetközi jelentőségű vízmadár-élőhely) hatálya alá tartozó területté nyilvánították. 1975 és 1978 között részletes természeti állapotfelmérés és hidrobiológiai kutatás kezdődött meg a területen a Magyar Tudományos Akadémia Szikeskutató Bizottsága irányításával. Az eltelt negyed évszázad alatt a terület állapotában a természetes folyamatok, a természetvédelmi kezelés és a kiküszöbölhetetlen antropogén környezeti behatások eredményeképpen változások mentek végbe. E változások – különös tekintettel az Európában egyedülálló – speciális szikes vízi életközösségre gyakorolt hatása, megfelelő kutatási módszerek alkalmazásával napjainkban már viszonylag jól számszerűsíthető. Különösen fontos mindez a természetvédelmi kezelés továbbfejlesztése, az eddigiekben alkalmazott kezelési irányelvek átgondolása szempontjából. 1998 és 2000 között a Környezetvédelmi Minisztérium Természetvédelmi Hivatalának megbízásából a KNP Igazgatósága egy megismételt természeti állapotfelmérési programot szervezett a területen. Az ismételt állapotfelmérés és a további kutatási irányok tervezésekor a fő cél az volt, hogy az összevethetőség érdekében a kutatás az alapállapot-felmérés helyein és módszereivel történjen. Mindemellett a legújabb nemzetközi tudományos és természetvédelmi trendek alapján további, elsősorban hidrobiológiai és ezzel összefüggő madárökológiai kutatási programok is kapcsolódtak a felméréshez. Az új eredmények akár a kezelési terv bizonyos elemeinek, szemléletének módosulását is eredményezhetik.

Különös hangsúlyt próbáltunk fektetni egyes megvalósult rekonstrukciós programok eredményeinek értékelésére, hiszen ezek a sürgős beavatkozási kényszer miatt sajnos sokszor nem voltak tudományos szempontból kellően megalapozottak. Emiatt vontuk be a vizsgált területek körébe a „Böddi-szék” természetvédelmi terület 1995–1997 között rekonstruált szikes tómedreit, valamint a „Fehér-szék” szikes mocsarának kísérleti rekonstrukciós (mederkotrásos) területét.

Reméljük, hogy a most közölt tanulmányok egyaránt hasznosak lesznek a természetvédelmi szakemberek és hidrobiológus kutatók számára, és elősegítik a szikesek közel húsz évig szünetelő összehangolt hidrobiológiai kutatását és ezen élőhelyek védelmét.

Boros Emil

Kiskunsági szikes tavak (KNP II) összehasonlító vízkémiai vizsgálata

Schmidt Antal

*Alsó-Duna-völgyi Környezetvédelmi Felügyelőség
6501 Baja, Pf. 113. E-mail: schmidta@freemail.hu*

Összefoglaló: A Fülöpszállás és Szabadszállás környéki szikes tavak vizsgálatára eddig két periódusban (1975–1978, illetve 1998–2000) került sor. Mindkét időszakban a Kis-rét (Kisréti-tó) vizének sótartalma volt a legalacsonyabb (átlagérték többnyire $<1000 \text{ mg/dm}^3$). A többi tóban általában több ezer, betöményedő állapotban több tízezer mg/dm^3 -es sókoncentrációkat mértek (csúcserték $59\,000 \text{ mg/dm}^3$). A Böddi-tavak domináns ionjai a nátrium és a klorid, az összes többi tóé a nátrium és a hidrogénkarbonát. Változó mennyiségű karbonát mindenütt jelen volt.

A növényi tápanyagok közül a szervesetlen nitrogénformák koncentrációja – a 70-es években mért egy-egy szélsőségesen kiugró értéktől eltekintve – mindenütt rendkívül alacsony volt, az oldott ortofoszfáté viszont kedvezőtlenül magas.

Kulcsszavak: vízkémia, sótartalom, uralkodó ionok, növényi tápanyagok, oxigén telítettség

Bevezetés

A Fülöpszállás és Szabadszállás határában lévő szikes tavak a Kiskunsági Nemzeti Park II-es számú területén találhatók. Közülük háromnak a kémiai vizsgálata – Kis-rét (Kisréti-tó), Zab-szék, Kelemen-szék – az 1970-es évek közepén már elkezdődött ugyan, de az akkori eredmények eddig még csak nagyon kis részben kerültek közlésre (Kiss 1978, Schmidt & Fehér 2001). A kutatómunka több, mint két évtizedes kihagyást követően 1998-ban indult újra, egyelőre csak alkalmoszerűen vett mintákkal, nem pedig a különböző hidrometeorológiai szituációkra kiterjedő sorozatvizsgálatokkal. Az előbb említett három tónál összehasonlító, a többinél viszont – Büdös-szék (Pipás-rét), Fehér-szék, Böddi-tavak – alapadatok gyűjtése volt a cél. Két és fél évtizeddel ezelőtt a vízkémiai elemzések az Alsó-Tisza-vidéki Vízügyi Igazgatóság vízminőségi laboratóriumában, a mostaniak pedig az Alsó-Duna-völgyi Környezetvédelmi Felügyelőség mérőközpontjában történtek.

Anyag és módszer

A vizsgált időszakban évente egy-egy alkalommal volt mintavétel: 1998 májusában, 1999 augusztusában és 2000 szeptemberében. Az első két esetben viszonylag sok víz volt a tavakban, 2000-ben viszont kevés.

A vízanalitikai vizsgálatok – az érvényben lévő szabványos módszerek (MSZ és MSZ ISO szabványok) szerint – elsősorban az oldott ásványi anyagok, az ion dominancia viszonyok, a növényi tápanyagok (NH_4^+ , NO_3^- , oldott o-PO_4^{3-}) koncentrációjának és az oxigénháztartás egyes mutatóinak (O_2 , KOI_k és KOI_{ps}) meghatározására irányultak.

A vizek sótartalom alapján történő minősítéséhez Dévai István táblázatát (lásd Felföldy 1987) használtuk.

Eredmények és értékelésük

1. Kis-rét

A program keretében vizsgált tavak közül legalacsonyabb oldott anyagtartalma most is a Kis-rét vizének volt, ugyanúgy mint az 1970-es évek közepén (1. táblázat), bár akkor az éves átlagértékek kétszer (1977, 1978) kis mértékben 1000 mg/dm^3 fölé emelkedtek, mert egyes nyári és őszi hónapokban a sókoncentráció elérte a közepesen sós vizekre jellemző értéket (vezetőképesség: $2000\text{--}2320 \text{ }\mu\text{S/cm}$). Alapvetően azonban tömény édesvíznek tekinthető a Kis-rét vize. Egyértelműen szikes jellegű, hiszen uralkodó ionjai (nátrium, hidrogénkarbonát) mellett – egyetlen eset (1976.XI.23.) kivételével – változó mennyiségű karbonát mindig kimutatható volt.

A víz oxigénnel való ellátottsága az intenzív fotoszintézis eredményeképpen általában bőségesnek tekinthető. A nappali mérések gyakran 100% feletti telítettséget dokumentálnak és csak nagyon ritkán – mindössze két alkalommal – volt 50% alatt a telítettségi érték. A Kis-rét jelenleg túlnyomórészt nádassal borított. A nádas kisebb tisztásait – de a legnagyobb összefüggő nyílt vízi tájékot is – erősen benőtte a vízi növényzet (elsősorban hínárfélék), ami döntően meghatározza az oxigéngörbék napi alakulását. Ugyancsak a nagy állománysűrűségű vízi növényzettel magyarázható a növényi tápanyagok rendkívül kis koncentrációja 1998–1999-ben. Ezzel szemben viszont kiugróan magas értékeket mértek 1978 nyarán és őszen ammóniumból ($3,0\text{--}11,6 \text{ mg/dm}^3$), 1976 novemberében pedig nitrátból ($18\text{--}29 \text{ mg/dm}^3$). Oldott ortofoszfátból 1976–1977 nyarán és őszen, továbbá 1978

nyarán mértek állóvizekre nézve viszonylag nagy koncentrációkat (0,28–3,75 mg/dm³).

2. Büdös-szék

Vízkémiai jellemzéséhez mindössze három adatsor áll rendelkezésre, amelyek közül az egyik részleges (2. táblázat). Átlagos vagy annál valamivel több víz esetén (1998–1999-es adatok) a sókoncentráció szikes–nagyon szikes átmeneti vízre jellemző. A vízmennyiség csökkenését kísérő betöményedést 27 026 mg/dm³-es sókoncentrációval regisztráltuk. Nátrium és hidrogénkarbonát dominancia mellett viszonylag sok a klorid és karbonát is.

A víz oldott oxigéntartalmának nappali értéke 50% körüli telítettséget jelez. A vízben lévő oldott és kolloid szervesanyag-tartalmának eredetéről, minőségéről messzemenő következtetéseket levonni a kevés adat miatt még nem lehet. A víz sárgásbarna, szürkésbarna színe huminanyagok jelenlétét valószínűsíti.

1. táblázat. A Kis-rét vízkémiai jellemzői (* = ülepített vízminta; ** = szűrt vízminta).

	1975–1978 (23 mintavétel)	1998–1999 (2 mintavétel)
pH	8,0–10,2	8,8–9,0
Vezetőképesség (μS/cm)	380–2320	735–935
Összes oldott anyag (mg/dm ³)	280–1850	592–650
Kalcium (mg/dm ³)	8–52	18–31
Magnézium (mg/dm ³)	12–78	15–17
Nátrium (mg/dm ³)	64–584	153–194
Kálium (mg/dm ³)	5,7–29	9,3–12
Hidrogénkarbonát (mg/dm ³)	171–1244	290–380
Karbonát (mg/dm ³)	0–210	36–40
Klorid (mg/dm ³)	37–237	66–96
Szulfát (mg/dm ³)	12–104	16–41
Oldott oxigén (mg/dm ³)	3,4–17,4	6,5–12,5
Oxigéntelítettség (%)	36–215	79–143
KOI _{ps} (mg/dm ³)	12–122*	33–35**
KOI _k (mg/dm ³)	42–370*	123–145**
Ammónium (mg/dm ³)	0,1–11,6	0,05–0,07
Nitrit (mg/dm ³)	0,0–0,25	0,0–0,02
Nitrát (mg/dm ³)	0,0–29	0,7–1,2
Ortofoszfát (mg/dm ³)	0,0–3,75	0,03–0,07

2. táblázat. A Büdös-szék vízkémiai jellemzői.

	1998	1999	2000
pH	8,95	9,00	9,7
Vezetőképeség ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	4060	4520	32 000
Összes oldott anyag (mg/dm^3)	3180	3440	27 026
Kalcium (mg/dm^3)	12,3	10,9	–
Magnézium (mg/dm^3)	14,5	9,8	–
Nátrium (mg/dm^3)	1321	1439	–
Kálium (mg/dm^3)	14,0	10,3	–
Hidrogénkarbonát (mg/dm^3)	2045	1960	–
Karbonát (mg/dm^3)	180	340	–
Klorid (mg/dm^3)	404	426	–
Szulfát (mg/dm^3)	211	88	–
Oldott oxigén (mg/dm^3)	Nem látható színreakció	4,5	–
KOI_{ps} (mg/dm^3)	130	81	–
KOI_{k} (mg/dm^3)	690	359	–
Ammónium (mg/dm^3)	0,95	0,35	–
Nitrit (mg/dm^3)	0,33	<0,01	–
Nitrát (mg/dm^3)	5,8	3,6	–
Ortofoszfát (mg/dm^3)	12,3	5,7	50,0

A növényi tápanyagok közül kis mennyiségben mutatható ki az ammónium és a nitrát. Az oldott ortofoszfát ion koncentrációja viszont minden esztendőben magas volt. A betöményedő vízből nyert $50 \text{ mg}/\text{dm}^3$ -es érték kiugróan magas.

3. Zab-szék

Az esztendő nagy részére – tél kivételével – kiterjedő adatsorok azt tükrözik, hogy a Zab-szék sókoncentráció szerinti minősége a tömény szikes víztől a nagyon szikes vizig változhat (3. táblázat). Nyári és őszi hónapokban mért több ezer mg/dm^3 -es sótartalmával a terület legszikesebb vizei közé tartozik. A sótartalom éves adatsora jól érzékelteti, hogy mennyire rövid idő alatt (1–2 hét) lejátszódhat az ilyen sekély szikes vizek szélsőséges betöményedése, amikor is az oldott ásványi anyagok koncentrációja felszökhet több tízezer mg/dm^3 -es értékre (Schmidt & Fehér 2001). Uralkodó ionok a nátrium és hidrogénkarbonát, de magas a karbonát- és kloridtartalom is.

A víz oxigéntelítettsége (80–141%) jónak mondható.

A növényi tápanyagok közül az ammónium és nitrát koncentrációja az 1970-es és az 1990-es években általában alacsony volt, de az 1976-os eredmények

között található egy-egy szélsőségesen magas érték is (ammónium: 14 mg/dm³, nitrát: 52 mg/dm³). Végig magas volt – és most is az – a víz oldott ortofoszfát koncentrációja. Az első időszakban mért csúcserték 10 mg/dm³ (1976), a második időszakban 23 mg/dm³ (2000) volt.

4. Kelemen-szék

A nyári és kora őszi adatok alapján a Kelemen-szék sókoncentráció szerinti minősége a tömény szikes víztől a nagyon szikes vízig változhat. Az 1970-es években mért eredmények télen és tavasszal kisebb sótartalmat jeleztek: híg vagy közepesen szikes víz fokozatba volt sorolható a tó vize. Az újabb vizsgálatok megerősítették azt a tényt, hogy több ezer – betöményedése esetén több tízezer – mg/dm³-es ásványianyag-tartalmával a terület legszikesebb vizei közé tartozik. Uralkodó ionok minden esetben a nátrium és a hidrogénkarbonát, de 3000 mg/dm³ feletti összes ion koncentráció esetén – az anion egyenérték %-ot alapul véve – a hidrogénkarbonát és klorid egyenlő mértékben volt jelen, sőt esetenként kloridból

3. táblázat. A Zab-szék vízkémiai jellemzői (* = ülepített vízminta; ** = szűrt vízminta).

	1975–1977 (16 mintavétel)	1998–1999 (2 mintavétel)	2000
pH	8,6–10,1	9,2–9,25	9,7
Vezetőképeség (μS/cm)	2394–41 670	5200–5850	20 000
Összes oldott anyag (mg/dm ³)	2000–28 190	3776–4498	15 200
Kalcium (mg/dm ³)	0,0–39	4,1–10,1	–
Magnézium (mg/dm ³)	2,3–68	5,2–6,2	–
Nátrium (mg/dm ³)	625–8480	1626–1885	–
Kálium (mg/dm ³)	8,0–117	7,4–8,0	–
Hidrogénkarbonát (mg/dm ³)	946–7393	1960–2045	–
Karbonát (mg/dm ³)	24–2988	340–480	–
Klorid (mg/dm ³)	269–2840	640–783	–
Szulfát (mg/dm ³)	38–3740	176–298	–
Oldott oxigén (mg/dm ³)	6,2–13,6	5,9–6,5	–
Oxigéntelítettség (%)	80–141	78–79	–
KOI _{ps} (mg/dm ³)	24–328*	53–57**	–
KOI _k (mg/dm ³)	42–1070*	366–387**	–
Ammónium (mg/dm ³)	0,0–14	0,27–0,50	–
Nitrit (mg/dm ³)	0,00–0,23	0,00–0,21	–
Nitrát (mg/dm ³)	0,7–52	2,7–3,7	–
Ortofoszfát (mg/dm ³)	0,12–10	6,5–9,1	23

volt több. Részaránya sohasem kevesebb 30 egyenérték %-nál. Változó mennyiségű karbonát mindig kimutatható (4. táblázat).

A víz oxigéntelítettsége (83–160%) jónak mondható. Mindkét vizsgálati időszakot alapul véve csak egyetlen alkalommal – 32 °C-os hőmérsékletű betöményedő vízben – tapasztaltunk kedvezőtlenül alacsony (46%) telítettséget.

A növényi tápanyagok közül az ammónium és nitrát koncentrációja mindkét időszakban rendszerint alacsony volt, de az 1976-os adatok közt volt egy-egy kiugróan magas érték is (ammónium: 18 mg/dm³, nitrát: 40 mg/dm³). Mindig magas volt viszont a víz oldott ortofoszfát koncentrációja. Az első időszak csúcspontja 3,2 mg/dm³, a másodiké 22 mg/dm³ (2000) volt.

5. Fehér-szék

Vizsgálatára eddig mindössze két alkalommal került sor: 1999 augusztusában viszonylag sok víz volt a tóban, ekkor híg szikes víz fokozatba volt sorolható, egy évvel később 2000 szeptemberében, betöményedő állapotban mintegy tízsze-

4. táblázat. A Kelemen-szék vízkémiai jellemzői (* = ülepített vízminta; ** = szűrt vízminta).

	1976–1977 (11 mintavétel)	1998–1999 (2 mintavétel)	2000
pH	8,2–9,9	9,05	9,7
Vezetőképeség (μS/cm)	1345–22 500	4760–5030	30 800
Összes oldott anyag (mg/dm ³)	974–14 900	3500–3538	23 830
Kalcium (mg/dm ³)	8,8–37	9,3–10,8	–
Magnézium (mg/dm ³)	9,6–82	9,0–12,3	–
Nátrium (mg/dm ³)	311–5200	1484–1524	–
Kálium (mg/dm ³)	8,7–117	8,0–9,3	–
Hidrogénkarbonát (mg/dm ³)	547–6390	1430–1650	–
Karbonát (mg/dm ³)	12–1680	270–310	–
Klorid (mg/dm ³)	121–3067	820–922	–
Szulfát (mg/dm ³)	41–1166	141–288	–
Oldott oxigén (mg/dm ³)	3,3–11,7	4,8–6,1	–
Oxigéntelítettség (%)	46–160	58–74	–
KOI _{ps} (mg/dm ³)	16–487*	50–53**	–
KOI _k (mg/dm ³)	42–1520*	216–293**	–
Ammónium (mg/dm ³)	0,28–18	0,14–0,23	–
Nitrit (mg/dm ³)	0,0–0,30	0,0–0,13	–
Nitrát (mg/dm ³)	0,3–40	0,5–2,6	–
Ortofoszfát (mg/dm ³)	0,52–3,2	0,77–5,9	22

resére nőtt a sótartalom, messze túllépve a nagyon szikes víz kategória határát (5. táblázat). Uralkodó kationja a nátrium, uralkodó anionja hígabb állapotban a hidrogénkarbonát, tömény állapotban pedig a klorid. Mindkét sókoncentráció mellett jelentős a víz karbonáttartalma, de nem éri el a sziksós vizekre megadott 30 anion egyenérték %-ot.

Oxigénmérés csak egyszer (1999) történt, az akkori 100% feletti telítettségi érték a rendkívül nagy állománysűrűségű pikoplankton intenzív fotoszintézisével magyarázható.

Az ásványi nitrogénformák (ammónium, nitrit, nitrát) koncentrációja rendkívül alacsony és az oldott ortofoszfát ion mennyisége is nagyságrendekkel kisebb a terület szélsőségesen magas foszfáttartalmú vizeihez (Büdös-szék, Zab-szék, Kelen-szék) képest.

6. Böddi-tavak

A Sóséri-csatorna keleti partján kettő (K/1 és K/2), nyugati partjain pedig három (NY/1, NY/2, NY/3) kisebb tó helyezkedik el, amiket az elmúlt három évben (1998–2000) egyenként 1–3 alkalommal vizsgáltunk. Korábbi adatokkal nem rendelkezünk.

5. táblázat. A Fehér-szék vízkémiai jellemzői.

	1999	2000
pH	9,10	9,40
Vezetőképesség ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	1770	15 400
Összes oldott anyag (mg/dm^3)	1182	10 532
Kalcium (mg/dm^3)	10,2	9,1
Magnézium (mg/dm^3)	11,7	33,0
Nátrium (mg/dm^3)	435	4423
Kálium (mg/dm^3)	4,1	73
Hidrogénkarbonát (mg/dm^3)	510	3000
Karbonát (mg/dm^3)	105	1550
Klorid (mg/dm^3)	265	2666
Szulfát (mg/dm^3)	28	314
Oldott oxigén (mg/dm^3)	9,8	–
KOI_{ps} (mg/dm^3)	28,3	–
KOI_{k} (mg/dm^3)	134	–
Ammónium (mg/dm^3)	0,07	–
Nitrit (mg/dm^3)	<0,01	–
Nitrát (mg/dm^3)	0,8	–
Ortofoszfát (mg/dm^3)	0,28	0,25

Az 1998-as vizsgálatok szerint – átlagos körülmények között, tehát nem betömődő állapotban – a vizsgált terület (KNP II) legsósabb vizei voltak 4774–6842 mg/dm³-es sókoncentrációjukkal (6. táblázat). A legnagyobb értéket az NY/3-as jelzésű tóban mértük. A Sóséri-csatorna alacsony sókoncentrációjú vizével történt elárasztást követően 2000 őszén többé-kevésbé a felére csökkent az oldott ásványi anyagok mennyisége. Ezt megelőzően azonban – 2000 aszályos nyarán – különlegesen magas sótartalmat (40 000–50 000 mg/dm³, csúcsérték: 59000 mg/dm³) mértek az összezsugorodott vízfelületű nyugati Böddi-tavakban (Kiss Béla, Debrecen – szóbeli közlés). Eddig ez tekinthető a Kiskunsági Nemzeti Park II. számú területén mért legmagasabb értéknek. Domináns ionok a nátrium és a klorid. Az anion egyenérték % alapján 1000–3000 mg/dm³-es sótartalomnál 4–10%-al, 3000 mg/dm³ feletti sótartalom esetén viszont már 10–25%-al volt magasabb a vízmin-ták klorid- tartalma a hidrogénkarbonáthoz viszonyítva. A hidrogénkarbonát gyakran el sem érte a szikes vizekre jellemző 30 anion egyenérték %-ot.

A Böddi-tavak oxigénellátottsága változó (38–149 telítettségi %). Az alacsony értékeket 30 °C-os vízhőmérsékleten mértük.

6. táblázat. A Böddi-tavak vízkémiai jellemzői.

	NY/3	NY/2	NY/1	K/2	K/1
	1998, 2000	1998–2000	1998	1998–2000	2000
pH	9,2, 9,0	8,7–9,1	8,90	9,15–9,4	9,1
Vezetőképeség (μS/cm)	10 480, 5100	2960–6780	7150	5250–8340	3260
Összes oldott anyag (mg/dm ³)	6842, 3400	1975–4774	4934	3360–5420	2128
Kalcium (mg/dm ³)	16,3, 12,1	12,8–18,5	19,8	7,8–18,1	10,3
Magnézium (mg/dm ³)	24,5, 13,7	13,6–23,7	22,5	9,4–17,9	22,1
Nátrium (mg/dm ³)	2782, 1270	731–1858	2053	1368–2124	823
Kálium (mg/dm ³)	11,0, 9,3	8,5–11	8,8	7,6–8,2	6,4
Hidrogénkarbonát (mg/dm ³)	2170, 800	680–1650	1490	1100–1860	820
Karbonát (mg/dm ³)	510, 270	150–280	150	360–370	210
Klorid (mg/dm ³)	2240, 980	500–1595	1595	880–1737	520
Szulfát (mg/dm ³)	700, 385	88–500	520	132–320	138
Oldott oxigén (mg/dm ³)	2,8, 6,1	3,1–11,2	–	4,9–12,4	7,2
KOI _{ps} (szűrt) (mg/dm ³)	128, 77	37–102	119	61–73	37
KOI _k (szűrt) (mg/dm ³)	954, 203	129–432	697	175–394	97
Ammónium (mg/dm ³)	0,29, 0,6	0,14–1,4	0,17	0,12–0,3	0,3
Nitrit (mg/dm ³)	0,33, 0,47	0,00–0,77	0,08	0,00–0,3	0,06
Nitrát (mg/dm ³)	2,9, 2,6	0,9–1,6	1,7	1,4–2,6	0,8
Ortofoszfát (mg/dm ³)	11,1, 4,5	0,17–3,9	0,55	1,7–5,5	1,2

A növényi tápanyagok közül az ásványi nitrogénformák koncentrációja (amónium, nitrát) kifejezetten alacsony, jelentős azonban a vizek oldott ortofoszfát tartalma.

A Fülöpszállás és Szabadszállás környéki szikes tavakról elég heterogén vízkémiai adatsorok állnak csak rendelkezésünkre. A heterogenitás egyaránt tükröződik a mintavételek évenkénti gyakoriságában, időbeni eloszlásában, továbbá az alkalmazott kémiai módszerekben is. Az 1970-es években még az ún. KGST módszerek alapján végezték a vizsgálatokat, szemben a jelenleg alkalmazott MSZ, illetve MSZ ISO szabványokkal.

Az eddigi adatgyűjtés legnagyobb hiányossága azonban mégsem az, hogy különböző módszerekkel történt egyes komponensek koncentrációjának meghatározása, hanem az, hogy nem történt kellő gyakorisággal. Ezek a sekély tavak betöményedésre hajlamos, labilis víztípusok. Csak a minden hidrometeorológiai szituációra kiterjedő, megismételt vizsgálatsorozatok alapján kerülhet majd sor törvényszerűségek megfogalmazására. Eddigi fontosabb részeredményeink a következők:

1. A Kis-rét oldott ásványianyag-tartalma nagyságrenddel kisebb a többi tóénál.
2. A Böddi-tavak inkább konyhasós tavaknak tekinthetők, mert a hidrogén-karbonát ion részaránya ritkán éri el a 30 anion egyenérték %-ot, a többiek – beleértve a Kis-rétet is – valódi szikes vizek.
3. A tavak oxigénnel való telítettsége elsősorban a víz hőmérséklettől és a fotoszintézis intenzitásától függ. Viszonylag alacsony volt az oxigéntelítettség 30 °C körüli víz hőmérsékleten. Oxigén túltelítettség viszont ott alakult ki, ahol túlburjánzó hínaras volt, vagy pedig nagy állománysűrűségű fotoautotrófikus piko-plankton népesítette be a vízteret.
4. A Kis-rét és Fehér-szék kivételével magas, egyes esetekben kiugróan magas a tavak oldott ortofoszfát ion koncentrációja.

Ebben a dolgozatban nem kívántam foglalkozni a vizek szervesanyag-tartalmával. Feltételezhető ugyan, hogy túlnyomóan természetes eredetű huminanyagokról van szó, de ennek igazolása még további kutatómunkát igényel. Ugyancsak tisztázásra vár az is, hogy mi okozza az oldott ortofoszfát ion koncentrációjának ilyen szélsőséges ingadozását.

*

Köszönetnyilvánítás – Az 1970-es évekből származó, eddig feldolgozatlan és nagy részt publikálatlan adatokat az Alsó-Tisza-vidéki Környezetvédelmi Felügyelőség bocsátotta rendelkezésemre, amiért ezúttal mondok köszönetet. A kutatómunka újratekintését a Kiskunsági Nemzeti Park támogatta.

Irodalomjegyzék

- Felföldy, L. (1987): *A biológiai vízminőség.* – Vízügyi Hidrobiológia 16, VGI, Budapest, 258 pp.
- Kiss, I. (1978): A szabadszállási szikes tavak algaflórájának és egyes taxonok ozmotikus károsodásának vizsgálata. – *Juhász Gyula Tanárképző Főiskola Tud. Közlem.* Szeged, pp. 63–80.
- Schmidt, A. & Fehér, G. (2001): Kiskunsági szikes tavak (KNP II) vízkémiai és algológiai vizsgálata (1998–1999). – *Hidrol. Közl.* **81**(5–6): 455–456.

Comparing water chemical investigations of sodic ponds
in the Kiskunság National Park (KNP II)

A. Schmidt

Environmental Protection Inspectorate, Southern Danube Region
H-6501 Baja, P.O.B. 113, Hungary; E-mail: schmidta@freemail.hu

Ten ponds of the Kiskunság National Park – situated in the sodic area near Fülöpszállás and Szabadszállás (KNP II) – were studied in the seventies (1975–1978) and in the nineties (1998–2000). The salt content of the water varied between 592 mg/dm³ (Pond Kis-rét) and 27026 mg/dm³ (Pond Bődös-szék) recently. One waterbody of Pond Böddi-tavak had an extremely high peak (59,000 mg/dm³) exactly before the pond was dried up for a short period. The dominant ions of the waters of Böddi-tavak were Na⁺ and Cl⁻, so these 5 ponds are not typical sodic ponds. The phosphorus (o-PO₄³⁻) content of all ponds (except Pond Kis-rét and Pond Fehér-tó) is rather high with an extremely high peak: 50 mg/dm³ (Pond Bődös-szék). For details of the chemical investigations see Tables 1–6 in the Hungarian text.

Key words: water chemistry, salt content, dominant ions, nutrient ions of plants, oxygen saturation

Kiskunsági szikes tavak (KNP II) algológiai vizsgálata

Fehér Gizella és Schmidt Antal

Alsó-Duna-völgyi Környezetvédelmi Felügyelőség, 6501 Baja, Pf. 113.

E-mail: fegizi@freemail.hu, schmidta@freemail.hu

Összefoglaló: A Fülöpszállás és Szabadszállás határában lévő szikes tavak behatóbb vizsgálatára eddig két időszakban (1970-es évek, illetve 1990-es évek vége) került sor. Az 1990-es években végzett vizsgálatok során kevesebb algafajt határoztunk meg, mint korábban Kiss István, mert kevesebb élőhelyről történt mintavétel. Mindkét időszak vizsgálatai alátámasztották a cianobaktériumok és kovaalgák domináns jelenlétét az élőbevonatokban és algagyepekben, illetve esetenként az ostoros algák hangsúlyos jelenlétét (Fehér-szék) a planktonban, a Desmidiáles fajokét (Kis-rét) pedig a metafitonban. A több ezer mg/dm³ sótartalmú vizek fitoplanktonja rendkívül szegényes, de ugyanakkor döntő jelentőségű lehet a fotoautotrófikus piko-plankton szerepe ezekben a tavakban.

Kulcsszavak: növényi nano- és mikrop plankton, élőbevonat, algagyep

Bevezetés

A Szabadszállás és Fülöpszállás határában lévő szikes tavak algológiai vizsgálatát Kiss István (Szeged) kezdte el 1966-ban, majd folytatta 1972-ben. A kezdeti alkalomszerű mintavételeket 1976–1977-ben részletes vizsgálatok követték, amelyek kiterjedtek minden algatörzsre, és magukba foglalták a különböző élőhelyek (nyíltvíz, felületi hártya, változatos aljzatok), sőt egyes tóközeli biotópok algaflórájának vizsgálatát is. Ezen terület algológiai eredményei két dolgozatban szerepelnek (Kiss 1977, 1978). Az 1977-es, csak kézirat formájában megmaradt munkájában a Kis-rét (Kisréti-tó), Zab-szék és Kelemen-szék, az 1978-ban megjelent cikkében pedig a Kis-rét és a Pap-szik (Büdös-szék) algáit ismerteti. Tanulmányaiban a szikesek tér- és időbeli tarkaságát emelte ki. Megállapította, hogy a szikes vizek és élőhelyek benépesítésében a cianobaktériumok (Cyanophyceae, Cyanoprokaryota) fontosabb szerepet játszanak, mint a zöldalgák. Az általa vizsgált tavak közül a Kisréti-tóból (Kis-rét) 261, a Pap-sziktól (Büdös-szék) 72, a Zab-széktől 72, a Kelemen-széktől pedig 126 taxont közölt. Az összegző fajlistákból sajnos nem derül ki, hogy mely szervezeteket találta meg Kiss István a planktonban, a metafitonban, az élőbevonatokban vagy éppen a vízparti talajban.

A kutatómunka 1998-ban indult újra – az említett tavak esetében összehasonlító jelleggel –, a területen lévő eddig még nem vizsgált vizeknél (Böddi-tavak, Fehér-szék) pedig alapadatok gyűjtése céljából. Az algológiai vizsgálatok a plank-

tonra, a metafitonra, a biotektonra és a felületen úszó algagyepekre (algaszövedékre) egyaránt kiterjedtek.

Nem foglalkozunk dolgozatunkban a fotoautotrófikus pikoplanktonnal, továbbá a zöldalgák Desmiales rendjébe tartozó fajokkal. Már az eddigi kisszámú pikoplankton vizsgálat alapján is levonható a következtetés, hogy a jövőben az ilyen irányú kutatásokat bővíteni kell, mert egyes tavaknál (Büdös-szék, Zab-szék, Kelemen-szék, Fehér-szék, egyes Böddi-tavak) a pikoplankton adja a fitoplankton elsődleges termelésének túlnyomó részét (lásd Vörös & V.-Balogh 2003). A Desmiales fajokkal pedig azért nem foglalkozunk, mert előfordulásuk a KNP II. számú területének vizeiben külön cikk tárgya (lásd Fehér 2003).

Anyag és módszer

A mintavételre 1998-ban két alkalommal (májusban és augusztusban) került sor: a Kis-rét nyílt vizéből, a Büdös-székből, a Zab-székből, a Kelemen-székből, a Böddi-tavakból, valamint a Kelemenszéki-csatornából és a Sóséri-csatornából gyűjtöttünk algákat.

Az 1999-es évben egyszer, augusztusban történt mintavétel a következő vizekből: Kis-rét, Büdös-szék, Zab-szék, Kelemen-szék, Fehér-szék, Böddi-szék keleti 2-es tó, Böddi-szék nyugati 2-es tó, Kelemenszéki-csatorna.

A 2000-ben vizsgált vizek: Büdös-szék, Zab-szék, Kelemen-szék, Fehér-szék, Böddi-tavak és a Sóséri-csatorna.

A fitoplankton fajait merített mintából határoztuk meg, a bevonatot vízben lévő élő és elhalt növényi részekről vettük, a metafiton mintákat vízinnövények közötti víztérből 10 µm-es planktonhálózattal gyűjtöttük, és vizsgáltuk a neuszton algaszövedékeit is. Élő és Lugol-oldattal rögzített algákat határoztunk meg.

Eredmények és értékelésük

Kis-rét

A tó legnagyobb részét nádas borítja, közte mozaikosan kisebb-nagyobb nyíltvizek találhatók. Ezek a nádas közötti tisztások is vízinnövényesek, a hínárnövények teljesen benőtték, néhol csak víz alattiak, másutt víz fölé is emelkedtek. A hínaras gyakori fajai az *Utricularia vulgaris* és a *Myriophyllum spicatum* voltak. A vízmélység az 1998-as mintavétel alkalmával 50–60 cm volt, 1999-ben jóval ma-

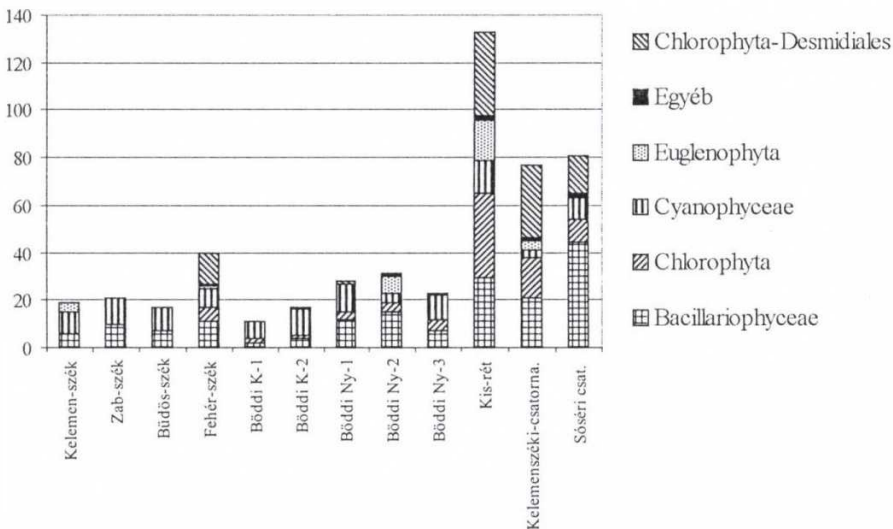
gasabb volt a vízszint az előző évinél, a nagyobb nádborítottság miatt a tisztásai is kisebbek voltak. A víz barna színű, teljesen átlátszó volt.

A tó metafitonjából és biotektonjából összesen 133, planktonjából 49 algataxont határoztunk meg. A tavak közül fajokban ez volt a leggazdagabb, és az algacsoportok (rendszerintani kategóriák) szerinti összetétel is ebben a tóban volt a legváltozatosabb (1. ábra és 1. táblázat). A 71 zöldalgataxon közül 36 a Desmidiales rendbe tartozik, amely szokatlanul nagy szám (felsorolásukat lásd Fehér 2003).

Büdös-szék

A tó vizének mélysége kb. 30 cm volt, a víz zavaros, szürke színű a sok kolloidális lebegőanyagtól. Fonals szervezetek nem voltak a víz színén, a nád és a zsióka szárán viszonylag szegényes bevonatot találtunk: 17 algataxont határoztunk meg, ami mind cianobaktérium és kovamoszat volt. Gyakoribb fajok: *Anomoeoneis sphaerophora*, *Navicula cryptocephala*, *Anabaena sphaerica*, *Nodularia spumigena*.

A fitoplankton minőségileg és mennyiségileg is kifejezetten szegény, alig 1–2 cianobaktérium, kova- és zöldalga fordult csak elő. A betöményedő vízből 2000 őszén vett mintában viszont rendkívül gazdag, cm³-ként milliós nagyságrendű fotoautotrófikus pikoplankton volt megfigyelhető (Vörös & V.-Balogh 2003).



1. ábra. A szikes vizekben előfordult taxonok száma algacsoportok szerint.

1. táblázat. Heterokontophyta–Bacillariophyceae. KSZ = Kelemen-szék, BSZ = Büdös-szék, ZSZ = Zab-szék, FSZ = Fehér-szék, Böddi-tavak: K-1, K-2, Ny-1, Ny-2, Ny-3, Kr = Kis-rét, Scs = Sóséri-csatorna, Kcs = Kelemenszéki-csatorna.

Fajnév	KSZ	BSZ	ZSZ	FSZ	K-1	K-2	Ny-1	Ny-2	Ny-3	Kr	Scs	Kcs
<i>Acanthoceras zachariasii</i> (Brun.) Simonsen				X								
<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing				X			X				X	X
<i>Achnanthes</i> sp.											X	
<i>Actinocyclus normanii</i> (Greg. ex Grev.) Hustedt											X	
<i>Amphora normanii</i> Rabenhorst				X								
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing								X		X	X	X
<i>Amphora veneta</i> Kützing			X					X				X
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehr.) Pfitzer	X	X	X		X	X	X	X	X			
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i> (Ehr.) Pfitzer var. <i>güntheri</i> O. Müll.	X											
<i>Asterionella formosa</i> Hass.				X						X		
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehr.) Ralfs										X		
<i>Bacillaria paradoxa</i> Gmelin										X	X	
<i>Caloneis amphisbaena</i> (Bory) Cleve											X	
<i>Cocconeis placentula</i> Ehr.				X					X	X	X	
<i>Cocconeis placentula</i> Ehr. var. <i>euglypta</i> (Ehr.) Grunow										X	X	
<i>Cyclotella comta</i> (Ehr.) Kützing											X	
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	X		X	X						X	X	X
<i>Cyclotella</i> sp.								X				
<i>Cymatopleura elliptica</i> (Breb.) W. Smith var. <i>constricta</i> Grunow											X	
<i>Cymatopleura solea</i> (Brebisson) W. Smith											X	
<i>Cymbella affinis</i> Kützing											X	
<i>Cymbella helvetica</i> Kützing											X	X
<i>Cymbella turgida</i> Gregory											X	
<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve											X	
<i>Entomoneis alata</i> (Ehr.) Ehr.											X	
<i>Epithemia sorex</i> Kützing				X						X	X	
<i>Fragilaria capucina</i> Desm. csop.: <i>vaucheriae</i>										X		X
<i>Fragilaria capucina</i> Desm.										X		X

1. táblázat. (folytatás)

Fajnév	KSZ	BSZ	ZSZ	FSZ	K-1	K-2	Ny-1	Ny-2	Ny-3	Kr	Scs	Kcs
<i>Fragilaria constricta</i> Ehr.						x						
<i>Fragilaria dilatata</i> (Breb.) Lange-Bert.										x		
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch.) Lange-Bert. csop.: acus										x	x	x
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch.) Lange-Bert. csop.: ulna										x	x	x
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehr.										x		
<i>Gomphonema acuminatum</i> Ehr. var. <i>coronata</i> (Ehr.) W. Smith										x		
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst								x			x	
<i>Gomphonema angustatum</i> (Kützing) Rabenhorst var. <i>producta</i> Grunow									x			
<i>Gomphonema augur</i> Ehr. var. <i>gautieri</i> Van Heurck											x	
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehr.											x	x
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kützing) Rabenhorst											x	
<i>Melosira varians</i> Agardh											x	
<i>Navicula cryptocephala</i> Kützing	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Navicula cuspidata</i> Kützing								x				
<i>Navicula cuspidata</i> Kützing var. <i>ambigua</i> (Ehr.) Cleve							x					
<i>Navicula dicephala</i> Ehr.							x	x			x	x
<i>Navicula halophila</i> (Grunow) Cleve			x	x								
<i>Navicula hungarica</i> Grunow var. <i>capitata</i> (Ehr.) Cleve										x	x	
<i>Navicula menisculus</i> Schumann											x	
<i>Navicula pygmaea</i> Kützing							x				x	
<i>Navicula radiosa</i> Kützing										x	x	
<i>Navicula rhynchocephala</i> Kützing	x	x							x		x	
<i>Navicula</i> sp.										x		x
<i>Navicula tripunctata?</i> (O. F. Müll.) Bory										x		
<i>Navicula veneta</i> (Kützing) Grunow				x								
<i>Navicula viridula</i> (Kützing) Ehrenberg								x	x			
<i>Nitzschia acicularis</i> (Kützing) W. M. Smith										x	x	
<i>Nitzschia acuta</i> Hantzsch.										x		x
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow												x
<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow in Cleve et Möller												x

1. táblázat (folytatás)

Fajnév	KSZ	BSZ	ZSZ	FSZ	K-1	K-2	Ny-1	Ny-2	Ny-3	Kr	Scs	Kcs
<i>Nitzschia kützingiana</i> Hilse											X	
<i>Nitzschia linearis</i> (Agardh) W. M. Smith				X			X	X	X			X
<i>Nitzschia nana</i> Grunow		X					X	X		X	X	
<i>Nitzschia palea</i> (Kützing) W. Smith		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Nitzschia recta</i> Hantzsch ex Rabenhorst								X				X
<i>Nitzschia vermicularis</i> (Kützing) Grunow											X	
<i>Nitzschia sigmoidea</i> (Nitzsch.) W. M. Smith		X				X					X	
<i>Nitzschia</i> sp.	X	X	X									X
<i>Nitzschia stagnorum</i> (Rabenhorst) Grunow							X	X				
<i>Nitzschia tryblionella</i> Hantzsch var. <i>levidensis</i> (W. Smith) Grunow											X	
<i>Pinnularia maior</i> (Kützing) Rabenhorst											X	
<i>Pinnularia microstauron</i> (Ehr.) Cleve											X	
<i>Pinnularia viridis</i> (Nitzsch.) Ehr.										X		
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C. Agardh) Lange-Bert.							X			X	X	
<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehr.) O. Muller				X						X	X	
<i>Stauroneis anceps</i> var. <i>gracilis</i> (Ehr.) Cl.										X		
<i>Stephanodiscus rotula</i> (Kütz.) Hendey											X	
<i>Stephanodiscus hantzschii</i> Grunow										X		
<i>Surirella brebissonii</i> Krammer et Lange-Bert.											X	
<i>Surirella ovata</i> Kützing			X									

2. táblázat. Chlorophyta. KSZ = Kelemen-szék, BSZ = Büdös-szék, ZSZ = Zab-szék, FSZ = Fehér-szék, Böddi-tavak: K-1, K-2, Ny-1, Ny-2, Ny-3, Kr = Kis-rét, Scs = Sóséri-csatorna, Kcs = Kelemenszéki-csatorna.

Fajnév	KSZ	BSZ	ZSZ	FSZ	K-1	K-2	Ny-1	Ny-2	Ny-3	Kr	Scs	Kcs
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerh.										x		
<i>Ankistrodesmus falcatus</i> (Corda) Ralfs										x		
<i>Ankistrodesmus fusiformis</i> Corda										x		x
<i>Ankistrodesmus spiralis</i> (Turn.) Lemm.												x
<i>Ankyra judayi</i> (G. M. Smith) Fott								x				
<i>Botryococcus braunii</i> Kütz.				x						x		
<i>Carteria</i> sp.												x
<i>Chaetophora</i> sp.					x				x			
<i>Chlamydomonas</i> sp.								x			x	
<i>Chlorolobion lunatum</i> Hind.								x	x			
<i>Coelastrum astroideum</i> De Not												x
<i>Coelastrum microporum</i> Naeg. in A. Br.										x		
<i>Coelastrum polychordum</i> (Kors.) Hind.										x		
<i>Coelastrum pseudomicroporum</i> Kors.				x								x
<i>Coelastrum sphaericum</i> Naeg.												x
<i>Crucigeniella apiculata</i> (Lemm.) Kom.										x		
<i>Crucigeniella rectangularis</i> (Naeg.) Kom.										x		
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Naeg.										x	x	x
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> Wood.										x		x
<i>Elakatothrix genevensis</i> (Reverd.) Hind.										x		
<i>Eudorina elegans</i> Ehr.										x		
<i>Gonium pectorale</i> O. F. Müll.				x								x
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchn.) Moeb.										x		
<i>Micractinium pusillum</i> Fres.										x		
<i>Microspora stagnorum</i> (Kütz.) Lagerh.											x	
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Kors.) Hind.										x		
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berk.) Kom.-Legn.										x		
<i>Monoraphidium</i> sp.										x		
<i>Mougeotia</i> sp.							x		x	x		

2. táblázat (folytatás)

Fajnév	KSZ	BSZ	ZSZ	FSZ	K-1	K-2	Ny-1	Ny-2	Ny-3	Kr	Scs	Kcs
<i>Nephrocytium agardhianum</i> Naeg.										x		
<i>Pandorina morum</i> (O. F. Müll.) Bory										x	x	x
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turp.) Menegh.										x		x
<i>Pediastrum duplex</i> Meyen										x		x
<i>Pediastrum simplex</i> Meyen										x		
<i>Pediastrum tetras</i> (Ehr.) Ralfs										x		x
<i>Phacotus lenticularis</i> (Ehr.) Stein							x	x		x		x
<i>Polyedriopsis spinulosa</i> Schmidle										x		
<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh.) Chod.										x		
<i>Scenedesmus armatus</i> (Chod.) Chod.											x	
<i>Scenedesmus denticulatus</i> Lagerh.										x		
<i>Scenedesmus disciformis</i> (Chod.) Fott et Kom.				x						x	x	x
<i>Scenedesmus ellipticus</i> Corda										x		
<i>Scenedesmus opoliensis</i> P. Richt.											x	
<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turp.) Breb. sensu Chod.				x						x	x	x
<i>Sorastrum spinulosum</i> Naeg.										x		
<i>Spirogyra</i> sp.									x	x	x	
<i>Stigeoclonium</i> sp.					x							
<i>Tetradesmus lunatus</i> Kors.												x
<i>Tetraedron caudatum</i> (Corda) Hansg.				x						x		
<i>Tetraedron minimum</i> (A. Br.) Hansg.										x	x	
<i>Tetrastrum glabrum</i> (Roll.) Ahlstr. et Tiff.										x		
<i>Ulothrix</i> sp.						x	x		x			

3. táblázat. Cyanobacteria-Cyanophyceae. KSZ = Kelemen-szék, BSZ = Büdös-szék, ZSZ = Zab-szék, FSZ = Fehér-szék, Böddi-tavak: K-1, K-2, Ny-1, Ny-2, Ny-3, Kr = Kis-rét, Scs = Sóséri-csatorna, Kcs = Kelemenszéki-csatorna.

Fajnév	KSZ	BSZ	ZSZ	FSZ	K-1	K-2	Ny-1	Ny-2	Ny-3	Kr	Scs	Kcs
<i>Anabaena aequalis</i> Borge		x	x							x		
<i>Anabaena affinis</i> Lemm.						x				x		
<i>Anabaena oscillarioides</i> Bory							x		x	x	x	
<i>Anabaena</i> sp.		x										
<i>Anabaena sphaerica</i> Bornet et Flahault	x		x		x		x					
<i>Anabaenopsis</i> sp.				x								
<i>Aphanizomenon</i> sp.												x
<i>Cylindrospermum</i> sp.										x		
<i>Cylindrospermum stagnale</i> (Kütz.) Bornet et Flahault							x		x	x		
<i>Gomphosphaeria aponina</i> Kütz.										x	x	
<i>Lyngbya martensiana</i> Menegh.				x			x					
<i>Merismopedia glauca</i> (Ehr.) Kütz.										x		
<i>Merismopedia tenuissima</i> Lemm.											x	
<i>Nodularia harveyana</i> (Thwaites) Thuret			x		x						x	
<i>Nodularia spumigena</i> Mertens	x	x	x			x			x			
<i>Nostoc</i> sp.	x		x	x						x		
<i>Oscillatoria brevis</i> (Kütz.) Gom.					x			x	x			
<i>Oscillatoria cortiana</i> (Menegh.) Gom.	x	x										
<i>Oscillatoria geminata</i> (Menegh.) Gom.						x						
<i>Oscillatoria irrigua</i> (Kütz.) Gom.			x				x		x			
<i>Oscillatoria lemmermannii</i> Wolosz.					x							
<i>Oscillatoria limnetica</i> Lemm.		x	x	x		x	x		x		x	x
<i>Oscillatoria limosa</i> Agardh.	x		x	x					x			
<i>Oscillatoria putrida</i> Schmidle	x	x	x			x	x		x			
<i>Oscillatoria</i> sp.	x	x					x	x	x	x	x	
<i>Phormidium fragile</i> (Menegh.) Gom.					x	x	x	x	x			
<i>Phormidium</i> sp.		x			x	x						
<i>Phormidium tenue</i> (Menegh.) Gom.										x		
<i>Planktolyngbya limnetica</i> (Lemm.) Kom. et Cron.	x			x	x	x	x	x		x	x	

3. táblázat (folytatás)

Fajnév	KSZ	BSZ	ZSZ	FSZ	K-1	K-2	Ny-1	Ny-2	Ny-3	Kr	Scs	Kcs
<i>Pseudanabaena catenata</i> Laut.						x	x					
<i>Pseudanabaena constricta</i> (Szafer) Laut.				x							x	
<i>Pseudanabaena crassa</i> Vozzhennikova		x	x	x						x		
<i>Rivularia dura</i> Roth.										x		
<i>Snowella lacustris</i> (Chod.) Kom. et Hind.										x	x	x
<i>Spirulina laxissima</i> G. S. West						x						
<i>Spirulina maior</i> Kütz.	x	x	x									
<i>Spirulina subtilissima</i> Kütz.						x	x					

4. táblázat. Egyéb algák. KSZ = Kelemen-szék, BSZ = Büdös-szék, ZSZ = Zab-szék, FSZ = Fehér-szék, Böddi-tavak: K-1, K-2, Ny-1, Ny-2, Ny-3, Kr = Kis-rét, Scs = Sóséri-csatorna, Kcs = Kelemenszéki-csatorna.

Fajnév	KSZ	BSZ	ZSZ	FSZ	K-1	K-2	Ny-1	Ny-2	Ny-3	Kr	Scs	Kcs
Euglenophyta												
<i>Euglena acus</i> Ehr.				x						x		
<i>Euglena ehrenbergii</i> Klebs										x		
<i>Euglena oxyuris</i> Schmarda										x		x
<i>Euglena pisciformis</i> Klebs									x			
<i>Euglena proxima</i> Dang.								x				
<i>Euglena sanguinea</i> Ehr.										x		
<i>Euglena</i> sp.	x							x		x		
<i>Euglena spirogyra</i> var. <i>fusca</i> Klebs										x		
<i>Euglena texta</i> (Duj.) Hübn.								x		x		x
<i>Euglena vermicularis</i> Proschk.-Lavr.	x											
<i>Euglena viridis</i> Ehr.	x											x
<i>Lepocynclis ovum</i> (Ehr.) Lemm.								x				

4. táblázat. (folytatás)

Fajnév	KSZ	BSZ	ZSZ	FSZ	K-1	K-2	Ny-1	Ny-2	Ny-3	Kr	Scs	Kcs
<i>Phacus caudatus</i> Hübn.								x		x		
<i>Phacus longicauda</i> (Ehr.) Duj.										x		
<i>Phacus maximus</i> Palik										x		
<i>Phacus megapyrenoides</i> Roll										x		
<i>Phacus pleuronectes</i> (O. F. Müll.) Duj.								x		x		
<i>Phacus pyrum</i> (Ehr.) Stein	x					x				x		
<i>Phacus</i> sp.								x		x		
<i>Phacus triquetrus</i> (Ehr.) Duj.												x
<i>Trachelomonas oblonga</i> Lemm.										x		
<i>Trachelomonas</i> sp.										x		
<i>Trachelomonas volvocina</i> Ehr.										x		
Cryptophyta-Cryptophyceae												
<i>Cryptomonas</i> sp.										x		
<i>Rhodomonas pusilla</i> (Bach.) Javorn.								x				
Dinophyta-Dinophyceae												
<i>Peridinium inconspicuum</i> Lemm.				x								
<i>Peridinium</i> sp.										x		
Heterokontophyta-Xanthophyceae												
<i>Ophiocytium capitatum</i> Wolle											x	
<i>Tribonema</i> sp.												x
Heterokontophyta-Chrysophyceae												
<i>Dinobryon sertularia</i> Ehr.											x	

Zab-szék

A tó vize a sok kolloidális lebegőanyagtól szürke, átlátszatlan. A vízmélység kb. 20–30 cm.

Az algák fajszáma igen alacsony volt, mindössze 21, csak cianobaktérium és kovaalga fordult elő a mintában. Gyakoribb fajok: *Anomoeoneis sphaerophora*, *Nodularia spumigena*, *Oscillatoria putrida*, *Oscillatoria lemmermannii*. Planktonjában 1998-ban mindössze egyetlen zöldalgát találtunk, 2000-ben egyetlen fajt sem. Ekkor a betöményedő vízben kizárólagosan fotoautotrófikus pikoplankton volt megfigyelhető (Vörös & V.-Balogh 2003).

Kelemen-szék

A víz zavaros, szürke színű a sok kolloidális lebegőanyagtól, mélysége kb. 30 cm. A tó szélén az alacsony zsióka és nád között tenyérnyi fonalas alga gyepek voltak. A fajszám alacsony, mindössze 19 algataxon fordult elő a mintában, melyek közül a cianobaktériumok domináltak. Gyakori fajok: *Navicula cryptocephala*, *Anabaena sphaerica*, *Planktolyngbya limnetica*, *Nodularia spumigena*.

A nano- és mikrokategóriájú fitoplankton faj- és egyedszámát tekintve rendkívül szegény: 1998-ban mindössze 2 cianobaktériumot, 2 ostoros algát, 4 kovaalgát és 1 zöldalgát találtunk. A betöményedő víz fotoautotrófikus pikoplanktonja 2000-ben milliós nagyságrendű volt cm³-ként, de más algát nem találtunk a planktonban.

Fehér-szék

Vize szürkésbarna, átlátszatlan, a vízmélység kb. 50–60 cm volt a mintavétel idején, sok hínárnövényrel, köztük állományalkotóként a *Myriophyllum* is.

Az igazi szikesekhez képest kissé gazdagabb az algaflórája, amely a változatosabb makrovegetációval magyarázható. A meghatározott fajok száma 40 volt (ebből planktonikus 5–10), a 19 zöldalgataxon közül 14 a Desmidiáles rendbe tartozó volt.

Böddi-tavak

A Sóséri-csatorna két oldalán elterülő, több víztérre tagolt terület: keleti oldalán két (K/1, K/2), nyugati partján három tavacska (NY/1, NY/2, NY/3) található.

A Böddi-tavakból a bevonatot főleg zsiókáról és mézpzásitról vettük. Az öt tó közül a K/1-ben és a K/2-ben alacsony volt a taxonszám (11 és 17), a nyugati há-

rom tóban ennél kissé magasabb (23, 28, 31). Közös tulajdonságuk, hogy mind-egyikben előfordultak cianobaktériumok. A Ny/2-es tó abban tért el a többi tavacs-kától, hogy nagyobb fajszámmal fordultak elő benne ostoros moszatok.

Nagy tömegben előforduló cianobaktériumok: *Anabaena oscillarioides*, *Cylindrospermum stagnale*, *Oscillatoria brevis*, *Phormidium fragile*, *Planktolyngbya limnetica*. Leggyakoribb kovaalgák: *Anomoeoneis sphaerophora*, *Nitzschia palea*, *Navicula cryptocephala*.

Kelemenszéki-csatorna

Magasabbrendű vízinövényekkel erősen benőtt csatorna. Uralkodó hínárnövényei a *Myriophyllum spicatum* és a *Ceratophyllum demersum* voltak.

Alacsony sótartalmú „közepes édesvíz”, nem szikes víz (a pH-ja semleges, karbonátió nincsen benne és a nátriumtartalma is alacsony). A növényi tápanyag ionok koncentrációja rendkívül alacsony volt a sok a vízinövény miatt. A metafitonja változatos összetételű, benne a kovamoszatok és a zöldalgák domináltak. Az összes fajszám 77 volt.

Sóséri-csatorna

A vizsgálat idején a csatorna alacsony sótartalmú, nem szikes jellegű vizet szállított. A növényi tápanyagok koncentrációja alacsony. A Sóséri-csatornában a mintát sűrű hínárnövényzet közül gyűjtöttük, melyet *Myriophyllum*, *Ceratophyllum* és *Potamogeton* fajok alkottak. Algaösszetétele változatos, az összes fajszám 81 volt. Mivel a mintát sűrű hínárnövényzet közül vettük, domináltak a bevonatalakotó kovamoszat fajok, nagy volt a faj- és egyedszámuk is. Leggyakoribb szer-vezetek: *Bacillaria paradoxa*, *Nitzschia palea*, *Diploneis ovalis*, *Rhopalodia gibba*, *Epithemia sorex*. Feltűnően sok, a zöldalgák Desmidiáles rendjébe tartozó faj fordult elő kis egyedszámmal.

Az eredmények alapján elmondható, hogy az igazi szikes vizekben található bevonatokban és algagyepekben egyaránt kevés algafaj él. Főként néhány cianobaktérium és kovaalga faj fordult elő, azok viszont nagy egyedszámmal. Már Kiss István is megfigyelte a többi algacsoporthoz képest a cianobaktériumok gyakoribb előfordulását a szikesekben, ezt a mi vizsgálataink is alátámasztják. Az ő eredményeihez képest viszont fajszegényebbnek találtuk a vizeket, de feltétlenül meg kell jegyezni, hogy ő többféle élőhelyet vizsgált.

A legváltozatosabb algaflórát a Kisréti-tóban találta, vizsgálataink alkalmával is ebben a tóban volt a legnagyobb a diverzitás, ionkoncentrációja alapján

azonban nem igazán szikes víz. Meglepőek voltak viszont a Fehér-szék algológiai eredményei. A tó vize igazi szikes víznek minősült, viszonylag magas sótartalommal, mégis nagy fajszerű volt az algaflórája. A magyarázat talán az, hogy vízinövényzete változatosabb volt, mint a többi magas sótartalmú tóé, így a bevonatalkotó algák aljzatspecifikussága okozhatta a változatosabb algaelfordulást.

*

Köszönetnyilvánítás – A kutatást a Kiskunsági Nemzeti Park és az Országos Tudományos Kutatási Alap (T 029636) támogatta.

Irodalomjegyzék

- Fehér, G. (2003): Szikes területek vizeinek Desmidiáles flórája. – *Természetvédelmi Közlemények* **10**: 177–183.
- Kiss, I. (1977): A Kiskunsági Nemzeti Park II-es számú területén lévő szikes tavak algológiai vizsgálata. – Kézirat.
- Kiss, I. (1978): A szabadszállási szikes tavak algaflórájának és egyes taxonok ozmotikus károsodásának vizsgálata. – *Juhász Gyula Tanárképző Főiskola Tud. Közlem.* Szeged, pp. 63–80.
- Vörös, L. & V.-Balogh, K. (2003): Fotoautotróf pikoplankton Duna–Tisza közti szikes tavakban. – *Természetvédelmi Közlemények* **10**: 185–189.

Algological investigations of sodic ponds in Kiskunság (KNP II)

Fehér, G. & Schmidt, A.

Environmental Protection Inspectorate, Southern Danube Region
H-6501 Baja, P.O.B. 113, Hungary

Ten ponds and two canals of the Kiskunság National Park situated in the sodic area near Fülöpszállás and Szabadszállás (KNP II) were studied in the seventies and at the end of the nineties. The algal number in the ponds was lower in the nineties than earlier, because István Kiss investigated much more biotops in the seventies. In the periphyton cyanobacteria and diatoms dominated in both periods of the investigations. *Euglena* taxa dominated in the phytoplankton of Pond Fehér (Fehér-szék), Desmidiáles taxa dominated in the metaphyton of Pond Kis-rét. In the phytoplankton of the ponds with high salt content only few taxa of diatoms or Phytomonadia were found but any ponds has very rich photoautotrophic picoplankton. For list of the algae identified of these sodic ponds see the Hungarian text (except Desmidiáles).

Key words: algae of nano- and microplankton, periphyton

Szikes területek vizeinek Desmidiáles flórája

Fehér Gizella

Alsó-Duna-völgyi Környezetvédelmi Felügyelőség
6501 Baja, Pf. 113; E-mail: fegizi@freemail.hu

Összefoglaló: A cikk a szikes tavak 1998–2000-es algológiai vizsgálataihoz kapcsolódóan a Szabadszállás, Fülöpszállás (KNP II.) és a Fülöpháza környéki szikesekben, illetve a KNP II. számú területén lévő egyéb vizekben előforduló, a Chlorophyta divízió Zygnematophyceae osztályának Desmidiáles rendjébe tartozó taxonjait foglalja össze. Azokban a szikes területeken lévő vizekben volt fajgazdag Desmidiáles flóra, amelyekben jelentős mennyiségű hínárnövényzet élt, és közülük az *Utricularia vulgaris* és a *Myriophyllum spicatum* nagy állományokat alkottak. A fenti rend 9 nemzetségéből 54 taxon fordult elő a metafitonból gyűjtött mintákban, ugyanakkor ezen algák a nyíltvízi planktonban nem voltak jelen. Legváltozatosabb a Kis-rét Desmidiáles flórája volt. Az adatok érdekessége, hogy a rend taxonjai zömében savanyú vizet kedvelő fajokként szerepelnek az irodalomban, jelen esetben viszont kimondottan alkalikus (pH: 9 körüli) vizekben fordultak elő. Nagy valószínűséggel az említett két hínárnövényhez kötött az előfordulásuk.

Kulcsszavak: szikes tavak, Desmidiáles, hínárnövények, metafiton, biotekton

Bevezetés

A Szabadszállás, Fülöpszállás (KNP II sz. területe) és a Fülöpháza határában lévő vizek algológiai vizsgálatának eredményeit egészíti ki a jelen cikk a zöldalgák Desmidiáles rendjének előfordulási adataival.

A terület vizeiből kevés publikált algológiai adat van. Először Kiss István közölt szikes vizekből Desmidiáles fajokat. Meglepőnek találta, hogy néhány szikes, vagy magasabb sótartalmú vízben sok Desmidiáles faj fordult elő, hiszen ezen algák elsősorban savanyú vizekből ismertek. Nagy fajszerű (46 faj) jelenlétüket a Kistréti-tóban, a Dunából idevezetett vízzel való bekerülésükkel magyarázta (Kiss 1978). A Szabadszállás környéki Pap-szikból (Büdös-szék) 5, a Fülöpháza környéki szikesek közül a Kondor-tóból 7, a Hattyús-székéből 4, a Zsíros-székéből 1 Desmidiáles fajt közölt (Kiss 1975). A Kondor-tóban való előfordulásukat a tó déli részének mocsarasabb, lápi jellegével magyarázta (Kiss 1975).

Más élőhelyeken végzett vizsgálataim is igazolják, hogy viszonylag gyakran előfordulnak ezek az algák a kissé alkalikus, vagy alkalikus vizekben: kis egyedszámmal, nagy diverzitással és mindig hínárnövényekhez kötötten. A szeremlei Duna-ágból 37 taxon (Fehér 1999), a Császártöltés környéki tavakból 50 taxon (Fehér 2001) került elő a hínárnövények közötti víztérből.

Anyag és módszer

A Szabadszállás és Fülöpszállás környéki vizek közül a Kistréti-tó vizében, a Fehér-székből, az egyik Böddi-tóban (NY/1), a Kelemenszéki-csatornában és a Sóséri-csatornában fordultak elő Desmidiáles taxonok, így ezen vizek részletes vizsgálatát végeztem el a fent említett fajokra. A Fülöpháza környéki tavak közül a Kondor-tó északi és déli részén történtek a mintavételek, de csak a déli részben fordultak elő a vizsgált csoport képviselői.

A mintákat 1998 augusztusában a Kistréti-tó vizéből, a Kelemenszéki-csatornából, 1999. augusztusában a Kistréti-tóból, a Fehér-székből és a Kelemenszéki-csatornából, 2000 szeptemberében a Böddi-tóból (NY/1), a Kondor-tóból és a Sóséri-csatornából gyűjtöttem. A mintavétel minden alkalommal a hínárnövényzet közül, 10 µm-es planktonhálójával történt. A mintákból élő állapotban ill. formalinnal rögzítve kvalitatív vizsgálatot végeztem, különös tekintettel a Desmidiáles rend taxonjaira.

A környezeti viszonyok esetében változás az 1999-es évben volt, ekkor ugyanis a bőséges csapadék következtében minden tó vízállása jóval magasabb volt az előző évinél, a területen jelentős belvizek voltak. A vizek minősítése sótartalom alapján Dévai I. halobitás fokozatai szerint történt (Felföldy 1987).

Eredmények és értékelésük

Kis-rét

Oldott sótartalma alapján tömény édesvíznek tekinthető, viszont szikes jellegét mutatják uralkodó ionjai (nátrium, hidrogénkarbonát), karbonát tartalma és lúgos kémhatása (a pH 9 fölötti volt, lásd Schmidt & Fehér 2001). A vízkémiai adatok részletes ismertetése Schmidt (2003) munkájában található.

A tó nagy részét nádas borította. A nád között a fő állományalkotó magassabbrendű növény az *Utricularia vulgaris* és a *Myriophyllum spicatum* volt. A metafitonból vett mintában a zöldalgák több, mint a fele a Desmidiáles renbe tartozott, míg ugyanennek a tónak a nyíltvízi planktonjából vett mintában a Chlorophyta divízió taxonjai közül mindössze kettő tartozott a renhez (Schmidt & Fehér 2001). A Desmidiáles flóra ebben a tóban volt a leggazdagabb: 36 taxon fordult elő a mintákban, ezek közül 6 *Closterium*, 17 *Cosmarium*, 1 *Euastrum*, 8 *Staurostrum*, 1 *Staurodesmus*, 1 *Teilingia*, 1 *Gonatozygon*, 1 *Hyalotheca* volt.

Fehér-szék

Az iontartalom alapján híg szikes víznek minősült, a pH értéke a vizsgálat idején 9 fölötti volt a tóban. Vízében jelentősebb *Myriophyllum*-os hínárállomány volt. Tizennégy Desmidiales faj került meghatározásra a metafitonból származó mintából, míg a nyíltvízi planktonban egy sem fordult elő közülük. A taxonok közül 1 *Actinotaenium*, 1 *Closterium*, 9 *Cosmarium*, 1 *Euastrum*, 2 *Staurastrum* faj volt.

Böddi-tó (NY/1)

Vize nátrium-kloridos, a terület sós vizei közé tartozik, a pH 9 körüli volt. A sekély vízben, a mézspázsit és zsióka közül vett mintában mindössze 1 *Cosmarium* faj volt.

Kondor-tó, déli meder

A vizsgálat idején a tó vize nem volt szikesnek minősíthető, a Mg^{2+} és HCO_3^- ionok domináltak. A víz pH-ja 8.6 volt. Sótartalma alapján a vizsgálat idején híg sós víznek minősült Dévai I. halobitás fokozatai alapján (Felföldy 1987).

A tó északi és déli partjának növényzete eltérő volt: északon zsióka, délen nádas volt jellemző, a nád között jelentős mennyiségű *Utricularia vulgaris* állománnyal. A tó északi és déli részének eltérő jellegét már Kiss (1975) is jelezte, a Desmidiales fajok jelenlétét a déli szakaszon azzal magyarázta, hogy az mocsaras, lápi jellegű.

Vizsgálataim során a déli rész sokkal fajgazdagabb algaflórája a változatosabb növényzetnek, mint aljzatnak tulajdonítható. Az előfordult 6 Desmidiales taxonból 5 *Cosmarium* és 1 *Staurastrum* volt.

Kelemenszéki-csatorna

A csatorna nem tartozik a szikes vizek közé, uralkodó ionjai a kalcium és a hidrogénkarbonát voltak a vizsgálat idején. Alacsony sótartalmú „közepes édes-víz”, a pH semleges (7,05), karbonát-ion nem volt benne, és nátrium tartalma is alacsony volt. A növényi tápanyag-ionok koncentrációja rendkívül alacsony volt a vizsgálat idején.

Magasabbrendű vízinnövényzettel erősen benőtt vízfolyás, fő állományalkotói a *Myriophyllum spicatum* és a *Ceratophyllum demersum*. A csatorna Desmidiales flórája igen változatos volt, összesen 30 taxon került elő a mintákból, ebből 3 *Closterium*, 15 *Cosmarium*, 12 *Staurastrum* volt.

Sóséri-csatorna

A csatorna a vizsgálat idején közepes édesvizet szállított, nem szikes jellegű, mert uralkodó ionjai a kalcium és a hidrogénkarbonát. A növényi tápanyagok koncentrációja rendkívül alacsony volt. A vizet helyenként jelentősebb hínárállományok tarkították, melyek közül a *Myriophyllum spicatum*-nak és egy *Potamogeton* fajnak voltak nagyobb állományai.

A metafitonból vett mintában 10 Desmidiales taxont találtam, amelyből 5 a *Cosmarium*, 1 a *Gonatozygon* és 4 a *Staurastrum* nemzetségbe tartozott.

A fenti vizekből meghatározott fajok listája

Az előfordulást a következő betűjelek mutatják: Kistréti-tó 1998: K-1, Kistréti-tó 1999: K-2, Kelemenszéki-csatorna 1998: Kcs-1, Kelemenszéki-csatorna 1999: Kcs-2, Fehér-szék 1999: F, Sóséri-csatorna 2000: S, Kondor-tó 2000: Kt, Böddi Nyugati-1-es tó 2000: B.

Actinotaenium diplosporum (Lund.) Teil., méret: 71×34 µm, F.

Closterium acerosum (Schr.) Ehr. ex Ralfs, méret: 290×31 µm, K-1, Kcs-1.

Closterium aciculare T. West, méret: 380×7 µm, K-1.

Closterium diana Ehr. ex Ralfs, méret: 75–99×7,5–8 µm, K-1, F.

Closterium incurvum Breb., méret: 81×13 µm, K-1.

Closterium moniliferum (Bory) Ehr. ex Ralfs, méret: 210–260×35–44 µm, K-1, Kcs-1.

Closterium parvulum Naeg., méret 90×15 µm, Kcs-1.

Closterium pronum Breb., méret: 295×6,5 µm K-1.

Cosmarium blyttii Wille, méret: 20–24×19–22 µm, K-1, K-2.

Cosmarium botrytis Menegh. ex Ralfs var. *botrytis*, méret: 56×50 µm, K-1.

Cosmarium botrytis Menegh. ex Ralfs var. *tumidum* Wolle, méret: 61–65×50–54 µm, K-1, Kt, F, S.

Cosmarium crenulatum Naeg., méret: 23,5–26×15–19 µm, K-2, Kcs-1, Kt.

Cosmarium granatum Breb. in Ralfs, méret: 31–39×18–28 µm, K-1, K-2, Kcs-1, Kcs-2, S

Cosmarium humile (Gay) Nordst. in De Tony var. *humile*, méret: 15,5–22,5×15–22 µm, K-1, Kcs-1.

Cosmarium impressulum Elfv., méret: 24–25×16–18 µm, K-1, K-2, Kcs-1, F.

Cosmarium laeve Rabenh., méret: 30–31×22–25,5 µm, K-1, K-2, Kcs-1, F, S, B.

Cosmarium meneghinii Breb. in Ralfs, méret: 15–17×12,5–14 µm, K-1, Kt, Kcs-1.

Cosmarium pachydermum Lund., méret: 80×60 µm, Kcs-1.

Cosmarium phaseolus Breb. ex Ralfs var. *elevatum* Nordst., méret: 20–21×19–20 µm, K-1.

Cosmarium polygonum (Naeg.) Arch. var. *depressum* Messik., méret: 10–11,5×11–12,5 µm, K-1, F.

Cosmarium praecisum Borge var. *suecicum* (Borge) Krieg. et Gerloff, méret: 9,5–14×9,5–13 µm, F.

Cosmarium punctulatum Breb. var. *subpunctulatum* (Nordst.) Börg., méret: 28,5–37,5×24–32,5 µm, K-1, K-2, Kcs-1, Kcs-2, F, S.

Cosmarium quadrum Lund. var. *sublatum* (Nordst.) W. & G. S. West, méret: 55–56×52–58 µm, Kcs-1.

Cosmarium regnellii Wille, méret: 14–16×12–13,5 µm, K-1, K-2, Kcs-1.

Cosmarium reniforme (Ralfs) Arch., méret: 50×42 µm, Kcs-1.

Cosmarium retusum (Perty) Rabenh., méret: 32,5×26,5 µm, Kcs-1.

Cosmarium jaoi Kouwets, méret: 44×35 µm, Kcs-1, S.

Cosmarium sp. (*kjellmanii* Wille?), méret: 28–36×24–32 µm, Kcs-1.

Cosmarium staurastroides Eichl. & Gutw., méret: 11–14×11–14 µm, K-1.

Cosmarium subcostatum Nordst. in Nordstedt & Wittrock, méret: 25–37,5×20–32,5 µm, K-1, F, Kt.

Cosmarium subcrenatum Hantzsch in Rabenh., méret: 26–28×22–22,5 µm, K-1, S.

Cosmarium subgranatum (Nordst.) Lütkem, méret: 26×20 µm, K-1, K-2, Kcs-1, F.

Cosmarium subprotumidum Nordst., méret: 32×26 µm, Kcs-2, Kt.

Cosmarium wembaerense Schmidle, méret: 17,5–27,5×12,5–24 µm, F, K-1.

Euastrum insulare (Wittr.) Roy var. *lacustre* (Messik.) W. Krieg., méret: 32,5×22,5 µm, K-1, K-2, F.

Gonatozygon brebissonii De Bary, méret: 128–160×6–8 µm, K-1, S, Kcs-1.

Hyalotheca dissiliens (Smith) Breb. in Ralfs, méret: 20×24 µm, kocsonyával 54 µm széles, K-1.

Staurastrum alternans Breb. in Ralfs, 2-ágú forma, méret: 26–28×24–25 µm, K-2, Kcs-1.

Staurastrum sp., méret: 28×28 µm, K-2, Kcs-2.

Staurastrum avicula Breb. in Ralfs, méret: 30–32×32 µm, Kcs-2.

Staurastrum crenulatum (Naeg.) Delp., méret: 20–25×25–27 µm, K-1, K-2, Kcs-2, F.

Staurastrum dispar Breb., méret: 25–30×25–27 µm, K-1, K-2.

Staurastrum hantzschii Reinsch, méret: 32×24 µm, Kcs-1, Kcs-2, S.

Staurastrum hystrix Ralfs, méret: 27×24 µm, Kcs-1, Kcs-2.

Staurastrum inflexum Breb., méret: 21–22×30–31 µm, S.

Staurastrum lunatum Ralfs, méret: 22–23×22–23,5 µm, K-1, K-2.

Staurastrum manfeldtii Delp., méret: 38×40 µm, Kcs-1.

Staurastrum orbiculare (Ehr.) Ralfs ex Ralfs var. *depressum* Roy et Biss., méret: 25×25 µm, K-2, Kcs-1.

Staurastrum pentasterias Gröbl., méret: 31×38 µm, Kcs-1, Kcs-2.

Staurastrum punctulatum Breb. ex Ralfs, méret: 24–25×22,5–25 µm, K-1, K-2, Kcs-1, F, S, Kt.

Staurastrum gladiusum W. B. Turner, méret: 37×38 µm, Kcs-2.

Staurastrum tetracerum (Kütz.) Ralfs var. *tetracerum*, méret: 24×25 µm, K-1, K-2, Kcs-1, S.

Staurodesmus dejectus (Breb. ex Ralfs) Teil. var. *apiculatus* (Breb.) Teil., méret: 18–19×21–22 µm, K-2.

Teilingia granulata (Roy et Biss.) Bourr., méret: 11,5×12,5 µm, K-2.

A szikesek, továbbá a szikes területen lévő tavak és csatornák vizsgálata során meglepő volt, hogy az inkább savanyú vizekből publikált Desmidiales rendbe tartozó taxonok nagy fajszámmal voltak jelen ezekben a kimondottan lúgos vizekben. A mintákból meghatározott 54 taxon közül 49-nek az ökológiai igényei az irodalom szerint (Coesel 1998) többé-kevésbé ismertek. Ez alapján a mintákban előfordult fajok közül 13 acidofil, 1 acido-neutrofil, 19 acido-alkalofil, 1 alkalo-neutrofil és 1 alkalofil volt. Többségben voltak tehát a pH-igény szerint a tág tűrésű taxonok, de viszonylag nagy fajszámmal fordultak elő savanyú környezetet kedvelők a lúgos környezet ellenére. Lúgos miliőt kedvelő mindössze 1 taxon volt.

Közös jellemzőjük ezeknek a biotópoknak az volt, hogy mindegyikben jelentős volt a hínárnövényzet, és amelyekben az *Utricularia vulgaris* és a *Myriophyllum spicatum* volt az állományalkotó, azokban fajgazdag Desmidiales flórát találtam. Ha a vizsgált taxonok életforma típusát tekintjük, az összes közül 50-ről voltak erre vonatkozóan irodalmi adatok (Coesel 1998), megfigyelhető, hogy zömében bevonatalkotó (bentonikus) algák voltak a mintákban: összesen 39 faj, a mindkét típust (bentonikus-planktonikus) képviselő fajok közül 8, a bevonatalkotó-nedves talajon élő (bentonikus-atmophytikus) fajok közül 1, a valódi planktonalkotók közül mindössze kettő volt képviselve. A rend képviselői ugyanezen vizek nyíltvízi planktonjában nem voltak jelen.

Összehasonlítva Kiss István korábbi adataival, megállapítható, hogy ezen algák hasonló környezetben, hasonló arányban szerepeltek az akkori vizsgálatok során is. Legváltozatosabb akkor is a Kiszéti-tó Desmidiales flórája volt, de nem valószínű, hogy odavezetett vízzel kerültek volna be a szikes tóba, hiszen ma már semmilyen vízbevezetés nincs, és a mai napig hasonlóan nagy taxonszámmal képviselteti magát a rend. A Kondor-tó déli részén élő fajok is inkább a megfelelő hí-

nárnövényzet jelenlétéhez kötöttek, mintsem a lápi jelleghez. Ezek az adatok korábbi megfigyeléseket látszanak alátámasztani, miszerint kissé alkalikus, vagy alkalikus felszíni vizekben a Desmidiales taxonok előfordulása bizonyos hínárnövény fajokhoz kötött (Fehér 1999).

*

Köszönetnyilvánítás – A kutatást a Kiskunsági Nemzeti Park és az Országos Tudományos Kutatási Alap (T 29636) támogatta.

Irodalomjegyzék

- Coesel, P. F. M. (1998): *Sieralgen en Natuurwaarden*. – KNNV Uitgeverij, 53 pp.
- Fehér, G. (1999): Desmidiales előfordulások a szeremlei Duna-ágban. – *Acta Agronomica Óváriensis Mosonmagyaróvár* **41**: 197–210.
- Fehér, G. (2001): Desmidiales fajok előfordulása a Császártöltés környéki tőzegbánya tavakban. – *Hidrol. Közl.* **81**(5–6): 361–362.
- Felföldy, L. (1987): *A biológiai vízminősítés*. – In: Felföldy L. (szerk.): Vízügyi Hidrobiológia 16, VGI, Budapest, 258 pp.
- Kiss, I. (1975): A Fülöpháza környéki szikes tavak mikroflórájának és mikrovegetációjának összehasonlító vizsgálata. – *Juhász Gyula Tanárképző Főiskola Tud. Közlem. Szeged*, pp. 3–31.
- Kiss, I. (1978): A szabadszállási szikes tavak algaflórájának és egyes taxonok ozmotikus károsodásának vizsgálata. – *Juhász Gyula Tanárképző Főiskola Tud. Közlem. Szeged*, pp. 63–80.
- Schmidt, A. & Fehér, G. (2001): Kiskunsági szikes tavak (KNPII) vízkémiai és algológiai vizsgálata (1998–1999). – *Hidrol. Közl.* **81**(5–6): 455–456.
- Schmidt, A. (2003): Kiskunsági szikes tavak (KNPII) összehasonlító vízkémiai vizsgálata. – *Természetvédelmi Közlemények* **10**: 153–162.

Desmidiales-flora of sodic waters

Fehér, G.

Environmental Protection Inspectorate, Southern Danube Region
H-6501 Baja, P.O.Box 113, Hungary

The desmids published in this article were studied in the ponds of the Kiskunsági National Park in the period 1998–2000. It was established that the Desmidiales-flora of this sodic area was rich in the ponds being full of macrophytes (*Utricularia vulgaris* and *Myriophyllum spicatum*). 54 Desmidiales taxa of 9 genera were found in the metaphyton samples, but they weren't in the plankton of the open water of these ponds. The Desmidiales flora was most diversified in the sample of the pond called Kis-rét. It was interesting that the majority of Desmidiales taxa were described as acidophil ones, but the water of studied ponds was alcalic (pH=9). It is probably that the occurrence of these desmids is connected with the above-mentioned macrophytons.

Key words: sodic ponds, desmids, submerged macrophytons, metaphyton, biotecton

Fotoautotróf pikoplankton Duna–Tisza közti szikes tavakban

Vörös Lajos és V.-Balogh Katalin

*MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézet
8237 Tihany, Pf. 35, E-mail: vorosl@tres.blki.hu*

Összefoglaló: Kilenc Duna–Tisza közti szikes tavon 2000 szeptemberében meghatároztuk a fotoautotróf pikoplankton abundanciáját és pigment típusát epifluoreszcens mikroszkópi technikával. Megállapítottuk, hogy a pikoplankton mennyisége a vizsgált vízterekben 10^4 sejt/cm³ és 10^7 sejt/cm³ között variál. Eredményeink szerint az alacsony sótartalmú vizek pikoplanktonban szegények, a magas fajlagos elektromos vezetőképességűek pedig pikoplanktonban rendkívül gazdagok voltak. A Zab-szék vizében köbcentiméterenként 25 millió kb. 1 μ m átmérőjű egysejtű fikocianin pigmentdominanciájú kokkoid cianobaktériumot találtunk, ahol más algafaj nem fordult elő. A pikoplankton ilyen méretű gazdagságára más hazai vízben még nem volt példa.

Kulcsszavak: szikes tavak, sótartalom, pikoplankton

Bevezetés

A világszerte mintegy két évtizedes múlta visszatekintő pikoplankton kutatás alapján ma már elmondható, hogy a túlnyomórészt 0,8–1,2 μ m átmérőjű kokkoid pikocianobaktériumokból álló fotoautotróf pikoplankton előfordulása tengeri és édesvízi környezetben egyaránt közönséges. A fotoautotróf pikoplankton széleskörű elterjedését hazai sekély állóvizeinkben először 1985-ben észleltük (Vörös 1987–88). Később fotoszintézis mérésekkel bizonyítottuk, hogy ez a korábban nem detektált algacsoport gyakran a hazai sekély állóvizekben a fitoplankton elsődleges termelésének több mint felét adja (Vörös 1991). Annak ellenére, hogy a több mint egy évtizedes hazai pikoplankton kutatás során számos hazai és külföldi tóban valamint folyóvízben végeztünk mikroszkópos méréseket és vizsgálatokat a pikoplankton detektálására és funkcionális jellemzőinek megállapítására, ilyen mérésekre a Duna–Tisza közti szikes vizekben eddig még nem került sor. A kilencvenes évek végén Schmidt (1999) hívta fel a figyelmet, hogy ezek némelyikében a piko-méretű (< 2 μ m) fotoautotróf plankton időszakosan tömegesen elszaporodhat, ezért kezdtük meg 2000 őszén ezekben a vízterekben a pikoplankton mennyiségi vizsgálatát. A jelen munkában a vizsgálatok első eredményeit mutatjuk be.

Anyag és módszer

A Fehér-szék, a Büdös-szék, a Zab-szék, a Kelemen-szék vizéből, valamint a Böddi-szék öt különálló tavacsájából (NY1, NY2, NY3, K1, K2) 2000. szeptember 29-én merített vízmintákat vettünk, amelyeket a tóvíz eredeti hőmérsékletén (hűtőtáskában) szállítottunk a laboratóriumba, ahol a mintavételt követő napon végeztük azok vizsgálatát. Az eredeti, nem tartósított vízmintákból készített mikroszkópi preparátumokat Nikon Optiphot-2 epifluoreszcens mikroszkóppal vizsgáltuk a pikoplankton abundanciájának és pigment típusának meghatározása céljából (Vörös 1987–88).

Szikes vizekben gyakran gondot okoz a klorofill-a koncentráció meghatározása, mivel a spektrofotometriás méréshez a magas lebegőanyag-tartalom gyakran lehetetlenné teszi megfelelő vízmennyiség átszűrését, ezért a klorofillkoncentrációt a két nagyságrenddel érzékenyebb spektrofluorimetriás eljárással határoztuk meg, amelyhez elegendő volt 5–10 cm³ vízminta átszűrése (Wetzel & Likens 1991). Az oldott szerves szén (dissolved organic carbon = DOC) koncentrációt a 0,4 µm pórusméretű üvegrost filtereken átszűrt vízmintákban Elementar High TOC típusú analizátorral határoztuk meg. A víz színét (Pt egység) spektrofotometriával Shimadzu UV 160A spektrofotométerrel határoztuk meg 440 nm-en. A vízminták sókoncentrációjának jellemzésére a vezetőképesség mérések adatait (Alsó-Dunavölgyi Környezetvédelmi Felügyelőség, Baja) használtuk.

Eredmények és megbeszélésük

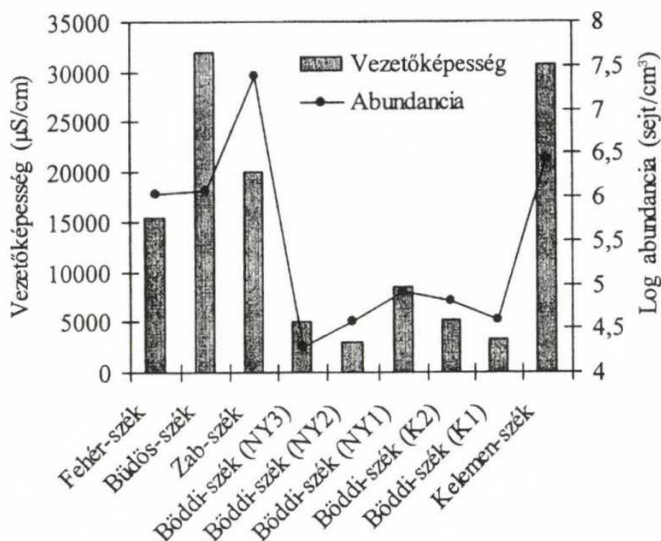
A vizsgált vizekben a pikoplankton abundanciája meglehetősen széles határok között, 20 ezer sejt/cm³ és 25 millió sejt/cm³ között variált (1. táblázat). Pikoplanktonban legszegényebbek a Böddi-szék tavacskái voltak, bennük rendre 100 ezer sejt/cm³ alatt maradt az abundancia értéke. A Kelemen-szék, a Büdös-szék és a Fehér-szék vizében a pikoplankton abundancia milliós, a Zab-szék vizében pedig tízmilliós (25 millió sejt/cm³) nagyságrendet ért el. Utóbbi érték azért figyelemreméltó, mert pikoplankton vizsgálataink során milliós nagyságrendet elérő pikoplankton abundanciákkal, ritkán ugyan, de találkoztunk (Vörös 1997), azonban azt nagyságrenddel meghaladó tömeges előfordulást még nem észleltünk. Ebben a tóban – megegyezően az összes többivel – a pikoplanktont kizárólagosan kb. 1 µm átmérőjű fikocianin pigmentdominanciájú egysejtű kokkoid cianobaktériumok alkották (*Synechococcus* sp. ?), kolóniás formák nem fordultak elő. Ez a tömegprodukciónak azért is figyelemreméltó és különleges, mert a Zab-szék vizében a cianobaktériumokon kívül más algafajok nem fordultak elő.

1. táblázat. A Duna–Tisza közi szikes vizek pikoplanktonja és néhány környezeti paraméter értéke 2000. szeptember 29-én.

Hely	Vezetőképes- ség ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Pt szín (mg/dm^3)	DOC (mg/dm^3)	Piko- plankton (sejt/ cm^3)	Klorofill-a		
					Össz. ($\mu\text{g}/\text{dm}^3$)	Piko ($\mu\text{g}/\text{dm}^3$)	Piko (%)
Fehér-szék	15400	554	203	1104000	209,0	2,9	1,4
Büdös-szék	32000	1104	509	1159000	6,7	3,0	45,1
Zab-szék	20000	445	218	24840000	63,4	64,6	100,0
Böddi-szék (NY1)	8580	138	28	81400	4,4	0,2	4,8
Böddi-szék (NY2)	2960	482	44	38200	19,3	0,1	0,5
Böddi-szék (NY3)	5100	1568	87	19700	9,9	0,1	0,5
Böddi-szék (K1)	3260	1153	101	38600	9,2	0,1	1,1
Böddi-szék (K2)	5250	563	54	63700	6,1	0,2	2,7
Kelemen-szék	30800	403	252	2760000	11,5	7,2	62,4

Eutróf állóvizekben a fonalas, heterocisztás vagy kolóniás, a nano- vagy a mikropilankton kategóriába tartozó cianobaktériumok tömeges elszaporodása meglehetősen közönséges és gyakori, ezzel szemben a Zab-szék esete az első dokumentált hazai pikoplankton tömegprodukció, hiszen a mért $63 \mu\text{g}/\text{dm}^3$ -es klorofill-a koncentráció (1. táblázat) már közel hipertróf vízminőséget jelent az OECD-normatívák szerint. Tengeri és édesvízi kutatások alapján meglehetősen jól ismert, hogy a pikoplankton részesedése a fitoplankton össztömegéből fordítottan arányos a trofitással (Vörös 1997). Ez alól az általános tendencia alól a Zab-szék 100%-os, a Büdös-szék 45%-os és a Kelemen-szék 62%-os pikoplankton részesedése nagyon határozott kivételt jelent. Másképpen fogalmazva, a vizsgált Duna–Tisza közti szikes tavak tekintetben is különleges élőhelynek számítanak, hogy fitoplanktonjuk pikocianobaktériumokban rendkívül gazdag.

A kapott adatok birtokában úgy tűnik, fordított összefüggés van a sótartalom és a pikoplanktonban való gazdagság között. A pikoplankton abundancia értékek és a vizsgált vizek fajlagos elektromos vezetőképesség értékeinek összevetése legalábbis erre utal (1. ábra), ami azonban nem feltétlenül jelent valódi ok-okozati összefüggést a két változó között. A sókoncentrációval ugyanis a vizek más fizikai és kémiai sajátosságai is korrelálnak. Mérési eredményeink szerint pl. szignifikáns pozitív korreláció van a vezetőképesség és a DOC koncentráció között ($r^2 = 0,782$, $P < 0,01$). Ez többek között azt jelenti, hogy pl. a Büdös-szék vizében nemcsak 50-szer több oldott ásványi anyag van, mint a Balatonban (fajlagos elektromos vezetőképesség $32000 \mu\text{S}/\text{cm}$ és $650 \mu\text{S}/\text{cm}$), hanem 50-szer több oldott szerves anyag is ($\text{DOC } 509 \text{ mg}/\text{dm}^3$, illetve $8\text{--}10 \text{ mg}/\text{dm}^3$) (V.-Balogh *et al.* 2000). Ezek a természetes eredetű oldott szerves anyagok gyakran színesek (humanyagok),



1. ábra. A pikoplankton abundancia és a fajlagos elektromos vezetőképesség Duna–Tisza közti szikes vizekben 2000. szeptember 29-én.

azonban a víz barnaságát kifejező Pt szín érték nem korrelál szükségszerűen a DOC koncentrációval, és ez esetünkben is így volt (1. táblázat).

A víz alatti fényviszonyokat természetes vizekben az oldott huminanyagokon kívül a lebegő szerves és szervetlen anyagok határozzák meg. A vizsgált vizek alapvető karakterét is az utóbbiak adták meg, hiszen a tavak vize zavaros és átlátszatlan volt. Fennáll annak lehetősége, hogy nem a magas sótartalom, hanem a szikes vizek szűkös fényviszonyai okozzák a pikoméretű algákban való egyedülálló gazdagságot, ugyanis az algák között a kis méretből adódóan e csoport fajlagos fényabszorpciója a legnagyobb (Agusti 1990). A fentiek miatt a jövőben a szikes vizek kemizmusa mellett meg kell ismerni azok víz alatti fényviszonyait is, hogy magyarázatot kapjunk a pikoplanktonban való különös gazdagságra.

A pikoplankton sejtjeinek kis mérete és a morfológiai jegyek szűkössége miatt a klasszikus értelemben vett, morfológiai alapokon nyugvó taxonómiai besorolásra nincs lehetőség. Tekintettel azonban a pikoplankton meghatározó szerepére a szikes vizekben, a jövőben szükség lesz e vizek pikoplankton törzseinek izolálására és molekuláris módszerekkel való azonosítására.

*

Köszönetnyilvánítás – A vizsgálatokhoz nélkülözhetelen segítséget nyújtott a Kiskunsági Nemzeti Park részéről Boros Emil és Utassy Tibor, az Alsó-Duna-völgyi Környezetvédelmi Felügyelőség részéről pedig Schmidt Antal.

Irodalomjegyzék

- Agusti, S. (1990): Allometric scaling of light absorption and scattering by phytoplankton cells. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **48**: 763–767.
- Schmidt, A. (1999): Két kiszáradt szikes tó: Szappanosszék és Kondor tó. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **9**: 183–187.
- V.-Balogh, K., Vörös, L. & Kovács, A. (2000): Oldott huminanyagok hatása a Balaton vízminőségére. – In: Somlyódy, L. & Banczerowki, J.-né (szerk.): *A Balaton kutatásának 1999. évi eredményei*. MTA Budapest, pp. 151–160.
- Vörös, L. (1987–1988): Bakteriális méretű fotoautotróf szervezetek néhány európai sekély tóban. – *Bot. Közlem.* **74–75**: 141–151.
- Vörös, L. (1991): Importance of picoplankton in Hungarian shallow lakes. – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **24**: 984–988.
- Vörös, L. (1997): Sekély és mély tavak fotoautotróf pikoplanktonja. – *Studia Limnologica Jubilaria*, JPTE Pécs, pp. 55–64.
- Wetzel, R. G. & Likens, G. E. (1991): *Limnological analyses*. – Springer-Verlag, 391 pp.

Photoautotrophic picoplankton of the natron lakes
in the Danube–Tisza Interfluve

Vörös, L. & V.-Balogh, K.

Balaton Limnological Research Institute, Hungarian Academy of Sciences

H-8237 Tihany, P.O.B. 35, Hungary; E-mail: vorosl@tres.blki.hu

Abstract: The picoplankton abundance and selected environmental parameters were determined in September 2000 in nine water bodies of the soda pond area in the Danube–Tisza Interfluve. In these water bodies the picoplankton abundance varied between 10^4 cells/ml and 10^7 cells/cm³. The ponds having relatively low salt concentration were poor in picoplankton while ponds having high salt concentration (conductivity $>15,000$ μ S/cm) were extraordinary rich in planktonic picocyanobacteria. In the Zab-szék pond the abundance of 1 μ m sized coccoid phycocyanin rich cyanobacteria was 25 million cells/ml and no other phytoplankters were present. So high picoplankton abundance has never been detected in Hungary.

Key words: soda ponds, salt content, picoplankton

Havonkénti vizsgálatok a Zab-szék mellett. A tóvíz, talajvíz, talaj, növényzet időbeli változásai

Tóth Tibor¹, Kuti László² és Fügedi Ubul²

¹MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet

1022 Budapest, Herman O. 15; E-mail: tiber@rissac.hu

²Magyar Állami Földtani Intézet, 1143 Budapest, Stefánia út 14

Összefoglaló: Három és fél éven keresztül havonkénti mintavétellel vizsgáltuk egy Zab-szék melletti mézpázsitos gyepfolton a talajtulajdonságok változását. Párhuzamosan a tó és egy közeli kút vízszintjét, és vizének kémiai jellemzőit is vizsgáltuk. Másfél évig a tó kiöntése miatt a talajmintavétel szünetelt. A négy, 1 m × 1 m-es kvadrátban csak *Puccinellia limosa* élt, zöld hajtások a tó visszahúzódása után fél évvel jelentek meg újra. A tó vízszintjének növekedése a csapadékmennyiséggel, a tó vízszintesökkenése a párolgással, a talajvíz szintje ezzel szemben a megelőző hónap csapadékmennyiségével mutatott szoros összefüggést. A három vizsgált víz nátrium és hidrogénkarbonát ionok dominanciáját mutatta, a gyűjtött sókivirágzásokban nátrium és karbonát voltak az uralkodó ionok. A sókivirágzások röntgendiffrakciós vizsgálata során halit, trona, thenardit, themonátrit és gipsz lett kimutatva. Míg a talajvíz sókoncentrációja az adott hónap, a felszín közeli 70 cm-es réteg sótartalma a megelőző hónap meteorológiai paramétereivel mutatott szoros összefüggést. A talajnedvesség tartalmát a havi hőmérséklet és potenciális párolgás értéke, valamint a talajvízszint határozta meg.

Kulcsszavak: szolonscák, szikes tó, sótartalom, pH

Bevezetés

A szikes tavak a szemünk előtt tűnnek el (Boros & Bíró 1999). Annak ellenére, hogy a védett madárfauna megmaradása szempontjából kulcsfontosságúak (Boros 1999) nem ismerjük kellően kialakulásuk és fennmaradásuk törvényszerűségeit. A szikes tavak kiterjedése és vizének összetétele évszakos dinamikát mutat, ezért a természetvédelmi kezelésükhöz szükséges az évszakos változások ismerete.

Munkánk célja a Zab-szék mellett a talajvízszint süllyedéssel összefüggő talajtani változások nyomon követése volt. Vizsgálatunkat az indokolta, hogy a Duna–Tisza közén a talajvízszint 1981 és 1993 között, az átlagosnál mintegy 15%-al alacsonyabb csapadékmennyiség miatt jelentősen süllyedt. Az általunk vizsgált területen ez mintegy 0,5 m-es süllyedést jelentett, 1995 után azonban csapadékosabb évek következtek, és a talajvízszint emelkedett, azaz a vizsgált időszak megfelelőnek bizonyult a csökkenő és emelkedő talajvízszint hatásának vizsgálatára is.

Anyag és módszer

Rendszeres, havonkénti mintavételek és észlelések

1997 júniusától Zab-széken (46°50'34,8''É, 19°10'37,1''K) egy kijelölt mézspázsitos négyzetben véletlenszerűen kiválasztott alkadrátokban a talajvízszint megütésének a mélységéig 10 cm-enként vettünk talajmintát nedvességbobozba és mintazacskóba. A frissen megütött talajvízből mintát vettünk, és mintegy 15–30 perc múlva feljegyeztük a megemelkedett talajvízszintet. Fentiekén kívül a tó vízszintjét és egy tóparti ásott kút vízszintjét is feljegyeztük és a tóvízből és az ásott kútból is vettünk mintát. A talaj- és talajvíz-mintavételt 1,5 évig szüneteltettük addig, amíg a mintavételi helyet a megemelkedett vízszintű tó beborította. 1999 májusától kialakítottunk egy 50 m-es hosszúságú transzektet, és emellett méterenként észleltük a talaj elektromos vezetőképességét.

A növényzet felméréséhez négy 1 × 1 m-es botanikai kvadrátot tartottunk fenn, ezekben az edényes növények borítását feljegyeztük.

Alkalmanként elvégzett észlelések, mintavételek, vizsgálatok.

A fenti rendszeres vizsgálatokat alkalmi vizsgálatok egészítették ki. Sóki-virágzás mintákat gyűjtöttünk, talajszelvényeket írtunk le a mintavételi terület közelében több alkalommal. 1998. október 15-én egy alkalommal a talajszelvény CO₂ tartalmát és felszíni CO₂ fluxusát is megmértük. A talajvízből stabilizotópos vizsgálatra mintát vettünk és abból a ¹⁸O tartalmat, a kicsapott karbonátokban a δ¹³C tartalmat határoztuk meg.

Laboratóriumi mérések és meghatározások

Minden időpontra elvégzett vizsgálatok. A 10 cm-enként vett talajmintákból minden időben meghatároztuk a gravimetriás talajnedvesség tartalmat 105 °C-on történő hevítéssel. Légszáraz darált talajmintákkal 1:2,5 talaj:víz arányú szuszpenziót készítettünk és ebben meghatároztuk szabvány szerint a pH-t, az elektromos vezetőképességet (EC_{2,5}), a nátriumion aktivitását (mol/l), amit annak a negatív logaritmusával fejezünk ki (pNa).

Korábbi, karcagi és hortobágyi mintákkal megvizsgáltuk a szabvány szerint meghatározott só% és az EC_{2,5} közötti összefüggést, és kellően szorosnak találtuk ahhoz, hogy az egyszerűbb szuszpenziós vizsgálatot használjuk. A kapott összefüggés a következő volt:

$$\text{SÓ}\% = 0,1491 * \text{EC}_{2,5} + 0,041 * \text{EC}_{2,5}^2, R^2 = 0,983, n = 422$$

A gyűjtött vízmintákból meghatároztuk az EC (elektromos vezetőképesség) és a pH értékét, időről időre a fő kationok és anionok koncentrációját is. A sókivirágzások összetételét 1:10 só: víz arányú kivonatból vizsgáltuk. Az eredményeket egyenérték százalékban adjuk meg.

Meteorológiai adatgyűjtés

A vizsgálati időszakra az Országos Meteorológiai Szolgálat által rendelkezésre bocsátott adatokat szereztük be 10 napos (dekádós) időbontásban: középhőmérséklet, összes csapadék, összes párologtatóképesség és az értékelés során havi átlagokkal dolgoztunk.

Értékelések és statisztikai számítások

Az adatokat előzetes feltáró adatértékelés után összefüggésvizsgálatokkal elemeztük. Ezek közül a közismert korrelációs számításokat, a lineáris regressziót, a regressziós fa technikákat emelnénk ki. Tárgyalásunkban a korreláció akkor szignifikáns, ha a koefficiens nagyobb, mint a 99% valószínűség értékhez tartozó érték.

Eredmények és értékelésük

A vizsgált időszak általános jellemzői

Meteorológia. A vizsgált időszak néhány évi meteorológiai elemét az 1. táblázat mutatja be a megelőző időszakhoz hasonlítva.

Az időszak utólag alkalmasnak tűnt a kiindulási hipotézis vizsgálatára: a változó időjárási elemek, mindenekelőtt a csapadékviszonyok a talajszint vízingadozását befolyásolják, és ez hatással van a talaj sótartalmára.

Az általunk vizsgált 3 és fél évben a csapadék összege 2104 mm, a potenciális párolgás 3890 mm volt, a talajvízszintet 1,2 és 0,7 méter között ütöttük meg.

Összehasonlító vizsgálatok egy apaji gyepel

Egyes zab-széki vizsgálatokat azok újszerűsége és könnyebb értelmezhetősége miatt párhuzamosan Apajpuszta mellett egy ürmös szikes gyepen is elvégeztünk.

1. táblázat. Az elmúlt évek középhőmérséklete, csapadékösszege és párologtatóképessége (pot. evapotranspiráció) Kecskeméten.

Év	Középhőmérséklet [°C]	Csapadékösszeg [mm]	Párologtatóképesség [mm]
1989	11,29	450	1101
1990	11,35	436	1210
1991	10,05	585	1033
1992	11,55	378	1291
1993	10,56	440	1216
1994	12,03	376	1251
1995	10,81	662	1097
1996	9,91	525	1056
1997	10,45	481	1092*
1998	10,98	596	1088
1999	11,21	830	1061
2000	11,71	332	98

*kezdés: június

Talajvízminták stabilizotópos vizsgálata

A vizsgált két területen az országos viszonyokhoz képest nagy a talajvízből történő párolgás (Major 1993), ezért megvizsgáltuk, hogy a párolgás milyen mértékben befolyásolta a talajvíz összetételét. A 2. táblázatban a $\delta^{13}\text{C}$ értékek jól egyeznek a Deák (1975) által közöltekkel, és arra utalnak, hogy Zab-széken a karbonát forgalom jelentősebb, mint Apajon. Ezzel összefüggést mutat a szelvények CaCO_3 tartalma, a 0–100 cm-es rétegben az átlagos érték Apajon 32%, Zab-széken pedig 41% volt. A $\delta^{13}\text{C}$ értékét befolyásoló másik tényező a szervesanyag-tartalom, ennek is nagyobb volt az értéke Apajon (1,94 % humusz a 0–40 cm-es rétegben), mint a Zabszéken (0,77 %). További adalékot szolgáltatott ezzel kapcsolatban a CO_2 mérés. A $\delta^{18}\text{O}$ értékek mindkét helyszínen a talajvizeknek a csapadékvízhez ($\delta^{18}\text{O}$ kb –9) képest csekély besűrűsödését mutatták.

2. táblázat. Szikes területek talajvizeinek stabilizotópos vizsgálati eredményei.

Helyszín	kicsapott karbonát $\delta^{13}\text{C}$	vízből $\delta^{18}\text{O}$ víz	EC mS/cm
Zab-szék, mézpázsitos gyep	–10,1	–8,4	3,1
Zab-szék, szántó	–9,1	–8,41	3,1
Apaj, ürmös szikes gyep	–14,1	–8,58	3,9
Apaj, szántó	–11,4	–8,27	2,8

CO₂ mérések

A talaj felszínén Apajon 3–14, míg Zab-széken 0,4 mól/m²/nap CO₂ fluxust mértünk, vagyis a kopár tópart CO₂ termelése lényegesen kisebb volt. A talajszelvényben meghatározott CO₂ tartalom Apajon 3570–3600 ppm volt, míg Zab-széken 3367 ppm. Az eredmények arra utalnak, hogy Zab-széken a kisebb biológiai aktivitás határozza meg az Apajhoz képest kisebb CO₂ tartalmat és felszíni fluxust.

Zab-széki eredmények

A felszíni-felszín közeli képződmények

A Zab-szék és közvetlen környékének felszíni-felszín közeli képződményeit a Duna fiatal, holocén és pleisztocén képződményei adják. A bázist alkotó középső pleisztocén kavicsra folyamatosan települt a fölfelé kissé finomodó, közép- majd apró szemű homok alkotta folyóvízi homokösszlet, melynek vastagsága általában meghaladja a 10 métert. E folyóvízi homokra, melynek legfelső 2–3 métere a felső pleisztocén glaciális szakaszaiban nagy valószínűséggel kifúvódott a holocén elöntések során 1–2 méteres vastagságú kőzetlisztes agyag, agyagos kőzetliszt (1–2 méter között helyenként kissé homokos) réteg rakódott. E vízzáró vagy rossz vízáteresztő képességű üledék sekély mélyedéseiben alakultak ki, a Duna-völgy legmélyebb részein azok a jellegzetes Duna-völgyi szikes tavak, melyeknek egyike a Zab-szék. Vizük korábban a Duna elöntésből és a csapadékból, a folyószabályozás után döntően a csapadékból származott, illetve származik.

A talajvíz felszín alatti mélysége mind az 1974-es térképezés adatai, mind a legújabb mérések eredményei szerint 1–2 méter között van a területen, s a talajvíztükör tengerszint feletti helyzete alapján megállapítható, hogy a területen lokális talajvízgyűjtő alakult ki. E talajvízcsapdába került vízben a folyamatos párologtatás hatására uralkodóvá vált a nátrium ion jelenléte. Aránya nem ritkán meghaladja a 95–97 százalékot. A talajvíz összes oldottanyag-tartalma is jelentős. Általában 2000–3000 mg/l közötti, de van, ahol meghaladja az 5000 mg/l-t is. A talajvíz kémiai jellege a tó tágabb környezetében általában nátrium-hidrogénkarbonátos, sok esetben fokozott (25%-ot meghaladó) klorid tartalommal, de több helyen találtunk nátrium-hidrogénkarbonátos-kloridos vizet is. Ezekben a hidrogénkarbonát és a klorid aránya egyaránt 25–50 százalék közötti.

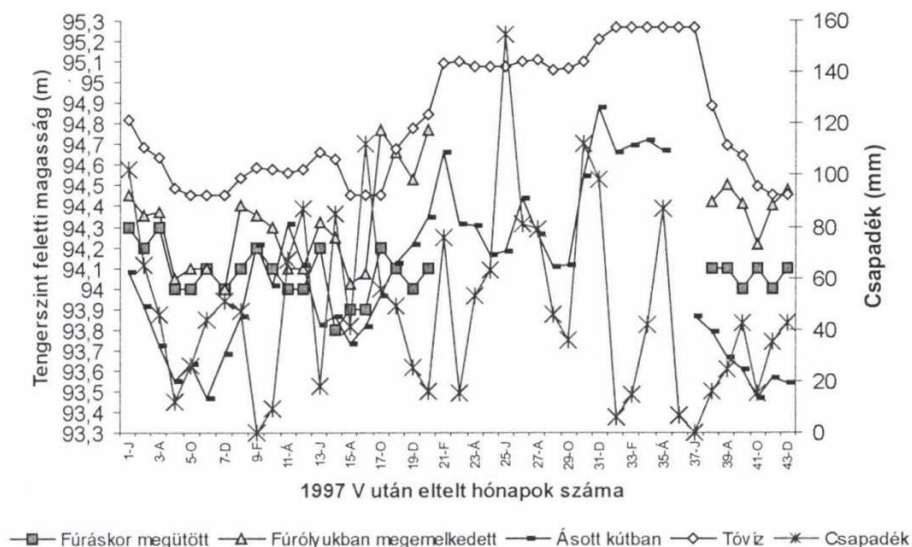
A talajvízszint alakulása

A talajvíz, a tóvíz és az ásott kút vízszintje is nagy vonalakban tükrözte a csapadék éves váltakozását (1. ábra). A tó vízszintjének emelkedése a csapadékmennyiséggel, csökkenése a hőmérséklettel, illetve párolgással mutatott szoros korrelációt. Pregnánsan mutatkozott ez az 1999. és 2000. évek összehasonlításakor: a legnedvesebb évben a vízszintek lényegesen magasabbak voltak, mint a legszárazabb évben.

A talajvíz szintjét predikáló regressziós egyenletben az előző hónap csapadékösszege szerepelt. A tó, az ásott kút és a fúrt lyukakban észlelt és megemelkedő talajvíz szintje (erre utal Molnár & Kuti 1978) szoros korrelációt mutatott.

Miután a fúrásokkal elértük a 80 cm-es mélységet a talajvíz a viszonylag víz-áteresztő rétegen át fel tudott emelkedni. Ezt támasztja alá, hogy a megütött talajvízszint és a tó vízszintje közötti korreláció nem volt statisztikailag szignifikáns, de a fúrólyukban megemelkedett vízszint 99%-os valószínűséggel szignifikáns korrelációt adott a tó vízszintjével.

Ugyanakkor a tó vízszintje és a fúrólyukakban a talajvíznek a fúrás utáni szintemelkedésének nagysága szintén szignifikáns korrelációt adott 95%-on, azaz feltételezhető, hogy a tó hidraulikus kölcsönhatásban van a talajvízzel.



1. ábra. A vízszintek értékei a vizsgált időszakban.

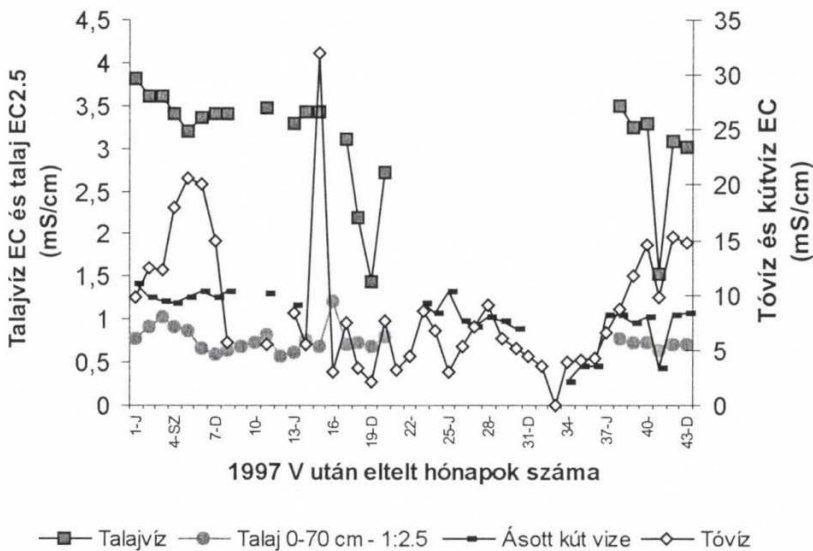
A tó vízszintje és a tó melletti ásott kútban a vízszint szorosan összefüggött, az időjárás elemei hasonlóan hatottak a két vízfelületre.

A talaj, tó és ásott kút vízszintjét becsülő lineáris regressziós fákban eltérő változók és eltérő jelentőséggel szerepeltek. A változók fontossága a következő volt a talajvízszint esetén: megelőző havi átlaghőmérséklet és csapadékösszeg és az aktuális havi csapadékösszeg. A tó vízszintje esetén a változók fontossága a következő volt: az aktuális havi átlaghőmérséklet és csapadékösszeg. Az ásott kút vízszintje esetén a változók fontossága a következő volt: megelőző havi átlaghőmérséklet és aktuális havi csapadékösszeg és potenciális párolgás. A talajvízszint kialakulásában a megelőző havi adatoknak nagyobb jelentősége van, a talajrétegek az időjárás közvetlen hatását tompítják.

A havi csapadék mennyisége az ásott kút és a tó vízszintváltozásával mutatott szorosabb korrelációt, mivel ezek esetén nincs a talajhoz hasonló tompító hatású közeg.

A talajvíz EC-jét befolyásoló meteorológiai tényezők

A 2. ábrán a vizsgált vizek EC-je mutatja az évszakos hatásokat, legkisebb értékeit ősszel és télen, legnagyobb értékeit nyáron határoztuk meg.



2. ábra. A vizsgált vizek és a talaj elektromos vezetőképessége (EC).

A talajvíz EC-jével az aktuális hónap középhőmérséklete, összes csapadék és párologtatóképessége, valamint a megelőző hónap párologtatóképessége is szignifikáns pozitív korrelációt mutatott. A talajvíz EC-jéhez képest a talaj $EC_{2.5}$ értéke a megelőző hónap párologtatóképességével, illetve hőmérsékletével mutatott szignifikáns korrelációt, ebben az esetben is a talajközegnek az időjárási elemek hatását késleltető hatása érvényesül.

A talajvíz EC-jét becslő egyenletben az aktuális hónap hőmérséklete szerepel, a tóvíz EC-jét becslő egyenletben az ásott kút vízszintje, mert minél alacsonyabb a kútban a vízszint annál nagyobb a tóvíz EC értéke.

A talajvíz mélysége és az EC és pH közötti összefüggés

A fűrt lyukak esetén növekvő talajvízszinthez csökkenő talajvíz pH értékek tartoztak, ami a talajfelszín közelében nagyobb szervesanyag-tartalommal van összefüggésben. Az ásott kút esetén nem figyeltünk meg ilyen összefüggést, mivel annak vízszintje a felszínhez képest lényegesen mélyebb.

A tó vízszintje mind a sótartalommal, mind a pH értékével szoros negatív korrelációt mutatott: a tó vizének hígulása a lúgosság csökkenésével járt együtt, mivel visszaszorult a karbonátok dominanciája. Dvihally (1960) ugyanerről számolt be a kisteleki Nagyszéktó vizsgálata során.

A talajvíz kémiai jellege a tóvízhez viszonyítva

2001 márciusában a felszíni és felszín alatti vizek összetételének részletes komparatív értékeléséhez a következő mintákat vettük. Ásott kút vize, tóvíz, talajvíz az aktuális víztükörről 50 m-re, 150 m-re, 200 m-re.

A vizek kémijában – annak ellenére, hogy az mindenütt szikes jellegű volt – jelentős különbségek mutatkoznak.

Az összes oldott anyag mennyisége az ásott kútban volt a legnagyobb, 5038 mg/l. Ezt követte a tó vizének összes oldottanyag-tartalma 3605 mg/l-rel. A fúrásból vett mintákban ez az érték 2100–2300 mg/l közötti. Itt feltételezzük, hogy a szabad tükrű víz könnyebben párolog, s ennek hatására nagyobb mértékben töményedik. A tó és a kút vize közötti különbséget az adhatja, hogy a kút vizében a lehulló csapadék hígító hatása kevésbé érvényesül, mint a tóban. Ennek valószínű oka az 1 m magas beton és kútka, amely megakadályozza az oldalirányú befolylást és a nem függőlegesen eső csapadék teljes bejutását.

A tó és a kút vize nátrium-hidrogénkarbonátos-kloridos jellegű. A klorid jelenléte a kútvízben a nagyobb. A nátrium aránya mindkét mintában meghaladja a

97%-ot. A három mintavételi ponton vett talajvíz nátrium-hidrogénkarbonátos, de a nátrium aránya itt csak 87–88%.

Nyomelem-összetétel alapján a minták 3 csoportba oszthatók: a tóvíz és a kút vize egymástól és a talajvizektől is jelentősen különbözik. A vizsgált alkotók közül ez a Ba, a Sr és a B mennyiségének alakulásában érhető tetten: a többi alkotó koncentráció-ingadozása a természetes változékonyság keretein belül marad (lehetséges, hogy az Al megjelenése a tóvíz felülettől legtávolabb gyűjtött talajvízmintában, ahol a Mo mennyisége a kimutatási határ alá esik, szintén valamiféle tényleges különbségre utal, ez azonban a kimutatási határhoz ennyire közeli mennyiségek esetén nem ítéltető meg egyértelműen).

A tóvíz Ba-tartalma a többi mintáénál 1–1,5 nagyságrenddel kevesebb: ez a relatíve magas szulfát-tartalomnak köszönhető: a vízből a bárium-szulfát kicsapódik. A Sr koncentrációja a kútban és kiváltképp a tóban lényegesen alacsonyabb, a B-koncentráció viszont jóval magasabb, mint a felszín alatti vizekben. A Sr felszíni körülmények között egyértelműen a Ca-mal mozog együtt – következőképpen vele együtt válik ki. A B mennyiségének drasztikus növekedése a bepárlódásnak köszönhető: amíg a legkülönfélébb, oldott komponensek nagy többsége kiválik, a B oldatban marad.

A vizek kémiai összetételének időbeli változása

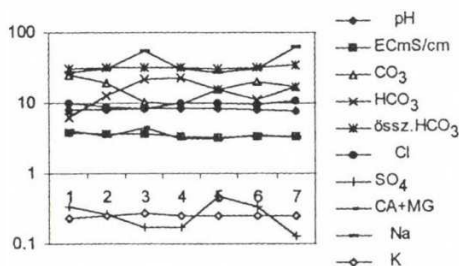
Annak ellenére, hogy a talajvíz összes oldottanyag-tartalma jelentősen ingadozott, az ionok közötti arányok lényegesen nem változtak, Zab-szék kémiai jellege nem változott a vizsgált időszak alatt ellentétben számos szikes tóhoz képest (Dvihally 1999), ez arra utalhat, hogy a tóvízben – a nagy sókoncentráció és erős ingadozások miatt – a biotikus hatások, végeredményben a mikroszervezetek aktivitása a vizsgált időszakban csekély volt. Idetartozik, hogy az általunk mért EC értékek arra utalnak, hogy a Zab-széken eddig megfigyelt legnagyobb sókoncentrációnál nagyobb alakult ki a megfigyelési időszak alatt, 31,9 mS/cm értékkel, ami megközelíti a tengervíz sókoncentrációját.

Az ásott kútvíz pH-ja a potenciális párolgással és az előző hónap csapadék-összegével is pozitív korrelációt mutatott. Az aktuális hónap középhőmérsékletével, potenciális párolgásával és az előző hónap csapadékával is szoros negatív korrelációt mutatott az összes karbonát, a kalcium és kálium mennyisége.

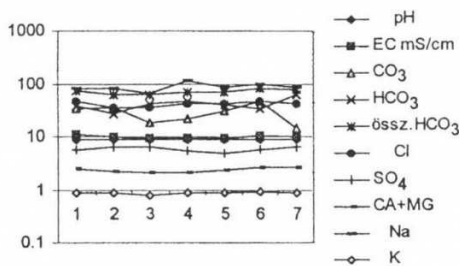
A tóvíz esetén a szulfát, karbonát, az EC és pH érték negatív korrelációt mutatott az előző hónap középhőmérsékletével. Az EC az adott hónap csapadék-összegével is negatív korrelációt mutatott, a nyilvánvaló hígítás miatt. A nátrium, kálium és szulfát koncentrációja, valamint az EC a tó vízszintjével szoros negatív korrelációt mutatott, a hígító hatás miatt.

A 3–5. ábrákon a vizsgálat kezdeti szakaszán gyűjtött minták alapján mutatjuk be a vizek kémiai változását. Ez az időszak 1997 júniusától decemberig tartott, miközben a tó vízszintje mintegy 40 cm-el csökkent. A 3–5. ábrák alapján megállapítottuk, hogy mindhárom víz kémiai jellege hasonló, bennük a nátrium és a karbonát-hidrokarbonát ionok dominálnak. A talajvízben igen kevés szulfát van, de valamennyi kalcium és magnézium mérhető. Ezzel szemben a kútvízben és tóvízben nagyobb a kloridtartalom, valamennyi szulfát mérhető és igen kevés kalcium és magnézium ion van. Annak ellenére, hogy – főként a tóvíz esetén – jelentősen ingadozik a koncentráció a részletesen vizsgált időszakban, nem találtunk jellegváltást a vizek esetén.

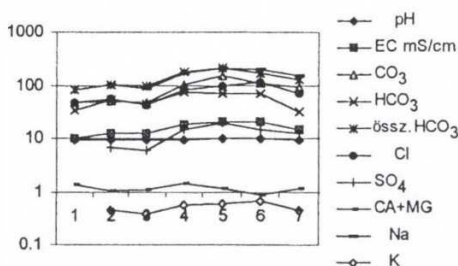
A 6. ábra mutatja, hogy a talaj pH értéke jelentősen felülmúlta a vizek pH értékét. Meg kell azonban jegyezni, hogy egyrészt az ábrán feltüntetett érték itt is átlagérték (0–70 cm-es réteg), másrészt pedig a talajok pH értékét 1:2,5 talaj: víz arányú szuszpenzióban 16 órás állás után mértük, ami kedvezett a talaj lúgosságát nagyrészt előidéző vegyületek hidrolízisének, és emiatt a pH érték növekedett. A talaj pH értéke kiegyenlített értéket mutatott, de a vízminták pH értéke erősen in-



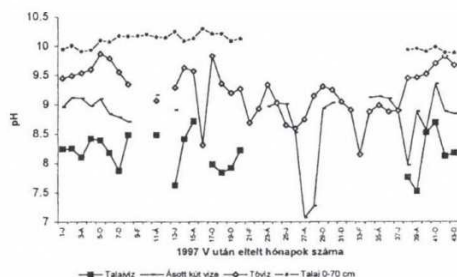
3. ábra. A talajvíz összetételének változása az 1997. májust követő hónapokban. Az ionkoncentrációk mgé/l-ben lettek megadva.



4. ábra. Az ásott kút víz összetételének változása az 1997. májust követő hónapokban. Az ionkoncentrációk mgé/l-ben lettek megadva.



5. ábra. A tóvíz összetételének változása az 1997. májust követő hónapokban. Az ionkoncentrációk mgé/l-ben lettek megadva.



6. ábra. A vizsgált vizek és a talaj pH változása.

gadozott, legjobban a tóvízé, ami összhangban áll az irodalmi megfigyelésekkel (Dvihally 1960)

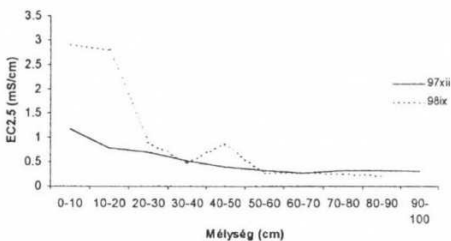
A mélységi elektromos vezetőképesség ($EC_{2,5}$) értékek váltakozása Zab-széken a talajban

Az $EC_{2,5}$ értékek mélységi lefutása sima volt, a talajszelvényben nincs kiugróan nagy sótartalmú réteg. Az egyes mintavételi mélységek között a vizsgált időszak átlagában véve az 1:2,5 talaj: víz arányú pH szuszpenzióban mért elektromos vezetőképesség ($EC_{2,5}$, mS/cm-ben megadva) 1,5 (0–10 cm) és 0,34 mS/cm (80–90 cm) között változott (7. ábra). A 0–10 cm-es rétegben az $EC_{2,5}$ értékek terjedelme 1,9, a 90–100 cm-es rétegben 0,25 mS/cm volt, a mélységgel az $EC_{2,5}$ értékekhez hasonlóan csökkent. A legfelső rétegben az $EC_{2,5}$ 0,9 és 2,9 mS/cm között váltakozott, ami mutatta, hogy a talajszelvény egyértelműen szoloncsák. 1998. IX és XI között jelentős felszín közeli sótartalom átrendeződés játszódott le a szelvényben. Ennek folyamán a sótartalom maximuma a 0–10 cm-es réteg alá került.

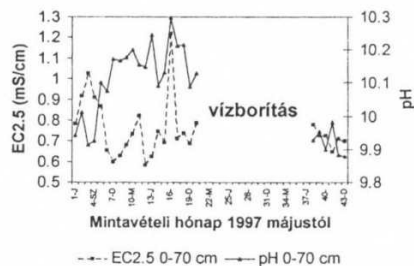
Az egyes időpontokhoz tartozó, mindegyik rétegre átlagolt $EC_{2,5}$ a legkisebb értéket a 1997 decemberében, 0,51 mS/cm-el érte el (7. ábra), míg a legsósabb állapotot 1998 szeptemberében érte el, kétszer akkora, 1 mS/cm értékkel. Ebben a hónapban kiugróan nagy csapadékmennyiséget mértek.

A mélységi pH értékek váltakozása Zab-széken

Az egyes mintavételi mélységek között a vizsgált időszak átlagában véve a pH 9,98 (0–10 cm) és 10,15 (20–30 cm) között váltakozott. A 0–10 cm-es rétegben



7. ábra. 1997 decemberében (legkisebb) és 1998 szeptemberében (legnagyobb) meghatározott 1:2,5 talaj:víz arányú szuszpenzióban mért mélységi elektromos vezetőképesség értékek.



8. ábra. A vizsgált időszak alatt a talaj felső 70 cm mély rétegében meghatározott átlagos elektromos vezetőképesség és pH értékek.

a pH értékek terjedelme 0,81, a 20–30 cm-es rétegben 0,66 volt. A legfelső rétegben a pH minimális értéke 9,54, maximális értéke 10,35 volt.

Az egyes időpontokhoz tartozó, mindegyik rétegre átlagolt pH a legkisebb értéket a 1997 augusztusában, 9,85-el érte el, míg a leglúgosabb állapotot 1998 szeptemberében érte el, 10,3-al (8. ábra).

A mélységi pNa értékek váltakozása Zab-száken

A nátrium ionaktivitás negatív logaritmus, a pNa mélységi lefutása a szelvényben sima volt. Az egyes mintavételi mélységek között a vizsgált időszak átlagában véve a pNa értéke 1,89 (0–10 cm) és 2,71 (80–90 cm) között változott, a két réteg között a pNa folyamatosan nőtt. A 0–10 cm-es rétegben a pNa értékek terjedelme 1,35, a 80–90 cm-es rétegben 1,16 volt, növekvő mélységgel a pNa értékek terjedelme csökkent. A legfelső, maximális sótartalmú rétegben a pNa 1,45 és 2,80 között váltakozott, míg a 80–90 cm-es rétegben 2,37 és 3,53 között.

Az egyes időpontokhoz tartozó, mindegyik rétegre átlagolt pNa a legnagyobb értéket (legkisebb Na ionaktivitás) a 2000 októberében, 3,14-al érte el, míg a legsósabb állapotot (legkisebb pNa) 1997 augusztusában érte el 2,025-ös értékkel.

A mélységi talajnedvesség értékek váltakozása Zab-száken

A talajnedvesség mélységi lefutása a szelvényben sima volt. Az egyes mintavételi mélységek között a vizsgált időszak átlagában véve a talajnedvesség 19 és 25% között váltakozott.

A 0–10 cm-es rétegben a nedvesség értékek terjedelme 40%, a 60–70 cm-es rétegben 5%, de a 90–100 cm-es rétegben 12% volt. A legfelső rétegben a talajnedvesség minimális értéke 6% volt. A talaj 80 cm-ig hasonló szemcseösszetételt mutatott, ettől a mélységtől a homok frakció 40 %-ra nőtt. Molnár & Kuti (1978) Zab-szék körzetében erősen változó „vízzáró réteg” vastagságot talált. A talajvízszint közelében meghatározott nagyobb talajnedvesség értékek tükrözték a talajvízszint hatását.

Az egyes időpontokhoz tartozó, mindegyik rétegre átlagolt talajnedvesség a legkisebb értéket a 1998 augusztusában, 19%-kal érte el, míg a legnedvesebb állapotot 1999 januárjában érte el, 26%-kal. Ha azonban a 0–10 cm-es rétegek szélsőséges értékeit (11 % 1998 augusztusában és 43 % 1999 januárjában) figyelmen kívül hagyjuk az átlag 20 és 24 % között váltakozik, vagyis nem túl széles tartományban a sekély talajvíz és a tó közelsége miatt.

A 0–70 cm-es réteg talajnedvesség tartalma szoros összefüggést mutatott a talajvíz szintjével és a megelőző és aktuális hónap hőmérsékletével és potenciális párolgásával.

Összefüggés az egyes változók között

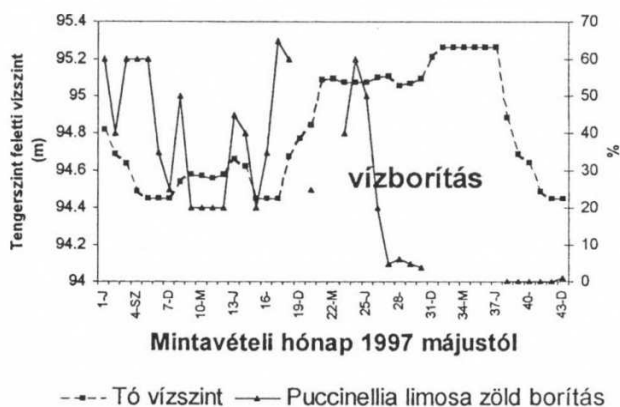
A tóvízborítás után statisztikailag szignifikáns változásokat tapasztaltunk a talajtulajdonságokban. A vízborítás után a talaj pNa értéke megnövekedett, pH értéke csökkent. Vagyis a talajban a nátrium ionok mennyisége az állandó vízborítás következtében visszaszorult és ennek következtében a pH értéke is csökkent. A vízborítás megszűnése után a szelvény mélységi sóeloszlása beállt a borítás előttire.

A sókivirágzások összetétele

Zab-széken a sókivirágzások változékonyságot mutattak. Összességében a nátrium (az összes kationhoz képest szinte 100 egyenérték %) és a karbonát dominanciája (az összes anionhoz képest 50–100 egyenérték %) volt a jellemző. Ugyanakkor egyes mintákban szulfát és klorid is megfigyelhető volt. Kristálytaniilag halit, trona, thenardit, thermonátrit és gipsz lett kimutatva.

A növényzet változása

Mivel a kiskunsági szikes gyepek fajösszetételében változásokat jeleztek (Bagi 1988, 1989) az állandó botanikai kvadrátokban vizsgáltuk a fajösszetételt. Kvadrátjainkban egy fajt figyeltünk csupán meg, a sziki mézpzásitot (*Puccinellia*



9. ábra. A vizsgált időszak alatt az 1. számú 1 × 1 m-es botanikai kvadrátban megfigyelt *Puccinellia limosa* borítás és Zab-szék tó vízszintje.

limosa). A tó felületének kiterjedése következtében 1999. februártól 2000. júniusig a megfigyelőpontot elborította a víz (9. ábra). A mézpázsit csupán a vízborítás megszűnése után fél évvel jelent meg újra a kvadrátokban, megfigyeltük, hogy a csapadékos 1999. év folyamán a vízborítás megjelenésével a növény zöld borítása csökkent.

*

Köszönetnyilvánítás – A munka még nem zárult le, az adatokat és a levonható következtetéseket folyamatosan adjuk közre. Az eddigi kutatás anyagi kereteit az OTKA T023271, T030738, T025623 és az EU QLR 3–99–00097 szerződésszám alatt nyilvántartott kutatási témák nyújtották.

Irodalomjegyzék

- Bagi, I. (1988): The role of water management in the degradation processes of halophilic vegetation in Hungary. – *Environmental Conservation* **15**: 359–362.
- Bagi, I. (1989): A *Gypsophila muralis* L. kiskunsági szikeseken való előfordulásának talajtani okai és természetvédelmi vonatkozásai. – *Bot. Közlem.* **76**: 51–63.
- Boros, E. (1999): A magyarországi szikes tavak ökológiai értékelése. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **9**: 13–80.
- Boros, E. & Biró, Cs. (1999): A Duna–Tisza közti szikes tavak ökológiai állapotváltozásai a XVIII–XX. századokban. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **9**: 81–105.
- Deák, J. (1975): Study of the recharge of deep groundwaters and their connection with shallow groundwaters using environmental isotopes in the Nagykunság region, Hungary. – *Hidrol. Közl.* **55**: 733–744.
- Dvihally, Zs. (1960): Szikes tóvizek kémiai összetételének évszakos változása. – *Hidrol. Közl.* **40**: 316–323.
- Dvihally, Zs. (1999): Hazai szikes vizeink kémiai jellege. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **9**: 281–292.
- Major, P. (1993): A Nagy-Alföld talajvízháztartása. – *Hidrol. Közl.* **73**: 40–43.
- Molnár, B. & Kuti, L. (1978): A Kiskunsági Nemzeti Park III. sz. területén található Kistréti-, Zabszék- és Kelemenszék-tavak keletkezése és limnogeológiai története. – *Hidrol. Közl.* **58**: 216–228.
- Szendrei, G. (1994): *Talajásványtan*. – Módszertani Közlemények. MÁFI.

Monthly observations at Zab-szék saline lake. Temporal changes of lake water and groundwater, soils and vegetation

Tóth, T.¹, Kuti, L.² & Fügedi, U.²

¹Research Institute for Soil Science and Agricultural Chemistry
Hungarian Academy of Sciences, H-1022 Budapest, Herman O. 15, Hungary
E-mail: tibor@rissac.hu

²Hungarian State Geological Institute
H-1143 Budapest, Stefánia út 14, Hungary

During three years every month repeated observations were carried out for following the changes in soil properties in the *Puccinellia limosa* grassland at Zab-szék saline lake. Parallely the water level of lake and a nearby well, as well as the chemical properties of the waters were also studied. Due to a rise in the lake level, soil and groundwater sampling was discontinued during 18 months.

Puccinellia limosa shoots appeared only half year after the shrinking of lake surface beyond the studied four 1 m × 1 m quadrates. Rise of lake water level showed close correlation with the amount of precipitation, the drop of lake water level showed close correlation with evaporation, but the groundwater level showed close correlation with the amount of the precipitation during the previous month.

The three studied waters showed the dominance of sodium and bicarbonate ions, and in the collected salt efflorescences sodium and carbonate were dominant. The X-ray diffractometry of the salt efflorescences showed the presence of halite, trona, thenardite, thermonatrite and gypsum.

The salt concentration of groundwater showed close correlation with the meteorological parameters of the given month, both the salinity of the 0–70 cm soil layer showed close correlation with meteorological parameters of the previous month. The soil moisture content was determined by the monthly temperature, potential evaporation and the level of groundwater.

Key words: saline lake, groundwater, soil salinity

Növény–mikroba kölcsönhatások és néhány talajtulajdonság közötti összefüggés hazai szikeseken

Füzy Anna, Biró Borbála és Tóth Tibor

MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet, Rhizobiológiai Kutatórészleg
1022 Budapest, Herman Ottó út 15; E-mail: biro@rissac.hu

Összefoglaló: Két hazai szikes terület 4 mintavételi helyén (Hortobágy: Zám és Nyírőlapos, Kiskunság: Apajpuszta és Szabadszállás: Zab-szék) jellemzően előforduló néhány domináns halofita növény (*Plantago maritima*, *Aster tripolium* és *Puccinellia limosa*) gyökérrendszerének mikrobiológiai tulajdonságait elemeztük a legfontosabb talajtulajdonságokkal, azaz a sóösszetétellel, pH-val, valamint a víztartalommal összefüggésben. A növényi rizoszféra hasznos szimbionta mikrobái (mikorrhiza gombák, növény-növekedés-serkentő fluoreszcens *Pseudomonas* baktériumok, szabadon élő nitrogénkötők) mellett az egyéb, legfontosabb mikrobacsoportok (összes csíraszám, gombák, oligotrófok) mennyiségi és esetenként minőségi meghatározását végeztük el laboratóriumi körülmények között.

A só-elem-analízisek adatai alapján a mintavételi területek jelentős eltéréseket mutattak (kloridos, szulfátos, karbonátos jellegű szikesek). A gyökérrendszer jellemző mikrobiológiai paraméterei a stresszkörülmények érzékeny indikátorai. A növény–mikroba kölcsönkapcsolatban a gyökérrendszer hasznos mikroszimbiontái az egymásra utaltság miatt általában stabilabb értékeket adtak. A fonalas gombák száma ugyanakkor a pH-érték emelkedésével szignifikánsan csökkent. Legnagyobb eltéréseket a mikorrhiza gombák működőképességét jelző arbuszkulárisági értékekben találtunk. A mikrobiológiai mutatókkal általában a vízháztartásban és a területhasználásban bekövetkezett változásokra is következtethetünk.

Kulcsszavak: só-stressz, halofiták, rizoszféra mikroorganizmusok, talajkörülmények

Bevezetés

A szikes területek növényvilága és a talajban, valamint a gyökérrendszerben megtalálható mikrobiota nagymértékben alkalmazkodott az ott fellépő stresszkörülményekhez (negatív ozmotikus nyomás, kedvezőtlen pH viszonyok, leromlott talajszerkezet, hirtelen bekövetkező víztartalom-változások stb.). A kedvezőtlen hatásokat az egymásra utaltság miatt általában tovább csökkentheti a gazdanövény (makrobiota) és a rizoszféra mikrobák (mikrobiota) között létrejövő szimbiotikus kapcsolat (Hasegawa *et al.* 1986). A gyökérrendszerben a növény számára számos hasznos mikrobacsoport megtalálható, és tevékenységük is közzismert. A szabadon élő nitrogénkötő baktériumok (*Azotobacter* spp.) mellett a gyökér belső asszociatív és obligát nitrogénkötői fordulhatnak elő az egyszikű- vagy a pillangós növényeken. Az endomikorrhiza gombák ún. extraradikális hifái a gyökérrendszer

megnövelésével és enzintermelésükkel passzív és aktív módon fokozzák a víz- és tápelemfelvételt, különösen a nehezen felvehető foszforét (Gerdemann 1968). A fluoreszcens-putida típusú *Pseudomonas* baktériumok jótékony hatása a növényi növekedéshormon-termelésükkel és a vaskelát (sziderofor) termelésükkel magyarázható, amelynek eredményeként képesek a talajeredetű patogén gombák távol tartására. Pozitív tulajdonságaik miatt eredményesen alkalmazhatók az ún. talajuntság szindróma csökkentésére is (Biró *et al.* 1998, Burr *et al.* 1978). A hasznos mikroszimbionták (nitrogénkötők, mikorrhiza gombák) egymás jótékony hatását fokozó ún. szinergista tulajdonságai is ismertek nem szikes, de más szélsőséges stressz körülmények között (Biró *et al.* 1993, Tsimilli-Michael *et al.* 2000).

A stressz körülményekhez való alkalmazkodás összetett jelenség, melynek során a növény fiziológiai állapota és ennek következtében a rizoszféra mikrobiótája is folyamatosan változik (Schwarz & Gale 1984), egymásra hatásuk egy összetettebb, a szélsőséges körülményeket jobban tűrő rendszert eredményez. A szoros egymás közötti kölcsönkapcsolat miatt a rizobiológiai paraméterek ilyen módon alkalmasak lehetnek a környezeti stressz körülmények és a talajtulajdonságok indikálására is. Szikes területeken ugyanakkor az ilyen jellegű vizsgálatokra meg lehetőségen kevés példa akad.

A fenti okok miatt néhány domináns sótűrő növény gyökérrendszerének mikro(rizo)biológiai tulajdonságait vizsgáltuk, hogy a kolonizáltság, a mikrobás működőképesség és a szikes talaj körülmények közötti esetleges összefüggéseket feltárhassuk.

Anyag és módszer

Négy mintavételi szikes területet választottunk ki, kettőt a Hortobágyi, kettőt pedig a Kiskunsági Nemzeti Park területén. Ezek között a hortobágyi Zám kloridos (47°31,7'É, 21°2,4'K: *Artemisio-Festucetum pseudovinae* által dominált változatos juhlegelő), a nyírlaposi szulfátos (47°33,6'É, 21°18,3'K: *Artemisio-Festucetum pseudovinae* által dominált változatos juhlegelő), a kiskunsági területek (Apaj, 47°5,2'É, 19°5,8'K: *Artemisio-Festucetum pseudovinae* által dominált változatos juhlegelő, Zab-szék 46°50,6'É, 19°10,6'K: tóparti gyp *Puccinellia limosa* dominanciával) pedig karbonátos szikes jellegűek voltak. A négy helyszínen a vizsgált növényfajoknak megfelelően a szikes puszták komplex zonációrendszerének (Bodrogközy 1965) megfelelően végeztük a mintavételezést. A zab-széki területről havi rendszerességgel, a többiről pedig évszakos gyakorisággal gyűjtöttünk talaj- és gyökérmintákat az ott élő jellegzetes halofita növények rizoszférájából (azaz *Plantago maritima*, *Aster tripolium* és *Puccinellia limosa* nö-

vényfajok gyökérrendszeréből). A talaj helyszíni elektromos vezetőképességét Martek SCT 12 típusú vezetőképesség-mérővel mértük. A négy elektród elrendezése rögzített konfiguráció szerint történt, 91 cm külső és 72 cm belső elektródtávolsággal. Ezzel az elrendezéssel maximálisan 40 cm mélységig lehet megbízhatóan meghatározni a talaj sótartalmát. Laboratóriumi *in vitro* körülmények között a jellegzetes, kitenyészthető talajmikroba-csoportok számszerű értékeit (abundanciáját) határoztuk meg egy általunk módosított, szelektív táptalajokat alkalmazó, talajhígítási módszerrel (Angerer *et al.* 1998). Meghatározásra került az össz-baktérium és gombaszám, a szabadon-élő nitrogénkötolk, a fluoreszcens *Pseudomonas*-ok és az oligotróf baktériumok száma szelektív táplemezek felhasználásával (Horváth 1980, King *et al.* 1954, Martin 1950). A megfelelő talajhígítási foknál értékelt telepszámokat 1 g száraz talajra vonatkoztattuk és 10-es alapú logaritmusos skálán ábrázoltuk. Az arbuszkuláris mikorrhiza (AM) gombák kimutatásához a lemosott gyökérmintákat a vizsgálatokig 70%-os alkoholban tároltuk. Később a gyökérmintákat félórás 15%-os KOH-ban való főzés után anilinkék oldattal festettük, majd a felesleges festékoldatot tejsavas áztatással eltávolítottuk. A mikorrhizáltság mértékét fluoreszcens mikroszkóppal vizsgáltuk, majd a növényenként 30–30 gyökérszakasz adatait a Trouvelot-féle módszer alapján számoltuk (Trouvelot *et al.* 1986). Az infekciós gyakoriság mellett (M%), az adott gyökérszakaszra és az egész gyökérrendszerre kalkulált relatív és abszolút arbuszkulumszámot (a%, A%) is értékeltük.

Eredmények

A négy mintavételi terület mikrobiológiai tulajdonságai

A zab-széki terület összehasonlítva más szikes területekkel (Zám-hortobágyi kloridos, Nyírólapos-hortobágyi szulfátos és Apajpuszta-kiskunsági karbonátos szikes) alacsony mikorrhizációs paraméterekkel jellemezhető. Hasonlóan alacsony értékeket csak a zámi mintavételi területen tapasztaltunk, ahol az elektromos vezetőképességi értékek igen magasnak (a négy hely közül a legmagasabbnak) bizonyultak.

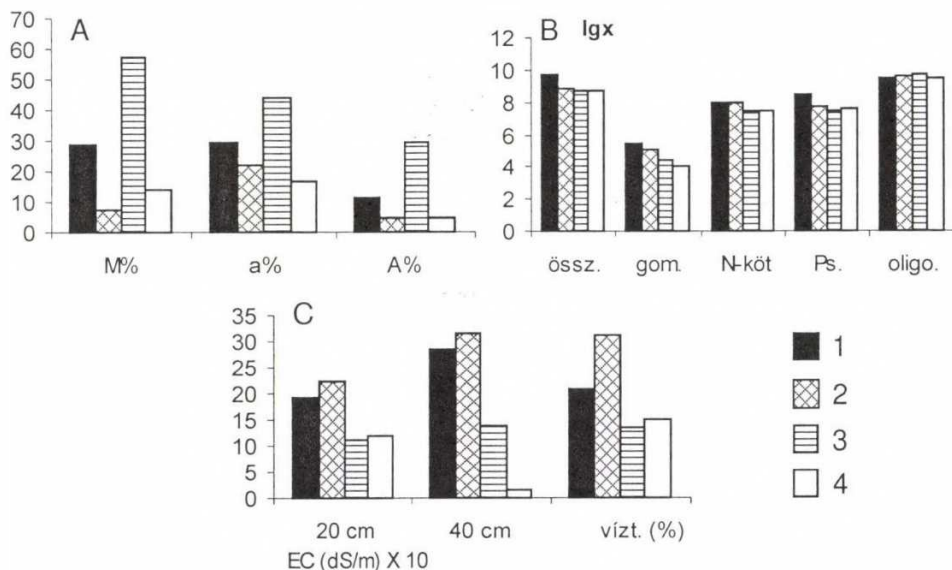
A szelektív táplemezekkel kitenyészthető különböző mikrobacsoportok abundanciája átlagosan nagy különbségeket nem mutat. Az 1 g száraz talajból kitenyészthető összes gombaszámban ugyanakkor a Nyírólapos–Zám–Apajpuszta–Zab-szék sorrendnek megfelelően jelentős csökkenést tapasztaltunk (1. ábra).

A domináns növények rizoszférájának mikrobiológiai jellemzői

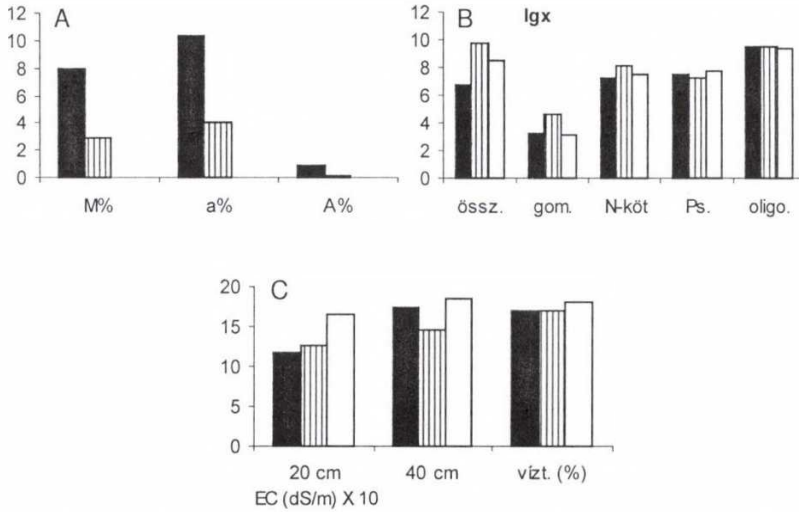
A zab-széki mintavételi területen három különböző, de egy társulást alkotó, helyileg egymás közelében előforduló gazdanövényt (*Plantago maritima*, *Aster tripolium* és *Puccinellia limosa*) mintáztunk meg. A mikorrhizáltsági mutatókat és a kitenyészthető egyéb mikrobák számát a víztartalmi, vezetőképességi adatokkal a 2. ábrán mutatjuk be.

A talajparaméterekben eltérés a 20 cm mélységben helyszíni elektromos vezetőképességi értékekben mutatkozott, mely tükrözi a tó vízszintjétől számított magassági eltéréseket. Ez a szekvencia megnyilvánul a mikorrhizációs paraméterekben is, mind a kolonizáció mértékében (M%) mind az arbuszkulumok relatív (a%) és abszolút (A%) mennyiségében. Ezek az értékek az elektromos vezetőképességgel fordítottan korrelálnak, azaz a sótartalom emelkedése az AM kolonizáció csökkenését eredményezte.

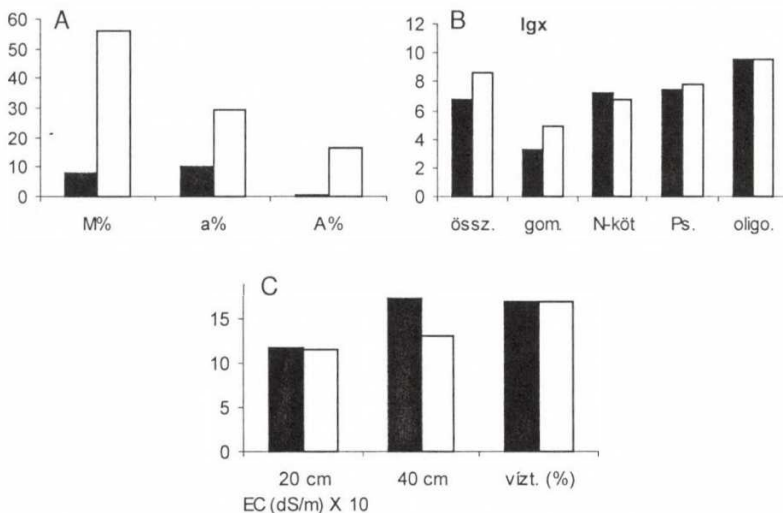
Hasonló összefüggés a kitenyészthető mikrobacsoportok abundanciaértékei-nél nem tapasztalható. Jelentősebb eltérést a gazdanövények rizoszférája között csak a baktériumok és a mikrogombák összcsofászámban fedezhetünk fel.



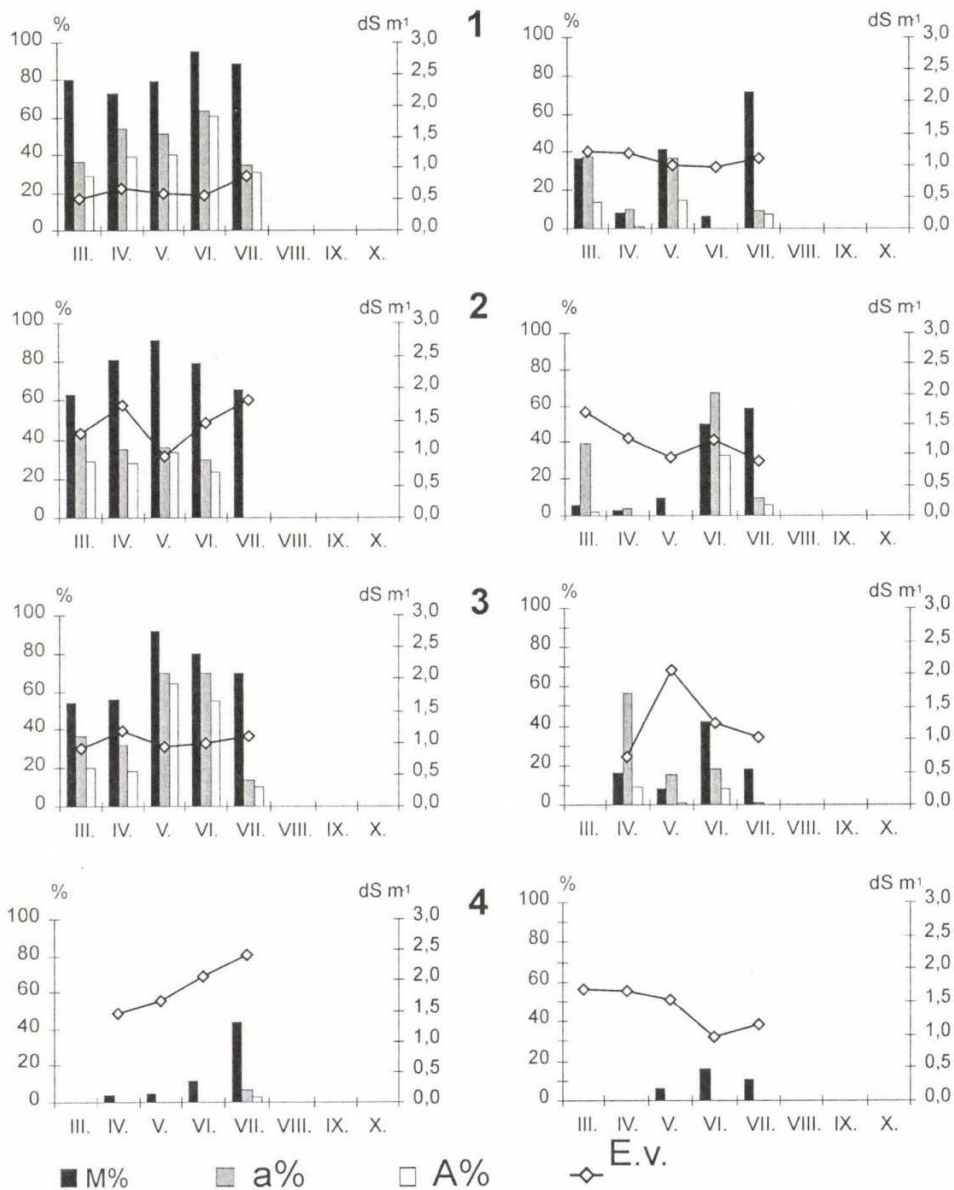
1. ábra. Négy szikes terület mikrobiológiai paramétereinek összehasonlítása. A = mikorrhizációs, B = mikrobiológiai paraméterek, C = vezetőképesség és víztartalom. **Jelmagyarázat:** 1 = Nyírólapos, 2 = Zám, 3 = Apajpuszta, 4 = Zab-szék, össz. = összcsofászámba, gom. = összes gomba, N-köt. = nitrogénkötők, Ps. = fluoreszcens *Pseudomonas*ok, oligo. = oligotróf baktériumok száma 1 g száraz talajban, M% = infekció mértéke, a% = arbuszkulumok relatív mennyisége, A% = arbuszkulumok abszolút mennyisége.



2. ábra. Három gazdanövény mikrobiológiai paramétereinek összehasonlítása A = mikorrhizációs, B = mikrobiológiai paraméterek, C = vezetőképesség és víztartalom. Fekete oszlop = *Plantago maritima*, függőleges szárazos = *Aster tripolium*, üres oszlop = *Puccinellia limosa*. Jelmagyarázat: össz. = összecsíraszám, gom. = összes gomba, N-köt. = nitrogénkötők, Ps. = fluoreszcens *Pseudomonas*ok, oligo. = oligotróf baktériumok száma 1 g száraz talajban, M% = infekció mértéke, a% = arbuszkulomok relatív mennyisége, A% = arbuszkulomok abszolút mennyisége.



3. ábra. Két *Plantago maritima* gazdanövény mikrobiológiai paramétereinek összehasonlítása A = mikorrhizációs, B = mikrobiológiai paraméterek, C = vezetőképesség és víztartalom. Jelmagyarázat: össz. = összecsíraszám, gom. = összes gomba, N-köt. = nitrogénkötők, Ps. = fluoreszcens *Pseudomonas*ok, oligo. = oligotróf baktériumok száma 1 g száraz talajban, M% = infekció mértéke, a% = arbuszkulomok relatív mennyisége, A% = arbuszkulomok abszolút mennyisége.



4. ábra. Két mintavételi hely mikorrhizációs paramétereinek szezonális dinamikája. Jelmagyarázat: baloldali oszlop = Apajpuszta, jobboldali oszlop = Zab-szék, 1 = *Plantago maritima*, 2 = *Aster tripolium*, 3 = *Artemisia maritima*, 4 = *Puccinellia limosa*, M%: infekció mértéke, a%: arbuszkulumok relatív mennyisége, A%: arbuszkulumok abszolút mennyisége, E.v.: elektromos vezetőképesség).

Egyféle gazdanövény rizobiológiai jellemzése

A hasonló környezeti paraméterekkel jellemezhető egyazon mintavételi terület (Zab-szék) két jellegzetes pontján azonos gazdanövények (*Plantago maritima*) rizoszférájának az összehasonlító értékelését is elvégeztük. A két mintapontból származó növény mikrobiális paraméterei között jelentős eltérések adódtak (3. ábra). Viszonylag stabil értékeket ebben az esetben is (hasonlóan a három különböző gazdanövénynél a 2. ábrán kapott értékekhez) az oligotróf baktériumokra, valamint a hasznos mikrobákként ismert nitrogénkötőkre és *Pseudomonas*-okra kaptunk. Az összes gomba- és baktériumszámok a mikorrhizációs paraméterekkel pozitív, a 0–40 cm mélységben mért helyszíni elektromos vezetőképességi értékekkel pedig negatív összefüggést mutatnak.

A mikorrhizáltság szezonális dinamikája

A 4. ábrán négy halofita növény mikorrhizációs értékeinek időbeli változását tüntettük föl. Az értékek a 2001. év folyamán végzett havonkénti mintavételből származó eredményeket mutatják márciustól júliusig két mintavételi területen, Zab-széken és Apajpusztán (a két terület talajfizikai és -kémiai értékei hasonlóak, jelentős különbséget a zab-széki mintavételi terület közvetlen közelében elterülő szikes tó képez). A hasonló adottságok ellenére az évszakos változásokban mutatkozó eltérések szembetűnők. Míg az apajpusztai területen magas értékeket mutató, stabil szezonális dinamikát figyelhetünk meg, virágzás körüli maximummal (május–július), addig Zab-széken a lényegesen gyengébb mikorrhizációs paraméterek „ugrálnak”, a vegetációs periódussal párhuzamos változás nem tapasztalható.

Az eredmények értékelése

Négy mintavételi terület domináns halofita növényeinek rhizobiológiai tulajdonságait hasonlítottuk össze a szikesség mértéke (só-ion-vezetőképesség) és a talajminta víztartalma függvényében. Az eredmények a talajkörnyezeti körülmények és a mikrobás aktivitások közötti szoros összefüggéseket jelzik.

A zab-széki terület viszonylagosan alacsony mikorrhizációs értékeit valószínűsíthetően a szélsőséges vízviszonyok okozzák, a tó közelsége miatt ugyanis a vízborítástól a teljes kiszáradásig változhat a vízállapot. A mikrogombák alacsony számát a területen a többi mintavételi helyhez képest magasabb, 9 fölötti ($9,35 \pm 0,11$) pH érték indokolja. A mikroszkopikus, fonalas gombák száma ugyanis irodalmi adatok szerint jellegzetesen a savanyúság mértékével növekszik.

Az adott magassági és sókoncentrációjú területeket előnyben részesítő gazdanövények mikorrhizációs paraméterei jellegzetes eltéréseket mutatnak, gazdanövényre specifikusak. A kitenyészthető mikrobák közül az oligotróf baktériumok viszonylag stabil, állandó száma a „k” (konstans) stratégiájukkal magyarázható. Az oligotrófok ugyanis lassan növekedő, kevés tápanyagon megélő, hosszú ideig perzisztens mikrobacsoport, amely a környezet változásaira igénytelensége miatt nem reagál érzékenyen. A gyors szaporodású, ún. „r” (rapid) stratégista, nagy tápanyagigényű heterotróf baktériumokkal szemben a környezet, ökoszisztéma stabilitását jelzik. Újabb vizsgálatok szerint ezeket a mikrobacsoportokat eredményesen alkalmazzák egyéb stressz körülmények között is (pl. nehézfém-szennyezettség) a környezeti állapot indikálására.

A növényvel szorosabb kapcsolatban lévő nitrogénkötőkre és *Pseudomonas* baktériumokra kapott értékek is kisebb szórást mutatnak, utalván a gazdanövényvel alkotott kapcsolat stresszpufferoló képességére. Említett jelenséget korábbi, bioenergetikai vizsgálataink is igazolták (Köves-Péchy *et al.* 1998).

Az azonos környezeti feltételekkel jellemezhető egyazon fajba tartozó gazdanövények változó mikrobiális paramétereit a vízviszonyok szélsőséges változásaira (tópart) és az ökoszisztéma viszonylagos instabilitására (megművelt területek közelsége) vezethetjük vissza. Ezek mellett közrejátszhat a talajoknak, különösen a szikes területeken jelentkező heterogenitása is. Hasonló tényezők játszhatnak szerepet abban is, hogy a terület mikorrhizációs jellemzőinek időbeli változásai nem követhetőek nyomon, illetve nem mutatnak egyenletes tendenciát. Az egyazon területen (táblán) az elsősorban a domborzati és vízviszonyok miatt kialakuló jelentős különbségeket az ún. precíziós mezőgazdasági művelés is tapasztalta és figyelembe is veszi.

Összefoglalásként elmondhatjuk, hogy a szikes területek szélsőséges talaj-, víz- és környezeti viszonyait csak az ahhoz nagymértékben alkalmazkodott speciális vegetáció képes elviselni. A domináns, jellegzetes sótűrő növényi vegetáció összetett rendszert alkot a rizoszféra-mikroorganizmusokkal. A gyökérrendszer specifikus hasznos mikroszervezetei növelik a gazdanövény stressztűrő- és a változó környezethez való alkalmazkodási képességét, és ennek következtében az ökoszisztéma stabilitását. A vizsgált mintavételi területek ugyanakkor érzékenyen reagálnak a környezet rövid és hosszú távú változásaira, a külső zavaró tényezőkre, bolygatásra stb. A növény-mikroba kapcsolatok, a rhizobiológiai paraméterek tehát eredményesen alkalmazhatók a környezeti körülmények indikálására.

*

Köszönetnyilvánítás – A folyamatosan megvalósuló kutatások anyagi kereteit az Országos Tudományos Kutatási Alap (OTKA) és az EU-KP-5 MYCOREM projektje támogatta.

Irodalomjegyzék

- Angerer, I. P., Biró, B., Köves-Péchy, K., Anton, A. & Kiss, E. (1998): Indicator microbes of chlor-sulphuron addition detected by a simplified soil dilution method. – *Agrokém. Talajt.* **47**: 297–305.
- Biró, B., Magyar, K., Várady, Gy. & Kecskés, M. (1998): Specific replant disease reduced by PGPR rhizo bacteria on apple seedlings. – *Acta Horticultur.* **477**: 75–81.
- Biró, B., Vörös, I., Köves-Péchy, K. & Szegi, J. (1993): Symbiont effect of Rhizobium bacteria and vesicular arbuscular mycorrhizal fungi on Pisum sativum in recultivated mine soils. – *Geomicrobiology J.* **11**: 275–284.
- Bodrogekőzy, Gy. (1965): Ecology of the halophytic vegetation of the Pannonicum. II. Correlation between alkali (“szik”) plant communities and genetic soil classification in the Northern Hortobágy. – *Acta Bot. Hung.* **11**: 1–51.
- Burr, T. J., Schroth, M. N. & Suslow, T. (1978): Increased potato yields by treatment of seedpieces with specific strains of Pseudomonas fluorescens and Pseudomonas putida. – *Phytopathology* **68**: 1377–1383.
- Gerdemann, J. W. (1968): Vesicular-arbuscular mycorrhiza and plant growth. – *Ann. Rev. Phytopathol.* **6**: 397–418.
- Hasegawa, P. M., Bressan, R. A. & Hanada, A. K. (1986): Cellular mechanisms of salinity tolerance. – *Hort. Sci.* **21**: 1317–1324.
- Horváth, S. (1980): *Mikrobiológiai praktikum*. – Tankönyvkiadó, Budapest, 590 pp.
- King, E. O., Ward, M. K. & Raney, D. E. (1954): Two simple media for the demonstration of pyocyanin and fluorescein. – *J. Lab. Clin. Med.* **44**: 301–306.
- Köves-Péchy, K., Biró, B., Vörös, I., Takács, T., Osztóics, E. & Strasser, R. J. (1998): Enhanced activity of microsymbiont-alfalfa system probed by the fast fluorescence rise OJIP. – *Photosynthesis: Mechanisms and Effects* **4**: 2765–2768.
- Martin, J. P. (1950): Use of eciol rose bengal and streptomycin in the plate method for estimating soil fungi. – *Soil Sci.* **69**: 215–232.
- Schwarz, M. & Gale, J. (1984): Growth response to salinity at high levels of carbon dioxide. – *J. Exp. Bot.* **35**: 193–196.
- Trouvelot, A., Kough, J. L. & Gianinazzi-Pearson, V. (1986): Mesure du taux de mycorrhization VA d'un système racinaire. Recherche de méthodes d'estimation ayant une signification fonctionnelle. – In: *Ler Symposium Europeen sur les Mycorrhizes*. INRA, Paris, pp. 217–221.
- Tsimilli-Michael, M., Eggenberg, P., Biró, B., Köves-Péchy, K., Vörös, I. & Strasser, R. J. (2000): Synergistic and antagonistic effects of arbuscular mycorrhizal fungi and Azospirillum and Rhizobium nitrogen-fixers on the photosynthetic activity of alfalfa, probed by the polyphasic chlorophyll a fluorescence transient O-J-I-P. – *Applied Soil Ecology* **15**: 169–182.

Plant–microba interactions and the effect of some soil properties on salt affected areas

Füzy, A., Biró, B. & Tóth, T.

Laboratory of Rhizobiology, Research Institute for the Soil Science
and Agricultural Chemistry, Hungarian Academy of Sciences
H-1022 Budapest, Herman O. út 15, Hungary; E-mail: biro@rissac.hu

The interactions between the microbial and soil characteristics were analysed in the rhizosphere of dominant halophytes (*Plantago maritima*, *Aster tripolium* and *Puccinellia limosa*) at two salt effected regions in Hungary. Beside the quality and the concentration of salt specific anions, the pH values and some other soil physical parameters of soil were regularly determined on the sites. The abundance of the most important culturable microorganisms and the colonisation values of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) were also assessed in the mycorrhizosphere of the halophytes investigated.

Results have shown, that microbial parameters of the rhizosphere are rather sensitive indicators of the stress conditions. The abundance of beneficial microorganisms investigated in the rhizosphere of the halophytes was found to be more stable indicator, suggesting the high dependence of host plants among the stress conditions. Number of colony forming units of fungi on the other hand have decreased significantly with the higher pH values. Arbuscular richness of the mycorrhiza colonised root indicated the functioning of the plant–mycorrhiza–soil systems and was found a sensitive variable as a function of environmental stress factors. Water flooding and the permanent anthropogenic disturbance could have detectable influence on the soil–plant–microbe interactions at the salt affected areas.

Key words: arbuscular mycorrhizal fungi, *Aster tripolium*, halophytes, mycorrhizosphere, *Plantago maritima*, *Puccinellia limosa*

A Fülöpszállás környéki szikes tavak mohaflórájának állapotfelmérése

Papp Beáta

Magyar Természettudományi Múzeum Növénytára
1476 Budapest, Pf. 222; E-mail: pappbea@bot.nhmus.hu

Összefoglaló: Több európai szintű védelemre javasolt, ritka moha tagja a szikeseken kialakult mohaflórának. Vizsgálataim célja az volt, hogy a Kiskunsági Nemzeti Park területén található néhány szikes tó mohaflóráját feltárjam, az értékes fajokra felhívjam a figyelmet, valamint környezeti igényeiket, veszélyeztetettségüket vizsgálva megőrzésükre, a természetvédelmi kezelésekre javaslatot adjak. A mohaflóra változásáról is lehetőség nyílt képet alkotni, mivel 15–20 évvel ezelőtt e szikes tavak egy részén, alapos flórafeltáró gyűjtést történt. Majd két Európai Moha Vöröskönyvben szereplő faj az *Entosthodon hungaricus* és a *Phascum floerkeanum* populációméretét is megvizsgáltam néhány tó körül, valamint megpróbáltam megállapítani, hogy veszélyeztetettek-e a fajok az adott mintavételi helyen, lokalitáson. Általános véleményem az, hogy a tavak mohaflórája nem változott nagy mértékben az elmúlt 20 évben, a ritka, védendő fajok előfordulnak, a vizsgált fajok populációmérete nem kritikusan alacsony, de a nekik megfelelő élőhelyek – padkás szikesek, felszakadozott gyepű átmeneti zónákkal – további fenntartásáról gondoskodni kell.

Kulcsszavak: Kiskunság, szikes tavak, mohaflóra, populációméret

Bevezetés

A hazánkban található szikes területek a kontinentális szikesek legnyugatibb képviselői. Ezek Közép-Kelet-Európában a legnagyobb kiterjedésű ilyen területek. Európában ezek az élőhelyek ritkák, unikálisak, így több európai szintű védelemre javasolt, ritka moha a szikeseken kialakult mohaflórának a tagja (ECCB 1995). Egyik ilyen faj a Boros Ádám által leírt *Entosthodon hungaricus* (Boros 1924), mely a hazai szikesek egyik karakterfaja. E faj elterjedésével később Boros még két cikkben (Boros 1927, 1943) foglalkozott, és a fajt kontinentális elterjedésűnek tartotta. Azóta mediterrán területekről is előkerült Spanyolországból (Fuertes Lasala & Garcia Gomez 1981, Garcia Gomez & Fuertes Lasala 1980, Guerra *et al.* 1989), Görögországból (Papp 2000, 2002, Papp *et al.* 2002) sós tavak mellől, sótartalmú talajról.

A magyarországi szikesek moháiról a virágos növényes vegetációval összefüggésben Boros (1968) ad egy általános összefoglalót. A Kiskunsági Nemzeti Park szikes területeinek mohaflórájával Rajczy és Papp (1999) és vegetációjával

Papp és Rajczy (2000) foglalkoztak. Megállapításaik szerint a mikrodomborzatnak megfelelően a kisléptékben változó talaj sótartalomtól és a nedvességgviszonyoktól függően a magasabbrendű növénytársulások nagyon mozaikosan jelennek meg a szikes tavak környékén, amelynek megfelelően a mohavegetáció is változik, és főleg az egyes növénytársulások közti átmeneti zónák fajgazdag mohafldrának adnak élőhelyet. Számos efemer faj fordul elő az ilyen élőhelyeken. A Hortobágyi Nemzeti Park mohafldráját Orbán (1982) tárta fel. Publikációjában számos szikesen élő fajt említ.

Vizsgálataim célja az volt, hogy a Kiskunsági Nemzeti Park területén található Fülöpszállás és Szabadszállás környéki szikes tavak mohafldráját feltárjam, az értékes fajokra felhívjam a figyelmet, valamint környezeti igényeiket, veszélyeztetettségüket vizsgálva megőrzésükre, a természetvédelmi kezelésekre javaslatot adjak. A mohafldóra változásáról is lehetőség nyílt képet alkotni, mivel 15–20 évvel ezelőtt e szikes tavak egy részén, alapos fldorafeltáró gyűjtés történt, melynek példányai az MTM Növénytárban nyertek elhelyezést, és így e munka kapcsán ennek az anyagnak a feldolgozására is sor került. Majd két Európai Moha Vöröskönyvben szereplő faj az *Entosthodon hungaricus* és a *Phascum floerkeanum* populációméretét is megvizsgáltam néhány tó körül, valamint megpróbáltam megállapítani, hogy veszélyeztetettek-e a fajok az adott mintavételi helyen, lokalitáson.

Anyag és módszer

Vizsgálataim helyszíne a Kiskunsági Nemzeti Park III. területén Fülöpszállás és Szabadszállás mellett található szikes tavak környéke; Böddi-szék, Kelemen-szék, Fehér-szék, Kis-rét, Zab-szék, Pipás-rét.

Rajczy Miklós 1978–1982 között a Kis-rét, Zab-szék, Kelemen-szék környékén dolgozott. 1998-ban a fent említett hat tónál végeztem terepbejárásokat tavasszal április közepén és ősszel november elején.

1999-ben az *Entosthodon hungaricus* és a *Phascum floerkeanum* populációméretének vizsgálatára került sor a Kelemen-szék, a Kis-rét és a Zab-szék körül.

A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer I. projektje a veszélyeztetett mohafajok populációméret becsléséhez a következő támpontot nyújtja:

Az adott állandó mintavételi helyen, azaz lokalitáson

- hány foltja van a fajnak
- mekkorák a foltok, hány cm² kiterjedésűek
- egyedszámbecslés a moháknál nem, vagy csak nehezen kivitelezhető, mivel egy-egy gyepről vagy párnáról nem tudjuk, hogy hány genetikai egyedből áll. Az egyedszám az IUCN kategóriákhoz (IUCN 1994) megadott

mértékben (50, 250, 1000, 2500, 10000 egyed) becslendő (Hallingbäck *et al.* 1998).

Az *Entosthodon hungaricus* esetében az érett spóratokot viselő példányok, míg a *Phascum floerkeanum*-nál az 1–2 mm-es elszórtan elhelyezkedő példányok egységnyi területen való megszámlálásával végeztem egyedszámbecslést.

Eredmények

Mohaflóra

A 15–20 év alatt a mohaflórában bekövetkezett változásokat a két vizsgálat összehasonlítása alapján át lehet tekinteni. A két felmérés mohafajlistái az 1. táblázatban találhatóak. A nomenklátúra Düll (1983, 1984, 1985, 1992) munkáit követi.

Mohavegetáció és magasabbrendű növényzet

A szikeseken kialakuló növényegyüttesek között több olyan társulás van, melyek fejlett mohaszinttel rendelkeznek. Elsősorban a *Lepidio-Puccinellietum* és az *Artemisio-Festucetum*, illetve e két társulás határzónája gazdag mohákban. A széli, átmeneti zónákban a felnyíló gyepek kedvez a mohák megtelepedésének.

A talaj vízháztartása erősen befolyásolja a mohavegetáció mennyiségét, egyes fajok megjelenésének időpontját. Attól függően, hogy a csapadék a különböző években mely időpontban és milyen mennyiségben jelentkezik, a mohaszint is különböző fejlettségű lehet a különböző években.

A tavak mohavegetációja elég szegényes. A *Drepanocladus aduncus* él nagy tömegben az év nagy részében víz alatt lévő élőhelyeken, más fajok nem nagyon fordulnak elő.

A *Lepidio-Camphorosmetum annuae*, illetve *Camphorosmetum annuae* társulások, amelyek a vízzel borított részekhez képest csak egy kicsivel magasabb térszínen fejlődnek ki és a talajuk sótartalma igen magas, teljesen mohamentesek.

Kora tavasszal, amikor még sok a víz a szikes területeken a téli csapadék után a mohák csak szórványosan fordulnak elő többnyire csak a magasabb térszínen kialakult *Artemisio-Festucetum*-ban. Áprilisban viszont vagy száraz években márciusban is már tömegesen jelennek meg főleg a *Lepidio-Puccinellietum* és az *Artemisio-Festucetum* határzónájában a szikpadkán elsősorban kis termetű, kolonista, illetve egyéves vagy rövidéletű vándorló fajok, amelyek gyorsan képesek elfoglalni a létrejött, megtelepedésre alkalmas helyeket, csupasz talajfelületeket. Gyors spóraképző képességük vagy vegetatív szaporító szervecskéik folytán nagyon gyorsan

1. táblázat. A talált mohafajok listája a különböző szikes tavak partján 1978-ban és 1998-ban. 1 = Kis-rét, 2 = Zab-szék, 3 = Kelemen-szék, 4 = Fehér-szék, 5 = Böddi-szék, 6 = Pipás-rét.

	1		2		3		4	5	6
	1978	1998	1978	1998	1978	1998	1998	1998	1998
<i>Acaulon triquetrum</i> (Spruce) C. Muell.			+				+		
<i>Aloina</i> sp.				+					
<i>Barbula convoluta</i> Hedw.	+	+						+	
<i>Barbula unguiculata</i> Hedw.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Brachythecium albicans</i> (Hedw.) B., S. & G.	+	+		+	+	+	+	+	
<i>Brachythecium mildeanum</i> (Schimp.) Milde		+							
<i>Brachythecium rutabulum</i> (Hedw.) B., S. & G.		+				+	+		
<i>Brachythecium velutinum</i> (Hedw.) B., S. & G.						+			
<i>Bryum algovicum</i> Sendt. ex C. Muell.								+	
<i>Bryum argenteum</i> Hedw.				+	+	+			
<i>Bryum bicolor</i> Dicks.			+	+	+			+	+
<i>Bryum capillare</i> Hedw.								+	
<i>Bryum klingraeffii</i> Schimp. ex Klinggr.			+						
<i>Bryum radiculosum</i> Brid.	+	+		+	+				+
<i>Bryum rubens</i> Mitt.					+				
<i>Bryum ruderae</i> Crundw. & Nyh.		+							
<i>Bryum torquescens</i> B. & S.								+	
<i>Bryum violaceum</i> Crundw. & Nyh.			+						
<i>Ceratodon purpureus</i> (Hedw.) Brid.					+				
<i>Dicranella varia</i> (Hedw.) Schimp.									+
<i>Didymodon fallax</i> (Hedw.) Zander	+								
<i>Didymodon vinealis</i> (Brid.) Zander	+	+		+	+	+	+	+	
<i>Drepanocladus aduncus</i> (Hedw.) Warnst.	+	+		+	+	+	+	+	
<i>Entosthodon hungaricus</i> (Boros) Loeske	+	+		+		+		+	+
<i>Funaria hygrometrica</i> Hedw.					+	+			
<i>Homalothecium lutescens</i> (Hedw.) Robins.	+	+	+	+		+	+	+	
<i>Phascum curvicolle</i> Hedw.			+	+				+	+
<i>Phascum cuspidatum</i> Hedw.	+	+	+	+	+		+	+	+

1. táblázat (folytatás)

	1		2		3		4	5	6
	1978	1998	1978	1998	1978	1998	1998	1998	1998
<i>Phascum floerkeanum</i> Web. & Mohr	+	+	+	+	+			+	+
<i>Pleurochaete squarrosa</i> (Brid.) Lindb.	+			+				+	
<i>Pottia bryoides</i> (Dicks.) Mitt.	+	+	+	+				+	
<i>Pottia davalliana</i> (Sm.) C. Jens.	+		+					+	
<i>Pottia lanceolata</i> (Hedw.) C. Muell.			+	+					+
<i>Pseudocrossidium hornschruchianum</i> (K. F. Schultz) Zander		+				+			
<i>Pterygoneurum ovatum</i> (Hedw.) Dum.	+	+	+	+		+		+	
<i>Pterygoneurum subsessile</i> (Brid.) Jur.		+							
<i>Rhynchostegium megapolitanum</i> (Web. & Mohr) B., S. & G.				+					
<i>Thuidium abietinum</i> (Hedw.) B., S. & G.			+	+		+	+	+	
<i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer & Scherb.									
ssp. <i>hirsuta</i> (Vent.) W. Kramer	+					+		+	
<i>Tortula ruralis</i> (Hedw.) Gaertn., Meyer & Scherb.									
ssp. <i>ruralis</i>			+	+	+	+		+	
<i>Weissia longifolia</i> Mitt.								+	

san terjednek és beborítják a szabad felszíneket. Ilyenek a szinte mindig spóratokkal előforduló *Phascum*, *Pottia*, *Pterygoneurum* fajok és az *Entosthodon hungaricus*, a rhizoid gemmás *Bryum erythrocarpum* komplex tagjai, mint a *B. klingraeffii*, *B. radiculosum*, *B. rubens*, *B. ruderales*, *B. violaceum* vagy a levélhónalji propagulumokat fejlesztő *Bryum bicolor*. Ezek a fajok nyárra teljesen eltűnnek, majd többségük ősszel az esőzések után újra előjön és gyorsan elszaporodik.

A magasabb térszínen kialakuló *Artemisio-Festucetum* gazdag mohavegetációjának fő alkotói állandóbb körülményekhez alkalmazkodott, pleurokarp élő mohák, mint a *Brachythecium albicans*, a *Homalothecium lutescens* és a *Thuidium abietinum*. Mivel a kiskunsági szikések meszesek, több mészkedvelő moha is gyakori és tömeges, mint például a *Pleurochaete squarrosa*, *Barbula convoluta*, *Didymodon vinealis*. A *Tortula ruralis* ssp. *ruralis* szintén nagyon elterjedt. Egy jellemző *Bryum* faj pedig a *Bryum algovicum*.

Ritka, védendő fajok a szikéseken

Az Európai Moha Vöröskönyvben (ECCB 1995) szereplő fajok közül kettő az *Entosthodon hungaricus* (ritka kategóriás) és a *Phascum floerkeanum* (amely a kevésbé ismert kategóriában van) gyakran fordul elő az *Artemisio-Festucetum* és a *Lepidio-Puccinellietum* társulások átmeneti zónáiban, főleg meredekebb, leszakadásos részeken áprilisban. Ezek a fajok a nyári szárazság beköszöntével eltűnnek. Majd megjelennek újra novemberben az őszi esők után. A *Pterygoneurum subsessile*-nek, egy regionálisan veszélyeztetett fajnak egy-két kis gyepe került elő 1998 novemberében a Kis-rétről. Úgy tűnik ez a faj is hasonló élőhelyet kedvel, mint az előbb említettek. További 4 Magyarországon ritka faj (Orbán & Vajda 1983) fordult elő ugyanezen az élőhelyen: *Acaulon triquetrum*, *Phascum curvicolle*, *Pottia davalliana*, *Weissia longifolia*.

Az Entosthodon hungaricus és Phascum floerkeanum populációméretének becslése

A fajok általános jellemzése a következőkben foglalható össze.

Az *Entosthodon hungaricus* egy 3–6 mm-es moha, amely körülbelül 1 cm-es toknyélen egyenesen felálló vagy gyengén hajlott, hosszú nyakú, megnyúlt körte alakú tokot visel. A barnás-vöröses színű, jellegzetes alakú tokok miatt a moha a tavaszi fűcsomók között könnyen felfedezhető, felismerhető. Egy kontinentális, mediterrán elterjedésű (Düll 1985), kolonista életstratégiájú moha (Orbán 1984). Ez a Boros Ádám által leírt faj (Boros 1924) mind a Duna–Tisza közének, mind

pedig a Tiszántúl szikes rétjeinek, pusztáinak karakterfaja. Nálunk a szikesek jelentik a fő élőhelyét, de mészkő-dombokon, mészkősziklákon is előfordul.

A *Phascom floerkeanum* egy nagyon apró, 1–2 mm-es barnászörös növényke, amely a rugyszerűen összehajló levelei közé süllyedt tojásdad tokot hordoz. Szubmediterrán, szubatlantikus (Düll 1984), egyéves vándorló életstratégiájú faj (Orbán 1984). Csak néhány korábbi adata volt Magyarországon, mert valószínűleg aprósága miatt gyakran elkerülte a mohászok figyelmét. A Duna–Tisza közéről és a Tiszántúlról szikes talajról, valamint Budapest környékén agyagos talajról gyűjtötték. Mivel ez a faj a kevésbé ismert kategóriában szerepel az Európai Moha Vöröskönyv szerint az élőhely preferenciájára, életciklusára, a populációk életképességére, terjedésére vonatkozó vizsgálatok európai szinten is nagy érdeklődésre tarthatnának számot.

Az 1999-ben végzett felmérések alapján elmondható, hogy tavasszal az *Entosthodon hungaricus* gyepeit igen könnyen meg lehetett találni. Gyakori volt, hogy kb. 100 cm²-es tiszta gyepekben fordult elő, de egyes helyeken más fajokkal együtt nőtt, pl. *Pottia* fajokkal, de *Phascom floerkeanum*-mal is. Egy-egy 1 cm²-es tiszta gyepek átlagosan 27 tokos *Entosthodon* példányt tartalmazott, míg a kevert gyepekben 1 cm²-en átlagosan 12 tokos példányt számoltunk meg. Ősszel az *Entosthodon hungaricus* nem jött elő.

A *Phascom floerkeanum* tavasszal más mohák között elszórtan jelent meg és átlagosan csak 3 példányt lehetett találni 1 cm²-en. A *Phascom floerkeanum* fő idejének a szakirodalom az őszt tartja (Orbán & Vajda 1983). 1998. november elején nagyon nagy számban találtuk, 1999-ben azonban ugyanilyenkor csak igen kevés helyen fordult elő. Általában 0,5 × 0,5 cm-es tömött gyepei más mohafajok (pl. *Pottia* spp.) által alkotott gyepekbe ékelődnek. Egy-egy ilyen 0,25 cm²-es foltban átlagosan 23 példány élt. De mivel más mohagyepbe csak szórványosan keveredve fordulnak elő a foltjai, így 1 cm²-re körülbelül 17 példány esett.

A Kis-rét körül 7 helyen találtunk *Entosthodon hungaricus*-t és 5 helyen *Phascom floerkeanum*-t, ezek közül 4 olyan hely van, ahol együtt fordulnak elő. A hely fogalma ez esetben kb. 10–20 m × 1–3 m-es behatárolható területeket jelent. A víz közelében 20–30 cm-es magasságú padkán a víztől befelé 10–20 cm-re jelentek meg e mohák foltjai általában *Puccinellietum* és *Artemisio-Festucetum* átmeneti zónájában a felszakadt gyepekben a fűcsomók között.

A Zab-szék körül 6 helyen találtam *Entosthodon*-t és 1999-ben bizonyítottan nem fordult elő a *Phascom floerkeanum*.

A Kelemen-szék körül 5 helyen *Entosthodon*-t, és 1 helyen *Phascom floerkeanum*-t sikerült találni.

A Kis-réten, a Zab-széken és a Kelemen-széken az 1999-ben végzett populációméret becslés eredményeit a 2. táblázat tartalmazza.

2. táblázat. Az *Entosthodon hungaricus* és *Phascom floerkeanum* populációméretei (cm²/ egyedszám) a vizsgált szikes tavak körül.

Kis-rét (1999)		
	<i>Entosthodon hungaricus</i>	<i>Phascom floerkeanum</i>
1	8 / 100 (kevert gyepterület)	–
2	40 / 500 (kevert gyepterület)	8 / 25 tavaszi; 100 / 1750 őszi
3	–	8 / 25 tavaszi
4	8 / 100 (kevert gyepterület)	16 / 50 tavaszi
5	potenciális hely, tavasszal víz alatt	1998 ősztől nagyon sok, 1999 tavaszán és ősztől víz alatt
6	8 / 200 (tiszt gyepterület)	4 / 12 tavaszi
7	388 / 9700 (tiszt gyepterület)	4 / 12 tavaszi
8	56 / 1400 (tiszt gyepterület)	–
9	44 / 1100 (tiszt gyepterület)	–
Összesen	552 / 13100	40 / 124 tavasszal; 100 / 1750 ősztől
Zab-szék (1999)		
	<i>Entosthodon hungaricus</i>	<i>Phascom floerkeanum</i>
1	4 / 100 (tiszt gyepterület)	–
2	40 / 1000 (tiszt gyepterület)	–
3	20 / 500 (tiszt gyepterület)	–
4	8 / 200 (tiszt gyepterület)	–
5	16 / 400 (tiszt gyepterület)	–
6	64 / 1600 (tiszt gyepterület)	–
Összesen	152 / 3800	–
Kelemen-szék (1999)		
	<i>Entosthodon hungaricus</i>	<i>Phascom floerkeanum</i>
1a	635 / 13400 (tiszt gyepterület)	12 / 36 tavaszi
1b	68 / 1700 (tiszt gyepterület)	4 / 12 tavaszi
2	196 / 4900 (tiszt gyepterület)	–
3	32 / 800 (tiszt gyepterület)	–
4	40 / 1000 (tiszt gyepterület)	–
5	4 / 100 (tiszt gyepterület)	–
Összesen	975 / 21900	16 / 48 tavasszal

Mindezek alapján elmondható, hogy az *Entosthodon hungaricus*-nak a három szikes tó körül összesen 20 helyen körülbelül 40000 példánya él. A borított terület nagysága csak 16 dm² körül van. A *Phascom floerkeanum* számára 1999 ősztől nem voltak kedvezőek az életfeltételek, a nyári magas vízállás, majd az őszi eleji szárazság nem tette lehetővé, hogy nagy egyedszámban jelenjen meg, így az

ősz mintavétel nem értékelhető. Tavasszal valószínűleg ez a moha kisebb egyedszámban jön csak elő. 1999 tavaszán 7 helyen tudtuk előfordulását regisztrálni. Az egyedszám 56 példányra becsülhető. Látható, hogy csak a Kis-réten ősszel viszont körülbelül 2000 példányra becsültük a populáció méretét.

E két faj populációinak veszélyeztetettségéről a következők mondhatók el.

Az eredmények értékelése eléggé nehéz, egyrészt mivel ezeknek a moháknak a populációdinamikája igen nagy, a különböző évek időjárásától függően évről évre különböző nagyságú lehet az általuk elfoglalt terület és az egyedszám. Ezekre a fajokra vonatkozóan korábbi vizsgálatok nem ismeretesek, így összehasonlításra sincs lehetőség. Mindenesetre több helyen vártam volna ezeknek a fajoknak a jelenlétét, és az általuk elfoglalt terület is igen kicsi. A meglévő helyeik védelme feltétlenül fontos. Figyelembe kell venni, hogy főleg a meredek padkákon a virágos növények, fűcsomók közti csupasz földfelszíneket foglalják el, és így a gyep záródása, túl magasra növekedése is veszélyezteti őket. A legeltetés, kaszálás hatására növekszik e mohák megtelepedésének esélye.

Ezeknek a moháknak az esetében a hosszabb távú megfigyelés nagyon értékes eredményeket hozhat. Magyarországon ilyen jellegű megfigyelések még nem folytak. Mivel ezek a mohák az Európában unikális élőhelynek számító szikesek jellemző fajai, és megfigyelésükre hazánkban jó lehetőség nyílik a további vizsgálatok európai szinten is fontos feladat.

Az egyes szikes tavak természetvédelmi értékelése a mohaflórájuk
alapján és gondolatok a természetvédelmi kezelésről

Kis-rét

A mohaflóra fajgazdag, mind az átmeneti zónák, mind az *Artemisio-Festucetum* jellemző fajai megvannak. Az 1978-as fajlistához képest néhány faj nem került elő 1998-ban. Talán a benádasodás miatt a meredek padkák nyílt gyepjei, tehát e fajok élőhelyei méretben lecsökkentek.

Zab-szék

A mohaflóra fajgazdag és a különböző társulások jellemző mohafajai megtalálhatók ugyanúgy, mint a Kis-réten. Itt szintén néhány faj nincs meg az 1978-as adatokhoz képest. Ennek a tónak a környékén a mezőgazdasági művelés, illetve a mezőgazdasági területek közelsége veszélyezteti a fent említett élőhelyeket.

Kelemen-szék

A mohaflóra sokkal szegényesebb. Talán a mikrodomborzat sem olyan gazdag, nincsenek meredek padkák, így az értékes egyéves, illetve rövid életű vándorló fajok élőhelyei itt nem találhatók meg. Az 1978-as felméréshez képest a mohaflóra elszegényedett. Figyelmeztetés értékű néhány nitrofil, illetve zavarást tűrő faj tömeges jelenléte főleg a Bordatanya felé eső gát közelében pl. *Funaria hygrometrica*, *Barbula unguiculata*. Nem szikésekre jellemző, üde élőhelyek közönséges fajai is megjelentek, pl. *Brachythecium rutabulum*, *B. velutinum*, viszont a szikések jellemző fajai nincsenek nagy mennyiségben. Itt talán a túllegeltetés játszik szerepet e viszonyok kialakulásában.

Fehér-szék

A mohaflóra még szegényes. Az egyéves, rövidéletű vándorló fajok élőhelyei, a meredek padkák hiányzanak. Az ürmös szikes pusztá jellemző fajai viszont előfordulnak. Egy ritka, egyéves vándorló fajt az *Acaulon triquetrum*-t csak itt sikerült begyűjteni 1998-ban.

Böddi-szék

A mohaflóra fajgazdag. A fajkészlet teljes, mind az ürmös szikes puszták évelő fajai, valamint az átmeneti zónák értékes mohaegyüttese is jelen van.

Pipás-rét

A kolonista, egyéves és rövidéletű vándorló fajok megtalálhatók e tó körül, de az élőhelyeik nem túl nagy kiterjedésűek, a gyepek elég sűrű, kevés a szabad talajfelület. A mezőgazdasági területek közelsége miatt az ürmös szikes pusztá nem is igen alakult ki. Így az odatartozó, évelőkből álló mohaegyüttes teljesen hiányzik.

Általában a gyepállományok összetételének fenntartásában jelentős tényező a legeltetés, de mind a túllegeltetés, mind a legeltetés hiánya változásokat okoz a virágosnövény-együttesekben, mely a mohákra is kihat. Például a legtöbb ritka, Európai Vöröskönyves moha élőhelyét jelentő nyílt gyepek átmeneti zónák, illetve a *Puccinellietum*, ha nem legeltetik az valószínűleg a növényzet dúsabb növekedését eredményezi, és így nem kedvez az elsősorban a fűcsomók közti szabad helyeket elfoglaló kolonista, illetve egyéves vagy rövidéletű vándorló fajokból álló, értékes mohaegyüttes létrejöttének és fennmaradásának.

A fent említettekhez megjegyzendő, hogy egy-egy kolonista vagy egyéves vándorló faj hiányából vagy betelepüléséből messzemenő következtetéseket nem

lehet levonni, mivel ezek megjelenése az egyes évek időjárásától, illetve más életfeltételektől is nagyon függ. Általános véleményem az, hogy a tavak mohafiórája nem változott nagy mértékben az elmúlt 20 évben, a ritka védendő fajok előfordulnak, de a nekik megfelelő élőhelyek – padkás szikések, felszakadozott gyeptű átmeneti zónákkal – további fenntartásáról gondoskodni kell.

*

Köszönetnyilvánítás – Ezúton szeretném megköszönni Rajczy Miklósnak az általa gyűjtött 20 évvel ezelőtti anyagnak a rendelkezésemre bocsátását. Köszönöm a terepmunkában nyújtott segítséget Szurdoki Erzsébet és Erzberger Péter kollégáimnak, valamint B. O. van Zantennek egyes *Bryum* példányok határozását, illetve ellenőrzését. A kutatás anyagi támogatásáért a Kiskunsági Nemzeti Parkot illeti köszönet.

Irodalomjegyzék

- Boros, Á. (1924): *Funaria hungarica*, nov. spec. – *Magyar Bot. Lapok* **23**: 73–75.
- Boros, Á. (1927): A *Funaria hungarica* újabb termőhelyei. (Neue Standorte der *Funaria hungarica*.) – *Bot. Közlem.* **24**: 72.
- Boros, Á. (1943): A *Funaria hungarica* története és földrajzi elterjedése. (Die Geschichte und die geographische Verbreitung der *Funaria hungarica*.) – *Acta geobot. hung.* **5**: 280–289.
- Boros, Á. (1968): *Bryogeographie und Bryoflora Ungarns*. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Düll, R. (1983): Distribution of the European and Macaronesian liverworts (Hepaticophytina) – *Bryologische Beiträge* **2**: 1–115.
- Düll, R. (1984): Distribution of the European and Macaronesian mosses (Bryophytina) I. – *Bryologische Beiträge* **4**: 1–109.
- Düll, R. (1985): Distribution of the European and Macaronesian mosses (Bryophytina) II. – *Bryologische Beiträge* **5**: 210–232.
- Düll, R. (1992): Distribution of the European and Macaronesian mosses (Bryophytina). Annotations and Progress. – *Bryologische Beiträge* **8–9**: 1–223.
- ECCB – European Committee for the Conservation of Bryophytes (1995): *Red Data Book of European Bryophytes*. – Trondheim, 291 pp.
- Fuertes Lasala, E. & Garcia Gomez, R. (1981): *Funaria hungarica* Boros in the Iberian Peninsula. – *Herzogia* **5**: 609–612.
- Garcia Gomez, R. & Fuertes Lasala, E. (1980): Comunidades muscinales de los saladares y espartales de Navarra (España). – *Crypt., Bryol. Lichenol.* **1**(3): 289–304.
- Guerra, J., Ros, R. M. & Garcia-Zamora, P. (1989): Flora and bryophyte vegetation of the shores of the salt water lagoons of Alicante province (Spain). – *Nova Hedwigia* **49**(1–2): 61–77.
- Hallingbäck, T., Hodgetts, N., Raeymaekers, G., Schumacker, R., Sérgio, C., Söderström, L., Stewart, N. & Vána, J. (1998): Guidelines for application of the revised IUCN threat categories to bryophytes. – *Lindbergia* **23**: 6–12.
- IUCN (1994): *IUCN Red List Categories*. – IUCN, Gland.
- Orbán, S. (1982): The bryoflora of the Hortobágy National Park and the adjoining conservation areas. – In: Szujkó-Lacza, J. (ed.): *The flora of the Hortobágy National Park*. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 97–103.

- Orbán, S. (1984): A magyarországi mohák stratégiái és T, W, R értékei. – *Az Egri Ho Si Minh Tanárképző Főiskola Füzetek, Eger* **17**: 755–765.
- Orbán, S. & Vajda, L. (1983): *Magyarország mohaflórájának kézikönyve*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 518 pp.
- Papp, B. (2000): New records of bryophytes from a saline area of Greece. – *Abstracts, Second Balkan Botanical Congress, Istanbul, Turkey, May 14–18, 2000*, p. 51.
- Papp, B. (2002): Three bryophyte species new to Greece from saline areas. – *Studia bot. hung.* **33**: 21–24.
- Papp, B. & Rajczy, M. (2000): Bryophytes of saline-alkali areas of the Danube–Tisza Interfluve, Hungary. – *Lindbergia* **25**: 134–139.
- Papp, B., Tsakiri, E. & Karagiannakidou, V. (2002): Bryophytes of two alkali areas of Northern Greece. *Proc. 9th Scientific Congress, Hellenic Botanical Soc., Argosoli–Kefalonia, May 9–12, 2002*, pp. 233–240.
- Rajczy, M. & Papp, B. (1999): Bryophytes of the Kiskunság National Park and of the other parts of the Danube–Tisza Interfluve. – In: Lőkös, L. & Rajczy, M. (eds): *The flora of the Kiskunság National Park, Cryptogams*. Hungarian Natural History Museum, Budapest, pp. 363–413.

Investigations on the bryophyte flora of saline-alkali lakes around Fülöpszállás (Central Hungary)

Papp, B.

Department of Botany, Hungarian Natural History Museum
H-1476 Budapest, P.O.B. 222, Hungary; E-mail: pappbea@bot.nhmus.hu

Several rare bryophytes red listed in Europe are the members of the bryoflora living in saline-alkali areas. The aim of my study was to explore the bryophyte flora and the rare species around some alkali lakes of the Kiskunság National Park and investigate the ecological demand of the rare species to give some ideas to their active conservation. As 15–20 years ago a huge bryophyte material was collected on the same territory, there was an opportunity to investigate the changes in the bryophyte vegetation, as well. Then, in the frame of this work, population sizes of two species (*Entosthodon hungaricus*, *Phascum floerkeanum*) included in the Red Data Book of European Bryophytes were estimated and it was concluded whether these species are threatened in this area.

According to my opinion the bryoflora around the lakes has not changed a lot during the last 20 years, the rare species occur on the territory, the population size of the species investigated was not critically low, but the adequate habitats – intermediate zones of the higher plant communities *Puccinellietum* and *Artemisio-Festucetum* with bare soil surface among tussocks – must be preserved.

Key words: Kiskunság, saline-alkali lakes, bryoflora, population sizes

Protozoológiai (Protozoa, Ciliata) vizsgálatok a Fülöpszállás–Szabadszállás környéki szikes kiszivizekben (1998–1999)

Szabó András

DE ATC MTK Mikrobiológiai Tanszék, Debrecen, Böszörményi út 138

E-mail: szaboa@helios.date.hu

Összefoglaló: Protozoológiai (Ciliata) vizsgálatainkat a Kiskunság (KNP) szikes tavaiban (Kisréti-tó, Zab-szék, Fehér-szék, Kelemen-szék, Böddi-szék) végeztük. A mintákat kettős szűrővel tömörítettük. Kutatásaink során a kiszivizekben összesen 61 csillós fajt találtunk. Tapasztalatunk az, hogy a vizek vezetőképességének növekedésével a fajszám egyre csökkent (Kisréti-tó: 39 faj, Zab-szék: 15 faj, Fehér-szék: 14 faj, Kelemen-szék 17 faj, Böddi-szék: 8 faj). A sótartalom emelkedésével párhuzamosan viszont az egyes vizekben nőtt a sós, szikes környezetet elviselő, és az azt „kedvelő” fajok száma. Míg a Kisréti-tó vizében az ilyen fajok aránya igen alacsony (1–2%), addig a Zab-szék vizében ez az érték 18%, a Fehér-szék esetében 40%, a Kelemen-székben 50%, és a Böddi-szék vizében található kis egyedszámú Ciliata faunának már 90%-a sós, szikes környezetet kedvelő faj (itt a legmagasabb a Na és a Cl ion koncentráció!).

Kulcsszavak: szikes, Protozoa, Ciliata, faji diverzitás, természetvédelem, ökológia

Bevezetés

Szikes (szódás, kloridos, szulfátos) biotópok valamennyi földrészben előfordulnak. Hazánkban elsősorban a Hortobágyi Nemzeti Park (HNP), a Kiskunsági Nemzeti Park (KNP) és a Fertő–Hanság Nemzeti Park (FHNP) kezelésében levő területeken találkozhatunk szikes vagy szikes jellegű kiszivizekkel (Boros 1999, Boros & Bíró 1999, Dvihally 1999).

Ezekben a kiszivizekben a protozoológiai kutatások még mindig meglehetősen hiányosak, illetve ismerünk olyan szikes vizeket (pl. Velencei-tó, Szelídi-tó) ahol az ilyen jellegű vizsgálatok ez ideig még nem történtek meg.

A HNP szikes jellegű kiszivizeinek Protozoa (Ciliata) faunájáról Szabó (1983, 1986, 1999a, 1999b) és Szabó & Wilbert (1987, 1995) munkáiból tájékozódhatunk.

A Szeged környéki szikes kiszivizek (székek) véglényeinek kutatása Gelei József kutatásaival vette kezdetét. Vizsgálatai során (Gelei 1929, 1932, 1933a, b, 1935, 1936, 1938, 1950) három, a tudomány számára is új nemzetséget és tizenhá-

rom új fajt írt le, és szinte minden munkájában hangsúlyozta a szikesek egyedülállóan érdekes faunája megismerésének fontosságát.

Tanítványai közül Horváth (1931–1932, 1935a, b) a Szili-szék és a Tápéi-ér csillósait kutatta. A peritrichák tanulmányozása Stiller (1937, 1939, 1963) nevéhez fűződik, aki Szeged környéki vizsgálatai során részletes elemzést adott a szikes vizek helytűlő csillós faunájáról.

A KNP területén meglévő és a korábbi kutatások óta jelentősen átalakult szikes kisvizek Protozoa (Ciliata) faunájáról keveset tudunk. Vizsgálataink során ezért is választottuk a KNP szikes területein megjelenő asztatikus és szemisztatikus kisvizeit kutatásaink objektumaiként. (Ezen a területen újabban Forró (1999, 2001) zooplankton, Kiss *et al.* (2001) a vízi makroszervezeteket, Andrikovics (2001) a bentikus faunát vizsgálta.)

Anyag és módszer

A Kiskunsági Nemzeti Park (KNP) Fülöpszállás–Szabadszállás környéki területe még napjainkban is viszonylag gazdag szikes vizekben (1. ábra).

Mintavételei helyeinket (5) a KNP szikes, lúgos feltalajú, szoloncsák talaj mélyedéseiben kialakult asztatikus és szemisztatikus kisvizeiben jelöltük ki.

1. Kis-rét: a tómeder zöme nádas, középtájon 1–2 hektáros nyílt vízzel. A vízmélység 50–80 cm. A víz átlátszó, a humuszsavaktól sárgásbarna színű.

A kémiai eredmények azt mutatják, hogy a Kiszéti-tó vizének pH-ja egész évben közel semleges vagy gyengén lúgos. A víz pH-értéke a vizsgálati periódusban 7,5–8,6 között ingadozott. A vezetőképességi értékek viszonylag alacsonyak (978,5–1540 $\mu\text{S}/\text{cm}$), (β -mezohalóbikus, híg szikes víz). A Kiszéti-tó vize: Na-HCO₃-Cl típusú.

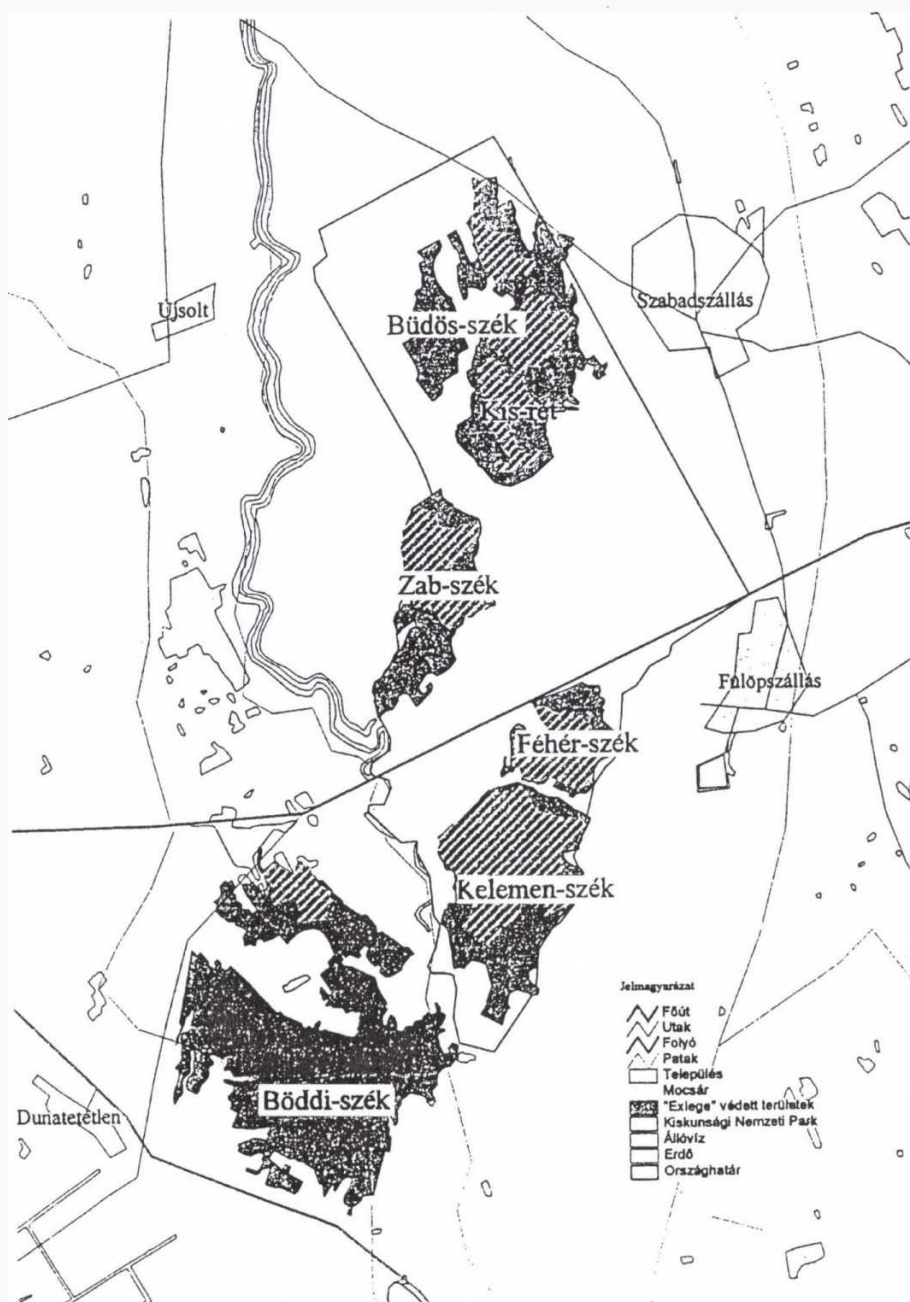
2. Zab-szék: zömében nyílt vízű, tipikus fehér vízű szikes tó. Mintavételezés a nyílt vízben történt. Vízmélység 15–30 cm. A víz erősen opálos.

A Zab-szék vizének pH értékei minden esetben a lúgos tartományba estek (9,18–9,3). Ez a jelenlevő Na- és CO₃ ionok nagy koncentrációjának következménye (szóda hatás!).

A vezetőképességi értékek magasak (6700–7400 $\mu\text{S}/\text{cm}$), (polihalobikus, nagyon szikes víz). A fitoplankton fotoszintézisének intenzitása nem túlságosan nagy (mezotrofikus szint). A Zab-szék vize: Na-(CO₃)HCO₃-Cl-SO₄ típusú.

3. Fehér-szék: feltöltődött nádas, zsiókás tómeder, rekonstrukciós terület. A mintavételi hely a zsiókásban, a parttól kb. 15 m-re került kijelölésre. A vízmélység 20–30 cm. A víz kissé opálos.

A Fehér-szék vize az egész vizsgálati periódusban lúgos volt (pH = 9,24–9,6).



1. ábra. A vizsgált szikes tavak topográfiai elhelyezkedése.

Az ionok koncentrációja alacsonyabb, mint a Zab-szék vizében. Ezt a vezetőképességi értékek is jól mutatják (2300–2700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ közötti értékek), (β - α mezohalobikus, közepesen szikes víz). A jelenlévő CO_3 a Na-ionnal együtt okozza a lúgos pH-t. A klorofill értékek általában alacsony algatevékenységre utalnak. A víz típusa: Na- HCO_3 -Cl.

4. Kelemen-szék: zömében nyílt vizű, tipikus fehér vizű szikes tó. A mintavételek a parttól kb. 20 méterre történtek. A víz mélysége 30–40 cm. A víz kissé opálos.

A Kelemen-szék vize az egész vizsgálati periódusban – nagyobb érték ingadozás nélkül – lúgos (9,08–9,24) volt.

A vezetőképességi értékek magasak (6070 $\mu\text{S}/\text{cm}$), (polihalobikus, nagyon szikes víz), mely a nagy Na: (1160–2600 mg/l), CO_3 : (267–317 mg/l), HCO_3 : (1690–1900 mg/l), Cl: (956–1915 mg/l) ionkoncentrációk eredménye.

A Kelemen-szék vizében általában a fitoplankton egyedszáma (a klorofill-a értéke) alacsony, mely – ugyanúgy, mint a többi szikes víz esetében a lúgos pH, a magas Cl tartalom gátló hatásával hozható összefüggésbe. A víz típusa: Na- HCO_3 -(CO_3)-Cl.

5. Böddi-szék: nyílt vizű, tipikus fehér vizű szikes tó, mely jelenleg még nem tartozik a KNP-hez (rekonstrukciós terület). A víz mélysége 15–20 cm. Kissé opálos.

A Böddi-szék vize lúgos, nagy vezetőképességű (9737 $\mu\text{S}/\text{cm}$), (polihalobikus, nagyon szikes víz kategóriájú). A Na-tartalom itt a legmagasabb (1500–2600 mg/l). Hasonlóan magas a Cl, a SO_4 és a HCO_3 tartalom is. A víz típusa: Na-(HCO_3)- CO_3 -Cl.

A mintavételi helyek Maucha-diagramjait a 2. ábra mutatja be.

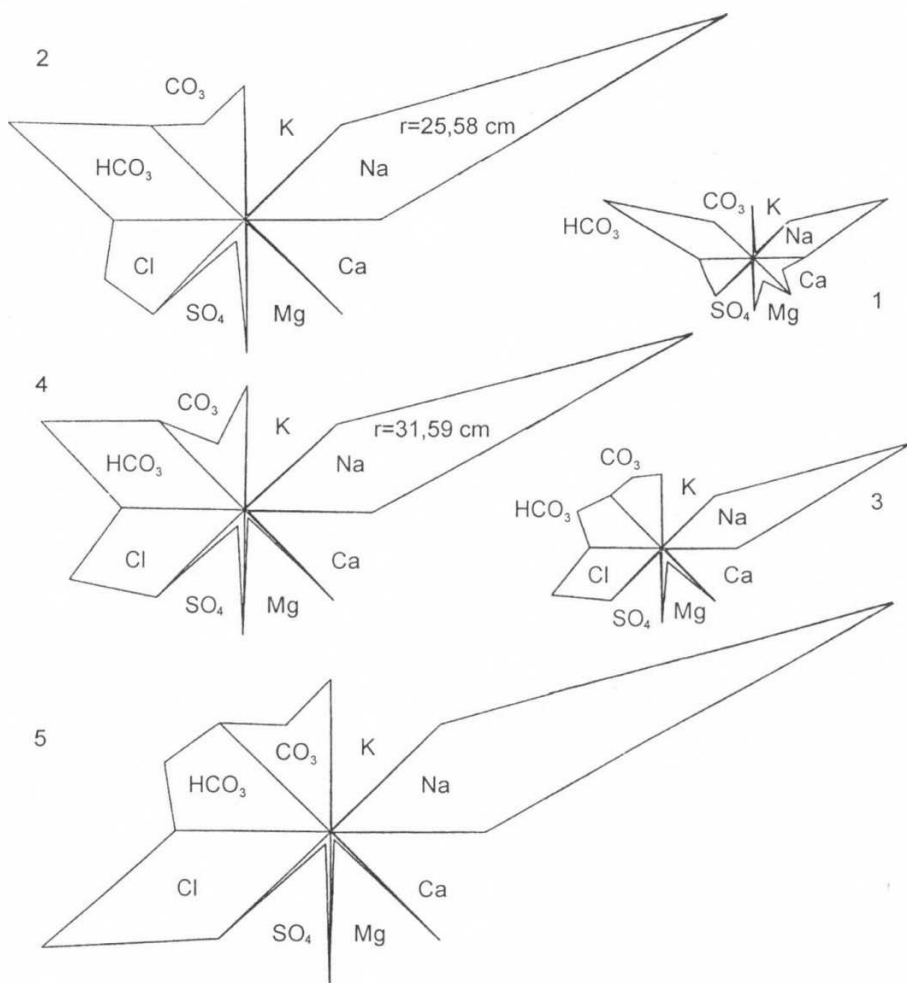
A minták biológiai feldolgozását élő mintákból végeztük. Vizsgálatainkhoz lehetőség szerint legalább 10–20 liter vizet szűrtünk. A planktonmintákat kettős szűréssel tömörítettük. A mintákat először 60 μm lyukbőségű selyem szitaszövetből készült planktonhálóba öntöttük. Az ezen átfolyó vizet pedig egy 10 μm lyukátmérőjű műanyag (NITREL UGB) szitaszövetből készült hálóba fogtuk fel. A szűrés hatékonyságát a szitaszövetbe berakódott kolloidszemcsék is fokozták. A mikroszkópi feldolgozás mind a két mintára kiterjedt. Ezzel a módszerrel elkerültük, a sokszor nagy számban jelenlévő, mezozooplankton (kisrák, kerekeshéreg) szűrő, a protozoák faj- és egyedszámát gyérítő hatását.

A fajok meghatározásánál Kahl (1930–1935), Stiller (1972, 1974), Gelei (1929 és 1950 közötti), valamint Foissner *et al.* (1991, 1992, 1994, 1995) munkáit vettük figyelembe.

Eredmények és megbeszélésük

A vizsgálati periódusban (1998–1999) mintavételeink során a KNP szikes kisvizeiben összesen 61 csillós (Ciliata) fajt találtunk meg. Az előkerült fajok listáját az 1. táblázat tartalmazza.

A fajok egy része általánosan előforduló, kozmopolita, széles ökológiai valenciájú faj. Megemlítjük, hogy a kisvizekből több, a szikes, sziksós kisvizet, sőt a kloridos élőhelyeket kedvelő faj is előkerült.



2. ábra. A vizsgált szikes tavak Maucha-diagramjai. 1 = Kis-rét (978 $\mu\text{S/cm}$), 2 = Zab-szék (6280 $\mu\text{S/cm}$), 3 = Fehér-szék (2159 $\mu\text{S/cm}$), 4 = Kelemen-szék (6070 $\mu\text{S/cm}$), 5 = Böddi-szék, Birkástanya (9737 $\mu\text{S/cm}$).

A tapasztalatunk az, hogy a Kistréti-tó vizében általában változatos összetételű (39 faj), de általában a nem szikes jellegű kisvizekben is előforduló csillós fauna volt kimutatható (pl.: *Actinobolina wenrichii*, *Aspidisca cicada*, *A. lynceus*, *Blepharisma elongatum*, *Climacostomum virens*, *Coleps hirtus*, *C. minor*, *Cyclidium glaucoma*, *Drepanomonas revoluta*, *Enchelys gasterosteus*, *Epistylis digitalis*,

1. táblázat. A kiskunsági (Fülöpszállás–Szabadszállás) szikes tavakban talált csillós (Ciliata) fajok listája (1 = Kistréti-tó, 2 = Zab-szék, 3 = Fehér-szék, 4 = Kelemen-szék, 5 = Böddi-szék; + = a mintavételi időszakban előkerült fajok).

Faj	1	2	3	4	5
<i>Actinobolina wenrichii</i> Wang-Nie, 1993	+				
<i>Amphileptus clapedii</i> Stein, 1867		+			
<i>Aspidisca cicada</i> (Müller, 1786) Claparède-Lachmann, 1858	+	+	+	+	+
<i>Aspidisca lynceus</i> (Müller, 1773) Ehrenberg, 1830	+				
<i>Astylozoon fallax</i> Engelmann, 1862		+		+	
<i>Blepharisma elongatum</i> (Stokes, 1884) Kahl, 1932	+				
<i>Cinetochilum margaritaceum</i> (Ehrenberg, 1831) Perty, 1849		+			
<i>Chilodonella uncinata</i> (Ehrenberg, 1838) Strand, 1928				+	
<i>Climacostomum virens</i> (Ehrenberg, 1838) Stein, 1859	+				
<i>Coleps hirtus</i> (Müller, 1786) Nitzsch, 1827	+	+	+	+	+
<i>Coleps minor</i> Faure-Fr., 1924	+		+		
<i>Colpidium colpoda</i> (Losana, 1829) Stein, 1860			+		
<i>Cyclidium citrullus</i> Cohn, 1865	+	+	+		+
<i>Cyclidium glaucoma</i> Mueller, 1773	+				
<i>Cyclidium</i> sp.		+			
<i>Disematostoma tetraedrica</i> Faure-Fr., 1924	+				
<i>Drepanomonas revoluta</i> Penard, 1922	+				
<i>Enchelys gasterosteus</i> Kahl, 1926	+				
<i>Epistylis digitalis</i> (Linnaeus, 1758) Ehrenberg, 1830	+				
<i>Epistylis halophila</i> Stiller, 1941			+		
<i>Epistylis microdiscum</i> Stiller, 1941		+			
<i>Euplotes charon</i> (Müller, 1786) Stein, 1859	+				
<i>Euplotes patella</i> (Müller, 1773) Ehrenberg, 1831	+				
<i>Frontonia atra</i> (Ehrenberg, 1833) Buetschli, 1889	+				
<i>Frontonia leucas</i> (Ehrenberg, 1833) Ehrenberg, 1838	+				
<i>Halteria grandinella</i> (Müller, 1773) Dujardin, 1841	+	+	+	+	
<i>Hastatella radians</i> Erlangen, 1890			+	+	
<i>Hemiochris fusidens</i> Kahl, 1926			+	+	
<i>Lacrymaria olor</i> (Müller, 1786) Bory de Saint-Vincent, 1824		+			
<i>Lagynophrya acuminata</i> Kahl, 1935	+			+	
<i>Litonotus lamella</i> (Müller, 1773) Foissner et al., 1995	+				
<i>Metastrombidium</i> sp.					+
<i>Metopus contortus</i> Quennerstedt, 1867				+	
<i>Monodinium alveolatum</i> (Kahl, 1930) Foissner et al. 1999			+		
<i>Monodinium balbianii</i> Fabre-Domergue, 1888				+	+
<i>Mycterotrix ovata</i> Gelei, 1950					+

1. táblázat (folytatás)

Faj	1	2	3	4	5
<i>Mycterotrix</i> sp.			+		
<i>Nassula brunea</i> Fabre-Domergue, 1885				+	
<i>Ophryoglena atra</i> Lieberkühni, 1856	+				
<i>Oxytricha similis</i> Engelmann, 1862	+				
<i>Paramecium caudatum</i> Ehrenberg, 1833	+	+			+
<i>Paramecium bursaria</i> (Ehrenberg, 1831) Focke, 1836	+				
<i>Phialina pupula</i> Müller, 1786				+	
<i>Prorodon marinus</i> Clap.-Lachm., 1858		+		+	
<i>Prorodon niveus</i> Ehrenberg, 1833	+				
<i>Pseudochilodonopsis algivora</i> (Kahl, 1931) Foissner, 1979	+				
<i>Pseudochilodonopsis piscatoris</i> (Blochmann, 1895) Foissner, 1979			+		
<i>Stentor polymorphus</i> (Müller, 1773) Ehrenberg, 1830	+				
<i>Stylonychia mytilus</i> Ehrenberg, 1858	+				
<i>Tachysoma pellionellum</i> (Müller, 1773) Borror, 1972				+	+
<i>Tetrahymena piriformis</i> (Ehrenberg, 1830) Lwof, 1947	+				
<i>Thuricola folliculata</i> Kent, 1881	+				
<i>Trachelophyllum apiculatum</i> (Perty, 1852) Clap.-Lachm., 1859	+				
<i>Trithigmostoma cucullulus</i> (Müller, 1786) Jankowski, 1967				+	
<i>Urocentrum turbo</i> (Mueller, 1786) Nitzsch, 1827	+				
<i>Uronema marinum</i> Dujardin, 1861	+	+	+	+	
<i>Vaginicola crystalina</i> Entz, 1884	+				
<i>Vorticella convallaria</i> (Linnaeus, 1748) Noland, 1931	+	+			
<i>Vorticella difficilis</i> Kahl, 1933	+		+	+	
<i>Vorticella halophila</i> Stiller, 1941	+				
<i>Vorticella microstoma</i> Ehrenberg, 1830	+	+			

Euplotes patella, *E. charon*, *Litonotus lamella*, *Ophryoglena atra*, *Paramecium bursaria*, *Pseudochilodonopsis algivora*, *Stentor polymorphus*, *Stylonychia mytilus*, *Urocentrum turbo*, *Vaginicola crystalina*, *Vorticella convallaria*, *V. microstoma* stb.). A Kistréti-tó vizében számolt S/G érték: 1,25. Ez az érték is egy megfelelően diverz faunára utal. A kémiai paraméterek, illetve a jelenlévő mocsári növényzet jelenléte is az ilyen jellegű egysejtű fauna kialakulását magyarázza.

A megnövekedett vezetőképességi értékek, valamint a kialakult lúgos pH eredményeként a Ciliata fauna összetétele jelentős változásokat mutat a Zab-szék, a Fehér-szék, a Kelemen-szék, és a Böddi-szék vizeitereiben. Ezekben a vízgyűlésekben a Kistréti-tóhoz viszonyítottan lényegesen alacsonyabb a faji diverzitás (a fajok száma).

A Zab-szék vizében (15 faj) a néhány kozmopolita, de nagy ökológiai valenciájú (pl.: *Aspidisca cicada*, *Halteria grandinella*, *Paramecium caudatum*) fajok mellett megjelentek az extrém környezetet is jobban elviselő fajok (pl.: *Epistylis microdiscum*, *Metopus contortus*, *Prorodon marinus*, *Uronema marinum*) is. Ebben a víztérben az S/G arány: 1,08.

A Fehér-szék Ciliata faunája (14 faj), bár tartalmaz közös elemeket a Zab-szék vizével, már több, általában szikes vízben előforduló fajt tartalmaz (pl.: *Epi-stylis halophila*, *Hastatella radians*, *Hemiphrys fusidens*, *Uronema marinum*, *Vorticella difficilis*). Az S/G arány itt: 1,09.

A Kelemen-szék vizében a megnövekedett sótartalom ellenére, bizonyos fajszámemelkedés volt tapasztalható (17 faj). A közös fajokon túlmenően itt volt kimutatható az *Astylozoon fallax*, a *Lagynophrys acuminata*, a *Nassula brunea*, a *Phyalina pupula*.

Feltűnő, hogy az előkerült fajok mind más genuszba tartoztak, így az S/G arány egy (1).

A Böddi-szék vize nagyon lúgos, és a sótartalom is magas. Itt az *Uronema marinum*, *Tachisoma pellionela* fajokon kívül megtalálható volt egy olyan genusz is, mint a *Metastrombidium* sp., melyet tengeri környezetben is kimutattak. Itt volt megtalálható a *Mycterotrix ovata* is, melyet korábban már más szikes kisvízben is megtaláltunk. Ebben a víztérben az S/G arány egy (1).

A tapasztalatunk az, mint azt korábban is láttuk, hogy a vizek kémiai összetétele, valamint a vezetőképeség növekedése jelentősen hatott a faji diverzitásra (de az S/G arány alakulására is). A fajszám a sótartalom és a pH-érték emelkedésével párhuzamosan egyre csökkent. A Kistréti-tó vizében 39, addig a Zab-székben 15, a Fehér-székben 14, a Kelemen-székben 17, a Böddi-székben 8 volt az előkerült Ciliata fajok száma. A sótartalom növekedésével párhuzamosan viszont az egyes vízterekben nőtt a sós, szikes környezetet elviselő, és az azt „tűrő” fajok száma. Míg a Kistréti-tó vizében az ilyen fajok aránya igen alacsony (1–2%), addig a Zab-szék vizében ez az érték 18%, a Fehér-szék esetében 40%, a Kelemen-székben 50%, és a Böddi-szék vizében található kis egyedszámú Ciliata faunának már 90%-a sós, szikes környezetet kedvelő faj. Jóllehet itt a legmagasabb a Na-ion koncentráció, és a sótartalom is.

Ha eredményeinket a Hortobágyi Nemzeti Park (HNP) kloridos-szikes kisvízeiben (Zám-pusztá) talált Ciliata faunával hasonlítjuk össze, akkor a vizsgálataink szerint a fajok számát, de a közös fajokat illetően is különbségeket tapasztalunk. A HNP hasonló típusú kisvízeiben eddig összesen 69 Ciliata fajt találtunk, melyből a közös fajok száma csak 29.

Már a korábbi (1992) vizsgálatok is azt mutatták, hogy a KNP kisvízeiben előforduló csillós (Ciliata) fajok 30–32%-ban a szikes, sziksós környezetet részesítik előnyben, míg a HNP kisvízeiben ez az arány csak 18–20%.

A jelenlegi vizsgálatok szerint ezek az értékek a kloridos-szikes kisvizekben 50–90%-nak adódtak a KNP, illetve 35–50%-nak a HNP esetében.

A magyarázatot erre a két terület ökológiai adottságai közötti különbség adja meg.

A Zám-pusztán ugyanis a kopáros és a padkaközi mélyedésekben kialakult asztatikus kisvizek a savanyú feltalajú, szolonyec talajok különböző altípusainak felszínén jönnek létre, így vizük az esetek többségében semleges, vagy gyengén lúgos (7,3–8,6). A vezetőképességi értékek is alacsonyak (470–900 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Csak a töményedés idején érik el a 2000–5180 $\mu\text{S}/\text{cm}$ értéket. A vizek típusa Zám-pusztán $\text{Na-HCO}_3\text{-Cl}$.

Az általunk vizsgált szikes kisvizek (KNP) viszont a lúgos feltalajú szolonscák (karbonátos) szikes talajon alakultak ki, ezért vizük (a Kisréti-tó kivételével) egész évben erősen lúgos (pH: 9,2–9,4) és a vezetőképességi értékek is magasak (2100–9700 μS).

*

Köszönetnyilvánítás – A munka a Kiskunsági Nemzeti Park (KNP) Igazgatósága és az OTKA (T 029359) anyagi támogatásával készült.

Irodalomjegyzék

- Andrikovics, S. (2001): Újabb bentikus (mezo- és makro) fauna vizsgálatok a Szabadszállás környéki szikes tavakban. – *Hidrol. Köz.* **81**: 311–313.
- Boros, E. (1999): A magyarországi szikes tavak és vizek ökológiai értékelése. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **9**: 13–80.
- Boros, E. & Bíró, Cs. (1999): A Duna–Tisza közti szikes tavak ökológiai állapotváltozásai a XVIII–XX. századokban. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **9**: 81–105.
- Dvihally, Zs. (1999): Hazai szikes vizeink kémiai jellege. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **9**: 281–292.
- Foissner, W., Berger, H., Blatterer, H. & Kohmann, F. (1991, 1992, 1994, 1995): Taxonomische und ökologische Revision der Ciliaten des Saprobien-systems. Band I–IV. – *Informationsberichte des Bayer. Landesamtes für Wasserwirtschaft*.
- Forró, L. (1999): Zooplankton kialakulása rekonstruált szikes tavakban: az első két év tapasztalatai. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **9**: 133–141.
- Forró, L. (2001): A Fülöpszállás–Szabadszállás környéki tavak rákfaunája. – *Hidrol. Köz.* **81**: 363.
- Gelei, J. (1929): Ein neuer Typ der hypotrichen Infusorien aus der Umgebung von Szeged. *Hyptrichidium tisiae* n. gen. n. sp. n. fam. – *Arch. Protistenk.* **65**: 165–182.
- Gelei, J. (1932): Beiträge zur Ciliatenfauna der Umgebung von Szeged. I. *Nassula tricirrata* nov. sp. – *Acta Biol.* **2**: 162–164.
- Gelei, J. (1933a): Adatok Szeged környékének ázalékállatka világához. III. Néhány *Blepharisma* Szeged környékéről. – *Acta Biol.* **2**: 169–194.
- Gelei, J. (1933b): II. Beiträge zur Ciliatenfauna der Umgebung von Szeged. Vier *Bryophillum* Arten. – *Arch. Protistenk.* **81**: 201–203.
- Gelei, J. (1935): Beiträge zur Ciliatenfauna der Umgebung von Szeged. Drei *Galucoma* Arten. – *Math. Nat. Wiss. Anz.* **54**: 923–951.
- Gelei, J. (1936): V. Beiträge zur Ciliatenfauna der Umgebung von Szeged. Zwei *Gymnostomata* Arten. – *Acta Biol.* **4**: 1–11.

- Gelei, J. (1938): Adatok a Szeged (Tihany) környék Ciliata faunához. VIII. *Condylostoma vorticella* Ehrb. – *Magyar Biol. Kut. Int. Munk.* **10**: 209–213.
- Gelei, J. (1950): Die Marynidae der Sodagewässer in der Nähe von Szeged. XVI. Beitrag zur Ciliatenfauna Ungarns. – *Hidrol. Köz.* **30**: 107–118.
- Horváth, P. (1931–32): A Szili-szék szikes tócsái planktonjának néhány csillószőrös véglénye. – *Egyetemi pályamunka*, Szeged, 60 pp.
- Horváth, P. (1935a): Egy új Hymenostomata véglény (*Microthorax hungaricus* nov. sp.) Szeged környékéről. – Doktori értekezés, Szeged, 85 pp.
- Horváth, P. (1935b): *Woodruffia rostrata* Kahl. Szeged környékéről. – *Acta Biol.* **3**: 222–225.
- Kahl, A. (1930–1935): Urtiere oder Protozoa: Wimpertiere oder Ciliata (Infusoria) 1–4. – In: Dahl, F. (ed.): *Die Tierwelt Deutschlands*. G. Fischer, 885 pp.
- Kiss, B., Lengyel, Sz., Müller, Z., Juhász, P., Olajos, P., Szállasy, N., Dévai, Gy. & Grigorszky, I. (2001): A Kiskunsági Nemzeti Park szikes víztereiben élő vízi makroszervezetek mennyiségi vizsgálata (Hirundinella, Gastropoda, Odonata, Heteroptera). – *Hidrol. Köz.* **81**: 385–388.
- Stiller, J. (1937): *Systilis Hoffi* (Peritricha) in natronhaltigen Tümpeln des Szili-szék bei Szeged in Ungarn. – *Biol. Zbl.* **57**: 187–195.
- Stiller, J. (1939): Eine neue Gattung der Ordnung Peritricha, *Geleilla vagans* gen. n., sp. n. – *Acta Biol.* **5**: 53–56.
- Stiller, J. (1963): Zur Limnologie der Natrongewässer Ungarns. I. Der Natronsee Nagyszék und seine Peritrichen Fauna. – *Int. Revue ges. Hydrobiol.* **48**: 603–612.
- Stiller, J. (1972): Szájkoszorús csillósok. – *Peritricha*. – Fauna Hung. 105. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Stiller, J. (1974): Járólábacsok csillósok – *Hypotrichida*. – Fauna Hung. 115. Akadémiai Kiadó Budapest.
- Szabó, A. (1983): Összehasonlító mikrofaunisztikai vizsgálatok a HNP különböző sziki növénytársulásaiban. – *DATE Tud. Köz.* **23**: 91–108.
- Szabó, A. (1986): Újabb adatok a szikes ökoszisztémák csillós faunájához. – *Tessedik S. Tiszántúli Mg. Tud. Napok. Stud. Univ. Sci. Agr. Debrecen.* 117.
- Szabó, A. (1999a): Protozoológiai kutatások a HNP szikes biotópjaiban. I. A vízi élőhelyek Ciliata faunája. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **9**: 219–241.
- Szabó, A. (1999b): Protozoológiai kutatások a HNP szikes biotópjaiban. II. A szikes talajok Ciliata faunája. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **9**: 243–256.
- Szabó, A. & Wilbert, N. (1987): Adatok a *Laurentiella acuminata* Fedr. et al. magyarországi előfordulásához és ökológiájához. – *DATE Tud. Köz.* **27**: 439–451.
- Szabó, A. & Wilbert, N. (1995): Redescription of the morphology of *Onychodromus grandis* Stein, 1859 and the systematic implications of its morphogenesis. – *J. Euk. Microbiol.* **42**(1): 50–60.

Recent protozoological investigations of small alkaline wetland patches in Fülöpszállás–Szabadszállás area

Szabó, A.

Department of Soil Sciences and Microbiology
Faculty of Agriculture, Centre of Agricultural Sciences
University of Debrecen, Hungary; E-mail: szaboa@helios.date.hu

Our studies were performed in the astatic and semistatic waters of sodic character in the Kiskunság National Park (KNP, in Fülöpszállás–Szabadszállás area, Hungary).

Small water bodies analysed on the area of the KNP – except for the sampling site Kistréti-tó – are very alkaline with high salt content and have stable ion composition throughout the year. They are of Na-HCO₃-Cl character and a slippery sense of touch, due to the presence of CO₃ ions and their high Na-content.

There were many cosmopolitan species of wide ecological tolerance spectrum found in the small saline water bodies. The number of species tends to decrease parallel with the increase of the salt content and pH. The number of Ciliata species found was 39 at the Kistréti-tó, 15 at the Zab-szék, 14 at the Fehér-szék, 17 at the Kelemen-szék and 8 at the Böddi-szék sampling site. On the other hand, parallel with the increase of the salt content the number of species tolerating or preferring the saline environment (*Epistylis halophila*, *E. microdiscum*, *Uronema marinum*, *Hemiphrys fusidens*, *Vorticella difficilis*, *Hastatella radians*, *Astylozoon fallax*, *A. vagans*, *Mycterotrix ovata*, *Metastrombidium* sp.) has also increased. Proportion of such species at Kistréti-tó was extremely low (1–2%), while at Zab-szék 18%, at Fehér-szék 40%, at Kelemen-szék 50%. In the water of Böddi-szék 90% of the Ciliata fauna belonged to species tolerating or preferring the salty environment.

Comparing these results with the Ciliata fauna living in the small saline waters of chloride character (Zám-pusztá) of the Hortobágy National Park (HNP), there are remarkable differences in the species composition and abundance, as well. In the similar waters of the HNP 69 Ciliata species were found, of which there are only 29 common ones with that of the KNP.

As it has been proven by earlier (1992) studies 30–32% of Ciliata species in the small water bodies of the KNP were preferring alkaline environment, while this figure was found to be only 18–20% in the case of the HNP.

The recent study has found this value in the saline waters of chloride character to be 50–90% in the case of the KNP, and 35–50% in HNP.

This can be explained by the differences in the ecological character of the two areas studied. Small water bodies of Zám-pusztá, accumulating in the micro-geomorphologically deeper, barren areas are found on different subtypes of solonetz soils, thus their water is usually neutral or slightly alkaline (pH = 7.3–8.6). Conductivity values are relatively low (470–900 µS/cm) becoming only higher (up to 2000–5800 µS/cm) during the concentration process. The water character is mainly Na-HCO₃-Cl at Zám-pusztá.

Protozoological research of small alkaline bodies may arouse interest not only in Hungary but abroad as well, hence these biotopes are unique in Europe, or perhaps all over the world.

Key words: alkaline water, Protozoa (Ciliata), diversity of species, nature conservation, ecology

A Fülöpszállás–Szabadszállás környéki szikes vizek rákfaunája

Forró László

Magyar Természettudományi Múzeum Állattára
1088 Budapest Baross u. 13; E-mail: forro@zoo.zoo.nhmus.hu

Összefoglaló: A Fülöpszállás–Szabadszállás melletti szikes tavakat (Kelemen-szék, Zab-szék, Fehér-szék, Kiszéti-tó, Pipás-rét) és számos ottani időszakos kisvizet, valamint a Dunatetőtlen közelében levő Böddi-szék több medencéjét vizsgáltuk, amelyekben 3 Anostraca, 1 Notostraca, 27 Cladocera és 15 Copepoda faj előfordulását mutattuk ki. Az előkerült fajok között több faunisztikai ritkaság is található (pl. *Wlassicsia pannonica*, *Cyclops insignis*). A Kelemen-szék, Zab-szék, Pipás-rét és Böddi-szék a jellegzetes szikes vízi rákfajok előfordulása, illetve dominanciája alapján elég jó állapotú, természetes szikes víznek minősíthető, a Fehér-szék és a Kiszéti-tó rákfaunája azonban ettől eltérő viszonyokat mutat. A területen vizsgált időszakos kisvizekben viszonylag sok faj előfordulását mutattuk ki, beleértve számos jellegzetes faj (*Branchipus schaefferi*, *Triops cancriformis*, *Mixodiaptomus kupelwieseri*, *Metacyclops minutus*) rendszeres megjelenését is.

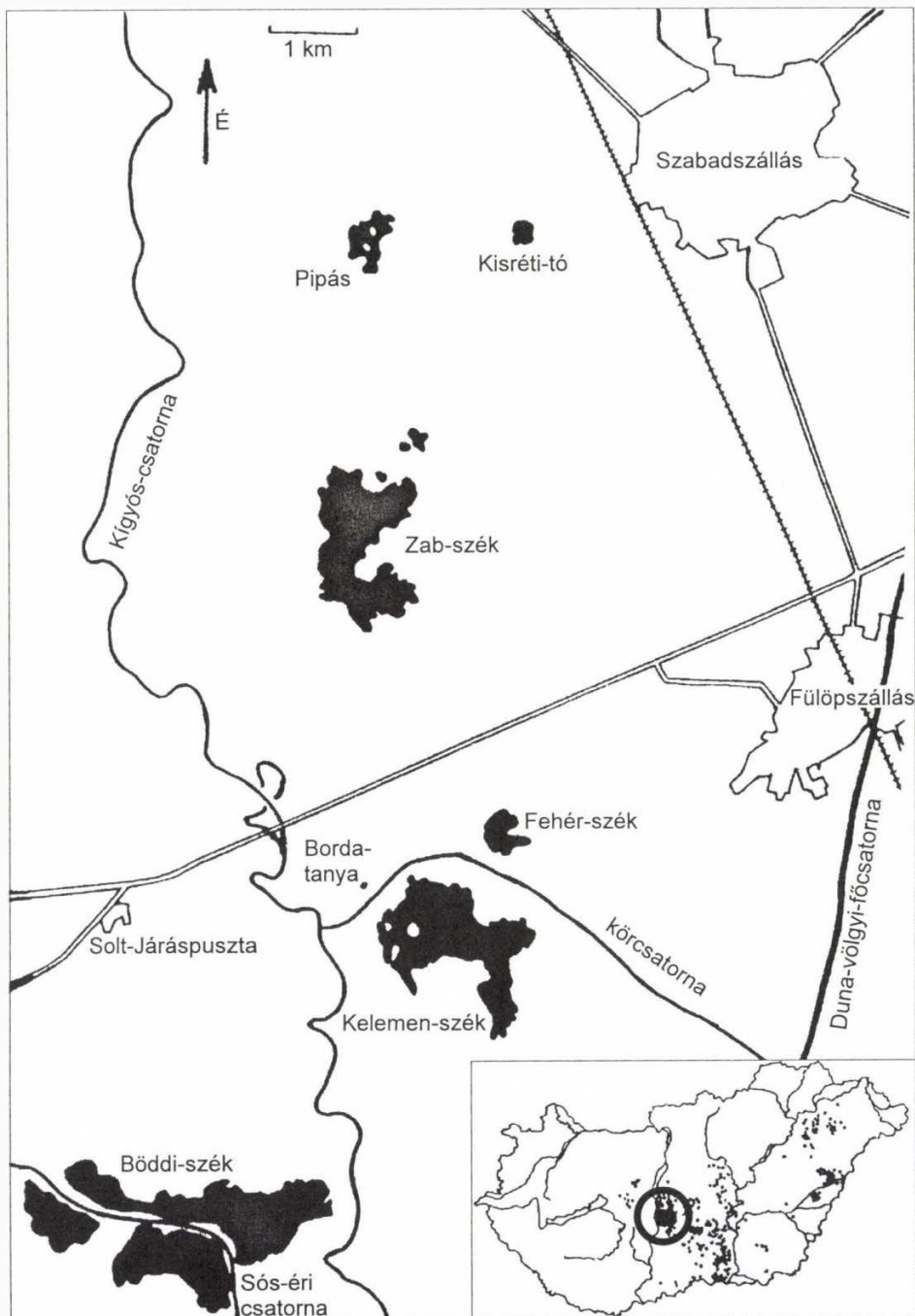
Kulcsszavak: állapotfelmérés, szikes víz, Cladocera, Copepoda

Bevezetés

A kontinentális sós vizek különleges típusát alkotó szikes vizek Európában főként a Kárpát-medencében fordulnak elő. Legnagyobb részük sekély kisvíz, amelyek lúgosságuk, sótartalmuk és ionösszetételük, valamint kifejezett szezonális változásaik miatt speciális vízi élőhelynek számítanak. Élőviláguk, így gerinctelen faunájuk is speciális összetételű, számos csoportban vannak ezekre a vizekre specializálódott fajok. Az anyagforgalmukban is jelentős szerepe van a zooplanktonnak, amelyben a kerekessérgek mellett a kisztrák (Cladocera, Copepoda, Ostracoda) játszanak fontos szerepet, a fajösszetételben és a biomasszában egyaránt.

A szikes vizek gerinctelen mikrofaunájának kutatása már a 19. században megkezdődött Magyarországon, száznál több rákfajt mutattak már ki ezekből a vizekből. Az eddigi vizsgálatok azt is tisztázták már, melyek a jellegzetes „szikes” fajok. Így a rendelkezésünkre álló, a kisztrákra vonatkozó adatok alapján lehetőség van a szikes vizek állapotának felmérésére és monitorozására is.

A szikes vizek főként az Alföldön fordultak elő nagy számban, de az utóbbi évtizedekben drasztikusan lecsökkent a számuk, különleges természeti értékeik megőrzése érdekében több szikes tó került védelem alá, számos szikes vizet véde-



1. ábra. A szikes tavak elhelyezkedése Magyarországon és a vizsgált szikes tavak térképe

nek a Kiskunsági Nemzeti Park területén. Ebben a tekintetben az egyik legjelentősebb terület Szabadszállás–Fülöpszállás környéke, ahol a több, nagy kiterjedésű tó mellett számos kis, időszakos vizet is találhatunk. Ezen a területen a hetvenes évek közepén végeztek komplex felmérést, ezt követően, mintegy 25 évvel később került sor egy újabb állapotfelmérésre 1998–99-ben, amely vízkémiára, növény- (alga, moha) és állattanra (egysejtűek: Szabó 2001, puhatestűek, rákok, rovarok: Andrikovics 2001, Kiss *et al.* 2001, madarak: Boros 2001) terjedt ki.

A fenti vizsgálat sorozat keretében került sor hat nagyobb víztest és számos időszakos kisvíz, tócsa rákfaunájának vizsgálatára, amely a Branchiopoda (Anostraca, Notostraca, Cladocera) és a Copepoda csoportok feldolgozását foglalta magába. A vizsgálatok célja az aktuális állapot felmérése és ennek összehasonlítása a területre, illetve más szikes vizekre vonatkozó adatokkal.

Anyag és módszer

Vizsgálataink hat nagyobb szikes vizet (Kelemen-szék, Zab-szék, Fehér-szék, Kistréti-tó, Pipás-rét, Böddi-szék) öleltek fel, valamint a területen előforduló időszakos kisvizekre is kiterjedtek. Az első öt tó a Kiskunsági Nemzeti Park II. számú területén található, a Böddi-szék azonban még nem tartozott a nemzeti parkhoz. Az említett szikes vizek elhelyezkedését az 1. ábra mutatja be.

Két éven keresztül történtek a rendszeres gyűjtések, a zooplanktonminták vételéhez 85 mikron lyukbőségű planktonhálót használtunk, hálózott és mennyiségi mintákat vettünk. A zooplanktonminták vételével egyidejűleg néhány abiotikus paramétert (hőmérséklet, pH, vezetőképesség, sótartalom) is mértünk.

Eredmények

A hat nagyobb szikes víz és számos időszakos kisvíz vizsgálata során 46 Branchiopoda és Copepoda faj előfordulását mutattuk ki (1. táblázat). A fajok többsége szikes vizekben, időszakos vizekben jellegzetes szervezet, de ezeken kívül előkeült néhány ritkaság is. Az ágascápú rákok közül az egyik ilyen a *Wlassicsia pannonica*, amely csak kevés helyről ismert, itt viszont több tóban, valamint időszakos vízben is megtaláltuk. Viszonylag ritka faj még a *Polyphemus pediculus* is. Az evezőlábú rákok közül ritkának számít a Magyarországon csak néhány lelőhelyről ismert *Cyclops insignis* és a *Microcyclops rubellus* is.

Viszonylag sok faj került elő a Kelemen-székből, a vele közvetlen kapcsolatban nem álló, a Borda-tanya melletti barna vízű helyen megtalált 7 fajt leszámítva

is 15 rák került elő, beleértve a tócsarákokat (*Branchinecta ferox* és *B. orientalis*) is. Ennél nagyobb volt a fajszám a Fehér-székben, a Kistréti-tóban, illetve együttesen az időszakos tócsákban is. Legkevesebb faj, mindössze hat Anostraca, Cladocera és Copepoda, fordult elő a Zab-székben.

A korábbi vizsgálatok során 31 Cladocera fajt mutattak ki (2. táblázat), Nógrádi (1956, 1957) 26 fajt sorolt fel, a *Daphnia magna*, *Moina brachiata*, *Alona rectangula* és *Chydorus sphaericus* voltak gyakoriak, ugyanezen fajok bizonyultak gyakorinak a jelen vizsgálatban is.

A kimutatott huszonhat faj között majdnem a fele, tizenkettő csak Nógrádi (1956, 1957) anyagából került elő, Megyeri (1980) négy Cladocera fajt talált, ami a későbbiekben már nem fordult elő. A saját vizsgálataink során 27 ágascsapú rákfajt találtunk, amelyek közül tíz nem volt ismert korábban. A fentebb már említett faunisztikai ritkaságok mellett érdekes a *Daphnia curvirostris* előkerülése, amely időszakos kisvizekben jellegzetes faj. Említést érdemel még a *Moina macrocopa* előkerülése időszakos tócsákból, továbbá az a tény, hogy a korábbi szerzők egyike

1. táblázat. A Fülöpszállás–Szabadszállás környéki szikes vizekben kimutatott fajok jegyzéke (1 = Kelemen-szék; 2 = Zab-szék; 3 = Fehér-szék; 4 = Kistréti-tó; 5 = Pipás-rét; 6 = Böddi-szék; 7 = időszakos tócsák; o = Fülöpszállás, Borda-tanya melletti állandó, barnás vízű terület).

	1	2	3	4	5	6	7
ANOSTRACA							
<i>Branchinecta ferox</i>	+	+	–	–	–	+	–
<i>Branchinecta orientalis</i>	+	+	–	–	–	–	–
<i>Branchipus schaefferi</i>	–	–	–	–	–	–	+
NOTOSTRACA							
<i>Triops cancriformis</i>	–	–	–	–	–	–	+
CLADOCERA							
<i>Diaphanosoma mongolianum</i>	+	–	+	–	–	–	–
<i>Daphnia magna</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Daphnia atkinsoni</i>	+	–	+	–	+	+	+
<i>Daphnia curvirostris</i>	–	–	+	+	–	–	–
<i>Daphnia longispina</i>	–	–	+	+	–	–	–
<i>Daphnia galeata</i>	–	–	–	+	–	–	–
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	o	–	+	+	+	–	+
<i>Simocephalus vetulus</i>	o	–	–	+	–	–	–
<i>Simocephalus exspinosus</i>	–	–	–	–	–	+	–
<i>Scapholeberis rammeri</i>	+	–	+	+	+	–	+
<i>Megafenestra aurita</i>	+	–	+	–	–	–	+
<i>Moina brachiata</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Moina macrocopa</i>	–	–	–	–	–	+	+
<i>Moina micrura</i>	–	–	+	–	–	–	–
<i>Macrothrix rosea</i>	+o	–	+	+	–	+	–

1. táblázat (folytatás)

	1	2	3	4	5	6	7
<i>Macrothrix hirsuticornis</i>	0	–	+	–	+	–	+
<i>Wlassicsia pannonica</i>	+	–	–	+	–	+	+
<i>Bosmina longirostris</i>	–	–	–	–	–	+	–
<i>Acroperus harpae</i>	–	–	–	+	–	–	–
<i>Oxyurella tenuicaudis</i>	+	–	–	+	+	–	–
<i>Alona rectangula</i>	+0	+	+	+	–	+	+
<i>Alona affinis</i>	–	–	–	+	–	–	–
<i>Alonella excisa</i>	0	–	–	–	–	–	–
<i>Dunhevedia crassa</i>	–	–	–	+	–	–	+
<i>Pleuroxus aduncus</i>	0	–	–	+	+	–	–
<i>Chydorus sphaericus</i>	+0	–	+	+	+	+	+
<i>Polyphemus pediculus</i>	–	–	+	+	–	–	–
COPEPODA							
<i>Arctodiaptomus spinosus</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Arctodiaptomus bacillifer</i>	–	–	+	–	–	+	–
<i>Arctodiaptomus wierzejskii</i>	–	–	–	–	–	–	+
<i>Mixodiaptomus kupelwieseri</i>	–	–	+	+	–	–	+
<i>Eucyclops serrulatus</i>	–	–	+	–	–	–	–
<i>Cyclops strenuus</i>	–	–	+	–	–	–	+
<i>Cyclops furcifer</i>	0	–	–	+	–	–	+
<i>Cyclops insignis</i>	–	–	–	–	–	–	+
<i>Megacyclops viridis</i>	+	–	+	+	+	–	+
<i>Acanthocyclops robustus</i>	–	–	+	–	–	–	–
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>	–	–	+	+	–	–	–
<i>Microcyclops rubellus</i>	–	–	–	+	–	–	–
<i>Metacyclops gracilis</i>	0	–	–	+	–	–	–
<i>Metacyclops minutus</i>	–	–	–	–	–	–	+
<i>Thermocyclops dybowskii</i>	–	–	–	+	+	–	–
Összesen	22	6	23	26	12	13	22

sem mutatott ki sem csupasz, sem pajzsos levéllábú rákokat, noha ezek a fajok bizonyára korábban is előfordultak ezen a területen.

A területről összesen 19 Copepoda faj volt ismert korábban, míg a vizsgálataink során 15 faj előfordulását mutattuk ki. Mindegyik eddigi közlemény említi a széki lebegőkandicsot (*Arctodiaptomus spinosus*), amely a mi vizsgálataink során is előkerült valamennyi vizsgált nagyobb szikes tóból és számos időszakos kisvízből is. A leggyakoribb evezőlábú rák itt, ami arra utal, hogy a vizek szikes jellege fennmaradt még napjainkban is.

Érdekes különbség, hogy a jelen tanulmány ideje alatt nem került elő a *Love-nula alluaudi*, amelyet pedig Nógrádi (1956, 1957) és Megyeri (1980) is kimutatót erről a területről.

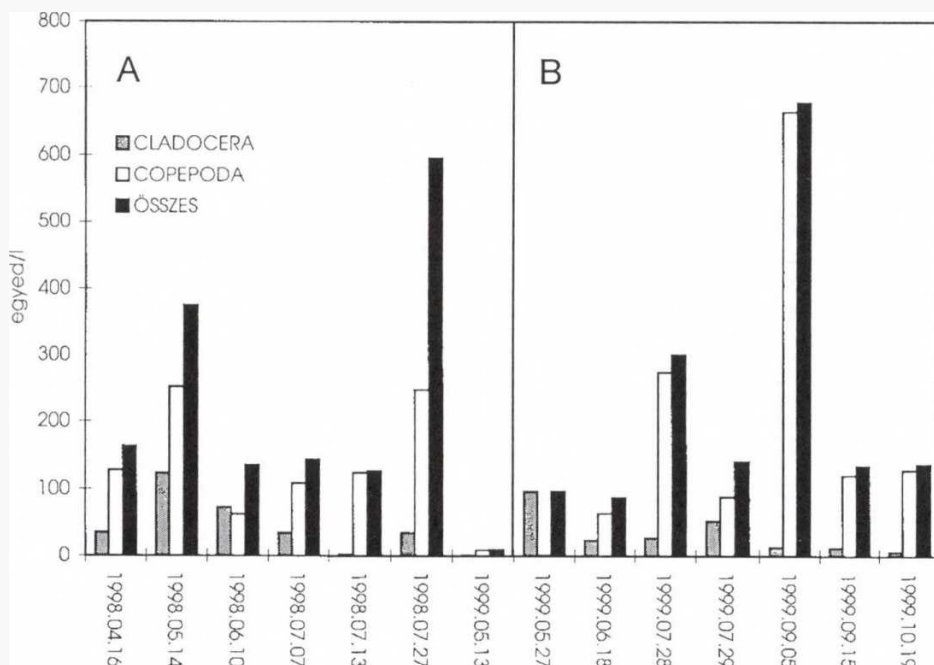
2. táblázat. A Fülöpszállás–Szabadszállás környéki vizekből a korábbi vizsgálatok során kimutatott fajok listája.

Fajnév	Daday (1894)	Nógrádi (1956, 1957)	Megyeri (1980)	Forró és Boros (1997)
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	+	+	+	–
<i>Daphnia magna</i>	–	+	+	+
<i>Daphnia atkinsoni</i>	–	+	–	+
<i>Daphnia pulex</i>	–	+	–	+
<i>Daphnia longispina</i>	–	–	+	–
<i>Daphnia cucullata</i>	–	+	–	–
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>	–	–	–	+
<i>Ceriodaphnia rotunda</i>	–	+	–	–
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	+	+	+	–
<i>Ceriodaphnia megops</i>	–	+	–	–
<i>Simocephalus vetulus</i>	+	+	+	+
<i>Simocephalus exspinosus</i>	–	+	–	–
<i>Scapholeberis mucronata</i>	+	+	+	–
<i>Megafenestra aurita</i>	–	+	–	+
<i>Moina brachiata</i>	+	+	+	+
<i>Bosmina longirostris</i>	–	–	+	–
<i>Macrothrix rosea</i>	+	+	–	+
<i>Macrothrix laticornis</i>	+	+	–	–
<i>Macrothrix hirsuticornis</i>	–	+	+	+
<i>Oxyurella tenuicaudis</i>	–	+	–	–
<i>Leydigia leydigi</i>	–	–	+	–
<i>Alona guttata</i>	–	+	–	–
<i>Alona costata</i>	–	+	–	–
<i>Alona rectangula</i>	+	+	+	+
<i>Alona affinis</i>	–	+	–	–
<i>Alona quadrangularis</i>	–	+	–	–
<i>Disparalona rostrata</i>	–	–	+	–
<i>Pleuroxus aduncus</i>	–	–	–	+
<i>Alonella nana</i>	–	+	–	–
<i>Chydorus sphaericus</i>	+	+	+	+
<i>Chydorus ovalis</i>	–	+	–	–
<i>Chydorus latus</i>	–	+	–	–
<i>Lovenula alluaudi</i>	–	+	+	–
<i>Hemidiaptomus amblyodon</i>	–	+	–	–
<i>Eudiaptomus gracilis</i>	–	+	+	–
<i>Arctodiaptomus wierzejskii</i>	–	+	–	–
<i>Arctodiaptomus bacillifer</i>	–	+	–	+
<i>Arctodiaptomus spinosus</i>	+	+	+	+
<i>Eucyclops serrulatus</i>	–	–	–	+
<i>Eucyclops macruroides</i>	–	–	+	–
<i>Cyclops strenuus</i>	+	+	+	+
<i>Acanthocyclops vernalis</i>	–	+	+	–
<i>Acanthocyclops robustus</i>	–	–	–	+

3. táblázat (folytatás)

Fajnév	Daday (1894)	Nógrádi (1956, 1957)	Megyeri (1980)	Forró és Boros (1997)
<i>Megacyclops viridis</i>	+	+	–	+
<i>Diacyclops bicuspidatus</i>	–	+	–	–
<i>Diacyclops bisetosus</i>	–	+	–	–
<i>Diacyclops languidoides</i>	–	+	–	–
<i>Diacyclops nanus</i>	–	+	–	–
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	–	–	+	–
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	–	–	+	–
<i>Canthocamptus staphylinus</i>	–	+	–	–

A korábbiakhoz képest új viszont a *Mixodiaptomus kupelwieseri* kimutatása több helyről is. Ezt az időszakos vizekben, elöntésekben tavasszal megjelenő fajt nem találták meg, holott Nógrádi (1956) vizsgált a nagyobb szikes vizek mellett kisvizeket, nem vagy kevésbé szikeseket is.



2. ábra. A rákplankton egyedszámának változása a Kelemen- (A) és Zab-széken (B).

Mennyiségi adatok

A hat, nagyobb kiterjedésű helyről vettünk mennyiségi mintákat, a Kelemen-szék és a Zab-szék esetében van megfelelő, ábrázolható adatsorunk, amelyeket a 2. ábra mutat be. Megállapítható, hogy a fehér szikésekre jellemző magas egyedsűrűség mindkét tóban jelentkezett, amit rendszerint egy vagy két faj (*Arctodiaptomus spinosus* és/vagy *Moina brachiata*) tömeges előfordulásának köszönhető. Az alacsonyabb sótartalmú Fehér-székben azonban még a kiszáradást megelőző időszakban sem tapasztaltunk ilyen magas értékeket.

Értékelés

A Fülöpszállás–Szabadszállás környéki területen eddig többen is foglalkoztak a vízi mikrofauna és ezen belül is a rákfauna vizsgálatával, a különféle vizekből összesen 72 (3 Anostraca, 1 Notostraca, 43 Cladocera és 26 Copepoda) faj került elő.

Daday (1894) vizsgálta elsőként az alföldi szikes vizek mikrofaunáját, a Duna–Tisza közén 12 település környékén levő vizekből vett mintákat 1892. július–augusztus folyamán. Szabadszállás mellett két helyet tanulmányozott, de ezeket nem lehet teljes biztonsággal azonosítani, és így az egyes helyekre vonatkozó adatokkal összehasonlítani sem. Nógrádi (1956, 1957) 1941-ben és 1953-ban gyűjtött a területen, kimutatott 26 Cladocera és 14 Copepoda fajt, de az adatközlés, a vizsgált helyek pontatlan megjelölése miatt itt sincs lehetőség az egyes vizek összehasonlítására. A Szikeskutató Munkaközösség a védetté nyilvánítás után, 1976–77-ben végzett kutatásokat a területen, a zooplankton vizsgálati eredményeiről Megyeri (1980) számolt be. Három tavat (Kelemen-szék, Zab-szék és Kiszéti-tó) vizsgált, 13 Cladocera és 8 Copepoda fajt talált. A fajok előfordulása alapján megállapította, hogy a Kelemen-szék és a Zab-szék jellegzetes fehér típusú szikes tó, míg a Kiszéti-tó „felhígított szikes víznek” tűnik, amelyben nagyobb a fajszám és nem fordulnak elő a tipikus szikes vízi szervezetek.

A kicsit több mint húsz évvel ezután végzett vizsgálataink hasonló eredményt hoztak a fenti három tó esetében, eredményeink szerint a Kiszéti-tó továbbra is „kiédesült” állapotban van, míg a másik két tó jó állapotban levő fehér szikes víznek tekinthető. A Zab-székben a korábbihoz hasonló alacsony fajszámot találtuk, de a Kelemen-szék és a Kiszéti-tó esetében a korábban ismertnél nagyobb fajszámot mutattunk ki. Az eddigi vizsgálatok közül a mi felmérésünk során került elő a legnagyobb fajszám, 45 fajt találtunk, ami a rendszeres gyűjtések mellett valószínűleg a vizsgált sokféle víztípusnak is tulajdonítható. Nógrádi (1956, 1957) negyven fajt mutatott ki, ő is sokféle víztípusban gyűjtött. Az eredmények arra utalnak, hogy a Kelemen-szék, Zab-szék, Böddi-szék és a Pipás-rét jó állapotban

levő fehér típusú szikes tavak, a Kistréti-tó nem tekinthető jellegzetes szikes víznek, a Fehér-szék pedig a mederkotrás után még nem állt helyre.

A Kiskunsági Nemzeti Parkban Fülöpháza mellett is találhatóak szikes vizek, amelyeket Megyeri (1975) és Forró (1989) is vizsgált, utóbbi szerző az öt nagyobb szikes víz mellett más kisvizeket is vizsgált és összesen 40 fajt (1 Anostraca, 26 Cladocera és 13 Copepoda) mutatott ki.

Ausztriában, a Fertőzugban található szikes vizek rákfaunájáról is több vizsgálat alapján vannak adataink. Löffler (1959) 58 vizet vizsgált, amelyekből 1 Anostraca, 26 Cladocera és 23 Copepoda fajt talált, ugyanezen a területen mintegy 25 évvel később Metz és Forró (1989) 34 tavat vizsgált 1982–1985 között és 1 Anostraca, 21 Cladocera és 13 Copepoda fajt mutattak ki. A két fertőzugi vizsgálatban kimutatott fajösszetétel különbsége a tavak számának csökkenése mellett legvalószínűbben annak tulajdonítható, hogy Löffler (1959) parti, növényes területekről is vett mintákat.

A Fülöpszállás–Szabadszállás környéki vizek rákfaunája gazdagnak tekinthető, ha a területre vonatkozó korábbi adatokkal, és akkor is, ha a fenti két hasonló jellegű terület faunájával vetjük össze.

Irodalomjegyzék

- Andrikovics, S. (2001): Újabb bentonikus (mezo- és makro-) fauna vizsgálatok a Szabadszállás környéki szikes tavakon. – *Hidrol. Közl.* **81**: 311–313.
- Boros, E. (2001): Vonuló parti-madarak (Charadriiformes) speciális táplálékkínálata szikes vizekben. – *Hidrol. Közl.* **81**: 332–333.
- Boros, E. & Forró, L. (1999): A gulipán (*Recurvirostra avosetta*) potenciális táplálékbázisának vizsgálata és a planktonikus kistrákok jelentősége az alföldi szikes vizekben. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **9**: 107–121.
- Daday, J. (1894): Adatok az alföldi székes vizek mikrofaunájának ismeretéhez. – *Math. Term.-tud. Ért.* **12**: 10–43.
- Forró, L. (1989): Composition and seasonal changes of the microcrustacean fauna of sodic waters near Fülöpháza (Kiskunság National Park, Hungary). – *Miscnea zool. hung.* **5**: 33–41.
- Forró, L. & Boros, E. (1997): Microcrustacean zooplankton as potential food of *Recurvirostra avosetta* in sodic waters of the Hungarian plain. – In: Faragó, S. & Kerekes, J. (eds): *Limnology and waterfowl. Monitoring, Modelling and Management*. Wetlands International Publication 43, Hungarian Waterfowl Publications **3**: 239–250.
- Kiss, B., Lengyel, Sz., Müller, Z., Juhász, P., Olajos, P., Szálassy, N., Dévai, Gy. & Grigorszky, I. (2001): A Kiskunsági Nemzeti Park szikes víztéreiben élő vízi makroszervezetek mennyiségi vizsgálata (Hirudinea, Gastropoda, Odonata és Heteroptera). – *Hidrol. Közl.* **81**: 385–388.
- Löffler, H. (1959): Zur Limnologie, Entomotraken- und Rotatorienfauna des Seewinkelgebietes (Burgenland, Österreich). – *Sitz. Ber. Öst. Akad. Wiss., mathem.-naturwiss. Kl., Abt. I.* **168**: 315–362.

- Megyeri, J. (1975): A fülöpházi szikes tavak hidrozoológiai vizsgálata. – *Acta Acad. Paed. Szeged* **1975**(2): 53–72.
- Megyeri, J. (1980): Zooplankton. – In: Megyeri, J. (szerk.): Szikes tavak és élőviláguk. Vizsgálatok a KNP szikes tavain. Kézirat.
- Metz, H. & Forró, L. (1989): Contributions to the knowledge of the chemistry and crustacean zooplankton of sodic waters: the Seewinkel pans revisited. – *BFB-Bericht* **70**: 1–73.
- Nógrádi, T. (1956): Adatok a Fülöpszállás környéki szikes tavak limnológiájához. – *Hidrol. Közl.* **36**: 130–137.
- Nógrádi, T. (1957): Beiträge zur Limnologie und Rädertierfauna ungarischer Natrongewässer. – *Hydrobiologia* **9**: 348–360.
- Szabó, A. (2001): A Kiskunsági Nemzeti Park (KNP) szikes kisvízeinek protozoológiai (Ciliata) vizsgálata. – *Hidrol. Közl.* **81**: 462–464.

The microcrustacean fauna of the sodic waters in the vicinity of Fülöpszállás–Szabadszállás

Forró, L.

Department of Zoology, Hungarian Natural History Museum
H-1088 Budapest, Baross u. 13, Hungary
E-mail: forro@zoo.zoo.nhmus.hu

Six large sodic ponds and several temporary pools were investigated between 1998–1999, 3 Anostraca, 1 Notostraca, 27 Cladocera and 15 Copepoda species were recorded. Among the species some rare ones, such as *Wlassicsia pannonica*, *Cyclops insignis* also were found. Based on the microcrustacean species composition and abundance four ponds (Kelemen-szék, Zab-szék, Pipás-rét, Böddi-szék) can be considered as “white” sodic ponds in good “natural” condition, while the remaining two ponds (Fehér-szék, Kistréti-tó) are in different state, the salinity is lower and the characteristic sodic water species did not occur or only in very low density. Several temporary pools were also sampled in the area and a relatively large number of species was found, among others some species typical for temporary waters (*Branchipus schaefferi*, *Triops cancriformis*, *Mixodiptomus kupelwieseri*, *Metacyclops minutus*) were common.

Key words: assessment, sodic water, Cladocera, Copepoda

Zoobentosz együttesekről a Szabadszállás–Fülöpszállás környéki fehér szikes vizekben

Andrikovics Sándor és Murányi Dávid

*Eszterházy Károly Főiskola, Állattani Tanszék
3300 Eger, Leányka u. 6; E-mail: andsan@mail.inext.hu*

Összefoglaló: Az 1998–99-es felméréseink során a KNP hat Szabadszállás környéki szikes tavának bentoszauna vizsgálatát végeztük el. Munkánk során regisztráltuk az alapvető fizikokémiai mutatókat és a szikesekben mértük a fényáteresztő képességet. Színes Secchi-korongokkal a különböző hullámhosszú fénykomponensek behatolását is becsülni tudtuk.

Megállapítottuk, hogy a bentosz fauna együttesek segítségével a fekete és a fehér szikesek jól szétválnak. A fehér szikesek fenékfaunájában mindössze Chironomida (8 taxa) és Ceratopogonida (1 faj) adja a biotomassza fő tömegét. Az egyedszám kb. 1/4-e a jellegzetes magyar sekély tavakban kapott egyedszámnak. A szegényes fauna gyűjtése több módszertani problémát vet fel. Fontos a kellően nagy mintavételi frekvencia és az általunk kiemelt 5-ös ismétlésben végzett csőmintavétel megfelelően reprezentálja a szikesek bentonikus makrofaunáját. Az 1 m²-es területről történő kvadrát mintavétel nagy munka és szinte megoldhatatlan válogatási problémát okoz. Ez utóbbi nehézség nagyban csökkenthető az ún. cukoroldatos flotálással. Hátránya ennek a módszernek azonban, hogy a metafiton fajokra vagy a puhatestűekre nem alkalmazható a bentonikus rovarokhoz hasonló pontossággal. A bentikus rovarfauna legnagyobb része a holometabol, a Diptera és a Coleoptera rendbe tartozik. A fajok nagy része a halofil formák közül került ki, melyek a bentikus biotomassza nagy részét adják.

Kulcsszavak: fehér szikesek, fekete szikesek, bentikus makrogerinctelenek, vízi rovarok, bentosz

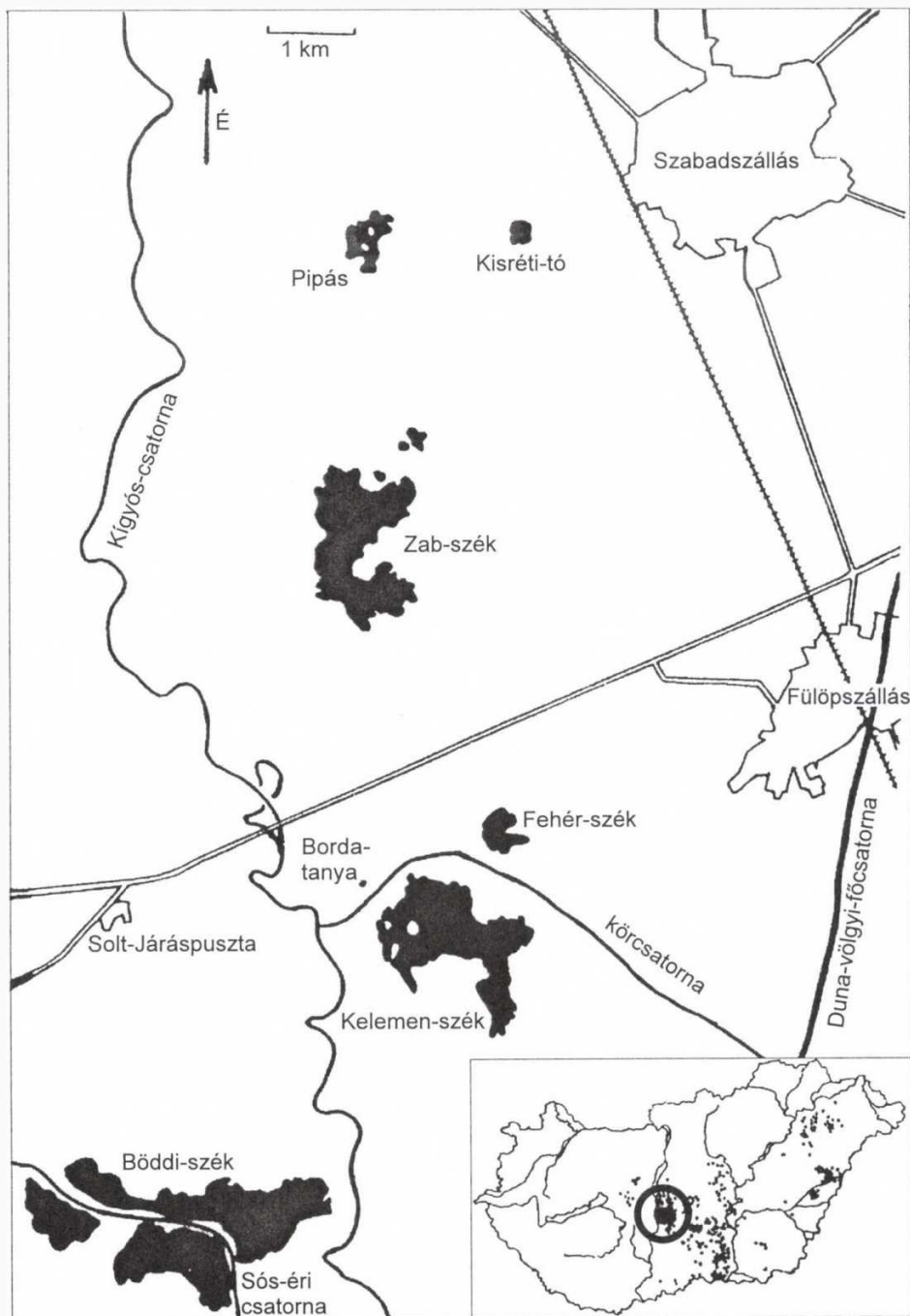
Bevezetés és célkitűzés

A szikesek a kontinensek mindegyikén előfordulnak. Ázsiában Kazahsztánban találhatók időszakos szikes tavak, de ismertek Tibetben, Törökországban a Kurd-fennsíkon és Iránban is. Afrikában gyakran említik a Memphis környéki sivatagos tavait, Kelet-közép- és Dél-Afrikában is találunk híres szikes-sziksós tavakat. Az USA-ban nevezetesen a Nevada és az Oregon államok sós tavai, valamint a kanadai Saskatchewan tartomány Manitou-tava. Ismertek a dél-amerikai Peruból és Venezuelából is. Az ausztrál kontinensen a nagy és híres Werowraps-tó mellett a kisebb alkáli tavak a kontinens belsejében elszórtan fordulnak elő (Löffler 1970, Dvihally 1999).

A szikesek nagy része tehát az arid klíma határán, a szeptepzónában található (Löffler 1970). Európában, a Kárpát-medence szikesei a leghíresebbek. Az ún. Fertőzugban (Seewinkel, Burgenland) kb. 80 kis szikes víz található a Fertő tó keleti szögletében. Romániában és a Vajdaságban is ismerünk szikeseket. Ezeket a tavakat az irodalom „pannon típusú” névvel illeti. Ezek a kisebb sekély „tavak” legnagyobb számban azonban a Duna–Tisza közén valamint a Tiszántúlon találhatók. A Dunát és a Tiszát kísérve több mint 100 szikes tavat ismerünk, a Tiszántúlon pedig 66 szikes vizet jeleztek a vízrajzi térképek. Néhány (8) kisebb sós víz található a Dunántúlon, a Velencei-tó mellett (1. ábra).

A Kárpát-medence szikes tavai térben és időben eltérő módon alakultak ki, melyet a klimatikus, kőzet- és talajtani, hidrológiai tényezők jellegzetes együtthatása hozott létre és a jelenkori emberi tevékenység is befolyásolt. A szárazzá vált területeken a nagy nátriumtartalmú felszín közeli talajvizekből a szél és a folyóvízi tevékenység által létrehozott medrekben asztatikus, sekély pannon típusú tavak jöttek létre. Ezeket – a legnagyobbakat (Fertő és Velencei-tó) nem számítva – a víztér-tipológia (Dévai 1976) a tócsák, szikes fertők, szikes mocsarak és a szikes pocsolyák csoportjába sorolja. A földrajzi elterjedésük, kialakulásuk vázlatos említése után érdemes megmagyaráznunk az ún. szikes-sziksós fogalmakat is. A magyar szaknyelvben szikes tavak alatt kémiaiilag kétféle iontípusú vizet értenek. Egyfelől a Na^+ és HCO_3^- dominanciával jellemezhető vizek, a szűkebb értelemben vett szikes vizek, amelyek kevés kalciumot tartalmaznak és a szolonyec talajokon alakulnak ki. A szolonyecen a növényi élet is kibontakozhat, ezért az utóbbiak gyakran feketés színűek és fenéig átlátszóak. Lehetséges, hogy a nagy kiterjedésű szikes tó egyik része az ún. fekete és a másik fele pedig a következőkben tárgyalásra kerülő fehér szikesekhez sorolható (pl. a Fertő nyugati része a fekete, a keleti fele pedig a fehér típusba tartozik).

Másfelől, a sziksós vizek iontípusát a Na^+ mellett a CO_3^{2-} ionok határozzák meg. Az utóbbi csoport jelentős mennyiségben Ca^{2+} ionokat is tartalmaz, mely ion a vízben az agyagásványokkal stabil kolloidot hoz létre, amely az általunk jelenleg is vizsgált szikesek jellegzetes fehér színét és kis átlátszóságát okozza. Érdekes harmadik típusa a szikeseknek az átlátszatlan, olajsűrű, fekete víz, amelyben a humuszkolloidokat feltehetőleg a vas ionok stabilizálják (Forró *et al.* 1994). A kontinentális sós vizek tágabb csoportját, ahová a magyar szikes vizek is tartoznak, só-tartalmuk alapján (összes iontartalom szerint) az édesvíztől (limnikus = 500 mg/l) a hiperszalin > (50 000 mg/l) halobikus vizek között összesen öt osztályba sorolják (Felföldy 1987, Hammer 1986). A hazai szikeseink ebben a beosztásban a subszalin és a mezoszalin csoportba tartoznak, csak a nyári betöményedési szakaszban érhetik el a hiperszalin tartományt. Az alföldi fehér és különösen a kevésbé sós fekete szikesek tengervízhez viszonyított kisebb só-tartalma miatt Dévai (1976)



1. ábra. A szikes tavak elhelyezkedése Magyarországon és a vizsgált szikesek térképe.

egy 10 fokozatú, az ahalobikustól induló és a polihalobikussal bezáródó, 0–4000 mg/l koncentrációkat átfogó kategóriarendszert javasol. Ebben a beosztásban az általunk vizsgált fehérvízi tavak összes oldottsó-koncentrációja a mezo- és polihalobikus tartományba tartozik (Boros 1999). A fehér szikesek szukcessziója során feltöltődő vagy az elárasztott, illetve eutrófizálódott, kevésbé szikes fekete tavak, mocsarak vize oligo–mezohalobikus tartományba sorolható, vagy a mesterséges édesvízpótlás, elárasztás által akár az igen kis sótartalmú, oligohalobikus vizek is létrejöhetnek. Ezek sótartalma 150 mg/l körül változik, míg az utána következő β – α oligohalobikus tartományban is csak 151–350 mg/l közötti tartományba sorolhatók be.

Az előzőekben érintett viszonylag nagy, de az asztatikus jelleg következtében ingadozó összsótartalom és az egy, valamint kétértékű kationok közül a nátrium dominanciája, valamint a hidrokarbonát-karbonát rendszer térben és időben változó, mégis jellegzetesen körülírható sósvízi ökoszisztémát eredményez, ahol az egyéb makroionok is a víznek a tér-idő változatosság mellett egyedi vonásokat adnak. Az egyértékű ionok és a CO_2 rendszer a kalciummal együtt vagy a humuszanyagokkal olyan rendszert eredményez, ami a vizeknek alkalikus jellegűt (5,5–616,2 W°), kis hidrogénion aktivitást, azaz nagy pH-értékeket eredményez (Löffler 1970). Természetesen a kémiai rendszer alapjellegét, ha alapjaiban nem is változtatja meg az asszimilációs-disszimilációs folyamatok napszakos-évszakos eltérései, mégis a szikeseket e téren is jelentősen módosíthatják (Dvihally 1970, 1999).

A szikes vizekben élő bentikus élőlények számára a fentiekből adódóan a következő ökológiai problémák adódnak. A szikesek sótartalma elérheti az elméletileg tömény sóoldat koncentrációt. A kontinentális szikes vizek kémiaiilag egymástól, a NaCl dominanciájú tengervíztől és az édesvizektől is erősen eltérnek. Vízükben az ionaktivitások igen erős ingadozásnak vannak kitéve, amely még kémiai összetételüket is megváltoztatja.

A töménység abszolút értéke ebből a szempontból kevésbé lényeges, mivel a bentosz szervezetek szinte minden töménységben meg tudnak élni, bár a fajok száma a nagy töménységeknél alapvetően csökken. A víz nagy ionaktivitásának a vízben oldott O_2 tartalomra is jelentős csökkentő hatása van. A koncentráció változások a vízben viszont az asztatikus jellegnek megfelelően gyorsan következnek be és igen nagyok is lehetnek, ezért jelentős alkalmazkodóképességet követelnek az állatoktól. A kémiai változásokat nagy hőmérséklet-változások is kísérik. A kisebb méretű szikesek ősszel szinte minden évben kiszáradnak. Mindezek a feltételek együttesen meghatározzák, hogy a benépesítő fajok nagymértékben euriók, „r-stratégista”, évente több generációs polivoltin jellegűek legyenek. Míg a szikes vizek planktonjában tömeges rákok és kerekeshéjűek a kiszáradást rendszerint nyugalmi

állapotban vészeli át (cf. Gulyás & Forró 1999) addig a rovarok imágó alakjai elhagyják a vizet (Andrikovics 2001). A nagy koncentrációjú sós, szikes vizekben élő aktív állatok vagy a víztestben vagy a vízfenéken élnek, és együtteseik a szikes planktonikus, illetve bentikus állatközösségeit alkotják. A szikes tavakban élő állatok aktív kapcsolatban vannak a folyton változó közeggel. A vízben a planktonikus algák biomasszája és produkciója kicsi (Schmidt & Fehér 1999). A zooplankton faj- és egyedszáma térben és időben igen változó, és a fehér szikesekre jellemző natronofil karakterfajok a *Moina brachiata*, valamint az *Arctodiaptomus spinosus* (Ponyi & Kertész 1967, Megyeri 1975, Gulyás 1972, Forró 1989). Viszonylag újabb adat a nagy sótartalmú szikesekből a *Moina salina* kimutatása (Forró 1988). A zoobentoszt a fehér szikesekben csak néhány Oligochaeta, Chironomida és Ceratopogonidae faj képviseli és ezekhez járulnak a metafiton szervezetek, melyek közül azonban halofil formák is ismeretesek (Ferencz 1970, Juhász *et al.* 1998, Andrikovics 2001). Az ugyancsak bentikus szervezetek közé tartozó puhatestűek közül magas, 9–10-es pH mellett mindössze az *Anisus spirorbis* él (Horváth 1950, Richnovszky 1970). A Kiskunsági Nemzeti Park fosszilis malakofaunájáról is készült tanulmány (Fűköh 1999). A szikesek gerinces faunáját, benne a madarakat többen vizsgálták (pl. Beretzk 1955, Festetics 1970, Marian 1970, Sterbetz 1970, Boros 1999). Megállapításaik szerint a fehér szikesekből hiányoznak a halak, valamint a fehér-fekete szikesek vízimadár faunája rendkívül gazdag.

A fentiek alapján nem meglepő, hogy a kiskunsági szikes tavak a NP részeként már 1975-ben védelem alá kerültek és lezajlott a terület komplex állapotfelmérése is. Majd ezt a felmérést követően az ezredfordulóig – a védelem ellenére – a szikesek jelentős változásának (végleges kiszáradás, elnádásodás, eutrofizálódás, kiédesülés) voltunk tanúi, ami tudományos és természetvédelmi szempontból egyaránt szükségessé tette az alapvető élőlénycsoportok ismételt felmérését és a szikesek hidrobiológiai jelentőségének újraértékelését.

Ennek a komplex feladatnak a végrehajtására 1998-ban a KNP szervezésében olyan kutatógárda alakult, akik összehangolt vízkémiai, algológiai, protisztológiai, zooplankton, zoobentosz és ornitológiai vizsgálatokat végeztek. Ebben a komplex kutatómunkában a bentosz mezo- és makrofauna elemeinek felmérését végeztük el.

Közismert, hogy a bentikus szervezetek egy része a szubmerz és emerz makrovegetáció közti vízterekben is él és a fitotektonnal szoros táplálkozási kapcsolatot mutat, ezért a zsióka-, csetkák-, mézpázsit- és a nádbevonat tájékoztató algológiai elemzését is elvégeztük. A recens puhatestűek tanulmányozása mellett meghatároztuk a szubfosszilis és fosszilis csigaházakat is. A kimutatott állatokról, lárvákról preparátumot és rajzdokumentációt készítettünk, hogy az identifikációt lehetőleg faji szintig végezzük el. A taxonómiai igen nehéz csoportokban (Chi-

ronomidae és Coleoptera) határozásainkat ellenőriztettük. A bentoszvizsgálatokkal párhuzamosan mindig pH, vezetőképesség, oldott O_2 és luciditási méréseket végeztünk, valamint feljegyeztük az üledék jellemző tulajdonságait és az aktuális meteorológiai tényezőket. A víztestben mozgó Heteropterák határozására nem fordítottunk külön gondot, mivel ezek nem igazán bentoszlakók, és részletes feldolgozásuk a növényállományok metafiton együtteseinek vizsgálata során történt meg (Juhász *et al.* 2000, Kiss *et al.* 2001). Elsősorban a saját vizsgálati eredményeink alapján de felhasználva a team részeredményeit megkíséreltük jellemezni és az egész ökoszisztéma szempontjából értékelni a bentoszvizsgálataink eredményeit.

A vizsgálatok helye, ideje és módszerei

A vizsgálatok vázlatos helyszínrajzát az 1. ábra mutatja. A mintákat 1998. július 10–2000. október 14-ig, évi 6 kiszállás alkalmával vettük az 1. ábrán bemutatott tavak bentoszából. A bentoszvizsgálatokat a terepen levegő és víz hőmérséklet, pH, oldott O_2 és vezetőképesség és Secchi átlátszóság mérésekkel kezdtük, majd ezután növénymentes iszapfelszínről történt a mintavétel. A bentoszgyűjtesek pontosabb términtázatának rögzítése érdekében néhány alkalommal a víztestből és a növényállományok közül is vettünk mintákat.

A kiegészítő paramétereket a WTW „Multiline P4” típusú műszerével, elektrometriás úton mértük. Az átlátszóság méréséhez színes Secchi-korongokat készítettünk. Ezekből a fehér-fekete korong a teljes spektrum, az ibolyaszínű a 400 nm, a kék a 450 nm, a zöld az 500 nm, a sárga az 550 nm, a narancs a 600 nm, a piros pedig a 650 nm körüli hullámhosszú fénykomponensek behatolási képességét jelezte.

A bentoszminták vételére „core” típusú mintavevőt használtunk, és elővizsgálatok után 5–5 minta átlagát adtuk meg egyedszám/ m^2 mértékegységben. A csőmintavevőben lévő felső 10 cm-es réteget dolgoztuk fel. Az anyagot 0,12 mm lyukbőségű bronzszítán szűrtük, és a 75%-os alkoholban tartósított sorozatminta anyagból az állatokat sztereomikroszkóp alatt egyedenként válogattuk, illetve a vizsgálat közben kipróbáltuk a cukoroldatos flotálást, és ezt az 1999-es, illetve a 2000-ben gyűjtött anyag feldolgozásakor már alkalmaztuk. Az alkoholban tartott állatanyagból CMC-9AF gyantában tartós preparátumokat készítettünk, és ezekből kíséreltük meg a lárvák faji szintű meghatározását. A Chironomidák meghatározásában dr. Bíró Kálmán (Svájc) nyújtott segítséget, az Oligochaeták determinálását dr. Michael Smith (USA) végezte, a *Helophorus* faj azonosítását dr. Szél Győző javította. A fajok azonosítását Bíró (1981) és Roškosný (1980) munkáinak felhasználásával végeztük.

A vizsgálatok eredményei

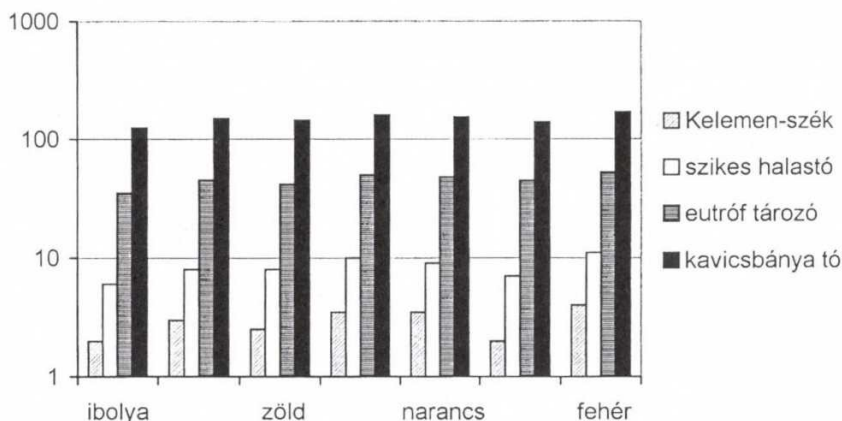
Ökológiai háttérvizsgálatok és luciditási mérések

Általánosságban megemlíthetjük, hogy az ezredfordulóra a vizsgált vizek tavasztól-őszig bekövetkező töményedési dinamikája rendszeressé vált. Eutrofizációs és feltöltődési folyamataik lelassultak. A fehér szikesek hidrobiológiai állapota az intenzív védelem hatására stabilizálódott. Ugyanakkor az ugyancsak sérülékeny fekete szikesek kiterjedése feltehetőleg tovább csökkent és vízminőségi állapotuk tovább romlott. A vizsgált hat tó vízkémiai jellegét, az üledék állapotát a későbbiekben még tárgyaljuk.

A fehér szikesek közül a Kelemen-széken több alkalommal is végeztünk fehér és színes Secchi méréseket. A tipikus fehér vizű Kelemen-szék, egy közeli szikes halastó és az oligotróf kavicsbánya tavon végzett mérések összehasonlítását a 2. ábra mutatja. Sajnos a fekete szikesekben ezt a módszert nem tudtuk alkalmazni, mivel ezek fenékgig átlátszóak voltak. A fehér szikesekben mért kis átlátszóság feltehetőleg az egyik legfontosabb oka a szegényes fitoplanktonnak, sőt a sokszor meglepően szegényes bentoszfaunának is. Irodalmi adatok (Boros 1999) és saját tereptapasztalataink alapján elkészítettük a fehér szikesek nagy léptékű, illetve részletesebb blokkmodelljét (3. és 4. ábrák).

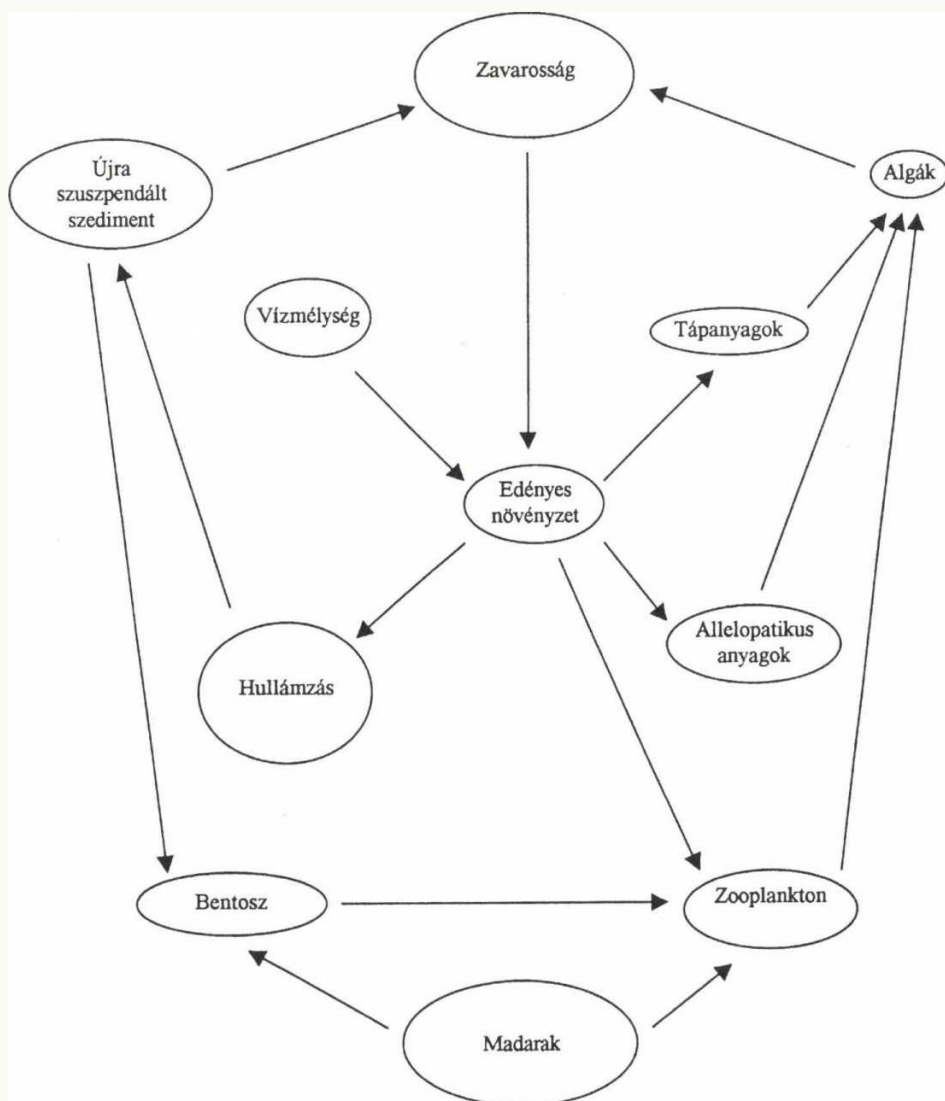
Az egyes tavak bentikus mezo- és makrofaunájáról

A következőkben tavankénti bontásban az egyedszámokat m^2 -re vonatkoztatva adjuk meg. A bevonatalga vizsgálatok eredményeit a 1. táblázat tartalmazza.



2. ábra. Különböző színű Secchi-korongokkal cm-ben mért átlátszóságok néhány eltérő víztípusban.

Az egyes tavak általános jellemzését, kemizmusának fő vonásait Boros E. szóbeli közlései és saját tereptapasztalataink alapján adjuk meg. A jellemzők az ezredfordulón, 1998–2000-ig fennálló viszonyokat tükrözik.



3. ábra. A fehér szikésekben ható élő és élettelen ökológiai tényezők feltételezhető kapcsolatai (az ellipszisek mérete a hatótényezők nagyságával arányosak).

Kelemen-szék

Szikestől a nagyon szikesig változó, Na^+ és HCO_3^- iondominanciával jellemezhető víz, melynek az oldott oxigén ellátottsága jó. Jellemzőes fehér vizű szikes. A luciditási viszonyokat a 2. ábra mutatja. Az elővizsgálatok szerint a növénymentes részek bentikus faunája szegény, viszont a tó mintegy 30%-át borító zsiókásokban (*Bolboschoenus maritimus*) néha nagy denzitások is előfordultak. A tó keleti részén, ahol a rendszeres bentoszmintákat vettük, az aljzat kevés homokot és sok növényi törmeléket tartalmazott. A tó nyugati részén viszont, ahol a kereszt-szelvény felvételezéseket végeztük az aljzat sok homokból és kevés növényi törmelékkel állt.

1. táblázat. A növényi bevonat algaflórája.

Fajlista	Mintavételek helye és időpontja				
	1998.VII.24. Kisréti-tó (nád)	1998.VII.25. Fehér-szék (zsióka)	1998.IX.25. Fehér-szék (zsióka)	1998.IX.24. Kisréti-tó (csetkaka)	1998.IX.24. Böddi-szék 1 (mézpázsit)
Cyanobacteria					
<i>Aphanisomenon</i> sp.		+			
<i>Dactylococcopsis</i> sp.		+			
<i>Lyngbya martensiana</i>		+			
<i>Oscillatoria limosa</i>		+			
<i>Oscillatoria</i> sp.				+	
<i>Phormidium</i> sp.					+
Chrysophyta: Bacillariophyceae					
<i>Achnanthes</i> sp.				+	
<i>Cocconeis placentula</i>	+				
<i>Cyclotella comta</i>			+		
<i>Cymbella lanceolata</i>			+		
<i>Epithemia</i> sp.	+				
<i>Epithemia turgida</i>	+				
<i>Epithemia zebra</i>	+				
<i>Eunotia</i> sp.	+	+			
<i>Gomphonema acuminatum</i>	+				
<i>Gomphonema acuminatum</i> var. <i>coronatum</i>	+				
<i>Navicula cryptocephala</i>			+	+	
<i>Navicula rhynchocephala</i>			+		
<i>Navicula viridula</i>	+	+	+		
<i>Nitzschia acicularis</i>				+	
<i>Nitzschia palea</i>			+	+	

1. táblázat (folytatás)

Fajlista	Mintavételek helye és időpontja				
	1998.VII.24. Kisréti-tó (nád)	1998.VII.25. Fehér-szék (zsióka)	1998.IX.25. Fehér-szék (zsióka)	1998.IX.24. Kisréti-tó (csetkák)	1998.IX.24. Böddi-szék 1 (mézpázsit)
<i>Pinnularia gibba</i>				+	
<i>Pinnularia viridis</i>	+				
Chlorophyta: Desmidiales					
<i>Closterium diana</i>		+			
<i>Cosmarium lagerheimii</i> ?		+			
<i>Cosmarium pseudopyramidatum</i>		+	+		
<i>Cosmarium</i> sp.		+			
<i>Cosmarium venustum</i>			+		
Euglenophyta					
<i>Euglena</i> sp.					+
<i>Phacus caudatus</i>					+
<i>Trachelomonas</i> sp.			+		
Dinophyta					
<i>Peridinium aciculiferum</i>		+			
Összes taxonszám	9	11	9	6	3

Bentosz mintavételek eredményei

- 1998.06.10.: *Culicoides* sp. – 310 e/m², Chironominae sp. I. – 248 e/m², *Anisus spirorbis* üres ház és Heteroptera maradványok
- 1998.07.15.: *Culicoides* sp. – 62 e/m², *Anisus spirorbis* üres ház – 124 db/m²
- 1998.07.25.: *Culicoides* sp. – 62 e/m², Chironominae sp. I. – 62 e/m², *Anisus spirorbis* üres ház – 496 e/m², *Valvata piscinalis* üres ház – 62 e/m², *Lymnea peregra* üres ház – 62 e/m².

Keresztszelvény, 1998.IX.25., mintavételek 100 méterenként:

- északi part: Chironominae sp. I. – 155 e/m², *Anisus spirorbis* üres ház – 62 e/m²
- 100 m: *Culicoides* sp. – 155 e/m², *Gyraulus crista* üres ház – 155 e/m², *Succinea oblonga* üres ház – 310 e/m², *Anisus spirorbis* üres ház – 310 e/m²
- 200 m: *Gyraulus crista* üres ház – 310 e/m², *Succinea oblonga* üres ház – 310 e/m², *Anisus spirorbis* üres ház – 11 315 e/m²
- 300 m: *Gyraulus crista* üres ház – 310 e/m², *Anisus spirorbis* üres ház – 1395 e/m²
- 400 m: *Gyraulus crista* üres ház – 155 e/m², *Anisus spirorbis* üres ház – 3255 e/m²
- déli part: *Anisus spirorbis* – 155 e/m² – nagyon sok homok a mintában.

Gyűjtések növényzetről:

- Zsióka (*Bolboschoenus maritimus*):
- 1998.VII.15.: 35 *Culicoides* sp., 1 *Berosus* sp. imágó, 1 *Helophorus paraminutus* imágó, Heteroptera és Diptera maradványok
- 1998.VII.25.: 1 *Culicoides* sp., 1 *Berosus* sp. lárva, 1 *Nymphula nymphaea*.

Algaminták:

- 1998.VII.25.: zsiókáról.

Egyéb gyűjtések:

- 1998.VI.10.: vízihálós gyűjtés zsióka közül: 1 db *Dytiscus* sp. lárvá, 5 db *Berosus* sp. imágó, 1 db *Hybomitra* sp., 2 db *Lestes macrostigma*, 1 db *Coenagrion puella*, Heteroptera lárvák
- 1998.VII.15.: vízihálós gyűjtés tófonal (*Zannichellia palustris*) közül: 3 *Lestes macrostigma*, Heteroptera lárvák.

Böddi-szék

Három nagyobb részből álló, nagyon szikes vizű tó, a hidrogénkarbonátnál jellemzőbb rá a kloridion, oxigénellátottsága közepes. Sokáig lecsapolt rész volt, nem régen került újra víz alá, jelenleg még nem képezi a KNP részét. A vizsgált fehér szikesek közül itt találtuk a legtöbb állatot, bár ez a fauna sem mondható gazdagnak.

Az első tó üledékére a sok törmelék, a másodikéra a kevés homok és kevés üledék, nagyjából fele-fele arányban, a harmadik tóra pedig a kevés, főleg homokból álló átmosott maradék volt a jellemző. A három víz között nem találtunk nagy különbséget.

Bentoszminták:

- 1. tó: 1998.VII.24.: *Anisus spirorbis* üres ház – 620 e/m², Coleoptera maradványok
- 1. tó: 1998.IX.24.: *Culicoides* sp. – 186 e/m², *Gyraulus crista* üres ház – 62 e/m², *Anisus spirorbis* üres ház – 2048 e/m²
- 2. tó: 1998.IX.24.: *Anisus spirorbis* – 682 e/m², *Bithynia leachi* üres ház – 62 e/m²
- 3. tó: 1998.IX.24.: *Culicoides* sp. – 124 e/m², *Anisus spirorbis* üres ház – 1518 e/m²

Teljes bentosz minták:

- 1. ½ m²: *Anisus spirorbis* üres ház – 6 e/m², *Berosus spinosus* lárvá – 18 e/m², *Culicoides* sp. lárvá – 22 e/m², *Culicoides* sp. báb – 206 e/m², Chironominae sp. I. lárvá – 2 e/m², *Ephydra riparia* báb – 140 e/m², Muscidae lárvá – 14 e/m², Diptera (egyéb) báb 32 e/m²
- 2. ½ m²: *Berosus spinosus* lárvá – 10 e/m², *Culicoides* sp. lárvá – 18 e/m², *Culicoides* sp. báb – 40 e/m², Chironominae sp. I. lárvá – 18 e/m², *Ephydra riparia* báb – 52 e/m², Muscidae lárvá – 2 e/m², Diptera (egyéb) báb – 22 e/m²
- 3. ½ m²: *Berosus spinosus* lárvá – 138 e/m², *Culicoides* sp. lárvá – 72 e/m², *Culicoides* sp. báb – 130 e/m², Chironominae sp. I. – 14 e/m², *Ephydra riparia* báb – 90 e/m², Muscidae lárvá – 24 e/m², Diptera (egyéb) báb – 24 e/m²
- 2 m²: *Anisus spirorbis* üres ház – 6 e/m², *Berosus spinosus* lárvá – 60 e/m², *Helophorus paraminutus* lárvá – 1 e/m², *Culicoides* sp. lárvá – 34 e/m², *Culicoides* sp. báb – 1 e/m², Chironominae sp. I. – 520 e/m², *Ephydra riparia* báb – 1 e/m², Diptera (egyéb) báb – 6 e/m².

Keresztszelvény, 3. tó, 1998.IX.24., mintavételek 50 méterenként:

- lapos part: *Culicoides* sp. – 3265 e/m², Ceratopogonidae báb – 155 e/m², *Gyraulus crista* üres ház – 310 e/m², *Succinea oblonga* üres ház – 155 e/m², *Anisus spirorbis* üres ház – 4340 e/m²
- 50 m: *Gyraulus crista* üres ház – 155 e/m², *Anisus spirorbis* üres ház – 1240 e/m²
- 100 m: *Culicoides* sp. – 155 e/m², *Berosus* sp. imágó – 155 e/m², *Anisus spirorbis* üres ház – 930 e/m²

2. táblázat. A szikések bentoszából és növényállományokból előkerült puhatestűek
Jelmagyarázat: * = élő állat, + = szubfosszilis ház, x = fosszilis ház.

Fajok	Kelemen- szék	Böddi- szék	Zab- szék	Fehér- szék	Pipás	Kisréti- tó	Kígyós- csatorna
<i>Anisus spirorbis</i>	*,+	*,+	+	+	+	+	
<i>Valvata piscinalis</i>	x						
<i>Valvata cristata</i>			+				
<i>Succinea oblonga</i>	+	+	+				
<i>Bithynia leachi</i>		+					*
<i>Gyraulus crista</i>	+	+					
<i>Lymnea stagnalis</i>		+					
<i>Lymnea peregra</i>	+	+				*	
<i>Planorbis planorbis</i>						*,+	
<i>Segmentina nitida</i>			+				
<i>Planorbarius corneus</i>						*	
<i>Acrolocus lacustris</i>						*	
<i>Pisidium</i> sp.		+					
Összes	5	6	4	1	1	5	1

3. táblázat. A szikésekben legnagyobb számban talált csigafaj, az *Anisus spirorbis* szubfosszilis házainak száma db/m²-ben (minimum–súlyozott átlag–maximum).

Kelemen-szék	Böddi-szék	Zab-szék	Fehér-szék	Pipás	Kisréti-tó
62–1976–11 315	246–1368–4340	155–349–620	124	372–651–930	1 (nád közül, nem mennyiségi mintavétel)

4. táblázat. A szikésekből előkerült Oligochaeta fajok egyedszáma db/m²-ben.

Faj	Kisréti-tó
<i>Lymnodrillus hoffmaisteri</i>	62–124–186
<i>Lumbriculus</i> sp.	62

- 150 m: *Gyraulus crista* üres ház – 155 e/m², *Lymnea peregra* üres ház – 155 e/m², *Bithynia leachi* üres ház – 155 e/m², *Anisus spirorbis* üres ház – 2325 /m²
- 200 m: *Culicoides* sp. – 155 e/m², *Pisidium* sp. – 155 e/m², *Lymnea stagnalis* üres ház – 155 e/m².

A bentosz és a víztestben mozgó szervezetek gyűjtése 100 µm-es lyukbősségű planktonhálózattal, 20 l és 15 l víz átszűrése 1999.IX.08-án. Az eredmények a 7. táblázatban találhatók.

5. táblázat. A szikes tavak bentonikus és metafiton rovarreglyütségei.

Fajok	Kelemen- szék	Zab-szék	Böddi- szék	Kisréti- tó	Pipás	Fehér- szék
EPHEMEROPTERA						
<i>Caenis robusta</i>				1*		
ODONATA						
<i>Sympecma fusca</i>	1*					
<i>Lestes macrostigma</i>	2*, 3*					
<i>Coenagrion puella</i>	1*					
<i>Sympetrum</i> sp.				8*		
HETEROPTERA	+	+		+	+	+
LEPIDOPTERA						
<i>Nymphula nympheata</i>	1*					
DIPTERA						
CERATOPOGONIDAE						
<i>Culicoides</i> sp.	62–147–310 1*, 35*	62–186–466 1*, 64*	155–683– 3265, 1*			
Ceratopogonidae báb			1*, 64*	155		
CHIRONOMIDAE						
Chironominae I.	62–155–248	62	1*	1*		186
Chironominae II.				1*		
<i>Chironomus plumosus</i> gr.				242		
STRATIOMYIDAE						
<i>Stratiomys furcata</i>		62, 4*	3*			
<i>Oxycera</i> sp.				1*		
EPHYDRIDAE						
<i>Ephydra riparia</i>			8*			
TABANIDAE						
<i>Hybomitra</i> sp.	1*					
DYTISCIDAE						
<i>Dytiscus</i> sp. juv.	1*					
<i>Noterus</i> sp. juv.						124, 1*
HYDROPHILIDAE						
<i>Berosus spinosus</i>		155, 1*	155		62	
<i>Berosus spinosus</i> juv.			4*, 12*	62	1*	
<i>Helophorus paraminutus</i>	1*			2*		
<i>Helophorus paraminutus</i> juv.		62	1*			
Összes taxonszám	11	7	7	9	2	4

Megjegyzés: a növényzet közül és a növényzet alatti iszapból nem vettünk mennyiségi mintákat, az innét előkerült egyedszámot *-al jelöltük; a bentoszból talált Heteroptera maradványoknál csak ezek meglétét jelöltük az egyes tavaknál +-al

6. táblázat. A Böddi-szék 1/2 és 2 m²-es területéről előkerült bentikus makrofauna (előkerült egyedszám – 1 m²-re vonatkoztatott egyedszám).

Fajok	1. 1/2 m ²	2. 1/2 m ²	3. 1/2 m ²	2 m ²
MOLLUSCA				
<i>Anisus spirorbis</i>	3–6	–	–	13–6
COLEOPTERA				
<i>Berosus</i> sp. juv.	9–18	5–10	69–138	120–60
<i>Helophorus guttulus</i> juv.	–	–	–	1–1
DIPTERA				
<i>Culicoides</i> sp. juv.	11–22	9–18	36–72	69–34
<i>Culicoides</i> sp. pupa	103–206	20–40	65–130	3–1
Chironominae sp. I. juv.	1–2	9–18	7–14	1041–520
<i>Ephydra riparia</i> pupa	70–140	26–52	45–90	2–1
Muscidae juv.	7–14	1–2	12–24	–
Diptera (egyéb) pupa	16–32	11–22	12–24	12–6
Összes	220–440	81–162	246–492	1261–629

7. táblázat. A Böddi-szék nyílt vizének és bentoszána határzónájában fogott szervezetek (3 gyűjtés, 20, 20, illetve 15 l víz átszűrésének átlaga; 1999. szeptember 8).

Taxon	Egyedsűrűség (egyed/m ²)
Chironomidae lárvá	180 (120–260)
Chironomidae báb	40 (35–45)
Ceratopogonidae	1,7 (0–5)
<i>Berosus spinosus</i>	14 (0–30)
<i>Ephydra riparia</i>	47 (30–70)
Heteroptera	668 (600–750)

Gyűjtések növényzetről:

- Zsióka (*Bolboschoenus maritimus*):
- 1. tó: 1998.VII.24.: 1 *Culicoides* sp., 4 *Berosus* sp. lárvá, 1 *Helophorus paraminutus* lárvá
- 3. tó: 1998.IX.24.: 1 Chironominae sp. I.
- Mézpázsit (*Puccinellia limosa*):
- 1. tó: 1998.VII.24.: 12 *Berosus* sp. lárvá, 1 *Helophorus paraminutus* lárvá, 3 *Anisus spirorbis* üres ház
- Az 1. tavon 1998.IX.24.-én vett mintában állatokat nem találtunk.

Algainták:

- 1. tó: 1998.VII.24.: zsiókáról
- 1. tó: 1998.VII.24.: mézpázsitról
- 1. tó: 1998.IX.24.: mézpázsitról
- 2. tó: 1998.IX.24.: zsiókáról
- 3. tó: 1998.IX.24.: zsiókáról.

Egyéb gyűjtések:

- 3. tó: 1998.IX.24.: 3 *Stratiomys furcata* lárvá és 8 *Ephydra riparia* báb, a víz felszínéről egyelve.

Zab-szék

A legszikesebb fehér víz a vizsgált tavak közül, a nátrium és a hidrokarbonát ionok túlsúlya jellemző rá, oxigénellátottsága jó. Ebben a szikesben találtuk a leggyéresebb bentikus mezo- és makrofaunát, bár az előretörő zsiókafoltok tövéénél itt is előfordult kiemelkedő adat. A tó aljzata igen agyagos, törmeléket alig tartalmaz.

Bentoszminták:

- 1998.VI.10.: Chironominae sp. I. – 62 e/m², *Helophorus paraminutus* lárvá – 62 e/m², *Stratiomys furcata* lárvá – 62 e/m², Arachnida maradványok
- 1998.VII.15.: Heteroptera maradványok
- 1998.VII.24.: *Culicoides* sp. – 62 e/m², *Succinea oblonga* üres ház – 62 e/m², *Segmentina nitida* üres ház – 62 e/m², *Valvata cristata* üres ház – 124 e/m², *Anisus spirorbis* üres ház – 620 e/m².

Keresztszelvény, 1998 IX. 24., mintavétel 100 m-enként:

- csupasz part: *Anisus spirorbis* üres ház – 155 e/m²
- 100 m: *Anisus spirorbis* üres ház – 465 e/m²
- 200 m: *Valvata cristata* üres ház – 155 e/m²
- 300 m: *Culicoides* sp. – 155 e/m², *Valvata cristata* üres ház – 465 e/m²
- zsiókás part: sp. – 465 e/m², *Berosus* sp. imágó – 155 e/m², *Anisus spirorbis* üres ház – 155 e/m².

Gyűjtések növényzetről:

- Zsióka (*Bolboschoenus maritimus*):
- 1998.VII.15.: Heteroptera maradványok
- 1998.VII.24.: 64 *Culicoides* sp., 1 *Berosus* sp. imágó, Heteroptera maradványok
- Nád (*Phragmites communis*):
- 1998.VII.15.: Heteroptera maradványok.

Algaminták:

- 1998.VII.24.: zsiókáról

Egyéb gyűjtések:

- 1998.VII.15.: 1 *Culicoides* sp., egészen a part közelében, 2 mm-es vízből egyelve
- 1998.VI.10.: 4 *Stratiomys furcata* lárvá, a víz felszínéről.

Kisréti-tó

Az egyedüli fekete vízi szikes a hat tó közül, nátrium és hidrokarbonát iontípusú, enyhén szikes vize bőséges oxigénellátottságú, pH-ja viszonylag magas. Nagy részét nádas nőtte be, kis nyílt vízi része fenéig átlátszó. Eltérő adottságainak köszönhetően a fauna is eléggé más, mint a többi tóban.

Maga az aljzat itt is az előzőekhez hasonló volt, de, mivel a Kisréti-tó nyílt vízfelszínű részein sok a hínár, sokkal több törmelék fedte a homokos iszapot.

Bentoszminták:

- 1998.VII.24.: *Berosus* sp. lárva – 62 e/m², *Lymnodrilus hoffmeisteri* – 62 e/m², Chironomidae báb – 62 e/m²
- 1998.IX.25.: *Chironomus* sp. – 249 e/m², *Lymnodrilus hoffmeisteri* – 186 e/m², *Lumbriculus* sp. – 62 e/m²
- 1998.IX.25.: 11 *Lymnodrilus hoffmeisteri*, Heteroptera maradványok – nem mennyiségi mintavétel.

Gyűjtések növényzetről:

- Nád (*Phragmites communis*):
- 1998.VII.24.: 1 db Chironominae sp. I., 1 db *Caenis robusta* lárva, 4 db *Acrolocrus lacustris*, 2 db *Helophorus paraminutus*
- 1998.IX.25.: 1 db *Oxycera* sp.
- Csetkák (*Eleocharis* sp.):
- 1998.IX.25.: 1 db Chironominae sp. II.

Algaminták:

- 1998.VII.24.: nádról
- 1998.IX.25.: nádról
- 1998.IX.25.: csetkákáról.

Egyéb gyűjtések:

- 1998.VI.10.: nád közötti gyűjtés vízihálóval: 8 db *Sympetrum* sp., 11 db *Asellus aquaticus*, 2 db *Planorbis planorbis*, 1 db *Anisus spirorbis*, 2 db *Berosus* sp. imágó
- 1998.IX.25.: növényekről egyelve: 7 db *Lymnea peregra*, 1 db *Planorbis planorbis*, 2 db *Planorbarius corneus*, 1 db *Hirudo medicinalis*.

Pipás-rét

Nagyon szikes, fehér víz, amelyre a magas oldott és kolloid szervesanyag-tartalom jellemző. A tóban a jellegzetes, gyér, bentikus faunát találtuk.

Az iszapra a nem túl sok homok és a még kevesebb törmelék volt jellemző.

Bentoszminták:

- 1998.VII.24.: *Anisus spirorbis* üres ház – 372 e/m², Heteroptera maradványok
- 1998.IX.24.: *Anisus spirorbis* üres ház – 930 e/m².

Gyűjtés növényzetről:

- Zsióka (*Bolboschoenus maritimus*):
- 1998.VII.24.: 1 db *Berosus* sp. lárva.

Algaminta:

- 1998.VII.24.: zsiókáról.

Fehér-szék

Átmeneti, a többi fehér szikesnél kevésbé sós víz, amelynek vize a Kígyós-csatorna köröcsatornájából lett részben pótolva. Nagy részét növényállomány fedi. Bentikus közössége többé-kevésbé a megszokott képet mutatja.

A Fehér-szék aljzata igen kemény, agyagos, de sok törmeléket tartalmaz.

Bentoszminták:

- 1998.VII.25.: Chironominae sp. I. – 186 e/m², *Noterus* sp. lárvá – 124 e/m², *Berosus* sp. imágó – 62 e/m², Heteroptera maradványok
- 1998.IX.24.: *Anisus spirorbis* üres ház – 186 e/m².

Gyűjtés növényzetről:

- Zsióka (*Bolboschoenus maritimus*):
- 1998.VII.25.: 1 db *Noterus* sp. lárvá.

Algaminták:

- 1998.VII.25.: zsiókáról
- 1998.IX.24.: zsiókáról.

Egyéb gyűjtések:

- 1998.IX.24.: 5db *Hirudo medicinalis*, a vízből egyelve
- Gyűjtést végeztünk még 1998.VI.10.-én a Kígyós-csatorna körcsatornájának hínárnövényzetéről: 1 db *Dytiscus* sp. II. lárvá, 2 db *Bithynia leachi*, 5 db *Caenis robusta* lárvá, 9 db *Cloeon dipterum* lárvá és Heteroptera lárvák.

Az eredmények értékelése

A szikes vizek luciditási viszonyait a Kelemen-szék példáján a 2. ábra mutatja. A természetes fehér szikesek átlátszósága igen kicsi, 2–3 cm, nagyságrendben 5%-a egy eutróf tónak, és az oligotróf víz 1%-a körül van.

A különböző hullámhosszúságú sugarakat a kis mélység ellenére is eltérően nyeli el. A zöld 500 nm és a sárga-narancs 550–600 nm hullámhosszú sugarak jutnak be mélyebbre a vízbe.

A primer produkció legnagyobb részét feltehetőleg az ún. pikoplankton alkotja, illetve az asszimiláció közvetlenül a felszíni mikrorétegben történik. A bentosz számára fontos algák a nád és a zsióka bevonatában találhatók, és ezek adhatják a primer produkció legnagyobb részét. A kimutatott algák eltérnek a zsióka, a nád és a mézspázsit bevonatában (1. táblázat). A toxikus kéalgákat csak a fehér-széki zsióka bevonatban találtuk; nem meglepő, hogy itt a fauna is feltűnően szegény volt.

A 2–3. táblázatok a puhatestű vizsgálataink eredményeit tartalmazzák. A táblázatok igazolják, hogy a szikesek karakterisztikus csigafaja az *Anisus spirorbis*, amelynek szubfosszilis házai a 10 000 db/m²-es nagyságrendet is elérhetik (Kelemen-szék). Élő állapotban azonban 1998–1999-ben csak egy-egy példányuk került elő.

Összesen 6 élő puhatestű fajt fogtunk az *Anisus spirorbis* fajon kívül, az öt másik faj a nem szikes Kiseréti-tóból, illetve a Kígyós-csatornából került elő.

Ferencz (1977) a szikesekből több Oligochaetát említ, mi az anyag részletesebb vizsgálata után mindössze a Kiseréti-tóban találtuk meg a közönséges *Lymnodrillus hoffmeisteri*-t (4. táblázat). Egyedszáma (62–186 db/m²) nagyságrendben azonos volt a Balatonban talált kevésértéjű egyedszámmal (Speciár & Biró 2002).

A vizsgált 6 szikes tó bentonikus és metafiton rovaregyütteseit az 5. táblázat foglalja össze. Külön táblázatban tüntettük fel a teljes $\frac{1}{2}$ és 2 m²-es területről nyert adatokat (6. táblázat). A táblázatokból kitűnik, hogy az érzékenyebb hemimetabol rovarrendek (Ephemeroptera, Plecoptera, Odonata) a fehér szikesek nyílt vízi bentoszában nem élnek. A Heteropterák a növények között és a nyílt vízben mozognak. A nyílt vízi Heteropterákat és az időszakosan a planktonba is bejutó bentosztagokat a 7. táblázatban tüntettük fel. A holometabol csoportok, rendek közül a Ceratopogonidákat egy *Culicoides* faj, a Chironomidákat két Chironominae és egy *Chironomus* faj képviseli. A Chironomida–Ceratopogonida típusú tó (Ferencz 1977) nem jelentkezik tisztán a mi gyűjtéseink alapján. A Chironomida egyedszám, az Oligochaetákkal ellentétben, jóval kisebb, mintegy negyede a sekély pan-non típusú tóban kapott egyedszámnak. A fajszaám is mintegy 5%-a balatoni eredményeknek (Speciár & Biró 2002).

Az árvaszúnyog fauna részletes taxonómiai elemzését a Böddi-széken 2000. október 5-én vett 20 minta összesen 500 egyedének vizsgálatával végeztük el. Az árvaszúnyog specialista meghatározása a következő fajlistát eredményezte:

Camptochironomus tentans (Fabricius, 1805) – 23 egyed

Chironomus annularius de Geer, 1776 – 4 egyed

Chironomus dorsalis Meigen, 1818 – 12 egyed

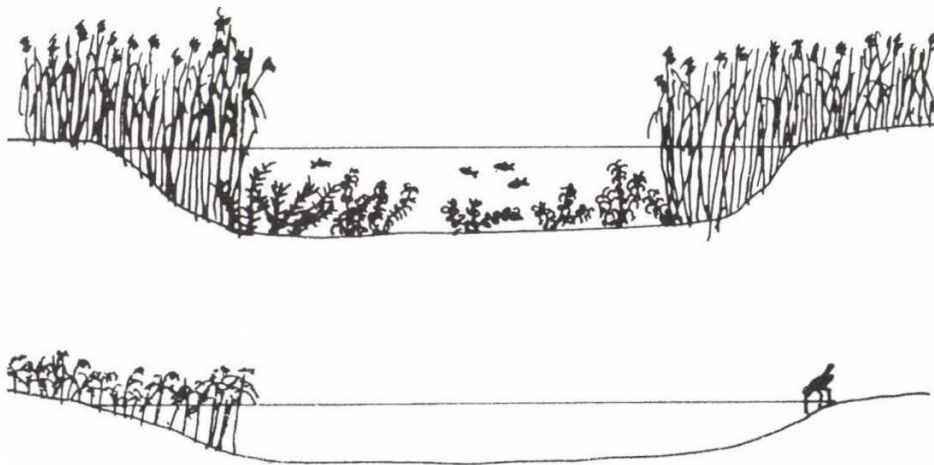
Dicortendipes tritonus Kieffer, 1916 – 1 egyed

Glyptotendipes barbipes (Staeger, 1839) – 29 egyed

Polypedilum nubeculosa Meigen, 1804 – 2 egyed

Tanytarsus sp. – 1 egyed

Cryptotendipes sp. – 426 egyed



4. ábra. A fekete (fent) és fehér (lent) szikesek átnézeti képe.

Az előkerült taxonok mindegyike a Chironomiinae alcsaládba tartozik. A *Camptochironomus tentans*, a *Chironomus annularius* tipikus halofil fajok. A *Chironomus dorsalis* pedig az időszakos, asztatikus vizek lakója. A *Dicrotendipes tritonus* és a *Glyptotendipes barbipes* főleg brakkvizekből ismert. A *Dicrotendipes tritonus* és a *Polypedilum nubeculosa* növényzettel dúsan benőtt vizek lakója. Sajnos a legtöbb egyed a pontosan nem azonosítható *Cryptotendipes* genuszba tartozott. Ez utóbbi taxon több ismert faja szintén sós vizekre jellemző.

A Brachycerák képviselői közül két Stratiomyidae, egy Ephyridae és egy Tabanidae faj került elő (5–6. táblázatok). A Böddi-széken végzett $\frac{1}{2}$ m²-es gyűjtésekből került elő egy Muscidae (igazi légy) lárvája (6. táblázat), amely leginkább a *Melanochelia* sp. lárvához hasonlít, azonban a rendelkezésre álló határozókból nem sikerült faji szintig azonosítanunk.

A vízbogarakat két család, a Dytiscidae és a Hydrophilidae lárvái és imágói képviselték. Közülük a *Berosus* nem több faja a belföldi sós vizek lakója, így jellemző a szikésekre. A bogárlárvák az árvaszúnyogokhoz hasonlóan nehezen, sokszor faji szintig nem is határozhatók, így a taxonómiai kérdések megoldása az *Ephydra riparia* kineveléséhez hasonlóan csak a későbbiekben oldható meg. A sekély, kis sótartalmú, limnikus vizekhez képest feltűnően szegény fenékfauna egy-fajta „szikes paradoxont” hoz létre (Andrikovics 2001).

Érdekes az is, hogy miért kedvelik a madarak a szikéseket? Feltevéseink szerint az üres csigaházak fontos Ca forrásai lehetnek a vándormadaraknak, de a parti makrovegetáció mezo- és makrofaunája már bőséges táplálékforrás is lehet.

A fehér szikésekben a *Berosus spinosus*, *Helophorus paraminutus* mellett jellegzetesek a sólégy lárvák (*Ephydra riparia*) és a katonalegyek (*Stratiomys furcata*), melyek egyedszáma lokálisan igen jelentős lehet.

A modellábrák (3. és 4. ábrák) jól mutatják, hogy a fehér szikések anyagforgalma nagyban eltér a limnikus sekély tavakétól. A sókedvelő elemek nemcsak indikátor jellegűek, faunaszínezők, hanem a bentoszban ezek adják a biomassza legnagyobb részét. A rendszerből viszont teljesen hiányoznak a halak és a rovarok közül a csípőszúnyogok. Az allochton tápanyagforrások, a ki- és bemeneteli utak (pl. madarak és holometabol rovarok) az egész rendszer szempontjából rendkívül jelentősek. A nektonban mozgó vízipoloska fajok kirepülésük révén ugyancsak sok szerves anyagot mozgathatnak meg.

*

Köszönetnyilvánítás – Az algákat Pelyhe Tibor ANTSz, Eger, a puhatestűeket dr. Fűköh Levente, Mátra Múzeum, Gyöngyös, a bogarakat dr. Szél Győző, MTM, Budapest az árvaszúnyogokat dr. Biró Kálmán (Svájc) határozta, illetve a határozásokat ellenőrizte és javította. A dolgozat az OTKA T 038033 számú pályázatának támogatásával készült.

Irodalomjegyzék

- Andrikovics, S. (2001): Újabb bentonikus (mezo- és makro-) fauna vizsgálatok a Szabadszállás környéki szikes tavakon. – *Hidrol. Közl.* **81**: 311–313.
- Beretzky, P. (1955): Újabb adatok a Szegedi-Fehértó madárvilágához 1949–1953. – *Aquila* **59–62**: 217–227.
- Bíró, K. (1981): Az árvaszúnyog-lárvák (*Chironomidae*) kishatározója. – Vízdok, Budapest, **11**: 1–230.
- Boros, E. (1999): A magyarországi szikes tavak és vizek ökológiai értékelése. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **9**: 13–80.
- Dévai, Gy. (1976): Javaslat a szárazföldi (kontinentális) vizek csoportosítására. – *Acta Biol. Debr.* **13**: 147–161.
- Dvihally, Zs. (1970): A kémiai és optikai változások dinamikája a magyar szikes vizekben. – *Hidrol. Tájékoztató* **10**: 130–132.
- Dvihally, Zs. (1999): Hazai szikes vizeink kémiai jellege. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **9**: 281–292.
- Felföldy, L. (1987): A biológiai vízminősítés. – Vízügyi hidrobiológia 9. 3. javított és bővített kiadás. Vízgazdálkodási Intézet, pp. 19–28.
- Ferencz, M. (1970): Zoobenthos vizsgálatok szikes vizeken. – *Hidrol. Tájékoztató* **10**: 135–137.
- Ferencz, M. (1977): Data on the Vertical Distribution of Zoobenthos in Saline “Lakes” and Rivers. – *Acta Biol. Szeged*, pp. 108–116.
- Festetics, A. (1970): A pannóniai szikes tócsák madártani problémái. – *Hidrol. Tájékoztató* **10**: 162–164.
- Forró, L. (1987): The Branchiopoda fauna of the Kiskunság National Park. – In: Mahunka, S. (ed.). *The Fauna of the Kiskunság National Park*. **2**: 67–72.
- Forró, L. (1988): The occurrence of *Moina salina* Daday, 1888 (Cladocera) in a sodic pan in Hungary. – *Annls hist.-nat. Mus. nat. hung.* **80**: 47–49.
- Forró, L. (1989): Composition and seasonal changes of the microcrustacean fauna of sodic waters near Fülöpháza (Kiskunság National Park, Hungary). – *Miscnea zool. hung.* **5**: 33–41.
- Forró, L., Andrikovics, S., Herceg, F. & Milinki, É. (1994): A tiszavasvári Göbolyös természeti értékei – érvek a védetté nyilvánítás mellett. – *Természetvédelmi Közlem.* **3–4**: 113–121.
- Fűköh, L. (1999): A Péteri-tó (Kiskunsági Nemzeti Park) negyedidőszaki üledékeinek malakológiai vizsgálata. – *Malakológiai Tájékoztató* **17**: 69–74.
- Gulyás, P. (1972): Zooplankton vizsgálatok a Velencei-tavon. – *Vízmin. Víztechn. Kut. Eredm.* **2**: 56–82.
- Gulyás, P. & Forró, L. (1999): Az ágascápú rákok (*Cladocera*) kishatározója. – Víz termézet- és környezetvédelem **9**: 1–237, 2. (bővített) kiadás.
- Hammer, U. T. (1986): *Saline lake ecosystems of the World*. – Dr. W. Junk Publ., The Hague, 602 pp.
- Horváth, A. (1950): A szegedi Fehértó Mollusca faunája. – *A Szegedi Tudományegyetem Biológiai Intézetének Évkönyve* **8**: 321–326.
- Juhász, P., Kiss, B. & Olajos, P. (1998): A makroszkopikus gerinctelenek vizsgálata a KNP néhány szikes tavában. – Kutatási jelentés a KNP részére (kézirat), 35 pp.
- Kiss, B., Lengyel, Sz., Müller, Z., Juhász, P., Olajos, P., Szállassy, N., Dévai, Gy. & Grigorszky, I. (2001): A Kiskunsági Nemzeti Park szikes víztéreiben élő vízi makroszervezetek mennyiségi vizsgálata (Hirudinea, Gastropoda, Odonata és Heteroptera). – *Hidrol. Közl.* **81**: 385–388.
- Löffler, H. (1970): Alkáli tavak földrajzi eloszlása és keletkezése. – *Hidrol. Tájékoztató* **10**: 145–148.
- Megyeri, J. (1975): A fülöpházi szikes tavak hidrobiológiai vizsgálata. – *Acta Acad. Paed. Szeged* **1975(2)**: 53–72.
- Ponyi, J. & Kertész, Gy. (1967): Über die Krebstiere (Crustacea) der Natrongewässer von Famos. – *Opusc. zool. Budapest* **7**: 175–183.

- Richnovszky, A. (1970): Adatok az Alföld szikes vizeinek Mollusca faunájáról. – *Hidrol. Tájékoztató* **10**: 37–39.
- Roškosný, R. (ed.) (1980): *Klic vodních larev hmyzu*. – Praha, 521 pp.
- Schmidt, A. & Fehér, G. (1999): A kiskunsági szikes tavak ismételt komplex állapotfelmérésének algológiai vizsgálatai. – Kutatási jelentés a KNP részére (kézirat), pp. 1–35.
- Speciár, A. & Biró, P. (2003): A Balaton üledéklakó Chironomidae faunájának hosszútávú változásai. – *Állatt. Közlem.* (in press)
- Sterbetz, I. (1970): A szikes vizek madártani problémái Magyarországon. – *Hidrol. Tájékoztató* **10**: 141–142.

Zoobenthic assemblages in white sodic waters near Szabadszállás–Fülöpszállás (Hungary)

Andrikovics, S. & Murányi, D.

Department of Zoology, Eszterházy Károly College of Education
H-3300 Eger, Leányka u. 6, Hungary; E-mail: andsan@mail.inext.hu

The benthic macroinvertebrates of six ponds in the Kiskunság National Park were examined. The Secchi disk visibility was extremely low in almost every pond. The holometabolous aquatic insect, Chironomidae and a few characteristic species of Ephyridae, Ceratopogonidae, Stratiomyidae were found in the ponds. Locally, the *Berosus spinosus* (Hydrophylidae) was found. In bottom without aquatic macrophyte the representatives of hemimetabolous aquatic insects were not found. Among oligochaete worms, the *Limnodrilus hoffmeisteri* and *Lumbriculus* sp. were found. Among the snails, only the *Anisus spirorbis* was collected in living form but the empty houses of 12 other mollusc species were also collected. The methodological questions of collecting benthic assemblages were also discussed. The macrobenthic fauna of sodic ponds with black waters or the metaphyton among the macrophyte were richer in species and individual numbers. We tried to highlight the contrast between the poor benthic fauna of the white sodic ponds and the high number of aquatic birds feeding on alkali ponds.

Key words: white sodic water, black sodic water, benthic macroinvertebrates, aquatic insect, benthos

Két évtized a Felső-Kiskunság szikes vizeiben élő Molluscák kutatásában

Szabó Sándor

Csokonai Vitéz Mihály Református Gimnázium
8840 Csurgó, Kossuth u. 25. E-mail: anisus@freemail.hu

Összefoglaló: A szikes tavak vízcsökkenése és kiszáradása során egyes fajok esetében tapasztalható a tömeges pusztulás, de a karakterisztikus fajok esetében, a víz periodikus visszatéréseivel megoldott a túlélés. Az eddig kimutatott menekülési faktorok: a víz drasztikus csökkenése, 9 fölötti pH érték, a víz Na_2CO_3 tartalmának legalább 0,25% fölé emelkedése. A fajok a teljes kiszáradást a felszín alatti iszap 10–15 cm-es rétegében, a nagyobb testű fajok pedig az aljzat poligonális repedéseiben, vagy esetleg a szárazság idején is meglévő, mélyebb, vizenyős helyeken vészeli át. A víz visszatéréssel az egykori élőhelyek mélyebb pontjain levő, ökológiai refúgiumokból lassan, de megkezdődik a Molluscák visszatelepülése. Az élőhely-rekonstrukció során előfordul a Molluscáknak a tápcsatornákból való betelepülése is. A csiga-biomassza mérésének módszerül jól alkalmazható a Haarlow-index. A Felső-Kiskunság szikes tavaiban a csiga-biomassza szélsőségeit a növényzet és a víz kémiai viszonyai határozzák meg. A természetvédelmi területeken húzódó csatornák jelentőségét – malakológiai szempontból – a korábbi szemlélettel szemben felül kell értékelni, hiszen a vízutánpótlás és a fajok visszatelepülése szempontjából a szélsőséges időjárási viszonyok esetén a vízi fauna utolsó menedékei.

Kulcsszavak: biomassa, élőhely-rekonstrukció, puhatestűek, szikes, visszatelepedés

Bevezetés

A Dél-Alföld szikeseinek vízicsiga-faunájával kapcsolatban már 1954-ben Horváth Andor felhívta a figyelmet arra, hogy a pH és a Na^+ -tartalom növekedésével a csigafauna rohamosan csökken (Horváth 1954). Ponyi Jenő szintén az ötvenes évek elején a kisteleki Halas-tó hidrobiológiai vizsgálatánál megállapította azt, hogy a *Lymnaea ovata peregra* (O. F. Müller, 1774) és a *Lymnaea auricularia* (Linné, 1758) fajok tűréspontja 3 mg/l Cl-tartalom mellett a Ca^{++} -mal szembeni minimum 16 mg/l, a Na^+ -mal szembeni maximum pedig 67 mg/l (Ponyi & Dvially 1954).

A kiskunsági szikes vizek Molluscáinak szisztematikus kutatását Richnovszky Andor alapozta meg. Természetes és akvárium körülmények között vizsgálta a szikes tavakban élő csigák pH-tűrőképességét. Megállapította, hogy a pH 8–9-es értékét még sok faj elviseli, a 9–10 közötti pH értéket már csak néhány faj

tűri rövid ideig, de az *Anisus spirorbis* (Linné, 1758) itt még tömegesen él, a 10 fölötti pH értéken már ez a faj is elpusztul (Richnovszky 1970). A Kiskunsági Nemzeti Park és környékének szikes tavain végzett kutatásai során Richnovszky (1978) megállapította, hogy a szikes vizekben (9 pH felett) nem élnek kagylók. Az általa vizsgált szikes tavakban összesen 16 faj élt. Közülük az *Anisus spirorbis* dominanciája legalább 60%, de többnyire 90% feletti értékű. A kiskunsági szikes tavak közül „kilóg” a Kiszáradó-tó, melynek oka a Kiskunsági-főcsatorna vízállásával való időszakos érintkezés (Richnovszky 1978, 1992).

Magam 1977 óta veszek részt a szikes vizek kutatásában, eredményeimről rendszeresen beszámoltam (Szabó 1979, 1980, 1981, 1982, 1986, 1990a,b, 1992a,b, 1993, 1994a,b, 1995, 1998, 2000). Vizsgálataimat a Kiskunsági Nemzeti Park „Kiskunsági Szikes Pusztá” és a „Kiskunsági Szikes Tavak” területén és a Szelidi-tavon végeztem. A kutatások során az időszakosan kiszáradó tavakban élő vízi csigák populációdinamikájával, a túlélés és a visszatelepülés lehetőségével foglalkoztam. Figyelemmel kísértem a Kiskunsági Nemzeti Park mindkét területén – a vizsgálat időszakában – folyó élőhely-rekonstrukciós kísérleteket is.

Módszerek

Terepmunka. A gyűjtések időszakában KNP I. számú területén lévő gyűjtőhelyekre kéthetente, a II. számú területeken lévő gyűjtőhelyekre havonta mentem ki. A gyűjtésnél vízihálóval, és 50 cm × 50 cm-es, 25-ös osztású kvadráttal dolgoztam. A kiszáradt medrek rétegvizsgálatát 2 köbdeciméteres tolattyús talajfúróval végeztem. A nyílt, mély vízben csónakból gyűjtöttem. Mindkét területen alkalmaztam a faunafeltáró egyelő-, és a mennyiségi viszonyok elemzését szolgáló cönológiai gyűjtést. Feljegyeztem az élőhely ökológiai adottságait, a szükséges vízkémiai vizsgálatokat a Visocolor-gyorsteszt segítségével végeztem el.

Laboratóriumi munka. A gyűjtött anyagot a laboratóriumban válogattam, határoztam, rendszereztem. A fúrásmintákból 5 cm-es szeletenként iszapolással válogattam ki a Mollusca anyagot. A karakterisztikus fajok esetében akváriumi kísérletekkel vizsgáltam a túlélés lehetőségeit.

A csiga-biomassza méréséül, közelítő módszert a Haarlow-indexet (Balogh 1953) alkalmaztam. A Haarlow-index az állat térfogata és az abundancia szorzatának felel meg. A *Lymnaea*idáknál kúp, a *Planorbis*idáknál korong, az *Acroloxus lacustris* (Linné, 1758) esetében gúla alakot vettem térfogatul. Ezt nagyobb fajoknál ellenőrizni is tudtam úgy, hogy az üres héjakba gipszet töltöttem, majd mérőhengerben mértem a héj által kiszorított víz térfogatát. A közelítő térfogatmérés és az ellenőrzés között elhanyagolható különbség volt.

Eredmények

A vizsgált területekről kevés Mollusca adat van. Az irodalmi adatok alapján Fülöpszálláson először Soós Lajos végzett gyűjtést, az 1909–1911 közötti nagy-alföldi kutatóútján (Soós 1915). A KNP megalakulása után Richnovszky Andor végzett tanulmányokat a II. számú terület szikes tavain (Richnovszky 1978). Az apajpusztai területről a recens Mollusca elterjedési térképkötete alapján ismerünk adatokat (Pintér *et al.* 1979). A Szelidi-tóról nincs a malakológiai irodalomban adat.

A fajlista elemzése

A Felső-Kiskunság szikes vizeiből a gyűjtések során 37 Mollusca faj került elő. Harminc vízi csiga, 4 kagyló és 3 nedvességkedvelő szárazföldi faj. Fülöpszállás és Szabadszállás térségéből ez ideig 16 fajt írtak le. A Fehér-székkal közvetlenül szomszédos Kelemen-székről Richnovszky (1978) 9 fajt közölt. A Fehér-széken a 3–11, a Kelemen-széken 6, a Kistréti-tóban 5, a Zab-széken 2, a Pipás széken 1 faj él.

Az apaji területen az irodalom által közölt 4 fajjal szemben 16 recens faj került elő. A fúrásmintákban szárazföldi csigák holt példányait is találtam (*Chondrula tridens* (O. F. Müller, 1777), *Vallonia pulchella* (O. F. Müller, 1774), a vízi *Valvata pulchella* (Studer, 1820) a területen csak fúrásból ismert. A szomszédos kunszentmiklósi Háromszögi-tóban 10, a Pozsárosban 7 faj él (1. táblázat).

Csatornák. A Felső-Kiskunság csatornáiban élő Mollusca-fauna négy csoportba sorolható. Természetes vízzel közvetlenül érintkező (Kiskunsági-főcsatorna, Duna-völgyi-főcsatorna) terület, sok fajjal, magas egyedszámmal és konstancia értékkel. Szikesedő területek (XXX-as csatorna, Kékesi-réti-csatorna) kevesebb fajjal, a karakterisztikus fajok magas konstancia értékkel. Szikes terület (XXXI-es csatorna) csak 2–3 faj: *Anisus spirorbis*, *Lymnaea peregra ovata*, *Physa fontinalis* (Linné, 1758) magas konstancia értékkel. Szennyezett terület (XXXI. csatorna) Kunszentmiklóson a szennyvíztelep alatti szakaszon, Bak-ér (1–2 faj: *Anisus spirorbis*, *Lymnaea peregra* alacsony konstancia értékkel (Szabó 1979). A természetvédelmi területeken húzódó csatornák jelentőségét – malakológiai szempontból – a korábbi szemlélettel szemben felül kell értékelni, hiszen a gyakori kiszáradások miatt a vízi világ utolsó menedékei.

Tavak – Szelidi-tó. A magyar malakológiai irodalomban a Kiskunsági Nemzeti Parkhoz tartozó Szelidi-tóról nincs adat. Többször jártam a területen, de a módszeres gyűjtések ellenére is alig került elő néhány puhatestű egyed. A partközeli itt-ott időszakosan megtelepedik a *Physa fontinalis* és a *Lymnaea peregra*, a mélyvízből az *Anodonta cygnea* (Linné, 1758), *Unio pictorum* (Linné, 1758) és a

Dreissena polymorpha (Pallas, 1771) kagylók egy-egy fiatal példánya került elő. A gyűjtőhelyen a víz vezetőképessége 800 μS , a Na_2CO_3 -tartalom 80–100 mg/l a pH értéke 9–11 között volt. A csigák a „Tófarka-öbölben” voltak, ahol az említett értékek az alacsonyabb szintet mutatták. Ezzel szemben a tó északi csúcsától néhány tíz méternyire húzódó Kékesi-réti-csatornában 5 csigafaj él: *Valvata cristata* (O. F. Müller, 1774), *V. piscinalis* (O. F. Müller, 1774), *Segmentina nitida* (O. F. Müller, 1774), *Lymnaea palustris* (O. F. Müller, 1774), *Acroloxus lacustris* 200 μS vezetőképesség, 8-as pH érték mellett. Itt a Na_2CO_3 nem volt kimutatható.

A Kiskunsági Nemzeti Park I. és II. számú területének szikes tavai. A Kiskunsági Nemzeti Park I. és II. területének szikes vizeit a szélsőséges időjárásból adódó ökológiai viszonyok és az élőhely-rekonstrukciós kísérletek alapján mutatom be.

A vízi puhatestűek, mint (holtukban is!) jó indikátor szervezetek, alkalmasak az egykori állapotok elemzésére, és a rekonstrukció folyamatának megfigyelésére. A tartós száraz időszak és az élőhely-rekonstrukciós kezdeményezések a Felső-Kiskunság szikes tavaiban élő vízi csigák cönózisában jelentős különbséget adtak (Szabó 1992b). Ezek a különbségek nagyságrendi jelentőségűek a csigacönózisok biomasszájában. (A biomasszán jelen munkámban az adott helyen és időben jelenlévő Mollusca mennyiséget értem.)

Az elmúlt, közel két évtized rendkívül száraz időjárása ugyancsak próbára tette a Kiskunsági Nemzeti Park területén levő szikes vizeket. A tartós csapadékhiány miatt nagy kiterjedésű szikes tavaink összezsugorodtak, vagy időlegesen el is tűntek. A KNP Igazgatósága ezért kezdett a I. és II. számú területén a víz mesterséges visszajuttatásával kísérleti élőhely-rekonstrukcióba. Az időszak éveiben az egykori apajpusztai halastavakba a XXXI. számú csatornából, a fülöpszállási Fehér-székbe a Kiskunsági Öntöző Főcsatornából juttatnak vizet meghatározott üzemrend szerint. A nyári időszakban mintegy 2 hónapig szárazon tartják a területeket, és a keletkezett dús fitomasszát kaszálással távolítják el.

Vizsgálataimban a következő problémákkal foglalkoztam:

- a csigacönózisok diszperziója, diverziója és változásai,
- a túlélés, visszatelepülés, szétterjedés kérdései,
- a csiga-biomassza metodikája,
- a csigafajok, csigacönózisok biomasszája a szikes vizekben.

Az élőhely-rekonstrukciós területeken végzett munkával párhuzamosan megfigyeléseket végeztem a KNP II. számú területén: a Kelemen-széken, a Kistréti-tónál, a Zab-széken, és a Pipás-széken, a I. számú területen: a kunszentmiklósi Pozsárosban, a Gyékény-tónál és a terület közvetlen szomszédságában levő Háromszögi-tónál.

Diszperzió – diverzió

A szikes vízi élőhelyek, a szubsztrátum, a víz, a növényzet és a kitérttség sokszínűsége miatt rendkívül változatosak. A malakocönózisok diszperziója (eloszlása) és diverziója (változatossága) itt, az ökológiai adottságok és az autökológiai szélsőségek irányába tendálnak (Szabó 1986, 1994a). Az élőhelyen tapasztalt diverzitást a Shannon–Wiener diverzitási indexszel vizsgáltam a magas pH értékű, nagy Na_2CO_3 -tartalmú, és igen magas vezetőképességű vizekben: a Shannon–Wiener diverzitás értéke 0,009 (Pipás-szék); az alacsonyabb pH értékű, csekély Na_2CO_3 tartalmú, és alacsonyabb vezetőképességű vizekben a Shannon–Wiener diverzitás értéke: 1,653 (Pozsáros). A clusteranalízis alapján a vizsgált vizek négy főcsoportra oszthatók: édesvizekhez közeli állapot, szikesedő vizek, szikes vizek, erősen szikes vizek. Az egyes típusokban a fajok száma, a fajok cönológiai karakterisztikái, a biomassa mennyisége jól elkülöníthető (1. ábra, 1. táblázat).

Kiskunsági Nemzeti Park I. számú terület. A területet, nagysága ellenére a 3 éve tartó munka során sikerült alaposan megismerni, sőt az élőhelyek jellegzetes – főként a vízmozgásból és a növényzetből adódó – részein, nagyszámú (szezonális) cönológiai felvételt készíteni.

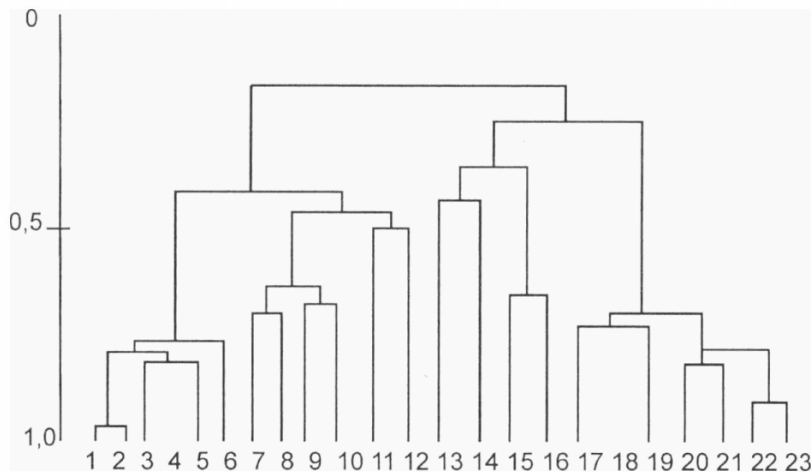
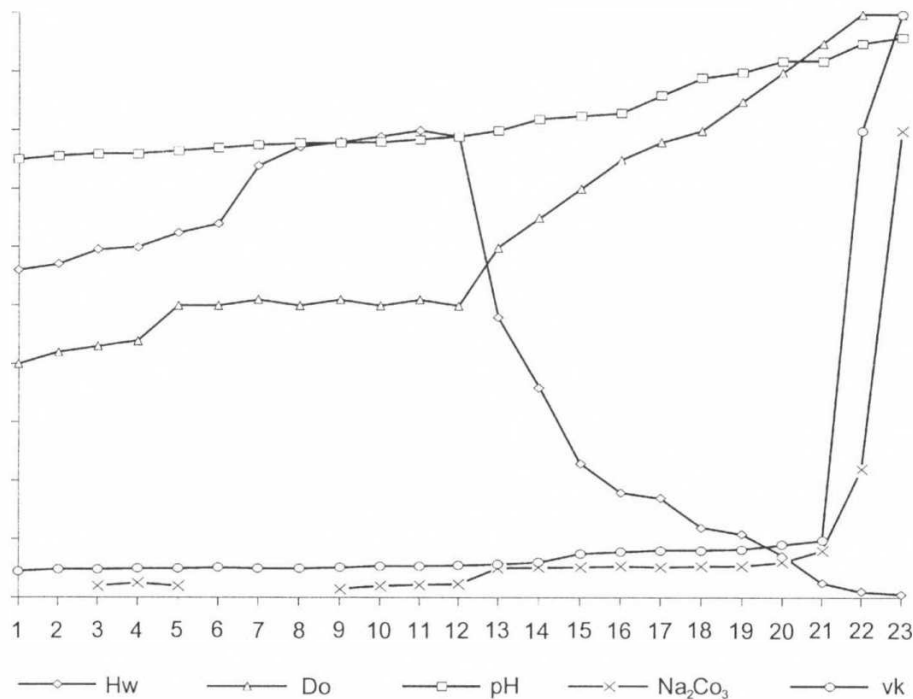
Fajokban leggazdagabb a vizet adó tápcsatorna és az „A” jelű tó között lévő 10 db közel 0,1 ha kiterjedésű halnevelő medence. Ezek nincsenek összeköttetésben sem a tápcsatornával, sem az „A” jelű tóval, csak egymással. Csak a talajon keresztül szivárgó víz és a csapadék táplálja őket. Az 1. számúban van némi nyílt vízfelület, a többi teljesen növényzettel borított. A halnevelő medencékben összesen 8 faj él. Ezek megoszlása, egyedszáma és diszperziója az élőhely adottságainak függvénye.

Az egész apaji területre nézve az *Anisus spirorbis* kumulatív, egyes területeken ekvális eloszlású. A *Lymnaea peregra*, *Lymnaea stagnalis*, *Planorbis cornutus* (Linné, 1758), *Planorbis planorbis* (Linné, 1758), *Armiger crista* (Linné 1758) és *Segmentina nitida* fajok inzuláris eloszlásúak, de a halnevelő medencékben ezek közül jó néhány jóval kedvezőbb karakterisztikával bír. A többi faj diszperziója inekvális, csekély abundanciával. Az apaji adatoknak megfelelnek a KNP I. sz. kontrollterületein nyert tapasztalatok is (Szabó 1990b).

Kiskunsági Nemzeti Park II. számú terület. A Fehér-székben a fajszám a kísérlet kezdetéhez képest 67%-kal növekedett, ugyanakkor az egyedszám abszolút mennyisége gyakorlatilag változatlan maradt. Ez az *Anisus spirorbis* egyedszámának feltűnő visszaesésének tudható be, ami két konkurens faj (*Gyraulus albus* (O. F. Müller, 1774), *Segmentina nitida*) gradációszerű megjelenésével magyarázható. Fajban és egyedszámban leggazdagabb a nádas. A *Physa acuta* (Draparnaud, 1805) és a *Gyraulus albus* a zsiókás részen mutat ekvális (egyenletes) elosztást. Az *Anisus spirorbis* a kísérlet kezdetén mutatott ekvális jelenlétével szemben később

1. táblázat. Diszperziótípusok. Jelmagyarázat: hely = lásd. 1. ábra; eloszlás: V = véletlenszerű, S = szigetszerű, F = feldúsuló, E = egyenletes; kövér betűvel szedett jelek = domináns faj.

Faj	Hely																						
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
<i>Bithynia tentaculata</i>										V													
<i>Acroloxus lacustris</i>	S		V	V								F											
<i>Lymnaea stagnalis</i>	S			V		V				V		S	V										
<i>Lymnaea palustris</i>		S		V	S		S	V	S	V	V		V		V	S	S	V		V			
<i>Lymnaea auricularia</i>										V													
<i>Lymnaea peregra</i>	V			S	V	V	V	V		S	V	V		S	V	V	V	V					
<i>Physa acuta</i>				V		S					V	V	V		S								
<i>Planorbarius corneus</i>	V					V					V	V					V						
<i>Planorbis planorbis</i>		F	F	V	F		F	F	F		F		V	V		F	F		V		V		
<i>Anisus spirorbis</i>	S	S	S		E	F	F	F	F		F	F	F	F	F	F	F	F	E	F	F	S	S
<i>Gyraulus albus</i>						F				V				V									
<i>Armiger crista</i>	S	F	S	V	E	V	S	E	F			F			V			V					
<i>Hippeutis complanatus</i>						V																	
<i>Segmentina nitida</i>	S	S	S		E	S	S	E			V	V	S		F			F					
<i>Succinea oblonga</i>						V																	
<i>Pisidium</i> sp.		S	F							V													



1. ábra. Összehasonlító ökológiai vizsgálat a Felső-Kiskunság szikes vizeiben. Jelmagyarázat: 1 = Pozsáros; 2 = Apaj, 3/d; 3 = Apaj, 3/b; 4 = Apaj, L-tó; 5 = Apaj, 3/a; 6 = Fehér-szék; 7 = Apaj, 3/c; 8 = Apaj, 4/a; 9 = Apaj, 4/b; 10 = Apaj, csatorna; 11 = Apaj, 4/c; 12 = Háromszögi-tó; 13 = Kistréti-tó; 14 = Kelemen-szék; 15 = Apaj, Nyugati-tó; 16 = Apaj, 4/d; 17 = Apaj, Keleti-tó; 18 = Apaj, 2; 19 = Apaj, „A” 2-as tó; 20 = Apaj 1, 3-as tó; 21 = Apaj, „A” 3-as tó; 22 = Zab-szék; 23 = Pipás szék. Hw = Haarlow-index: 0–5, Do = domináns faj (%), pH = 7–9, Na₂CO₃ = nátrium-karbonát: 0–400 mg/l, vk = vezetőképesség 0–12 000 µS.

kumulatív (feldúsuló), illetve inzuláris (szigetszerű) diszperziót mutatott. Különösen érdekes a nagy testű *Lymnaea stagnalis* (Linné, 1758) és *Lymnaea peregra* nagy egyedszámú kumulatív megjelenése a tó nyílt vizében. A többi faj diszperziója inzuláris vagy inekvális (véletlenszerű). Feltűnő, hogy a vizet szolgáltató tápcsatornában a fajok és egyedek száma, valamint eloszlása lényegesen kevesebb, mint a Fehér-széké.

A területen kontrollként vizsgált Kisréti-tóban és Kelemen-széken feleannyi faj él, igen alacsony egyedszámmal, inekvális esetleg inzuláris eloszlással. Egyedül az *Anisus spirorbis* van nagyobb számban mindkét helyen kumulatív diszperzióval.

A túlélés

A szikes tavak sajátos, időszakos kiszáradása, illetve a két vizsgált terület hosszan tartó víztelensége felveti a vízi puhatestű fauna túlélésének kérdését. Az irodalmi adatok, a felszínen talált héjak, és a két területen végzett 50–150 cm mély fúrásminták fosszilis anyagai bizonyítják – a vizsgálat kezdetéhez viszonyítva – a korábbi időszak fajokban gazdagabb voltát. Az irodalom és saját tapasztalataim szerint a vízcsökkenéssel fellépő töményedés növekedésével az egyedek tömegesen pusztulnak el (Szabó 1990b). Richnovszky szerint „a fajok és az egyedek évről-évre – főként a madárvonulások által – újra betelepülnek” (Richnovszky 1991).

Ezt a kérdést a terepen és laboratóriumi körülmények között vizsgáltam. Tömeges pusztulást a *Lymnaea peregra*, *Lymnaea stagnalis* fajok esetében magam is tapasztaltam. A vízszint hirtelen csökkenése esetén, például az apaji I. számú tározó tóban, a szivattyúk leállítása után. Ezzel szemben a Fehér-szék lassan apadó 1–2 cm-es vizében és nyálkás szubsztrátumán teljes aktivitást mutatnak a *Lymnaea peregra* példányai.

Az általános, tömeges és teljes pusztulásnak ellentmond az a tény, amit 1991-ben a nyári szárazság idején tapasztaltam. Az apaji területen az I. számú halnevelő medence nyílt részén 3 db nyitott fenékű műanyag medencét ástam le 15 cm mélyen úgy, hogy a belső aljzatot nem bántottam. Ezután a medencéket feltöltöttem, s a párolgó vizet 2–3 naponta pótoltam. Már egy hét múltával megjelentek az *Anisus spirorbis* – a területnagyságnak megfelelő számú – egyedei.

Ugyancsak 1991-ben a júliusi nagy felhőszakadások után kialakult 10–20 cm-es vízben, mindkét területen, szintén megjelentek a csigák a kiszáradás előtti időszakhoz hasonló abundancia, konstancia, dominancia értékekkel és diszperzió képpel.

Tapasztalataim alapján úgy tűnik, hogy a kedvezőtlen ökológiai tényezők hatására a fajok aktivitása csökken, és az egyedek jó része a kedvezőtlen időszakot

ökológiai refúgiumaiban vészeli át. A csigák menekülési faktorai az eddigi eredmények alapján: a vízszint drasztikus csökkenése, a víz vezetőképességének (összsótartalom) hirtelen növekedése, a pH 9 érték fölé való emelkedése, valamint a víz nátriumkarbonát tartalmának 0,25%-os elérése.

A nyári esőzések utáni időszakban nem volt semmilyen nagyobb madármozgás. A madarak által való fajközvetítést – de nem tömeges visszatelepedést –, azonban magam sem zárom ki, hiszen egyedüli magyarázatomul szolgál az apaji területen a *Perforatella rubiginosa* (A. Schmindt, 1853) és a Háromszögi-tóban az *Armiger crista* és a *Segmentina nitida* megjelenése.

Az iszapban való túlélést terepenként 10–10 db 50–150 cm mély fúrásokkal és laboratóriumban akváriumai kísérletekkel vizsgáltam. A fajok mortalitása szélsőséges: 20–80% között mozog.

Különösen sok egyed pusztul el a *Lymnaeák* kifejlett példányaiból, jóval kevesebb a *Planorbarius corneus* esetében. Legnagyobb részt az *Anisus spirorbis* és a *Planorbis planorbis* egyedei vészeli át a kedvezőtlen időszakot.

A fajok jó részének mindegyike a víztelenedéskor a szájadékán hártát, olykor meszes záradékot képez: *Planorbarius corneus*, *Planorbis planorbis*, *Anisus spirorbis*, *Segmentina nitida*. Az *Anisus spirorbis* és a *Planorbis planorbis* egyedeknek nagy része a felszínen, más fajok a még nedves iszapba húzódnak, a fúrás-minták alapján sosem mélyebbre 10–15 cm-nél. A nagyobb testű *Planorbarius corneus* és a *Lymnaea peregra* a kiszáradt meder poligonális repedéseinek mélyére bújik.

A *Lymnaea stagnalis* – bár rövid ideig a szájadékával az iszapra fordulva bírja a szárazságot – valamennyi egyede elpusztult az akváriumai kísérletek során. Terepen sem sikerült megfigyelnem a szárazon való túlélést. Apajon az I. számú tározó és az „A” jelű tó közötti átfolyó betonteknőjének 2–3 cm-es vizében tömegesen gyűltek össze a száraz időszakban (2. ábra, 2. táblázat).

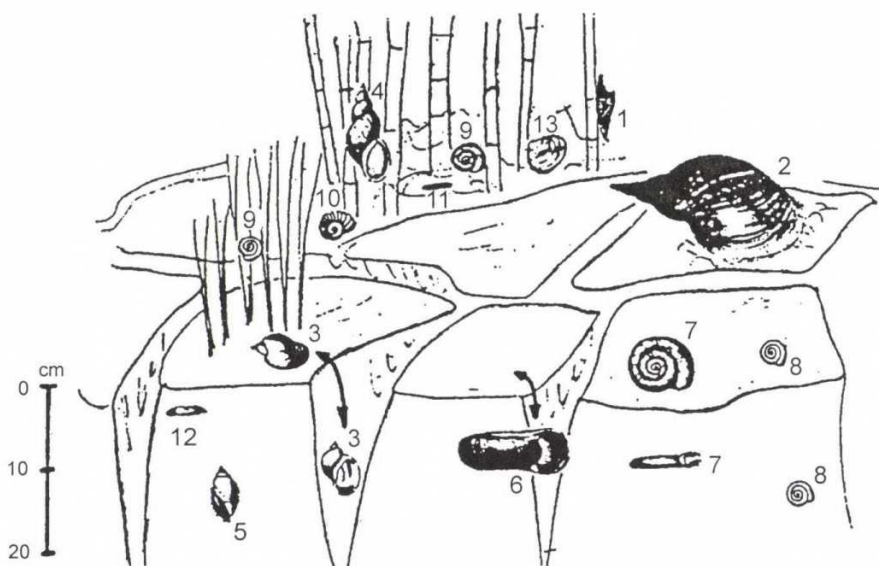
Visszatelepülés – betelepülés

A kísérleti időszak kezdetén a fajok előfordulása mindkét helyen mozaikszerű volt. Az elmúlt három évben a hálózatos cönológiai felvételezésekkel, illetve színmegjelölési kísérletekkel jól nyomon követhető az élőhely-rekonstrukciós területeken a Molluscák visszatelepülése, betelepülése (3. ábra, 3. táblázat).

Kiskunsági Nemzeti Park II. számú terület. A Fehér-széken tapasztalt 67%-os fajszám-növekedés oka kettős. Egyrészt az élőként nem, de friss, szubfosszilis állapotban lévő *Lymnaea stagnalis* minden valószínűség szerint megvolt korábban is. A színmegjelölési megfigyelések határozott mozgásukat mutatják a nádas mélyebb részei és a nyílt víz között! Szokatlan tapasztalat a nyílt vízben mozgó szá-

2. táblázat. A puhatestűek menekülése és túlélése a szikes vizekben.

Faj	Menekülés módja	Mortalitás %
<i>Acroloxus lacustris</i>	nád szárára, sáslevelére tapadva	60
<i>Lymnaea stagnalis</i>	szájadékával a lágyiszapra fordul kiszáradás idején	80
<i>L. peregra</i>	a polygonális repedések mélyére húzódik, eső, nedvesség idején feljár a felszínre az algabevonat legelésére	70
<i>L. palustris</i>	a növényzet gyökere közé húzódik	40
<i>Physa acuta</i>	az iszapba húzódik, mintegy 15 cm mélyre	50
<i>Planorbarius corneus</i>	a polygonális repedések mélyére húzódik, eső, nedvesség idején feljár a felszínre az algabevonat legelésére	50
<i>Planorbis planorbis</i>	a felszíni iszapba vagy mintegy 10 cm mélyre húzódik	20
<i>Anisus spirorbis</i>	sás levelére tapad, vagy az iszap felszínében, vagy 15 cm mélységig húzódik.	20
<i>Gyraulus albus</i>	a növényzet gyökérzete között	60
<i>Armiger crista</i>	a növényzet gyökérzete között	60
<i>Hippeutis complanatus</i>	a növényzet gyökérzete között	70
<i>Segmentina nitida</i>	az iszapba húzódik, mintegy 5 cm mélyre	30
<i>Pisidium</i> sp.	a növényzet gyökérzete között	40



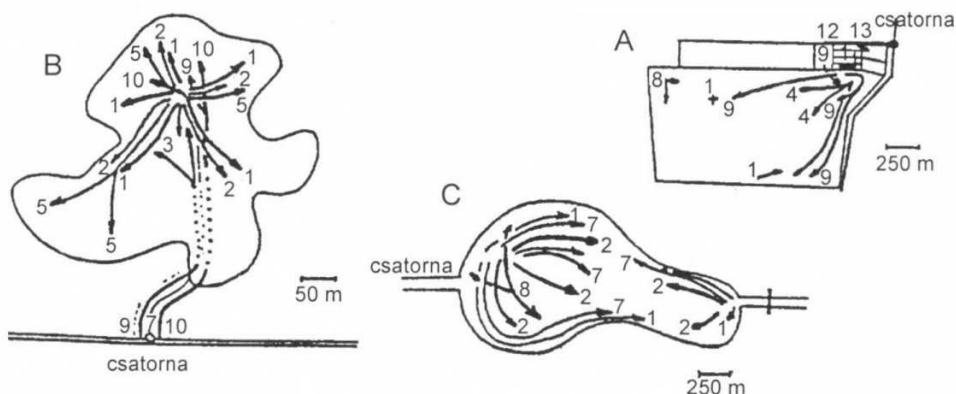
2. ábra. Menekülés és túlélés (mortalitás %). 1 = *Acroloxus lacustris*: 60, 2 = *Lymnaea stagnalis* (80), 3 = *L. peregra* (70), 4 = *L. palustris* (40), 5 = *Physa acuta* (50), 6 = *Planorbarius corneus* (50), 7 = *Planorbis planorbis* (20), 8 = *Anisus spirorbis* (20), 9 = *Gyraulus albus* (60), 10 = *Armiger crista* (60), 11 = *Segmentina nitida* (30), 12 = *Hippeutis complanatus* (70), 13 = *Pisidium* sp. (40)

mos példány házán lévő petecsomó (a *Lymnaea peregrina* is!) amit magukon hurcolnak. Ezt normál esetben a növényzetre rakják (!?).

A *Gyraulus albus*, *Hippeutis complanatus* (Linné, 1758) és a *Segmentina nitida* tápcsatornából való betelepülése a hálózatos cönológiai felvételezésekkel

3. táblázat. Visszatérés dominancia és konstancia értékei.

Faj	A = Apaj: Halas-tó		B = Fehér-szék		C = Kunszentmiklós: Háromszögi-tó	
	D%	C%	D%	C%	D%	C%
1. <i>B. tentaculata</i>	0,03	3,8				
2. <i>A. lacustris</i>	0,15	11,2		7,9	57,1	
3. <i>L. stagnalis</i>	0,38	7,6	2,58	20	3,8	100
4. <i>L. palustris</i>	2,62	56,8	0,7	20		
5. <i>L. auricularia</i>	0,15	3,8				
6. <i>L. peregra</i>	2,16	41,7	8,9	100	19,4	100
7. <i>Ph. acuta</i>	0,27	7,6	6,75	40	9,75	85,7
8. <i>P. corneus</i>	0,11	10,7	2,38	60	3,96	85,7
9. <i>P. planorbis</i>	12,52	56,3				
10. <i>A. spirorbis</i>	69,33	92,3	52,2	100	45,9	100
11. <i>G. albus</i>	0,07	3,8	21,6	60		
12. <i>A. crista</i>	4,46	34,6	0,3	20	8,5	42,8
13. <i>S. nitida</i>	4,79	26,9	3,9	60	0,4	14,2
14. <i>P. rubiginosa</i>	0,15	3,5				
15. <i>S. oblonga</i>	0,07	3,8	0,19	20	0,1	14,2
16. <i>Pisidium</i> sp.	2,55	7,6				
17. <i>H. complanatus</i>	5,7	7,6				



3. ábra. Visszatérés. Jelmagyarázat: lásd. 3. táblázat.

egyértelműen nyomon követhető. Az *Armiger crista* és a *Lymnaea palustris* megjelenésének oka még nem tisztázott.

Kondor-tó. Több mint másfél évtizednyi teljes száraz állapot után, az 1999. évi rendkívül csapadékos (hatalmas felhőszakadások voltak) nyár következtében visszatért a víz a Kondor-tó medrébe. Az addigi birkalegelő helyén a következő évben megjelentek a vízi csigák. Az egyedek többsége a tó mélyebb, csenevész náddal borított ÉK-i részéből került elő. A vízi fajok közül kizárólag az *Anisus spirorbis* élt. Érdekes, hogy az egyedek mérete a szikes tavakban tapasztalt nagysághoz képest – meglehetősen nagy, az *Anisus spirorbis* f. *hazayanus* Clessin formára emlékeztető. Ezenkívül még előfordult a *Chondrula tridens* és a *Pupilla muscorum* (Linné, 1758) nedvességkedvelő fajok néhány, valószínű a hullámmással besodródott élő példánya is. Nem került elő egyetlen élő egyed sem a tó DNy-i részéből. Ennek magyarázata a víz magas (10–11) pH-ja és a 0,20% Na_2CO_3 tartalma (Szabó 2000).

Kiskunsági Nemzeti Park I. számú terület. Az apaji területen egyetlen esetben tapasztaltam a vizsgált időszakban betelepülést. A *Perforatella rubiginosa* 1991. őszi megjelenése nem bizonyult tartósnak, hiszen azóta sem sikerült, a legköndosabb vizsgáldás ellenére sem újra megtalálni példányait.

A Molluscák visszatelepülése az apaji területen is határozottan pozitív irányú. Az *Anisus spirorbis* úgy tűnik ott vonul szunnyadt állapotba, ahol az ökológiai tényezők kedvezőtlen hatásai érik. E faj esetében egyértelműen tapasztalható a sugárirányú migráció. Immár az „A” tó teljes területén elterjedt, karakterisztikáit csak a víz Na_2CO_3 -tartalma és a pH-értéke befolyásolja. A kísérlet beindítása után már több generáció együttesen élt. Kedvező víztartás esetén, várható volt a nagy tömegű, a biomasszára is jelentős hatással bíró elszaporodása.

A többi faj esetében határozott ökológiai refúgiumok vannak. Például a *Segmentina nitida*, *Planorbarius corneus* az „A” tó ÉNy-i részén lévő nádasban, a *Lymnaea peregra* több helyen, a gátak melletti kubikokban, *Lymnaea stagnalis* és a *Planorbis planorbis* az I. számú tározó tó kifolyásának környékén.

Külön figyelmet érdemelnek a fentiekben már említett halnevelő medencék. Ezek a rekonstrukciós vízrendszerrel nem, de egymással átfolyókkal összefüggésben voltak. A medencék bár különálló egységek, mégis kiegyensúlyozottabb képet mutattak a többi területhez képest. A malakocönózisok képe alapján arra lehet következtetni, hogy itt – viszonylag mélyebb terület – a rekonstrukciós időszak előtt is volt víz az év egy-egy szakaszában. A vizsgálatok alapján a 3/a jelű medence játszik központi szerepet, ahol a fajok karakterisztikái a legkedvezőbb megjelenésűek. Ettől bármerre távolodva a *Planorbis planorbis* és az *Anisus spirorbis* kivéve romlanak az értékek. Meg kell említeni még az I. számú medencét, melynek K-i fele nyílt vízű, a Ny-i része pedig a többi medencéhez hasonló adottságú. A K-i ré-

szen a víz pH-értékének és a Na_2CO_3 -tartalmának gyorsabb növekedése miatt a degradálódás mindig előbb következik be, mint más helyen.

A csigafajok biomasszája a szikes vizekben

A szikes vizekben élő Molluscák morfológiája, esetenként színe eltér más vizekben élő fajtársaiktól (Richnovszky 1992). Ugyanez áll a csigák biomasszájára is. Az irodalom által megadott átlagos méretadatokkal szemben (Soós 1943) a Felső-Kiskunság szikeseiben a vízi csigák (kifejlett példányok) az átlag 40–80%-ot érik csak el. A *Lymnaea stagnalis* a nádasokban eléri az átlag nagyságot. A *Lymnaea palustris* az apaji területen gyakran kapitális nagyságban is előfordul. Az *Anisus spirorbis* nagysága 80–100% között mozog a víz kémiai viszonyaitól függően. A legkisebb nagyságot a *Hippeutis complanatus* (38%) mutatja.

A vizsgált tavak közül a Fehér-szék és a Pozsáros biomasszája a legnagyobb, jelentős még a Kistréti-tó és az apaji Halas-tóé is. Csekély csiga-biomasszával bír a Kelemen-szék, a Zab-szék és a Pipás-szék.

Apaj: Halas-tó (élőhely-rekonstrukció). Az „A” tó ÉK-i részén lévő nádasban a legmagasabb a biomassza értéke. Itt van egyébként a *Lymnaea stagnalis* ökológiai refúgiuma is. Ettől távolodva csökken, a nyílt vizekben akár 70-ed részére is a csiga-biomassza.

Háromszögi-tó, Pozsáros, Gyékény-tó. E kisméretű tavacskák fajösszetételükben, cönológiai karakterisztikáikban és biomasszáikban is hasonlatosak. A csapadékon kívül – magas vízállás esetén – a XXXI-es csatornából kaphatnak vízutánpótlást. A Háromszögi-tó különös értéke az, hogy az egész Duna-völgyre nézve itt került elő együttesen az *Armiger crista* mindhárom formaváltozata (*nautileus*, *cristatus*, *spinolosus*).

Fehér-szék (élőhely-rekonstrukció). A több mint 3 évig tartó rekonstrukciós munka eredményeként 67%-kal több faj él itt egyre jobb kondíciókkal. A Kiskunsági Nemzeti Park II. számú területén és egyben a Felső-Kiskunság szikes vizeiben itt a legnagyobb a csiga-biomassza értéke. Csak ebben a tóban voltak nagy számban a nyílt vízben a nagy testű fajok. Ugyanis a „friss” vizet a tápcsatornából a nyílt tómeder felől kapja. Itt a nyílt vízben a biomassza értéke magasabb volt, mint a zsiókásban és a nádasban.

Az élőhely-rekonstrukció leállítása után egy-két vegetációs időszak alatt a Fehér-székből hét csigafaj tűnt el: *Lymnaea peregra*, *Physa acuta*, *Gyraulus albus*, *Armiger crista*, *Hippeutis complanatus*, *Segmentina nitida* és *Succinea oblonga*. A tó mélyebb tócsáiban csak a *Lymnaea stagnalis*, *Physa acuta*, *Planorbis planorbis* és az *Anisus spirorbis* egyedei élnek.

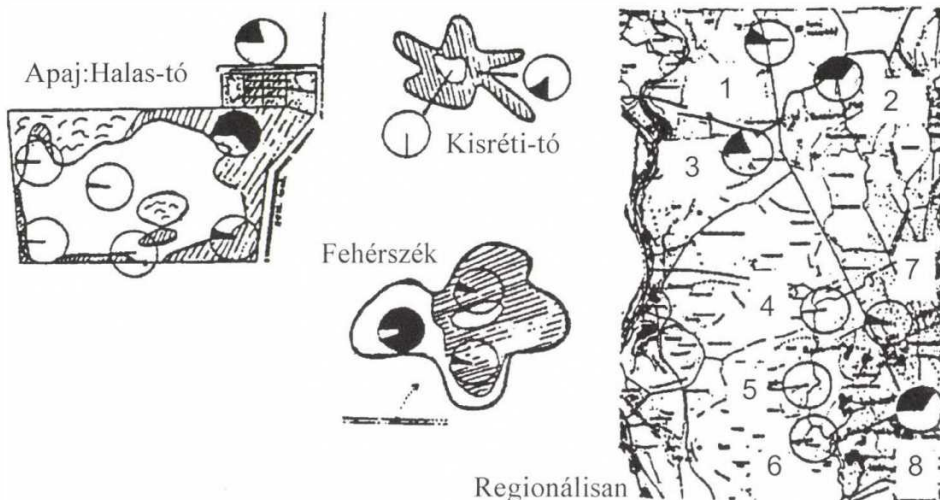
Kelemen-szék. E tóban csak az időközönként a csatornából beengedett víz közelében vannak nagy testű fajok. A tó egészére nézve a biomassza alacsony, a fehér-székinék a tized részét sem éri el.

Kisréti-tó. A nádasban az alig néhány centiméteres vízben is még jól tenyésznek a nagy testű fajok. Különös érték a *Lymnaea palustris* f. *clessin* jelenléte. A tó egészére nézve a biomassza alacsony, a Fehér-székinék a tized részét sem éri el. A nádasban az alig néhány centiméteres vízben is még jól tenyésznek a nagy testű fajok. A nyílt vízben csak az *Anisus spirorbis* él. A biomassza különbsége itt is több mint hetvenszeres.

Zab-szék, Pipás-szék. Gyakorlatilag csak az *Anisus spirorbis* és a *Lymnaea peregra* él ezekben a tavakban. A csiga-biomassza értéke rendkívül alacsony, a nyílt vizekben elenyésző. A fehér-székinék ötvened részét sem éri el.

A csiga-biomassza változásai

Lokálisan. A nádasok és a zsiókások biomasszája mindig nagyobb, mint a nyílt vizeké (kivétel a Fehér-szék). Ez a táplálkozásból – a nagy testűek többnyire detritusevők –, illetve a víz kémiai viszonyaiból adódik. A víz pH-értékének, veze-



4. ábra. Csigák biomasszája (%) kiskunsági szikes vizekben. *A. lacustris* (60), *L. stagnalis* (100), *L. palustris*: (80–100), *L. peregra* (70), *Ph. acuta* (60), *P. corneus* (60), *P. planorbis* (90), *A. spirorbis* (80–100), *G. albus* (70), *A. crista* (80), *H. complanatus* (30), *S. nitida* (80), *S. oblongata* (70). Jelmagyarázat: 1 = Apaj, Halas-tó, 2 = Kunszentmiklós: Pozsáros, 3 = Kunszentmiklós, Háromszögi-tó, 4 = Pipás-szék, 5 = Zab-szék, 6 = Kelemen-szék, 7 = Kisréti-tó, 8 = Fehér-szék.

tőkéességének (összsótartalom) és ezen belül a Na_2CO_3 -tartalom növekedése a csiga-biomasszáat drasztikusan csökkenti.

Globálisan. Az élőhely-rekonstrukciós területek, illetőleg az időnként „idegen” vizet kapók lényegesen nagyobb csiga-biomasszával bírnak. Ennek oka a víz „kiédesülése”. A vizek alig érik el a szikésekre minimálisan jellemző $900\ \mu\text{S}$ vezetőképesség értéket, s gyakran ennél jóval alacsonyabb. Főként a Fehér-szék csiga-biomasszájában már szukcessziós változásra utaló tendencia is megfigyelhető(!). A Zab-szék és a Pipás-szék $5\ 000$ – $12\ 000\ \mu\text{S}$ vezetőképességű, magas sótartalmú vizében a cönózis és a biomassa is a 70-es évekhez hasonló állapotot mutatja (4. ábra).

Irodalomjegyzék

- Balogh, J. (1953): *A zoocönológia alapjai*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 248 pp.
- Horváth, A. (1954): Az alföldi lápok puhatestűiről és az Alföld változásairól. – *Állatt. Közlem.* **16**(1–4): 63–70.
- Pintér, L., Richnovszky, A. & Szigethy, A. (1979): A magyarországi recens puhatestűek elterjedése. – *Soosiana* **7**(Suppl. 1): 1–351.
- Ponyi, J. & Dvihally, Zs. (1954): Hidrobiológiai vizsgálatok a kisteleki Halastavon. – ELTE TTK Évkönyv.
- Richnovszky, A. (1970): Adatok az Alföld szikes vizeinek Mollusca faunájáról. – *Hidr. Táj.* pp. 137–139.
- Richnovszky, A. (1978): Angaben zur Molluscenfauna der Natrongewässer des Nationalparks Kiskunság, Ungarn. – *Mitt. Zool. Ges. Braunau* **3**: 91–94.
- Richnovszky, A. (1991): Die malakologische Erforschung, des ungarischen Salzsteppensees. – *Proc. Tenth Int. Mal. Congr. (Tübingen, Germany 1989)* 1991.
- Richnovszky, A. (1992): The extinction and resettlement of Molluscs in some shallow lakes. – *Abstr. 11th Int. Mal. Congr., Siena, Italy*, p. 489.
- Soós, L. (1915): A Nagy-Alföld Molluscafaunájáról. – *Állatt. Közlem.* **14**: 147–173.
- Soós, L. (1943): *A Kárpát-medence Molluscafaunája*. – MTA, Budapest, 478 pp.
- Szabó, S. (1979): Faunisztikai és mennyiségi vizsgálatok a Felső-Kiskunság néhány csatornájában. – *Soosiana* **7**: 57–68.
- Szabó, S. (1980): Adatok a Felső-Kiskunság vízi puhatestűinek elterjedéséhez és mennyiségi viszonyához. – *Soosiana* **8**: 55–64.
- Szabó, S. (1981): Adatok a vízcsigák eloszlásvizsgálatához. – *Soosiana* **9**: 75–81.
- Szabó, S. (1982): Vízcsga eloszlásvizsgálatok a KNP Kiskunsági Szikes Puszta területén. – *Malakológiai Tájékoztató* **1**: 30–33.
- Szabó, S. (1986): Ein Beitrag zur Dispersionuntersuchungen der Wasserschnecken. – *Proc. 8th Int. Mal. Congr. Budapest, 1983*. pp. 261–264.
- Szabó, S. (1990a): The survival, resettle and return of the protected snails living in the national parks of Hungary. – *Abstr. 2nd Int. Congr. on Medical and Applied Malacology, Seul, Korea, 1990*. p. 73.
- Szabó, S. (1990b): Malacological observations on the “Háromszögi-tó” (1978 to 1989). – *Malakológiai Tájékoztató* **9**: 31–33.

- Szabó, S. (1992a): The survival, migration and planned resettling of the water molluscs in the National Park of Kiskunság (Hungary). – *Abstr. 11th Int. Mal. Congr., Siena, Italy*. pp. 507–508.
- Szabó, S. (1992b): *Malakológiai megfigyelések a Kiskunsági Nemzeti Park élőhely-rekonstrukciós területein*. Kézirat.
- Szabó, S. (1993): The effect of becoming waterless and experiments of livingplace reconstruction on Molluscs living in the sodic lakes of Upper Kiskunság. – *Malakológiai Tájékoztató* **12**: 47–57.
- Szabó, S. (1994a): Hidrobiológiai vizsgálatok vízcisgák segítségével. – ELTE, Szakdolgozat, 133 pp.
- Szabó, S. (1994b): Data to malacologic valuation of Hungarian waters. – *Malakológiai Tájékoztató* **13**: 51–53.
- Szabó, S. (1995): A víztelenedés és az élőhely-rekonstrukciós kísérletek hatása a Felső-Kiskunság szikes tavaiban élő molluscákra. – In: Tóth, K. (szerk.): *20 éves a Kiskunsági Nemzeti Park 1975–1995, A Tudományos konferencia előadásai és hozzászólásai. Tudományos kutatási eredmények*. pp. 211–223.
- Szabó, S. (1998): The environmental state of the waters in the Felső-Kiskunság (Hungary) from ice-age to nowadays in the mirror of the malacological studies. – *Int. Hidr. Cong. Univ. Babes-Bolyai* **2**: 250–257.
- Szabó, S. (2000): Újabb adatok a Felső-Kiskunság szikes tavainak malakológiai állapotához. – *XLIII. Hidrobiológus Napok, Tihany*, p. 50.

Aquatic Mollusca of the sodic waters in the Upper Kiskunság

Szabó, S.

Csokonai Vitéz Mihály Secondary School

H-8840 Csurgó, Kossuth u. 25, Hungary; E-mail: anisus@freemail.hu

When sodic lakes have their water reduced, or dry up, mass ruin of certain species of molluscs can be observed, however, in case of characteristic species survival is solved by periodic return of the water. The escaping factors revealed are the following: drastic reduction of water level, pH value above 9, Na_2CO_3 content of water rising above 0.25%. The species survive the total drying up 10–15 cm under the surface, in the silt; the bigger ones survive in the polygonal gaps or in the deeper, always humid parts. When water returns, resettling of molluscs slowly starts from the ecological refugia of the deeper parts. During habitat reconstructions it also occurred that molluscs settled from the water supply canal. Haarlow-index was used for measuring the biomass of snails. In the sodic lakes of the Upper Kiskunság the extremities of snail-biomass are determined by the flora and the chemical state of water. The importance of canals in the nature conservation areas must be re-estimated from a malacological point of view, since – despite the former opinions – in case of extreme weather conditions they are the last shelters of the water fauna.

Key words: sodic lakes, molluscs, survival, settlement, biomass, habitat reconstruction

Vízimadár populációváltozások és környezeti okai a Kiskunsági Nemzeti Park szikes tavain és mocsarain (KNP II. sz. területének térségében)

Boros Emil

*Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság
6001 Kecskemét, Liszt F. u. 19; E-mail: borose@knp.hu*

Összefoglaló: Az 1975-ben megalakult Kiskunsági Nemzeti Park II. számú nemzetközi jelentőségű Ramsari-területén található szikes tavak (Kelemen-, Zab-szék) és egy szikes mocsár (Kis-rét) 1975–2000 időszakára vonatkozóan, illetve 1997-ben védetté vált és rehabilitált Böddi-szék, 1995–2000 időszakára vonatkozóan a fészkelő és átvonuló vízimadár populációk létszámát, a trendeket és ezek okait elemeztem.

Huszonkét jelentősebb állományú vízimadár faj vonuló, gyülekező állományának évi maximum egyedszámából képzett populációs indexek idősoros tendenciáját vizsgáltam statisztikailag a modellterületnek kiválasztott Kelemen-széken. A statisztikai értékelés alapján 5 faj esetében sikerült szignifikánsan növekvő populációs trendet kimutatni: melyek a nyári lúd, nyílfarkú réce, bőjtő réce, pajzsoscankó, és a küszvágó csér voltak. A többi faj és terület vonatkozásában a statisztikailag nem elegendő adat, vagy a nagy szórás miatt csak a havi maximum egyedszámok idősoros alakulásának feltételezhető tendenciáját határoztam meg az abszolút létszámok alapján. Az abszolút létszámok alapján további 11 vízimadár fajnál feltételezhető állomány-növekedési tendencia, melyek a következők: nagy kócsag, vörösnakú lúd, bütykös hattyú, kanalas réce, fűtyülő réce, gólyatöcs, gulipán, havasi partfutó, szarcsensirály, sárgalábú sirály, fattyúszerkő. Feltételezhető csökkenő trendet csak az ezüstlile vonuló állományai esetében tapasztaltam. A helyi állomány-növekedési trendek a nyílfarkú réce kivételével megfelelnek közép-európai tendenciáknak.

A fészkelő állományok esetében növekedési tendencia feltételezhető a gólyatöcs, a fattyúszerkő és a szarcsensirály, a gulipán, a küszvágó csér, a kormos szerkő, és a pirosalábú cankó esetében. Állománycsökkenési tendencia feltételezhető, a nagy goda és a dankasirály esetében, illetve eltűnt a fészkelő állománya a kanalasgémnek, a székicsérnek, illetve az alkalmi fészkelő feketeszárnyú székicsérnek. Az állomány-növekedések részben a helyi vízviszonyok javulásával magyarázhatók, részben általános tendenciának tekinthetők a Kárpát-medencében, illetve Közép-Európában. Az állománycsökkenések konkrét helyi oka jelenleg nem ismert.

A jelentősebb egyedszámú fajok esetében statisztikailag vizsgáltam a tavak közötti területpreferenciát is a vízfelületekre vetített vízimadár egyedsűrűségek összehasonlításával. A vízimadarak egyedsűrűsége alapján vizsgált tavak közötti preferenciára is találtam példát. A Böddi-széklet elsősorban a liléfélék (Charadriidae) keresik fel jelentősebb számban a többi területhez képest, valószínűleg a juhokkal jelentősen legeltetett parti övezet kedvező számukra. A Kelemen-széken a dankasirály a megfelelő fészkelő sziget miatt koncentrálódik. A búbics és nagy póling számára a környező mezőgazdasági területek jelenléte, mint táplálkozó területek is meghatározó lehet a gyülekező létszámokat tekintve.

Kulcsszavak: vízimadár populációk, hosszú távú változások, Kiskunsági Nemzeti Park, szikes tavak, szikes mocsarak

Bevezetés

Az időben és térben változó madárpopulációk mennyiségi vizsgálata módszertanilag meglehetősen nehéz kérdés. Magyarországon a „vízimadár szinkron program” ugyan több évtizedes múltta tekint vissza, ugyanakkor a hosszú évek alatt felgyülemlett adatok országos léptékben nem kerültek feldolgozásra. Ennek ellenére, mint ahogy több más pozitív példa is mutatja regionális, illetve helyi léptékben is nagy jelentősége van a rendelkezésre álló adatok lehetséges mértékű feldolgozásának, értelmezésének. Az alábbiakban erre a feladatra teszek kísérletet a Kiskunsági Nemzeti Park legjelentősebb vízimadár élőhelyének vonatkozásában.

A nemzeti park megalakulását követően 1984-ig elsősorban Bankovics (1977, 1981, 1983, 1985a, b, 1987) végzett alapozó madárfaunisztikai feltárást és vízimadár számlálást a területen. 1985-től kezdődően Boros és Schmidt (1987), majd a továbbiakban Boros (1992, 1993a, 1994, 1996, 1997, 1998a, c), illetve 1998–2000 időszakában Pigniczki (2001) végzett ilyen jellegű vizsgálatokat a térség jelentősebb szikes vizein. Ezzel egyidejűleg a szikes vizek ismételt állapotfelmérése is megkezdődött, különös tekintettel a vízimadár populációkat befolyásoló környezeti tényezőkre (Boros 2001, 2002, Boros *et al.* 2001, Boros & Forró 1999, Boros & Mocskonyi 1993, Forró & Boros 1997), melyek referenciaként felhasználásra kerültek a populáció változások értelmezéséhez.

Az utóbbi évek természetvédelmi kezelési kérdésekről Boros (1996) készített tanulmányt a területről, továbbá egy szikes nyílt víz kialakítási élőhelyrekonstrukció tapasztalatairól Boros és Pignicki (2001) számolt be. Ezen túlmenően Boros (1998b) tett közzé egy tanulmányt a küszvágó csér (*Sterna hirundo*) fészkelőhely kialakítási és kezelési program tapasztalatairól a területet illetően.

Módszerek

A bevezetőben már utaltam rá, hogy a madárpopulációk időbeli és térbeli változásainak vizsgálata módszertanilag rendkívül nehéz. A hosszabb időtartamú adatsorok trendanalízise statisztikailag nem egzak, ha az adatgyűjtés módszerei nem standardizáltak. Jelen esetben a vizsgált területről rendelkezésre álló megfigyelési adatok rendkívül heterogének, mivel több megfigyelő különböző időszakokban, különböző egyéni módszerek szerint gyűjtött abszolút állományadatainak a feldolgozásáról van szó. Ez azt jelenti, hogy sok esetben a területbejárás nem volt teljes, vagy az egyes fajcsoportok nem megfelelően reprezentáltak (pl. a libák nem az esti behúzáson kerültek számlálásra), illetve bizonyos időszakok kimaradtak a számlálásból. Mindezek miatt a populációs trendek csak bizonyos fajoknál érté-

kelhetők statisztikailag, mindamellett, hogy számos fajnál érzékelhetők állomány-változások.

A feldolgozás a Szabadszállás és Fülöpszállás határában található Kiskunsági Nemzeti Park II. sz. területegységének (KNP II.) Kis-rét és Zab-szék, a Kelemen-szék szikes tavak, valamint a nemzeti park területtel közvetlen határos, Duna-tetőtlen határában található 1997-ben védetté nyilvánított Böddi-szék természetvédelmi terület szikes tó láncolatának vízimadár populációit elemzi. Egy úrfelvétel (SPOT-4) alapján készült 1. térképmelléklet mutatja be a vizsgált É-D-i irányú szikes tóláncolat főbb víztereit és szikes élőhelyeit. A felsorolt szikes tavak Budapesttől délre 90–100 km távolságra találhatók a Dunavölgyi-síkság középső mélyártéri tengelyében. Ez a terület jelenleg Magyarország legszikesebb területei közé tartozik. Az itt található ún. „fehér vízű” meszes-szódás nyílt vízű, sekély vízfelületek a Kárpát-medence legjelentősebb karakterisztikus szikes tavai közé tartoznak. Ezek a víztestek sekély és nyílt jellegükből kifolyólag tradicionális vonuló, táplálkozó, pihenő helyei a vízimadaraknak, ami elsősorban indokolja a Ramsari területté nyilvánításukat.

A nyílt tavak parti zónájában a vízviszonyoktól függően a vegetáció jellegzetes övezetességet mutat. Az időszakos vízborítású vakszik élőhelyet a (*Lepidio crassifolii-Puccinellietum limosae*) társulás uralja, amely a növekvő vízhatás irányába a szikfok (*Lepidio crassifolii-Puccinellietum limosae*) társulásba megy át. A parti öv legmélyebb részén szikes mocsár vegetáció (*Bolboschoenetum maritimi-Phragmitetum*) alakulhat ki.

A vizsgált számlálási adatokat Bankovics Attila, Berdó József, Boros Emil, Kovács Sándor, Kókay Szabolcs, Pigniczki Csaba, Schmidt András, Oroszi Zoltán szolgáltatották. A „vízimadár” gyűjtőfogalom alatt azokat a családokat vizsgáltam, melyek fajai bizonyítottan előfordultak az elmúlt 26 évben a terület jellemző sekély vízborítású szikes nyílt vízfelületein, mocsaraiban, időszakos vízhatású rétjein, pusztáin: Gaviidae, Podicipedidae, Phalacrocoracidae, Pelecanidae, Ardeidae, Ciconiidae, Threskiornithidae, Anatidae, Rallidae, Gruidae, Haematopodidae, Recurvirostridae, Burhinidae, Glareolidae, Charadriidae, Scolopacidae, Stercorariidae, Laridae, Sternidae.

A vonuló vízimadár állományokról jelentősebb adatsorok a Zab-szék, Kelemen-szék és a Böddi-szék területéről állnak rendelkezésre, ezért részletesebb elemzésre ez a három nyílt vízfelület került. A Zab-széken és a Kelemen-széken vonuló, átnyaraló-telelő, gyülekező vízimadarak számlálási adatait 1975–2000 időszakra vonatkozóan összegeztem, míg a Böddi-szék adatai csak az 1995–2000 időszaka került elemzésre tekintettel arra, hogy a víztér rehabilitációja 1995–1996 időszakban kezdődött, és rendszeres madárszámlálások csak a jelentősebb vízborítást követően történtek. A rehabilitáció kezdeti eredményeit egy korábbi tanul-

mányban foglaltam össze (Boros 1997). Mindhárom terület esetében egy összefoglaló táblázatban megadtam a vizsgált időszakban észlelt maximum példányszámot valamennyi bizonyítottan előfordult vízimadár fajra vonatkozóan, és azt hogy az abszolút havi maximum létszámadatok illetve a fészkelő állományok együttes figyelembe vétele alapján feltételezhető-e csökkenő-növekvő tendencia az állományokban.

Bizonyos szórványosan előforduló fajok esetében, melyek előfordultak a területen, de a vizsgált vízterületekről nincs adatunk, az 1. táblázat egyéb megnevezésű oszlopában tüntettem fel az észlelt maximum egyedszámokat, zárójelben utalva az észlelés helyére. Ilyen kiegészítő terület a Fehér-szék szikes mocsara a Kelemen-szék szomszédságában, illetve a nemzeti parki terület nyugati határán húzódó Kiskunsági-főcsatorna, melyet az eredeti természetes vízfolyás nevével Kígyós néven tüntettem fel.

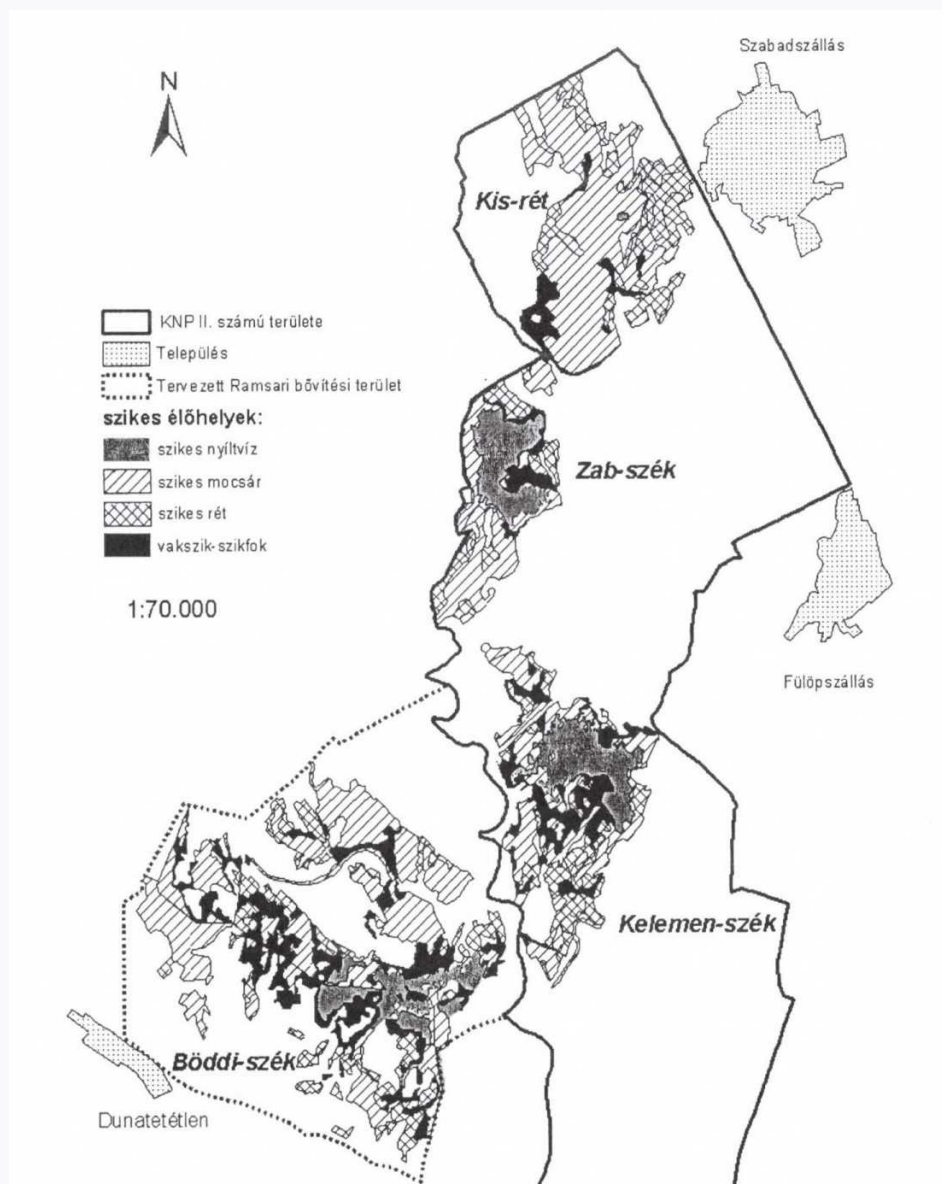
Számos kisebb-nagyobb szikes mocsár található a területen, melyeket nádasziókás mocsári vegetáció ural. Ezek közül az egyik legjelentősebb a Kis-rét. A korábban nyílt szikes tó meder nagymértékű elmocsarasodása az elmúlt 30–40 évben ment végbe. A folyamat okai részleteiben még nem ismertek.

A Kis-rét szikes mocsaras víztere a vízimadarak vonulása szempontjából kevésbé jelentős, ezért ezen a területen csak a fészkelő populációk változásai kerültek összegzésre. A fészkelő állományokról származó adatokról általában véve elmondható, hogy a legtöbb területen hiányosak, különösen a speciális felmérési módszereket igénylő (pl. Ardeidae fajok), illetve rejtett életmódú fajoknál (pl. Rallidae fajok), ezért ezek az adatok csak táblázatos összesítésben, tájékoztatásul kerülnek közlésre, több fajnál csak a jelenlétet, vagy éppen az eltűnést tudom bemutatni. Azon a fajoknál, melyek rendszeresen jelentősebb számban fordulnak elő a területen, statisztikailag is vizsgáltam a populációkban észlelhető trendeket. A trendek vizsgálatát a rendelkezésre álló adatok alapján 22 fajra végeztem el. Tekintettel arra, hogy a vizsgált időszakban a legtöbb adat a Kelemen-székről állt rendelkezésre, ezért a statisztikai elemzéshez ezt a helyet választottam modellterületnek. A statisztikai analízist az európai vízimadár szinkronadatok kiértékelésére kifejlesztett módszerekkel és a TRIM 3 programcsomaggal végeztem (Pannekoek & Strien 2001), az alábbiak szerint.

A populációs trendek statisztikai elemzése

A vizsgált 22 faj előfordulási állományadataiból leválogattam az évi abszolút példányszám maximumokat 1975–2000 időszakra a Kelemen-székre vonatkozóan. A tárgyévi állományadatból populációs indexet számítottam az állományválto-

zások relatív mértékének kifejezésére a vizsgálat kezdeti évét (1975) bázisévnek tekintve az alábbi képlet szerint (Delany *et al.* 1999):



1. ábra. A vizsgált szikes tóláncolat főbb vízterei és szikes élőhelyei.

$$\text{Populáció index} = \frac{\text{Maximum populációméret a vizsgált években}}{\text{Maximum populációméret a bázis évben (1975)}}$$

Az eredményül kapott populációs indexeket a TRIM 3. programcsomag adatfeldolgozási módszerei közül a lineáris trend modellt alkalmaztam, mivel ez a modell közelítette legjobban az adatok eloszlását. A program az idősoros lineáris modell illeszkedését a vizsgált adatokhoz Pearson's chi-négyzet próbával teszteli 0,01 szignifikancia szinten. Azon fajok idősoros populációs index görbéjének trendjét statisztikailag nem értékeltem, melyek az illesztett trendmodellől szignifikánsan eltértek. A jó illeszkedésű trendgörbék időbeli szignifikáns változásait a program Wald-teszt alkalmazásával aszimptotikus chi-négyzet eloszlás alapján elemzi 0,01 szignifikancia szinten. A trendek statisztikai becslésének eredményét a megadott szignifikancia szintek mellett akkor tekintettem szignifikánsnak, ha a vizsgált faj populációs index változása a bázisév vonatkoztatva a 26 év átlagában meghaladta a 20%-ot (Pannekoek & Strien 2001).

A területek összehasonlítása

Légi és űrfelvételek (LANDSAT, SPOT-4) segítségével vizsgáltam a vízimadarak számára alkalmas vizes élőhelyek kiterjedését. A felhasznált térképi anyagok alapján egy átlagos területnagyságot (ha) kalkuláltam a Kelemen-székre, a Zab-székre és a Böddi-székre. Az egyes vízimadár fajok havi maximális abszolút egyedszámát osztottam az átlagos területnagysággal, így egyed/ha denzitás értékeket kaptam. Mind a havi maximum egyedszámokat, mind a denzitás értékeket a három terület között Kruskal-Wallis teszt segítségével hasonlítottam össze $p = 0,05$ szignifikancia szintet feltételezve.

Eredmények

Az 1. táblázat tartalmazza területi bontásban az elmúlt 26 évben bizonyítottan előfordult valamennyi vízimadár faj maximális észlelt egyedszámát, a fészkelő fajok jelenlétét a vizsgált időszak kezdetén és végén, valamint az évi maximum adatok alapján kimutatott, illetve feltételezett csökkenő, növekvő, vagy változatlan trendet, tendenciát. A vizsgált időszakban összesen 114 vízimadár faj fordult elő a területen.

Az előfordult 114 fajból 34 fajnál az adatok alapján nem értelmezhető populációs tendencia, mert ritka, szórványosan, alkalmilag előforduló faunaelemek. Ötvenhat fajnál nem feltételezek tendenciát, ezekre a fajokra vagy fluktuáló, vagy stabil populációs szint a jellemző. Öt rejtett életmódú faj esetében – *Botaurus*

stellaris és Rallidae fajok – az adathiány, illetve megbízhatatlanság miatt kérdéses a populációk helyzete. Az előfordulási adatok alapján 18 fajnál feltételezhető a területen időszakosan vagy állandóan tartózkodó populáció növekedése.

A statisztikailag vizsgált gyakori, jelentősebb számban előforduló 22 faj éves maximum adatait – melyek alapján a populációs indexeket kalkuláltam – a 2. táblázatban foglaltam össze. Ezek közül 5 faj esetében sikerült kimutatni szignifikánsan növekvő trendet 1975–2000 időszakában, melyek a következő fajok: nyári lúd (*Anser anser*), nyílfarkú réce (*Anas acuta*), bőjti réce (*A. querquedula*), pajzscankó (*Philomachus pugnax*), és a küszvágó csér (*Sterna hirundo*). A populációs indexek szerinti növekvő szignifikáns trendek időbeli alakulását az 1. ábraszorozat szemlélteti. A többi 11 faj esetében az 1. táblázatban feltüntetett növekvő tendencia csak feltételezhető, megalapozottabb vizsgálatához további adatokra, illetve hosszabb időintervallumra lenne szükség. A területileg határozott populáció növekedés a nyílfarkú réce esetében ellentétes irányú a közép-európai hanyatló trenddel 1974–1996 időszakra vonatkozóan (Delany *et al.* 1999) a télközepi számlálási adatok szerint, bár az 1. ábrán látható, hogy jelentősebb növekedés itt is csak 1994-től kezdődően érzékelhető, csakúgy mint a közép-európai tendenciában. A fűtyülő réce statisztikailag nem igazolható, de a populációs indexek alapján feltételezett állománynövekedése megfelel a közép-európai tendenciának. A nyári lúd állományok növekedése a magyar vadlúd monitoring program eredményei szerint az ország más gyülekezőhelyein is kimutatható (Faragó 1996). A gulipán feltételezhető növekvő tendenciája Magyarországon már a kilencvenes évek elején észlelt folyamat volt (Boros 1993, Boros & Szimuly 1993). Ugyan statisztikailag nem igazolható az adatok alapján feltételezett helyi állománynövekedési trend, de más hazai területeken is jellemző a nagy kócsag populáció gyarapodása, illetve a büttyös hattyú (Szinaí 1998), a vörösnnyakú lúd (Ecsedi & Kovács 1994) és a szerecsensirály (*Larus melanocephalus*) (Széll & Bakacsi 1996) terjeszkedése is ismert folyamat. Erősen ingadozó ugyan, de abszolút létszámokban határozott növekedés feltételezhető a sárgalábú sirály (*Larus cachinnans*) vonuló, gyülekező állományaiban, amit az adatok nagy szórása miatt statisztikailag nem sikerült igazolni. Az átvonuló fajok közül mindössze az ezüstlile (*Pluvialis squatarola*) esetében feltételezhető kisebb állománycsökkenési tendencia.

A fészkelő állományok időbeli változásai

Az 1. táblázatban feltüntettem a vizsgálati terület három tavának környezetében az észlelt fészkelő vízimadárfajok jelenlétét a vizsgálat kezdeti időszakára 1975–1978 és a befejező 2000 referencia évre vonatkozóan, amely alapján megállapítható a fajok kicserélődése. A Böddi-székről nem rendelkezünk részletes idő-

1. táblázat. A vizsgált szikes tavakon észlelt vízimadár fajok maximum egyedszámának, a költő fajoknak és az állományváltozások összefoglalása.
Jelmagyarázat: + = biztos költés; +? = feltételezett költés; ? = nincs adat; x = nem értelmezhető populációnagyság.

Név	Költés 1975–1978	Költés 1998–2000	Költés Böddi-széken	Max. Böddi-szék	Max. Kelemen-szék	Max. Zab-szék	Max. Állományváltozás egyéb	
Gaviidae								
<i>Gavia stellata</i>							1 (Kígyós)	x
<i>Gavia arctica</i>							2 (Kígyós)	x
Podicipedidae								
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	+	+		5	36	20		nincs
<i>Podiceps auritus</i>					1			x
<i>Podiceps cristatus</i>				10	15	8		nincs
<i>Podiceps grisegena</i>	+	+			2	3		nincs
<i>Podiceps nigricollis</i>	+	+		18	50	30		nincs
Phalacrocoracidae								
<i>Phalacrocorax carbo</i>				17	19	10		nincs
<i>Phalacrocorax pygmaeus</i>							3 (Kígyós)	x
Pelecanidae								
<i>Pelecanus onocrotalus</i>					1			x
Ardeidae								
<i>Botaurus stellaris</i>	+	+	+	3	14	5		?
<i>Ixobrychus minutus</i>	+	+		2	5			nincs
<i>Nycticorax nycticorax</i>				4	40	1		nincs
<i>Ardeola ralloides</i>				2	7	2		nincs
<i>Egretta alba</i>	+	+		26	150	132		növekedett
<i>Egretta garzetta</i>				17	20	94		nincs
<i>Ardea cinerea</i>				38	40	28		nincs
<i>Ardea purpurea</i>	+	+		15	14	1		nincs
Ciconiidae								
<i>Ciconia ciconia</i>	+	+		16	30	49		nincs
<i>Ciconia nigra</i>				2	11	1		nincs
Threskiornithidae								
<i>Platalea leucorodia</i>	+			23	140	46		nincs

1. táblázat (folytatás)

Név	Költés 1975–1978	Költés 1998–2000	Költés Böddi-széken	Max. Böddi-szék	Max. Kelemen-szék	Max. Zab-szék	Max. egyéb	Állományváltozás
<i>Plegadis falcinellus</i>					3			x
Anatidae								
<i>Cygnus columbianus</i>					6			x
<i>Cygnus cygnus</i>					2			x
<i>Cygnus olor</i>		+		20	52	13		növekedett
<i>Anser albifrons</i>				7500	12000	11200		nincs
<i>Anser anser</i>	+	+		2000	5000	2650		növekedett, van trend
<i>Anser erythropus</i>				2				x
<i>Anser fabalis</i>				50	4500	4300		nincs
<i>Branta bernicla</i>					1			x
<i>Branta leucopsis</i>				3	3	4		x
<i>Branta ruficollis</i>				7	23	33		növekedett
<i>Tadorna ferruginea</i>					2			x
<i>Tadorna tadorna</i>				5	12	5		nincs
<i>Anas acuta</i>	+	+		30	500	600		növekedett, van trend
<i>Anas clypeata</i>	+	+		810	1800	650		növekedett
<i>Anas crecca</i>				1413	4300	3000		nincs
<i>Anas penelope</i>				211	6000	1000		növekedett
<i>Anas platyrhynchos</i>	+	+		600	15000	10000		nincs
<i>Anas querquedula</i>	+	+	+	186	600	150		növekedett, van trend
<i>Anas strepera</i>				34	200	20		nincs
<i>Netta rufina</i>				4	1	1		x
<i>Aythya ferina</i>	+	+		35	300	384		nincs
<i>Aythya fuligula</i>				3	100	6		nincs
<i>Aythya nyroca</i>	+	+		5	8	15		nincs
<i>Aythya marila</i>					1			x
<i>Bucephala clangula</i>				1	7	3		x
<i>Mergus albellus</i>				1	2	3		x

1. táblázat (folytatás)

Név	Költés 1975–1978	Költés 1998–2000	Költés Böddi-széken	Max. Böddi-szék	Max. Kelemen-szék	Max. Zab- szék	Max. egyéb	Állományváltozás
Rallidae								
<i>Rallus aquaticus</i>	+?	+	+?					?
<i>Porzana parva</i>	+?	+?						?
<i>Porzana porzana</i>	+?	+?						?
<i>Porzana pusilla</i>	+	?						?
<i>Gallinula chloropus</i>	+	+		1	15	1		nincs
<i>Fulica atra</i>	+	+	+	100	1500	1000		nincs
Gruidae								
<i>Grus grus</i>				40	120	56		nincs
Haematopodidae								
<i>Haematopus ostralegus</i>				2?	1			x
Recurvirostridae								
<i>Himantopus himantopus</i>	+	+	+	54	117	94		növekedett
<i>Recurvirostra avosetta</i>	+	+	+	287	200	205		növekedett
Burhinidae								
<i>Burhinus oedicnemus</i>	+	+	+	6	25	4		nincs
Glareolidae								
<i>Glareola nordmanni</i>	+				2			eltűnt
<i>Glareola pratincola</i>	+	+		3	4	7		*_
Charadriidae								
<i>Charadrius alexandrinus</i>	+	+	+	108	58	18		nincs
<i>Charadrius dubius</i>				30	14	7		nincs
<i>Charadrius hiaticula</i>				48	36	38		nincs
<i>Pluvialis apricaria</i>				80	230	66		nincs
<i>Pluvialis squatarola</i>				40	150	21		csökkent
<i>Charadrius morinellus</i>						1		x
<i>Chettusia gregaria</i>							1 (Fehér-szék)	x
<i>Chettusia leucura</i>				1				x
<i>Vanellus vanellus</i>	+	+	+	740	4500	2800		nincs

1. táblázat (folytatás)

Név	Költés 1975–1978	Költés 1998–2000	Költés Böddi-széken	Max. Böddi-szék	Max. Kelemen-szék	Max. Zab-szék	Max. egyéb	Állományváltozás
Scolopacidae								
<i>Calidris alba</i>				7	12	8		nincs
<i>Calidris alpina</i>				1163	500	250		növekedett
<i>Calidris canutus</i>				2	2	3		nincs
<i>Calidris ferruginea</i>				123	70	50		nincs
<i>Calidris fuscicollis</i>				1				x
<i>Calidris melanotos</i>							1 (Kis-rét)	x
<i>Calidris minuta</i>				300	100	100		nincs
<i>Calidris temminckii</i>				10	10	22		nincs
<i>Limicola falcinellus</i>				11	3	1		nincs
<i>Tryngites subruficollis</i>				1				x
<i>Philomachus pugnax</i>				6400	5000	1400		növekedett, van trend
<i>Gallinago gallinago</i>				87	50	40		nincs
<i>Gallinago media</i>					2	2		x
<i>Lymnocyrtus minimus</i>								x
<i>Limosa lapponica</i>					6	2		x
<i>Limosa limosa</i>	+	+	+	380	4500	280		nincs
<i>Numenius arquata</i>				290	7500	1300		nincs
<i>Numenius phaeopus</i>				4	25	60		nincs
<i>Tringa erythropus</i>				251	550	309		nincs
<i>Tringa glareola</i>				102	200	50		nincs
<i>Tringa nebularia</i>				15	15	10		nincs
<i>Tringa ochropus</i>				10	6	3		nincs
<i>Tringa stagnatilis</i>				5	19	8		nincs
<i>Tringa totanus</i>	+	+	+	93	200	250		nincs
<i>Actitis hypoleucos</i>				15	15	38		nincs
<i>Arenaria interpres</i>				3	4	2		nincs
<i>Phalaropus fulicarius</i>					1			x
<i>Phalaropus lobatus</i>				2	1	2		x

1. táblázat (folytatás)

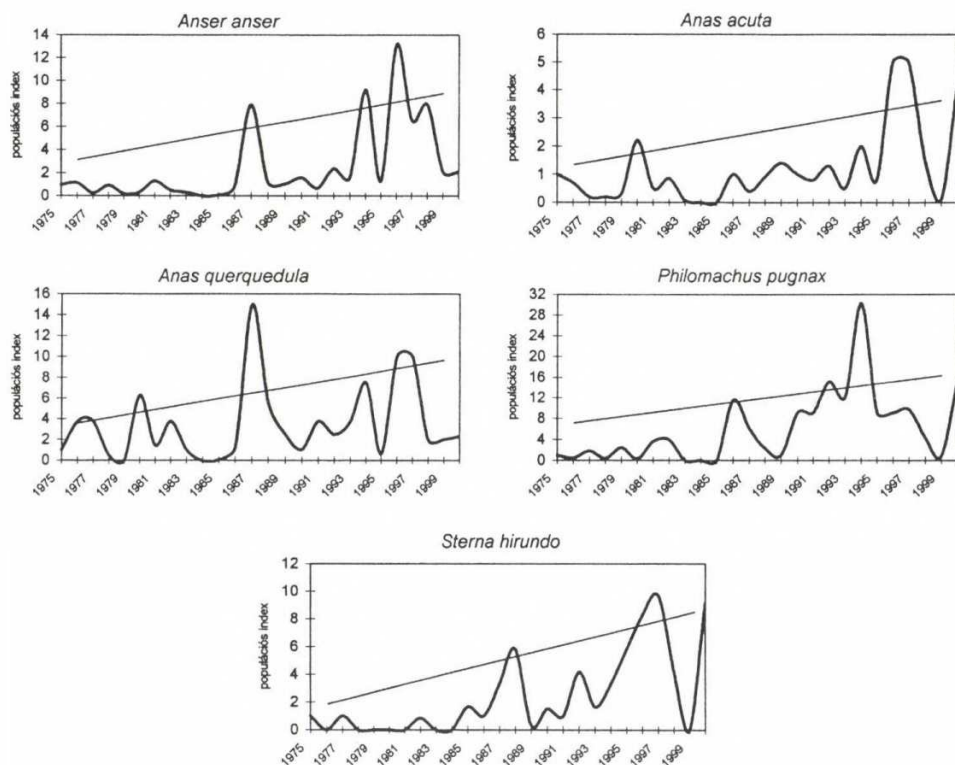
Név	Költés 1975–1978	Költés 1998–2000	Költés Böddi-széken	Max. Böddi-szék	Max. Kelemen-szék	Max. Zab- szék	Max. egyéb	Állományváltozás
Stercorariidae								
<i>Stercorarius parasiticus</i>					1			x
<i>Stercorarius pomarinus</i>					1			x
Laridae								
<i>Larus cachinnans</i>				120	2000	2600		növekedett
<i>Larus argentatus</i>								x
<i>Larus canus</i>				2	210	50		nincs
<i>Larus fuscus</i>					2	1		x
<i>Larus melanocephalus</i>		+		3	68	2		növekedett
<i>Larus minutus</i>				5	200	80		nincs
<i>Larus ridibundus</i>	+	+		800	8500	8000		nincs
<i>Rissa tridactyla</i>					1			x
Sternidae								
<i>Sterna caspia</i>				3	5	9		nincs
<i>Sterna hirundo</i>	+	+		5	58	50		növekedett, van trend
<i>Gelochelidon nilotica</i>				1	4	1		x
<i>Chlidonias hybrida</i>	+	+		202	300	112		növekedett
<i>Chlidonias leucopterus</i>	+	+		4	70	3		nincs
<i>Chlidonias niger</i>	+	+		120	400	38		nincs

2. táblázat. A trendanalízisben vizsgált 22 vízimadár faj évi maximum állományadatai

	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
<i>Egretta alba</i>	5	–	1	0	–	–	32	2	–	2	10	20	19	20	7	7	10	20	37	7	16	8	26	8	150
<i>Anser albifrons</i>	380	430	100	350	70	120	500	190	120	30	300	3000	450	400	600	250	900	600	3500	500	5000	2500	3000	800	800
<i>Anser anser</i>	1000	1500	2000	600	900	250	–	17	1	600	200	300	2500	7000	2000	15	5000	2000	12000	1600	6500	8500	2600	300	4000
<i>Anas acuta</i>	100	70	20	20	30	220	50	85	8	–	100	40	90	140	100	80	130	50	200	80	500	500	150	10	408
<i>Anas clypeata</i>	70	10	30	5	–	50	60	32	30	–	130	200	80	350	80	300	400	400	800	300	1000	1800	700	530	580
<i>Anas crecca</i>	1000	500	100	50	150	1100	40	340	250	400	400	500	145	700	300	300	500	800	1500	1100	2000	4000	1700	4300	800
<i>Anas penelope</i>	350	100	280	300	500	126	35	38	18	40	150	180	90	350	100	600	300	300	1500	400	6000	2500	900	154	2900
<i>A. platyrhynchos</i>	4000	2000	1000	1800	15000	2416	800	7000	450	500	7000	5500	2600	6500	4500	500	2500	2000	15000	8000	5000	3000	950	4600	1200
<i>Anas querquedula</i>	40	150	150	20	–	250	58	150	40	3	50	600	220	100	42	150	100	150	300	25	400	400	80	80	92
<i>Fulica atra</i>	150	40	47	–	8	–	60	150	–	–	300	1000	200	2	120	40	56	230	1500	90	1000	200	1	139	190
<i>Recurvirostra avosetta</i>	46	9	9	70	–	6	27	23	–	2	50	60	40	23	90	50	104	50	200	60	80	110	31	65	111
<i>Vanellus vanellus</i>	436	1500	4	760	2000	–	430	80	–	50	4500	2000	500	3500	500	800	200	550	600	500	3000	1200	300	–	270
<i>Calidris alpina</i>	27	2	–	0	–	–	–	230	–	–	11	35	200	1	150	100	80	130	500	300	300	84	4	23	279
<i>Philomachus pugnax</i>	165	80	305	70	400	50	600	650	–	–	1900	1000	380	170	1500	1500	2500	2000	5000	1500	1500	1600	700	139	2500
<i>Limosa limosa</i>	140	30	124	65	–	60	250	25	–	3	4500	3000	400	180	200	400	600	200	600	90	250	400	9	–	400
<i>Numenius arquata</i>	80	200	29	210	10	110	2	350	–	–	7500	450	450	270	300	600	810	380	800	700	500	200	160	224	550
<i>Tringa erythropus</i>	9	4	–	3	–	–	–	180	–	–	550	90	110	60	20	200	100	30	30	150	100	50	40	40	310
<i>Tringa totanus</i>	12	7	11	13	–	36	60	20	–	4	110	55	70	200	75	40	100	100	100	50	200	80	30	–	35
<i>Tringa glareola</i>	6	3	–	–	–	–	–	30	–	–	28	55	25	16	30	22	200	50	30	55	60	40	30	2	37
<i>Larus cachinnans</i>	–	86	1	6	50	0	–	2	–	70	42	250	50	30	300	400	350	1000	400	500	2000	400	300	1700	1300
<i>Larus ridibundus</i>	1510	6000	1000	500	1000	2500	2000	2800	–	1000	5000	5000	3500	2000	2000	2000	5000	8000	4000	6000	6000	4500	2200	2000	8500
<i>Sterna hirundo</i>	6	–	6	0	–	–	–	5	–	10	6	20	35	2	9	6	25	10	20	35	50	58	25	–	55

soros fészkelési adatokkal, ezért erre a területre csak becsült fészkelő állományokat adtam, vagy csak jeleztem a faj költését a területen az 1. táblázatban. Az eltelt 26 év távlatában a fészkelő fajok száma a nemzeti park területén változatlan mind a bázisidőszakban 33, mind 2000-ben 33 volt, de három faj kicserélődött. Eltűnt a területről, vagy nincs fészkelési adat 2000-ben, sem a megelőző években a kanalasgémről (*Platylea leucorodia*), a törpe vízcicsibéről (*Porzana pusilla*), a feketeszárnyú székicsérről (*Glareola nordmanni*). Mindemellett megjelent fészkelőként a bütykös hatyú, a szerezsensirály és bizonyított a fészkelése a guvatnak (*Rallus aquaticus*). Bár a Böddi-székről még kevesebb adattal rendelkezünk, de jelenleg a vizsgált fajok közül mindössze csak 10 faj fészkel bizonyítottan a területen.

A rendelkezésre álló idősoros fészkelési adatokat (párok száma) a Kis-rét, Zab-szék, Kelemen-székről a 3a., a Zab-székről a 3b., a Kis-rétről a 3c. táblázatok tartalmazzák. Tekintettel a viszonylag kevés folytonos adatsorra ezek statisztikailag szintén nem értékelhetők. A fészkelési adatok alapján 7 fajnál feltételezhető elsősorban az 1995–2000 időszaktól kezdődően a fészkelő populáció növekedése,



2. ábra. A szignifikáns populációs trendek idősoros alakulása 1975–2000 időszakában.

3a. táblázat. A fészkelő vízimadarak állományadatai 1977–2000 között a Kelemen-széken.

Év	<i>Anser anser</i>	<i>Himantopus himantopus</i>	<i>Recurvirostra avosetta</i>	<i>Glareola pratincola</i>	<i>Burhinus oedicnemus</i>	<i>Charadrius alexandrinus</i>	<i>Vanellus vanellus</i>	<i>Limosa limosa</i>	<i>Tringa totanus</i>	<i>Larus ridibundus</i>	<i>Larus melanocephalus</i>	<i>Sterna hirundo</i>	<i>Chlidonias hybridus</i>
1977		1	16	0	0	+	+	+	+	3500	0	35	0
1978	0	0		0	0	+	+	+	+	3000	0	35	0
1979	0	0	6	0	0	5	+	25	10	3000	0	35	0
1980	0	0	8			4	+	20	9	3000		20	
1981	4	0					+	+	+	4000		20	
1982	5	0	2	16		2	+	20	20	3000		17	
1983	3	0	6	16	1	1	+	+	15	3500		12	
1984	4	0	2	0	2	1	+	+	10	3000		5	
1986	+	0		0		1	+	+	+	+	1		
1992											1		
1993	+	0	4	0			+	+	+	+	16	0	
1994	+	13	104	0		1	23	3	3	1500	14	2	
1995	+	0	37	0		6	22	11	28	+	20	36	
1996	+	1	56	0		1	+	+	+	+	15	62	
1997	+	2	25	0	1		25	3	6	+	21		
1998	+	1	32	0	0	9	28	3	15	1200	38	25	
1999	+	10	130	0	0	13	17	4	12	1000	1	28	
2000	+	90	138	1	0	5	38	2	19	700	20	33	250
változás	növekedett	növekedett	növekedett	eltűnt	?	nincs	nincs	csökkent	nincs	csökkent	növekedett	növekedett	növekedett

3b. táblázat. A fészkelő vízimadarak állományadatai 1977–2000 között a Zab-széken.

Év	<i>Anser anser</i>	<i>Himantopus himantopus</i>	<i>Recurvirostra avosetta</i>	<i>Glareola pratincola</i>	<i>Burhinus oedicnemus</i>	<i>Charadrius alexandrinus</i>	<i>Vanellus vanellus</i>	<i>Limosa limosa</i>	<i>Tringa totanus</i>	<i>Larus ridibundus</i>	<i>Sterna hirundo</i>	<i>Chlidonias hybridus</i>	<i>Chlidonias niger</i>
1977	+	1	1	+	0	+	+	+	+	1000	0	0	0
1978	6	0	+	?	0	+	+	+	+	1000	0	0	0
1979	10	1	30	2	0	3	+	10	8	1000	0	0	0
1980	10	0		0	0	3	+	12	7				
1981	10	0			0								
1982	12	0		0	0	2	+	+	+				
1983	12	0		0	0		+	1	4				
1984	10	0		0	0		+	1	5				
1994	+	0	6	0	0		13		3				
1998	6	2	2	0	0	3	5	1	11		10		
1999	+	7	7	0	0	0	8	2	6				
2000	+	32	32	0	0	1	13	0	4	0	14	45	7
változás	növekedett	növekedett	nincs	eltűnt	?	nincs	nincs	csökkent	nincs	eltűnt	növekedett	növekedett	megjelent

3c. táblázat. A fészkelő vízimadarak állományadatai 1977–2000 között a Kis-réten.

Év	<i>Podiceps nigricollis</i>	<i>Platalea leucorodia</i>	<i>Botaurus stellaris</i>	<i>Egretta alba</i>	<i>Ardea purpurea</i>	<i>Anser anser</i>	<i>Anas platyrhynchos</i>	<i>Recurvirostra avosetta</i>	<i>Himantopus himantopus</i>	<i>Glareola pratensis</i>	<i>Vanelus vanellus</i>	<i>Tringa totanus</i>	<i>Chlidonias hybridus</i>	<i>Chlidonias niger</i>
1975	+	10	4	10	+	+	+	+	0	5	+	+	?	?
1976	+	10	4	20	+	+	+	+	0	-	+	+	?	?
1977	+	10	4	20	+	+	+	+	0	-	+	+	?	?
1978		10		25	50	30				-	+			
1979		15		25	60	15				-	+			
1980		15		15	50	18				-	+			
1981		15		45	50	15				-	+			
1982		5		10	20	20				-	+			
1983		8		15	25	20				-	+			
1984		0	2	0	6	5				-	+			
1998		0	+	8	+	22	5			-	+	+		
2000	8	0	+	10	+	+	+	24	12	-	+	+	105	7
változás	növekedett	eltűnt	?	nincs	?	?	?	nincs	növekedett	eltűnt	?	?	növekedett	?

4. táblázat. A havi maximum példányszám és a denzitás összehasonlításának Kruskal-Wallis teszt eredménytáblázata.

	Havi maximum példányszám		Denzitás (példány/ha)	
	H	P	H	P
<i>Anser anser</i>	7,9571 (2, N= 234)	0,0048	1,7109 (2, N=234)	0,1909
<i>Fulica atra</i>	7,1141 (2, N=127)	0,0077	2,4192 (2, N=127)	0,1159
<i>Charadrius alexandrinus</i>	11,9325 (2, N=60)	0,0026	5,8649 (2, N=60)	0,0533
<i>Charadrius hiaticula</i>	13,0275 (2, N=48)	0,0014	12,8944 (2, N=48)	0,0016
<i>Limosa limosa</i>	26,804 (2, N=143)	0,00001	19,0696 (2, N=143)	0,0001
<i>Vanellus vanellus</i>	21,0505 (2, N=290)	0,00001	35,1397 (2, N=290)	0,00001
<i>Numenius arquata</i>	10,6260 (2, N=225)	0,0049	9,6569 (2, N=225)	0,008
<i>Tringa totanus</i>	28,6876 (2, N=160)	0,00001	20,8670 (2, N=160)	0,00001
<i>Larus ridibundus</i>	64,1729 (2, N=286)	0,00001	51,7184 (2 N=268)	0,00001

melyek a következők: gulipán, gólyatöcs (*Himantopus himantopus*), szarcsasírály, fattyúszerkő (*Chlidonias hibrida*), kormos szerkő (*Chlidonias niger*), küszvágó csér (*Sterna hirundo*). A küszvágó csér fészkelő állománynövekedését támasztja alá a szignifikánsan növekvő általános létszámtrend is.

Fészkelő állomány csökkenési trend feltételezhető a nagy goda (*Limosa limosa*) dankasírály (*Larus ridibundus*) populációkban, melyek okai jelenleg nem ismertek.

A vízimadarak mennyiségi eloszlása a területek között

A vízimadarak számára hasznos élőhely felülete átlagosan a Böddi-széken 360 ha, a Kelemen-széken 235 ha, a Zab-széken 156 ha volt az űr- és légifelvételek alapján. Az átvonuló vízimadarak példányszámát és a tavak területére vonatkoztatott denzitás adatokat a területpreferencia vizsgálata céljából Kruskal-Wallis teszt segítségével hasonlítottam össze.

A tesztek eredményét a 4. táblázatban foglaltam össze, azon fajok esetében melyeknél szignifikáns különbségek voltak a maximum példányszámban, vagy a denzitásban.

Az adatokból látható, hogy a havi maximum egyedszámok között mindössze 9 faj esetében volt szignifikáns különbség a Böddi-, Kelemen-, és Zab-szék között. A terület preferenciát jobban jellemző denzitásokat összehasonlítva már csak 6 faj esetében találtam szignifikáns különbségeket a területek között. Az egyedsűrűségekre végzett tesztek eredménye szerint a széki lile (*Charadrius alexandrinus*) és a parti lile nagyobb egyedsűrűségben fordul elő a Böddi-széken, a nagy goda, a piroszlábú cankó és a dankasírály a Kelemen-széken. A nagy póling (*Numenius ar-*

quata) és a bñbic (*Vanellus vanellus*) nagyobb sñrűségben gyűlekezett a Zab-szé-
ken, aminek feltehető oka a tavat övező kiterjedt szántóföldek jelenléte, melyek
közeli táplálkozó teületei ezeknek a fajoknak.

Értékelés és következtetések

A vizsgált terület vízimadár populációja a védetté nyilvánítástól kezdődően
1975–2000 időszakában 5 jelentős létszámú faj szignifikánsan emelkedő trendjé-
nek következtében abszolút létszámban határozottan növekedett, és ez a tendencia
több esetben összefüggésbe hozható a közép-európai trendekkel. Az Európa-szer-
te növekvő tendencián túl a helyi pozitív trend elsődlegesen feltételezhető környe-
zeti oka – különösen a récefélék vonatkozásában – az 1994-től 2000 tavaszáig ér-
zékelhetően folyamatosan növekvő vízhatás, az ebben a periódusban növekvő évi
csapadékösszegek következtében, mert a növekvő tendenciát mutató fajok populá-
ciói is ebben az időszakban jelentősen növekedtek. Ehhez köthető, hogy érzékel-
hetően növekedett a gólyatöcs, a gulipán, a piros lábú cankó, a kormos szerkő és a
fattyú szerkő fészkelő állománya is a kilencvenes évek második felében. A küszvágó
csér állománynövekedése a vízviszonyok kedvező alakulásán túl a mesterséges
fészkelő szigetek létesítésének is köszönhető, melyek a Kelemen- és a Zab-széken
kerültek kialakításra, és a szárazabb években is érzékelhető volt jelentőségük (Bo-
ros 1998b).

A kedvező vízviszonyok ellenére érzékelhetően csökkent a dankasirály fész-
kelő állománya a Kelemen-széken, a Zab-széken teljesen eltűnt a nagyobb telepük.
Tekintettel arra, hogy a faj európai populációjának védelmi helyzete nem kedve-
zőtlen, a helyi folyamat nem értékelhető negatívan, és így a tavak fészkelő szigetei
számos más veszélyeztetett vízimadár fajnak nyújthatnak nagyobb életteret. Mind-
emellett a dankasirály vonuló és gyűlekező állományai viszont statisztikailag sem
csökkentek. Az átnyaraló, kóborló sárgalábú sirály csapatok érzékelhető növeke-
dése a földön fészkelő partimadarak költési sikerének csökkenésében is megnyil-
vánul, bár ezt jelentősen befolyásolja a szintén dinamikus növekvő róka populá-
ció is. A fészkelő fajok közül 1975 óta jelentősen csökkent a nagy goda, ami sajnos
szintén országos jelenség. A kanalasgém költő állománya ugyan eltűnt a területről,
de a faj számára az elmúlt években igen kedvező fészkelő helyet nyújt a légvonal-
ban mindössze 8–10 km-re Izsák határában fekvő Kolon-tó. Az utóbbi években –
feltehetően áttelepülési folyamat eredményeképpen – a Kolon-tavi fészkelő állo-
mány elsősorban csak táplálkozó területként használja a szomszédos szikes tava-
kat.

A területpreferencia vizsgálata során a havi maximumok abszolút adatai által mutatott szignifikáns különbségeket nem tekintettem igazi értékmérőként, hiszen az összehasonlított nyílt fehér szikes vízfelületek között jelentős kiterjedésbeli különbségek vannak, ami eleve meghatározza az abszolút eltartó képességet. A területegységre vetített egyedsűrűségi értékek (példány/ha) már lényegesen kevesebb fajnál jeleztek különbséget a területek között. Ezeknél a fajoknál feltételezhető az élőhelyi adottságok különbözősége, de ennek igazolása további vizsgálatokat igényel.

A részletes értékelés előtt meg kell jegyezni, hogy a Böddi-székről lényegesen rövidebb időintervallumból (1995–2000) rendelkezünk megfelelő idősoros adatokkal, szemben a nemzeti parki tavakról rendelkezésre álló 26 éves adatsorral. Ezért a Böddi-székkal kapcsolatos összehasonlításokat feltáró jellegűnek kell kezelni, mindemellett a Böddi-szék sikeres rehabilitációját jól alátámasztja. A terület preferenciák értelmezéséhez az élőhelyek struktúráját, az egyes fajok élőhely választását, és a táplálékválasztást, táplálkozási stratégiát érdemes áttekinteni. A denzitás adatok statisztikai értékeléséből látható, hogy a Böddi-széken elsősorban a lilefélék (Charadriidae) preferenciája jellemző. Ezt egyértelműen a tó környezetében a juhokkal rövidre legeltetett szikes rétek, vakszikek jelenléte – mint jellemző élőhely igény – és a legeltetés hatására kialakuló gazdag táplálékellátottság okozza (Székely *et al.* 1993), másrészt a víztest is sekélyebb, tagoltabb. Ez egyben azt is feltételezi, hogy a nemzeti park terület tavainak környezete egyes természetvédelmi szempontból jelentős fajok számára alullegeltetett állapotban van (pl. széki lile, széki csér), mint ahogy erre már más tanulmányban is utaltam (Boros 2001). Ezt jól tükrözi az a folyamata is, hogy mindössze 1 pár széki csér kezdett költésbe 2000-ben a Kelemen-széken 1979 óta, továbbá az alkalmi fészkelő feketeszárnyú székicsér teljesen eltűnt a területről.

A területen végzett zoobentosz mennyiségi felmérések (Andrikovics 2001) alapján megállapítást nyert, hogy a meszes–szódás szikes tavak nyílt kemény aljzatában a gerinctelen fauna viszonylag szegényes és az egyes tavak között számottevő mennyiségi különbségek nincsenek, ugyanakkor más vizsgálatok kimutatták, hogy a vízi makroszkópikus gerinctelenek egyedsűrűsége szignifikánsan nagyobb a parti szikes mocsarakban a nyílt medrekhez képest (Kiss *et al.* 2001). A partimadár táplálék- és táplálkozóterület választási vizsgálatok eredményei is alátámasztják ezt, és egyben azt feltételezik, hogy az időszakosan tömegesen itt táplálkozó vízimadarak sikeresen felderítik a nagyobb sűrűségű táplálék foltokat, valamint a rendelkezésre álló táplálékformákból a táplálkozási stratégia és viselkedés szerint legkönnyebben felvehető, legtömegesebb fajokat fogyasztják (Boros 2001, 2002). Tanulmányok bizonyították, hogy a gulipánok létszáma, területhasználata

összefügg a zooplankton egyedsűrűségével (Forró & Boros 1997, Boros & Forró 1999).

A tómedreket elsősorban pihenésre és éjszakázásra használó nagy póling és bíbic (*Vanellus vanellus*) esetében a környező szántóföldi táplálkozó területek lehetnek a meghatározó környezeti tényező a Zab-széken tapasztalt nagyobb gyülekező egyedsűrűségekre. A dankasirály Kelemen-széki koncentrációját a tó közepén lévő ideális fészkelő sziget jelenléte határozza meg.

A Kis-réten az uralkodó sziki nádas mocsári vegetációnak megfelelően a vízimadarak vonulásában kisebb jelentősége van nyílt vízfelületekhez képest, elsősorban a gémtelepek, nyári ludak, és cigányrécék fészkelése szempontjából jelentős. Ehhez hasonló terület a Fehér-szék is, azonban a mederkotrással rekonstruált nyílt víztéren már megjelenik a fehér tavakat jellemző vízimadár közösség is (Boros & Pigniczki 2001).

A nyílt szikes tavak parti zónájában a tapasztalatok szerint a vízviszonyoktól függően rövid távon is jelentős mértékben változik a vakszik, szikfolt, szikes mocsár élőhelyek mintázata. A fészkelő partimadarak ugyan nem mutatnak preferenciát az egyes élőhelyekkel szemben (Boros 1998a), de hosszabb távon csak a szikes mocsárvegetáció jelentős előretörése változtatja meg alapvetően a vonuló fészkelő madárközösségeket.

Összességében a KNP II. számú területére vonatkozó feldolgozott 26 évet felölelő vonuló és fészkelő vízimadár populációk adatai alapján megállapítható, hogy a védelmi intézkedések és a természetvédelmi kezelés megőrizte a terület állapotát, a Ramsari-egyezmény ajánlásainak megfelelően – egy-két faj kivételével – biztosította a vízimadarak számára a megfelelő természetes élő-, táplálkozó- és pihenőhelyet, valamint a Böddi-szék vízmegőrzési rekonstrukciója jelentősen növelte a nyíltvízi szikes vízimadár élőhelyet a térségben. A Böddi-szék sikeres rehabilitációja következtében kialakult igen jelentős átvonuló és fészkelő vízimadár populációkra való tekintettel ezt a területet a nemzeti park Ramsari-terület bővítési övezetének javasoltam.

Irodalomjegyzék

- Andrikovics, S. (2001): Újabb bentonikus (mezo- és makro) fauna vizsgálatok a Szabadszállás környéki szikes tavakon. – *Hidrol. Közl.* **81**: 311–313.
- Bankovics, A. (1977): Jelentés a Kiskunsági Nemzeti Park III. sz. természetvédelmi területén végzett kutatómunkáról. Madártani vizsgálatok. [Kutatói jelentés a KNP Ig. részére]
- Bankovics, A. (1981): A KNP területén költő fontosabb madárfajok állománya 1980-ban költőpáronként. – *Madártani Tájékoztató* **1981**: 129.

- Bankovics, A. (1983): A Kiskunsági Nemzeti Park, a Péteri-tó és a Szelidi-tó körzetében költő fontosabb madárfajok állománya 1982-ben. – *Madártani Tájékoztató* **1983**: 19–22.
- Bankovics, A. (1985a): A Kiskunsági Nemzeti Park, a Péteri-tó és a Szelidi-tó körzetében költő fontosabb állománya 1983-ban és 1984-ben. – *Madártani Tájékoztató* **1985**: 16.
- Bankovics, A. (1985b): Tudományos kutatások a Kiskunsági Nemzeti Parkban 1975. – HUNGEXPO, Budapest, pp. 207–211.
- Bankovics, A. (1987): The ornithology of the Kiskunság. – In: Mahunka, S. (ed.): *Fauna of the Kiskunság National Park*. **2**: 427–446.
- Boros, E. (1992): Újabb lilebfbic (*Chettusia gregaria* Pall., 1771) előfordulása Magyarországon. – *Partimadár* **1992**(2): 8–9.
- Boros, E. (1993a): Fészkelő partimadarak élőhelyválasztásának vizsgálata. – *Partimadár* **1993**(2): 4–8.
- Boros, E. (1993b): A gulipán (*Recurvirostra avosetta*) ökológiai helyzete Magyarországon 1992-ben. – *Partimadár* **1993**(3): 27–33.
- Boros, E. (1994): Vonuló és fészkelő partimadár populációk ökológiai értékelése a kiskunsági szikes tavakon 1994-ben. – *Partimadár* **4**: 4–19.
- Boros, E. (1996): Koegezisztens fészkelő partimadarak monitoringjának eredményei 1992–1995 között. – *Partimadár* **5**: 1–9.
- Boros, E. (1997): A Böddi-szék – egy kevésbé ismert alföldi szikes tó jellemzése a Bonaparte partfutó (*Calidris fuscicollis*) első előfordulása kapcsán. – *Túzok (Madártani Tájékoztató)* **2**(3): 102–105.
- Boros, E. (1998a): Partimadár költőhabitatok térbeli makromintázatának vizsgálata két szikes tavon. – *Ornis Hungarica* **8**(Suppl. 1): 59–68.
- Boros, E. (1998b): Kúszvágó csér (*Sterna hirundo*) fészkelőhelyek kialakítása a Kiskunsági Nemzeti Parkban. – *Partimadár* **6–7**: 1–8.
- Boros, E. (1998c): A Bonaparte partfutó (*Calidris fuscicollis*) első észlelése Magyarországon. – *Aquila* **103–104**: 126–129.
- Boros, E. (2001): Vonuló partimadarak (*Charadriiformes*) speciális táplálékkínálata szikes vizekben. – *Hidrol. Közl.* **81**: 332–333.
- Boros, E. (2002): Partimadarak (*Charadrii*) potenciális táplálékkínálata és az élőhelykezelés összefüggései kiskunsági szikes gyepterületeken. – *Aquila* **107–108**: 2000–2001.
- Boros, E. & Forró, L. (1999): A gulipán (*Recurvirostra avosetta*) potenciális táplálékbázisának vizsgálata és a planktonikus kiskérők jelentősége az alföldi szikes vizekben. – *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* **9**: 107–121.
- Boros, E. & Mocskonyi, Zs. (1993): A goda (*Limosa limosa*) és a gulipán (*Recurvirostra avosetta*) táplálékosztológiai vizsgálata. – *Partimadár* **1993**(3): 27–33.
- Boros, E. & Pigniczki, Cs. (2001): Feltöltődött szikes tavak rekonstrukciója és a szikes mocsári vegetáció kezelése a kiskunsági szikes tavaknál. – *Túzok* **6**: 8–14.
- Boros, E. & Schmidt, A. (1987): Faunisztikai adatok a fülöpszállási, és szabadszállási szikes tavak környékéről 1985–86-ból. – *Madártani Tájékoztató* **1987**: 35–40.
- Delany, S., Reyes, C., Hubert, E., Pihl, S., Rees, E., Haanstra, L. & van Strien, A. (1999): Results from the International Waterbird Census in the Western Palearctic and Southwest Asia, 1995 and 1996. – *Wetlands International Publication No. 54*, Wageningen, The Netherlands, 178 pp.
- Ecsedi, Z. & Kovács, G. (1994): A vörösnakú lúd (*Branta ruficollis*) hortobágyi előfordulásai 1982–1994 között. – *Aquila* **101**: 207–210.
- Faragó, S. (szerk.) (1996): A magyar vadlúd monitoring adatbázisa. – *Magyar Vízivád Közlemények* No. 2.
- Forró, L. & Boros, E. (1997): Microcrustacean zooplankton as potential food of *Recurvirostra avosetta* in sodic waters of the Hungarian Plain. In: Faragó, S. & Kerekes, J. (eds): *Limnology*

and Waterfowl: monitoring, modelling and management. Hungarian Waterfowl Publications 3: 239–250.

- Kiss, B., Lengyel, Sz., Müller, Z., Juhász, P. & Olajos, P. (2001): A Kiskunsági Nemzeti Park szikes víztereiben élő vízi makroszervezetek mennyiségi vizsgálata (Hirudinea, Gastropoda, Odonata és Heteroptera). – *Hidrol. Közl.* **81**: 385–388.
- Pannekoek, J. & Strien, A. (2001): *TRIM 3. Manual (Trends & Indices for monitoring data)*. – Statistics Netherlands. Research paper No. 0102: 1–57.
- Pigniczki, Cs. (2001): *A Duna-völgyi szikes vonulat jelentősége a partimadarak mozgalmában.* – Diplomamunka, Debreceni Egyetem, TTK, Evolúciós Állattani Tanszék, 53 pp.
- Schmidt, A. & Sós, E. (1988): Vándor partfutó (*Calidris melanotos*) Magyarországon. – *Aquila* **95**: 185.
- Székely, T., Karsai, I. & Kovács, S. (1993): A széki lile (*Charadrius alexandrinus*) táplálékkínálata egy közép-magyarországi szikes pusztán. – *Ornis Hungarica* **3**: 41–48.
- Szell, A. & Bakacsi, G. (1996): A szerezcsensirály (*Larus melanocephalus*) fészkelési viszonyai Magyarországon. – *Túzok* **1**: 105–115.
- Szinai, P. (1998): Status of the Mute Swan (*Cygnus olor*) in 1997 in Hungary. – *Aquila* **103–104**: 9–16.

Waterbird population changes and their environmental reasons on sodic lakes of the Kiskunság National Park

Boros, E.

Directorate of the Kiskunság National Park

H-6001 Kecskemét, Liszt F. u. 19, Hungary; E-mail: borose@knp.hu

This study has investigated the long term migrating and breeding waterbird population changes as well as their environmental reasons on sodic lakes and marshes of the Kiskunság National Park, which is a Ramsar site (Lake Kelemen, Lake Zab, Lake Kis), and on a restored sodic lake of a neighbouring nature conservation site. Population indices were calculated on the basis of yearly maximum number of most abundant waterfowl species, and the trends of occurrence data were estimated by the TRIM software. The tests of TRIM are standard estimating methods for bird population trends and its application is recommended by Wetlands International. Waterbird population dispersion among sites was estimate from density data: calculated from lake surface and number of individuals.

A significant increase was found in the occurrence of Greylag Goose (*Anser anser*), Pintail (*Anas acuta*), Garganey (*Anas querquedula*), Ruff (*Philomachus pugnax*), and Common Tern (*Sterna hirundo*).

There was an increase in the populations of Great White Egret (*Egretta alba*), Red-breasted Goose (*Branta ruficollis*), Mute Swan (*Cygnus olor*), Shoveler (*Anas clypeata*), Wigeon (*Anas penelope*), Black-winged Stilt (*Himantopus himantopus*), Avocet (*Recurvirostra avosetta*), Dunlin (*Calidris alpina*), and Mediterranean Gull (*Larus melanocephalus*), Yellow-legged Gull (*Larus cachinnans*), Whiskered Tern (*Chlidonias hybridus*), but these trends were not statistically significant. There was a moderate non-significant decrease only in Grey Plover (*Pluvialis squatarola*) migrating population.

The breeding data were not statistically analysed due to the lack of several data. There was a marked increase of Black-winged Stilt, Whiskered Tern, and Mediterranean Gull; moderate increase of Avocet, Common Tern, and Black tern (*Chlidonias niger*); small increasing of Redshank (*Tringa totanus*) breeding populations. We assume that waterfowl population increase is due to the higher

rainfall, and the expansion of waterbodies in the whole region during the second part of the last decade. The success of the restoration of Lake Bőddi is no doubt beneficial too, but the populations of most of these species were increasing in the Central European region in the studied period, except for the decreasing population of Pintail.

Unfortunately, Spoonbill (*Platalea leucorodia*), Baillon's Crake (*Porzana pusilla*), and Collared pratincola (*Glareola pratincola*) breeding populations have completely disappeared during the last two decades, and there was a serious breeding population decrease in Black-headed Gull (*Larus ridibundus*), as well as Black-tailed Godwit (*Limosa limosa*).

Selection among lakes could be observed only in case of a few species. Kentish Plover (*Charadrius alexandrinus*) preferred overgrazed wet-grasslands, Black-tailed Godwit, Redshank, and Black-headed Gull preferred the biggest waterbody as Lake Kelemen on the basis on different density. Curlew (*Numenius arquata*) and Lapwing (*Vanellus vanellus*) preferred Lake Zab probably because of this is surrounded by extensive arable lands providing feeding sites.

Key words: waterbird population, sodic pans, sodic marshes, long term trends, Kiskunság National Park

Szakosztályi krónika 2001 január–2003 május

2002 elején megjelent a *Természetvédelmi Közlemények* 9. kötete, benne több mint 300 oldalon 20 cikk.

2001. június 12.

Dr. Jordán Ferenc, Orci Kirill Márk, dr. Rácz István, és dr. Varga Zoltán:
Foltok, folyosók, és összefüggőségük: az erdélyi kurtaszárnyú szöcske metapopulációja az Aggteleki-karszton

Bakó Botond, dr. Fábián Miklós, Házi Judit, Lévai Attila, dr. Nagy Péter és dr. Sárospataki Miklós: Ökológiai hálózat tervezése az Ipoly és a Duna mentén (álom és valóság)

Érdi Péterné dr. Szekeres Rozália: Az ökológiai hálózatok védelme

Dr. Demeter András: Natura 2000 – az EU jogszabályban rögzített ökológiai hálózata – és kialakításának tudományos szempontjai

2001. október 4.

(Az MBT Pedagógus Csoportjával közös rendezvény.)

Dr. Standovár Tibor: A természetvédelmi biológia alapjai – könyvbemutató

Dr. Bankovics Attila: Képek Brazília élővilágáról – diavetítés

2002. március 28.

A Natura 2000 hálózat kialakításának szakmai alapjai

Dr. Demeter András: Uniós csatlakozás és természetvédelem

Dr. Gergely Erzsébet: Az EU Phare programjának támogatása a hazai Natura 2000 hálózat szakmai megalapozásához

Adatbázisok

Dr. Szép Tibor, Nagy Károly és mtsai: Adatgyűjtés és adatbázis építés a madárvédelmi területek kijelöléséhez

Büttner György: A CORINE Land Cover 1 : 50 000

Horváth Ferenc, Molnár Zsolt, Papp Orsolya és mtsai: Élőhelyek és növényfajok országos térképi adatbázisa

Dr. Báldi András és mtsai: Állatfajok országos térképi adatbázisai

Eredmények

Lovászi Péter, Dr. Magyar Gábor és mtsai: A javasolt madárvédelmi területek Magyarországon

Horváth Ferenc, Pataki Zsolt, Dr. Demeter András és mtsai: Az EVITA elemzések első eredményei

2002. május 7.

Vezetőségválasztó és előadóülés

Beszámoló az elmúlt négy évről

Vezetőségválasztás (Jelölőbizottság: Hornung Erzsébet (elnök), Vörös Judit, Kisbenedek Tibor)

Előadások

Ujvári Bea, Madsen, T., Olsson, M. és Bensch, S.: Hogyan mérhető a populációgenetika?

Eredményhirdetés

Dr. Csorba Gábor és dr. Korsós Zoltán: A mexikói trópusok gerinceseinek felmérése (diavetítés)

A megválasztott új vezetőség: dr. Standovár Tibor elnök, dr. Puky Miklós al-elnök, Mihók Barbara titkár, Klejn Ákos jegyző, dr. Bajzáth Judit, Takács András Attila, dr. Forró László, dr. Szép Tibor, dr. Seregélyes Tibor, dr. Jordán Ferenc, dr. Lengyel Szabolcs, Stollmayer Ákosné, dr. Demeter András, dr. Báldi András

2002. november 14–17. Sopron

I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia

A hagyományteremtő cézzal megrendezésre került konferencia elsődleges célja egy olyan szakmai összefüggés kezdeményezése volt, ahol a magyar természetvédelemhez különböző szálakon kötődő szakemberek és érdeklődők megismerhetik egymás munkáját, valamint hasznos munkakapcsolatokat hozhatnak létre. A 430 regisztrált résztvevővel lezajlott konferencia központi témája a veszélyeztetett fajok védelme volt. Ehhez kapcsolódóan plenáris és szekcióelőadások hangzottak el az alábbi témakörökben:

- kis populációk védelmének genetikai, ökológiai és kezelési problémái,
- a fajvédelmi programok tervezése,
- veszélyeztetett fajok visszatelepítése, élőhelyének rekonstrukciója és fogásban tartása,
- gerinctelen állatok, virágtalan növények és gombák védelme,
- a fajszerű védelem előnyei és korlátai.

2003. április 24.

Fiatalkutatók a hazai konzervációbiológiában előadóülés

Klein Ákos: Gyöngybagoly (*Tyto alba* Scop., 1769) gyűrűzés-visszafogási adatok természetvédelmi szempontú értékelése

- Bajomi Bálint: Veszélyeztetett fajok visszatelepítésének eredményességét befolyásoló tényezők
- Deák Balázs: Természetvédelmi kezelések (legeltetés és kaszálás) hatásai nedves szikes növénytársulásokra
- Czabán Dávid: A visszatelepített hódok hosszú távú megmaradási esélyei a Hanságban
- Illyés Zoltán: *A Liparis loeselii* Rich. mikroszaporításának lehetőségei
- Zsebők Sándor: Az impulzusszámláláson alapuló akusztikus denevérökölógiai vizsgálati módszer

2003. május 9., ELTE

- Ökológia versus ökonómia* című előadórés
- Takács-Sánta András: Természet és gazdaság: kibékíthetetlen ellentét?
- Pataki György: Az ökológiai közgazdaságtan és a természet értéke
- Kelemen Ágnes: A költség-haszon elemzés ökológiai közgazdaságtani kritikája
- Bela Györgyi: A természeti tőke közgazdasági értékelésének új útjai
- Matolay Réka: Az erdő értéke az őrségi és vendvidéki emberek számára
- Kajner Péter: A természettel együttműködő gazdálkodás kísérlete a Bodrogközben

2002 decemberében felkerült az MBT szerverére a szakosztály honlapja: www.mbtktv.mtesz.hu, amelyen a Magyarországon elérhető konzerváció-biológiai lapok leírása, elérhetőségei mellett sajtószemle, szakosztályi krónika, adatbázis-link, könyvismertető, nemzeti parkok által javasolt kutatási témajavaslatok jelentek meg.

Összeállította: *Mihók Barbara* (titkár)
és dr. *Báldi András*

Útmutató

a Természetvédelmi Közlemények szerzői részére

A kiadvány a környezet- és természetvédelemmel kapcsolatos, tudományos igényességgel megírt eredeti, magyar nyelvű cikkeket közli, 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). Az egyes közleményekben a következő alapszerkezet követését javasoljuk: cím, szerzők, szerzők címe (külön megjelölve a kapcsolattartó szerző pontos postai, fax és e-mail címét), előfej javasolt szövege (nem lehet hosszabb 50 karakternél, beleértve a szóközlőket 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.

A szövegek közötti hivatkozásokat (a cikkben nem idézett forrásokat töröljük az irodalomjegyzékből) az alábbi példák szerint használják: Bridson & Forman (1992) ... vagy ... (Bridson & Forman 1992), kettőnél több szerző, illetve szerkesztő esetén pedig Pécsi *et al.* (1958) ... Több, egymást követő hivatkozást az alábbi módon adják 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 fentiekben túl az irodalomjegyzékben más formázást ne használjanak!

A folyóirat tematikájához illeszkedő könyvismertetések szívesen látunk. Itt az összes bibliográfiai adatot kérjük feltüntetni (szerző, szerkesztő, teljes cím, kiadás éve, kiadó neve, ISBN, illetve ISSN szám, terjedeleme, (ha az adathordozó nem papír, akkor kérjük megadni annak típusát, pl. CD, hanglemez, video stb.), hozzáférhetőségi árat. Amennyiben egy kiadvány nem nyilvános terjesztésű, akkor a beszerezhetőség forrását is kérjük megadni.

Állat- és növénynevek esetében kérjük az első említés alkalmával a faj latin nevét, leíróját és a leírás évét is megadni. Használjunk SI mértékegységeket. A táblázatok esetében is vegyük figyelembe az oldaltükröt (12,6 × 18 cm) méretét, kerüljék a túl széles (túl sok oszlopból álló) táblázatok! Szóközlőket ne használjanak a táblázatok kialakításához, az egyes oszlopok között csak egy tabulator legyen. Közlésre csak **jó (nyomdai) minőségű**, kontrasztos, fekete-fehér, olvasható méretű jelekkel ellátott, világosan értelmezhető vonalas ábrák (dendrogramok, diagramok, képletek, térképek stb.), illetve fényképek fogadhatók el. Az ábrákon kerüljék a raszteres kitöltő minták alkalmazását, helyett inkább különböző sraffozásokat használjanak, ha szükséges! Kerüljék az egyszerű kör- és oszlopdiagramok alkalmazását is, melyeket lényegében azonos, táblázatos formával helyettesíthetők! Kétdimenzióban ábrázolható diagramokat nem fogadunk el háromdimenziós ábraként. Kerüljék az ábrákba beillesztett szövegek (feliratok nem kövér Ariel betűtípussal készüljenek), magyarázatok használatát, ezek helyett inkább használjanak jeleket, és ezek kifejtését helyezték el az ábraaláírásban. Az ábrák, fényképek mérete vagy aránya igazodjon az oldaltükrőhöz (12,6 × 18 cm). Az ábraaláírásokat, feliratokat, jelmagyarázatokat a közlemények végén külön listázva is kérjük elhelyezni! A képeket ne illesszék bele a szövegfájlba, vagy azokat mellékeljék külön is. A digitális képek felbontása minimálisan 600 dpi (vonalas), illetve 300 dpi (fotó) legyen. Színes ábrákat csak indokolt esetben, a szerzők költségére közlünk. Az illusztrációk összterjedelme csak igen indokolt esetben haladhatja meg a közlemény terjedelmének 50%-át.

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 (az összes fájlt egy állományba tömörítve csatolva) az alábbi címre:

Magyar Természettudományi Múzeum
1088 Budapest, Baross utca 13.

E-mail: perego@zool.nhmus.hu vagy lokos@bot.nhmus.hu).

A kísérőlapra adják meg a használt programok nevét és verziószámát. Szövegfájlokat, ha lehet, Winword 2.0-s vagy 6.0-s verzióban küldjék be. A bekezdések előtt semmiképpen se használjanak szóközlőket vagy tabulátorokat, behúzáshoz (beütés) használják a szövegszerkesztő indent utasítását. Formázó utasításokat ne használjanak, kivéve a latin fajnevek esetében (dőlt betű). Gondolatjelek helyett és számok között használjanak két kötőjelet.

Felhívjuk figyelmüket, hogy csak formai és tartalmi szempontból megfelelő cikkeket van módja a szerkesztőbizottságnak elfogadnia. Az elfogadott, esetleges javításokon átesett kéziratok hasábkorrektúrára visszakérülnek a szerzőkhöz. További útmutatásért, illetve tájékoztatásért, valamint a szerkesztéssel kapcsolatos egyéb problémákkal forduljanak közvetlenül a szerkesztőkhöz (Peregovits László és Lőkös László).

