

56980

5 F1 T46

Természet- védelmi közlemények

Magyar
Biológiai Társaság
Budapest

12

2006

STOP

2007 JAN 04



TERMÉSZETVÉDELMI KÖZLEMÉNYEK

12. ÉVFOLYAM

A Magyar Biológiai Társaság
Környezet- és Természetvédelmi
Szakosztályának közleményei



Budapest, 2006

A Természetvédelmi Közlemények ezen számának megjelenését a
Magyar Tudományos Akadémia
támogatása tette lehetővé.

Szerkesztő bizottság: Báldi András (elnök)
Demeter András
Erdős Sarolta (technikai szerkesztő)
Horváth Ferenc
Horváth Győző
Kiss István
Liker András
Lőkös László
Margóczy Katalin
Peregovits László

Szerkesztőség címe:

Báldi András

Magyar Természettudományi Múzeum, 1088 Budapest, Baross u. 13.

Tel.: 1-2101075, Fax: 1-3342785

E-mail: baldi@nhmus.hu

ISSN 1216-4585

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

Nyomás: Dandera Bt., Budapest

Tartalomjegyzék

Szép Tibor és Nagy Károly: Magyarország természeti állapota az EU csatlakozáskor az MME Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999-2005, adatai alapján	5
Tóth Zoltán és Báldi András: Az organikus gazdálkodás hatása a biodiverzitásra	17
Bartha Dénes: Az erdők természetességének és eredetiségének értelmezése	35
Bartha Dénes: Az erdők természetességének értékelő módszerei	47
Mihók Barbara, Erős-Honti Zsolt, Gálhidy László, Bela Györgyi, Illyés Eszter, Tinya Flóra, Erős-Honti Julianna, Molnár Ákos és Szabó Rebeka: A Borsodi-ártér természeti állapota a helyben élők és az ökológusok szemével – interdiszciplináris kutatás a hagyományos ökológiai tudásról	79
Kenyeres Zoltán: Egy rovarcsoport útja a szervezett irtástól a Vörös Könyvig	105
Lakatos Ferenc: Fenyőállományokban végrehajtott egészségügyi termelések szerepe védett és/vagy veszélyeztetett fában és kéregben költő bogárfajok esetén (Coleoptera)	123
Uherkovich Ákos: Tegzesek (Trichoptera) magyarországi nemzeti parkokban és más védett területeken	133
Korsós Zoltán, Dányi László, Kontschán Jenő és Murányi Dávid: Az öves szkolopenda (<i>Scolopendra cingulata</i> Latr., 1829) magyarországi állományainak helyzete	155
Markó Gábor, Gyuricza Veronika, Bernáth Jenő, Bisztray György Dénes és Altbäcker Vilmos: A borókarágást befolyásoló tényezők és hatásuk a Kiskunsági Nemzeti Park borókásaira	165
Bózsing Erika és Cseresnyés Imre: Az <i>Asclepias syriaca</i> L. három Pest megyei állományának szaporodásbiológiai vizsgálata	179

Zentai Kinga, Benke Szabolcs és Palkó Sándor (1959-2002): A fenékpusztai Balaton-part botanikai értékei és a területen folyó természetvédelmi célú legeltetés hatása	187
Feró Orsolya: Egyszerűen kivitelezhető módszer és program ponttérképek készítéséhez és a koordináták számításához	207
Útmutató a Természetvédelmi Közlemények szerzői részére	217
Contents	219

Magyarország természeti állapota az EU csatlakozáskor az MME Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999-2005 adatai alapján

Szép Tibor¹ és Nagy Károly²

¹Nyíregyházi Főiskola, Környezettudományi Tanszék
4400 Nyíregyháza, Sóstói út 31/b; E-mail: szept@nyf.hu

²Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Monitoring Központ
4401 Nyíregyháza, Pf. 286.

Összefoglaló: Jelentős, a természeti állapotra kiható változások várhatóak hazánknak az Európai Unióhoz való csatlakozásával, amely szükségessé teszi a fellépő kedvezőtlen folyamatok időbeli gyors feltárását. Különösen a mezőgazdasági és erdei élőhelyeket illetően szükséges fokozott figyelem az EU korábbi tagállamaiban tapasztaltak alapján. A madarak kitüntetett szereppel bírnak a természeti állapot rendszeres és az ország főbb élőhelyeire kiterjedő biodiverzitás monitorozásában a Nyugat-Európa több országában folyó madár monitoring adatai alapján. Az MME, európai együttműködésben, 1999-ben indította be a Mindennapi Madaraink Monitoringja programot, amely közel ezer önkéntes bevonásával, évente, véletlen módon kijelölt területeken, standard módszerekkel és országosan végzi a gyakori madárfajok állományfelmérését, Közép- és Kelet-Európában elsőként. A gyakori madárfajok állománytrendjei alapján lehetőség van, az európai ajánlásokkal összhangban, a Biodiverzitás Index értékek megállapítására a legjelentősebb kiterjedésű hazai élőhely típusok, a mezőgazdasági és erdei élőhelyek természeti állapotának jellemzésére. Összegezve az 1999-2005 közötti adatokon alapuló eredményeket megállapíthatjuk, hogy a mezőgazdasági élőhelyek esetében a Nyugat-Európainál gazdagabb és stabilabb természeti állapot jellemzi hazánkat, ugyanakkor az erdei élőhelyek esetében 2003 óta a természeti állapotban kedvezőtlen folyamatok figyelhetők meg az erdei élőhelyekhez kötődő számos gyakori madárfaj csökkenő állomány trendjei alapján. A kialakított és évi rendszerességgel folyó MMM program alapvető információkkal szolgálhat a természeti állapotot befolyásoló országos és regionális hatások monitorozásában és az okok felderítésében.

Kulcsszavak: biodiverzitás monitorozás, madarak, állomány trendek

Bevezetés

Jelentős gazdasági változások zajlanak Magyarországon, amelyek hatásai természeti környezetünket jelentősen befolyásolhatják. Hazánk Európai Unió csatlakozásával a korábbi évtizedekhez képest lényegesen nagyobb pénz áramlik a hazai mezőgazdaságba, jelentősebb infrastrukturális beruházások folynak (pl. autópályák, település-fejlesztések), amelyek közvetlenül befolyásolják az élőhelyek és így az ott élő növények és állatok, köztük a madarak helyzetét. A közvetlen emberi hatások mellett ugyanakkor mind erőteljesebben jelentkeznek az emberi tevékenységgel szoros kapcsolatban álló klímaváltozás következményei is. Ha valamikor, akkor most különösen fontos, hogy pontos és megbízható

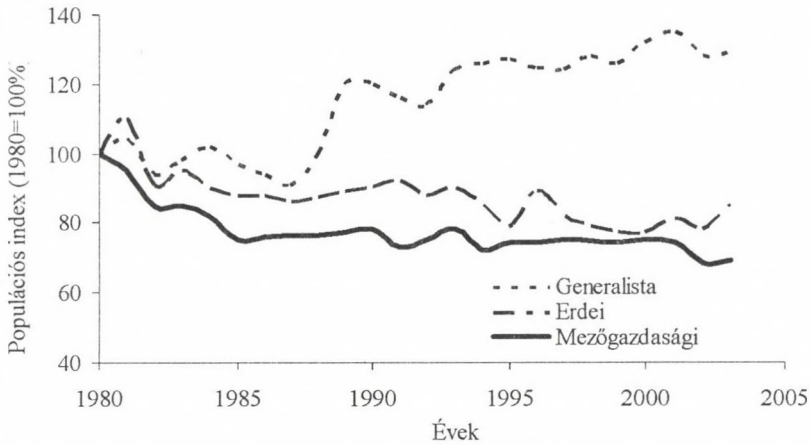
adatok álljanak rendelkezésre a vadon élő élőlények állapotáról, hogy időben lehessen azonosítani, majd mérsékelni/megszüntetni a veszélyes hatások következményeit.

A madarak kitüntetett szereppel bírnak e problémák vizsgálatában, hisz nincs még egy olyan élőlénycsoport, ahol évente olyan nagy területre kiterjedően lehet jól elemezhető és értékelhető adatokhoz jutni a nagyszámú önkéntes munkája révén, mint a tudományos vizsgálatok alapján is jól ismert madarak esetében (Báldi *et al.* 1997). A kezdetekben elsősorban a ritka és a veszélyeztetett fajokra és főként azok helyzetére koncentráló madármonitorozó munkák mellett napjainkban mind jobban előtérbe kerülnek a madaraknak, mint az élőhelyi változásokat jelző, indikáló élőlénycsoportnak a biológiai diverzitás monitorozásában való alkalmazása (Marchant *et al.* 1997, Szép 2000). Mind több nyugat-európai országban fordulnak a madarakhoz, mint indikátor szervezetekhez, a terület-használattal kapcsolatos változások hatásainak detektálására (Gibbons 1998).

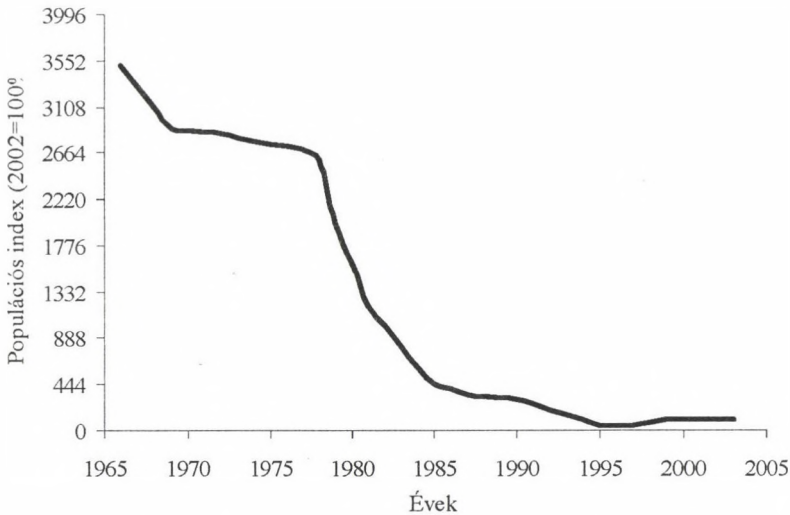
A főbb élőhelyekhez kötődő madárfajok állománytrendjei alapján sikeresen lehet az adott élőhely állapotára jellemző biodiverzitás indikátor indexet alkalmazni (Gregory *et al.* 2003). E biodiverzitás indikátor indexek jól jellemzik az adott élőhelyek állapotát és mind országos, mind kontinentális szinten alkalmasak azok helyzetének követésére (Gregory *et al.* 2005). A főként Nagy-Britanniában és Hollandiában több évtizede folyó madár monitorozó munkák alapján az EBCC (Európai Madármonitoring Szervezet), az RSPB (Angol Királyi Madárvédelmi Egyesület), a BirdLife (Nemzetközi Madárvédelmi Szervezet) és a Statistics Netherlands kidolgozott egy olyan új, a természeti állapot jellemzését szolgáló Biodiverzitás Indikátor Index koncepciót, amely a gyakori madarak monitorozási adatai alapján közöl információt a mezőgazdasági és az erdei élőhelyek biológiai sokféleségének helyzetéről országos, regionális, illetve kontinentális szinten (Gregory *et al.* 2005).

Az EU csatlakozásunk előtti tagállamaiban a Biodiverzitás Indikátorok drámai állapot romlást mutatnak elsősorban a mezőgazdasági élőhelyeken és részben az erdei élőhelyeken (1. ábra). A mezőgazdasági élőhelyeken elsősorban az EU közös agrárpolitikája áll a kedvezőtlen folyamatok hátterében (Donald *et al.* 2001), amely pl. Angliában a mezei veréb hihetetlen mértékű csökkenését és fenyegetett helyzetbe kerülését okozta (2. ábra).

Nagy kérdés, hogy hazánk EU csatlakozása után nálunk is jelentkeznek-e azok a negatív hatások, amely oly sok korábban a nyugat-európai országokban is gyakori madárfaj drámai állománycsökkenését (pl. mezei veréb, vadgerle) vagy kipusztulását (pl. töviszúró gébics) eredményezték?



1. ábra. Biodiverzitás Indikátor értékek: 1- Mezőgazdasági élőhelyeken (Common farmland birds), 2- Erdei élőhelyeken (Common forest birds), 3- Az előbbi két élőhelyhez nem köthető, generalista fajokra (Other common birds) az EU, csatlakozásunk előtti tagállamaiban. (forrás: EBCC/RSPB/BirdLife/Statistics Netherlands: A biodiversity indicator for Europe: wild bird indicator update 2005, <http://www.ebcc.info/>)



2. ábra. A mezei veréb állományának drámai változása Angliában 1965-2003 között a BTO adatai alapján. A 2002. évi állomány nagyságát 100%-nak vették, így az 1965. évi állomány a 2002. évi- nek a 35-szöröse volt! (Forrás: <http://www.bto.uk>)

Anyag és Módszer

Közép- és Kelet-Európában elsőként, 1999 óta immáron közel ezer önkéntes felmérő közreműködésével folyik hazánkban az Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület (MME) által működtetett Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM), amely az első olyan vadonélő élőlénycsoportot vizsgáló országos monitorozó program, ahol az évente végzett felméréseket a véletlen alapján kijelölt területeken és pontokon végzik a felmérők, standard felmérési módszerekkel (Szép és Gibbons 1999, Szép és Nagy 2002).

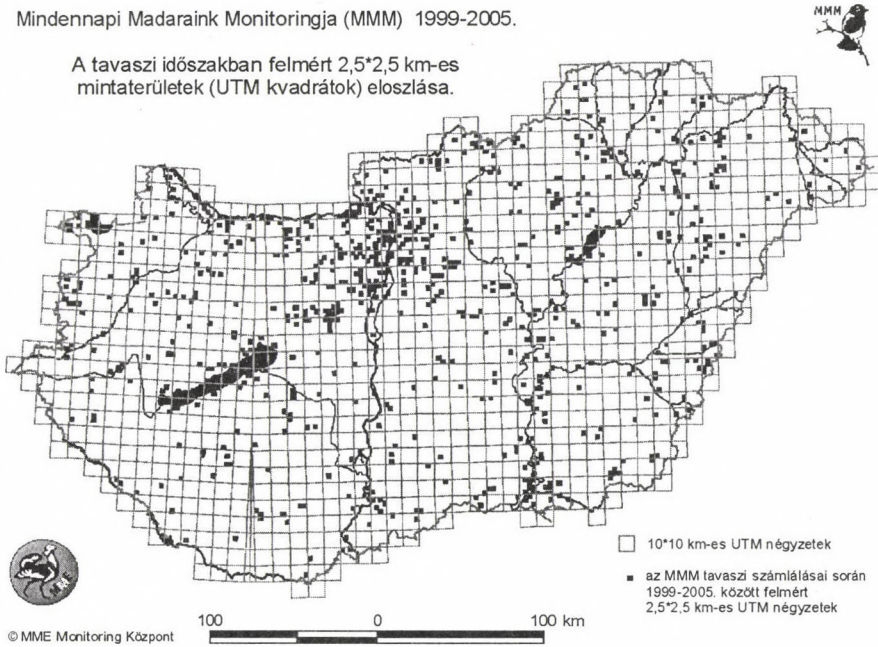
Az MME és az Európai Madárszámlálási Tanács (European Bird Census Council, EBCC) az angol Királyi Madárvédelmi Egyesület (RSPB) szakmai és anyagi támogatásával 1998-ban Magyarországon indította be az MMM programot. Kialakításának döntő célja az élőhelyek állapotának monitorozása volt, véletlen alapon kiválasztott mintaterületeken, a gyakori madárfajok standard felmérő módszerekkel történő felmérése révén (Szép és Gibbons 1999, Szép és Nagy 2002). A véletlen alapon történő felmérési hely kiválasztás nagy fontossággal bír egy országos léptékű monitorozás esetében annak érdekében, hogy reprezentatív adatokkal rendelkezünk az ország jellemző élőhelyeiről, régióiról, tájairól. A legtöbb monitorozó munka korábban főként a védett területekre koncentrált, amely területek nagysága zömében nem haladja meg az ország területének 20%-át és az országosan nagy területeket lefedő élőhely típusok, mint pl. Magyarországon a mezőgazdasági élőhelyek (64%), csak kis mértékben voltak reprezentálva. Az élőhelyi változások indikálására elsősorban olyan madárfajok alkalmasak, amelyek gyakorisága lehetővé teszi a változások időbeli és térbeli dinamikájának kvantitatív mérését. E célra a gyakori madarak szolgáltathatnak megfelelő adatokat. Az MME MMM programja révén napjainkra megállapítható, hogy mely fajokat tekinthetünk gyakorinak Magyarországon mind a fészkelési, mind a telelési időszakban (Szép és Nagy 2002).

Az MMM program keretében 1999 óta az ország teljes területének 2%-ára kiterjedően folyik felmérés, évente átlagosan 300 db 2.5×2.5 km nagyságú UTM négyzetben, közel ezer felmérő részvételével (3. ábra). A felmért területeken az élőhelyek aránya megfelel az országos arányoknak (Szép és Nagy 2002), így a nyert adatok reprezentatívnak tekinthetők hazánk főbb élőhelyeire nézve. Az MMM standard módszereket alkalmaz, így a nyugat-európai adatokkal összevethető. Az összehasonlítás alapján a Magyarországon fészkelő madárfajok száma, a fajok gyakorisága és állománysűrűsége kiemelkedően magasnak tekinthető Európában (Szép és Nagy 2002).

A gyakori fajok állományváltozási trendjét a TRIM programcsomaggal (Pannekoek & Strien 2001) végeztük el. Bázis évnek, 100%-os szinten, 1999-et tekintettük minden vizsgált faj esetében. A nemzetközi ajánlásoknak megfelelően a TRIM imputed indexét (Pannekoek & Strien 2001) és annak szórás (SE) értéke alapján adtuk meg az állomány indexet az adott évben (%) és az adott index 95%-os konfidencia intervallumát (minimum, maximum) ($\pm 1.96 \cdot SE$).

Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999-2005.

A tavaszi időszakban felmért 2,5*2,5 km-es mintaterületek (UTM kvadrátok) eloszlása.



3. ábra. Az MMM keretében 1999-2005 között felmért 2.5 x 2.5 km-es UTM kvadrátok Magyarországon.

Az EBCC, RSPB, BirdLife és Statistics Netherlands által bevezetett biodiverzitás indikátor indexek (Gregory *et al.* 2003, 2005) az alábbi három indikátor csoportot különítik el: 1- mezőgazdasági élőhelyekhez, 2- erdei élőhelyekhez, 3- az előző két élőhelyhez nem köthető, generalista fajok. Közép-Európa esetében az alábbi madárfajokat sorolják be a három indikátor csoportba:

1. Mezőgazdasági élőhelyek: tengelic, örvös galamb, citromsármány, vörös vércse, búbos pacsirta, füstí fecske, töviszúró gébics, sordély, sárga billegető, mezei veréb, rozsdás csuk, vadgerle, seregély, mezei poszáta, bíbic, mezei pacsirta
2. Erdei élőhelyek: erdei pityer, rövidkarmú fakusz, meggyvágó, kis fakopáncs, fekete harkály, örvös légykapó, kormos légykapó, szajkó, kerti geze, nyaktekeres, fülemüle, szürke légykapó, sárgarigó, fenyves cinege, kék cinege, barát cinege, kerti rozsdafarkú, csilp-csalp füzike, sisegő füzike, zöld küllő, erdei szürkebegy, sárgafejű királyka, csúszka, kerti poszáta

3. Generalisták: őszapó, egerészölyv, kenderike, zöldike, csóka, dolmányos varjú, kakukk, nagy fakopáncs, nádi sármány, vörösbecg, erdei pinty, barázdabillegető, széncinege, fitisz füzike, szarka, barátposzáta, ökörszem, fekete rigó, énekes rigó, szőlőrigó, búbos banka

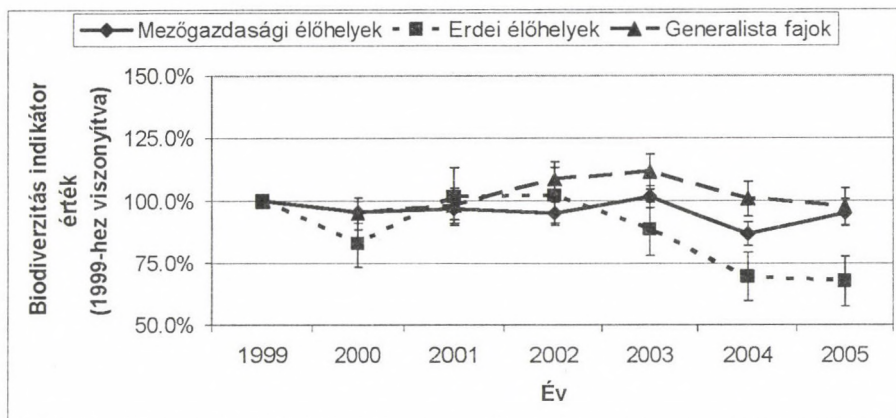
Az adott évre vonatkozó biodiverzitás indikátort és az átlag hibája (SE) értéket, az adott csoportba tartozó fajok TRIM-el számolt adott évi állomány index értékének és átlag hibája (SE) értékének mértani átlaga alapján adjuk meg (Gregory *et al* 2003, 2005).

Eredmények és értékelésük

Magyarországon a 100 leggyakoribb madárfaj fészkelő állományának vizsgálata alapján 32 madárfaj esetében mutattunk ki statisztikailag igazolható (szignifikáns) állománycsökkenést 1999-2005 között. Ezek a következő fajok voltak: tőkés réce, vörös vércse, fűrj, piros lábú cankó, kakukk, búbos banka, zöld küllő, fekete harkály, közép fakopáncs, kis fakopáncs, búbos pacsirta, füsti fecske, erdei pityer, barázdabillegető, vörösbecg, rozsdás csuk, réti tücsökmadár, énekes nádiposzáta, cseregő nádiposzáta, mezei poszáta, kerti poszáta, fitiszfüzike, szürke légykapó, rövidkarmú fakusz, kis őrgébics, vetési varjú, csicsörke, citromsármány. Ezek közül négy faj esetében volt nagy mértékű a csökkenés: réti tücsökmadár, kerti poszáta, rövidkarmú fakusz, vetési varjú. További 6 faj esetében volt csökkenő tendencia: fogoly, örvös galamb, mezei pacsirta, partifecske, molnár fecske, nádi tücsökmadár.

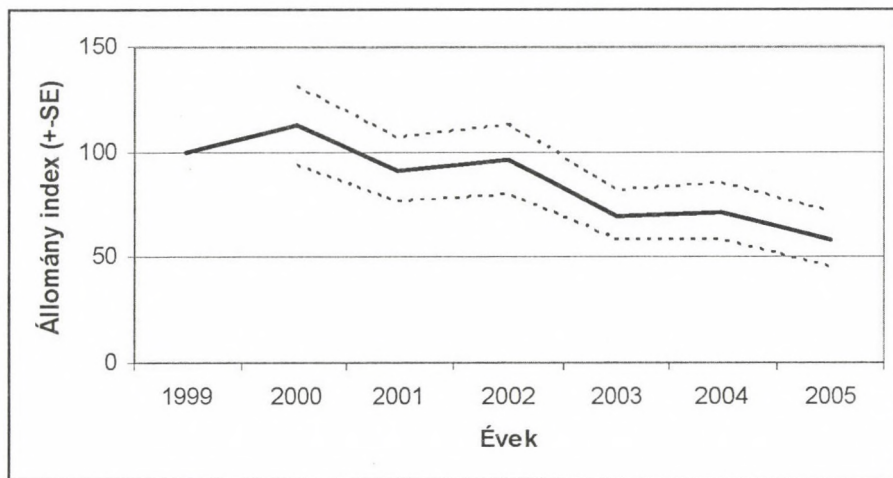
Hús madárfaj esetében mutattunk ki statisztikailag igazolható (szignifikáns) állománynövekedést: szárcsa, parlagi galamb, balkáni gerle, vadgerle, nyaktekeres, fülemüle, hantmadár, barátposzáta, örvös légykapó, őszapó, kék cinege, széncinege, dolmányos varjú, seregély, mezei veréb, erdei pinty, kenderike. Öt madárfaj esetében volt növekvő tendencia: bíbic, dankasirály, énekes rigó, szajkó, házi veréb.

Az EBCC ajánlásainak megfelelően elkészített Biodiverzitás Indikátor indexek alapján megállapíthatjuk, hogy a hazai mezőgazdasági élőhelyeken az EU csatlakozás előtti és a csatlakozás első két évében nem volt tapasztalható negatív állapotváltozás, a legtöbb ezen élőhelyhez kötődő faj állománya állandó vagy számos esetben növekedést mutat (4. ábra).



4. ábra. Biodiverzitás Indikátor értékek (\pm SE): 1- Mezőgazdasági élőhelyeken, 2- Erdei élőhelyeken, 3- Az előbbi két élőhelyhez nem köthető Generalista fajokra Magyarországon.

A fűrj esetében tapasztalt jelentős állománycsökkenés feltűnően különbözik a mezőgazdasági élőhelyhez kötődő többi faj stagnáló vagy növekedő trendjéhez viszonyítva (5. ábra). A jelenlegi adatok alapján nem zárható ki, hogy a jelentős csökkenés mögött a dél-európai, vonulási területeken zajló illegális vadászat állhat.



5. ábra. A fűrj hazai fészkelő állományának változása 1999-2005. között, az 1999-es állomány-nagyságot 100%-nak tekintve (\pm SE).

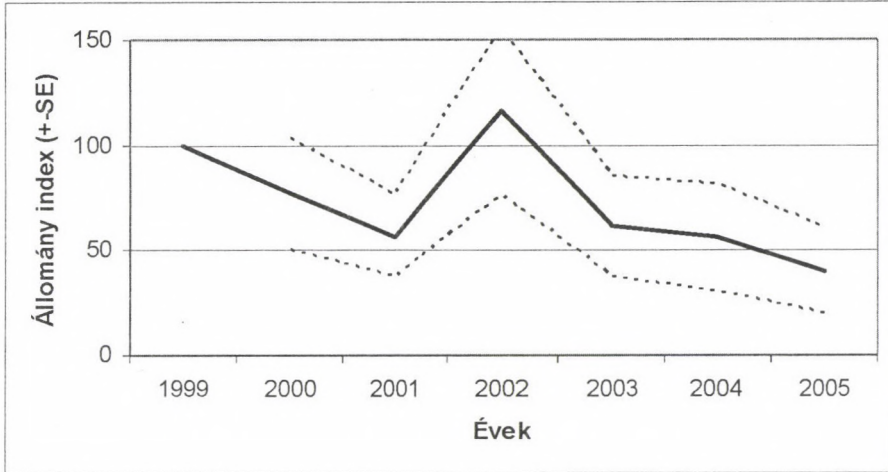
Komoly aggodalomra ad okot ugyanakkor az, hogy az erdei élőhelyek állapotát jelző indikátor értékek jelentős és folyamatos rosszabbodást mutatnak 2003 óta. Számos az erdei élőhelyhez kötődő madárfaj esetében tapasztalható jelentős állománycsökkenés (pl. fekete harkály, 6. ábra). Az MMM adatai alapján, fokozott figyelmet kell fordítani ezen élőhelyek állapotára és a kedvezőtlen változást eredményező hatások feltárására.

Több hosszú távon vonuló faj (pl. berki tücsökmadár, réti tücsökmadár, nádi tücsökmadár, kerti poszáta, fehér gólya, partifecske) esetében mutatkozott nagymértékű állománycsökkenés 2005-ben, amely háttérében a tavaszi vonulás során Afrikában jelentkező kedvezőtlen élőhelyi állapotok is szerepet játszhatnak (7. ábra).

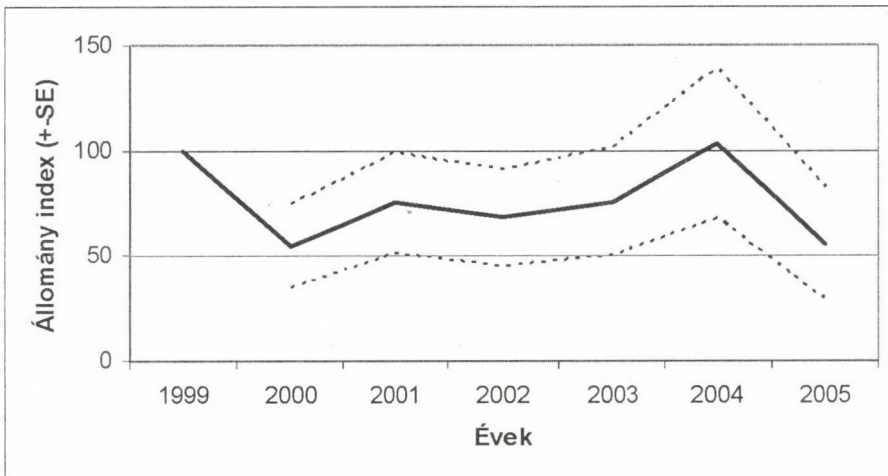
Az MMM 1999-2005. éveinek adatai alapján megállapítható, hogy az EU csatlakozásunk előtti tagállamainhoz képest, a főbb élőhelyeken (mezőgazdasági és erdei) kedvezőbb természeti állapotokkal rendelkezünk. Számos gyakori madárfaj állomány nagysága meghaladja az EU korábbi tagállamaiban tapasztalt mértéket. Az első ilyen európai léptékű összehasonlítást mutatja a magyar mezei pacsirta állomány sűrűsége, amely a legnagyobb Európában (8. ábra) a jelenleg hozzáférhető adatok birtokában (Brotons *et al.* 2005) és amely faj esetében stabil állománnyal rendelkezünk (9. ábra). A hazánkban leggyakoribb 20 madárfaj között számos olyan faj is található, amely tőlünk nyugatra valamikor gyakori madárfajok voltak, azonban napjainkra vagy jelentősen megfogyatkoztak vagy ki is pusztultak (kakukk, sárgarigó, vadgerle, töviszűrő gébics, cigánycsuk).

A résztvevő önkéntesek áldozatos munkájának köszönhetően az MMM alapján először van módunk megvizsgálni a gyakori madárfajok állományának változását és jellemezni a természeti állapotot a főbb hazai élőhelyeknek a madarak alapján nemcsak Magyarországon, hanem Közép- és Kelet-Európában, ahol egyenlőre ilyen típusú és nagyságrendű felmérő munka nem áll rendelkezésre. A Mindennapi Madaraink Monitoringja egyedülálló lehetőséget ad arra, hogy széleskörű hazai és nemzetközi együttműködésben tudjuk hazánk természeti állapotát nyomon követni. Az MMM felmérési adatok birtokában van mód időben és korrekt módon feltárni a veszélyes folyamatokat és nyomon követni a megoldást szolgáló beavatkozások eredményességét.

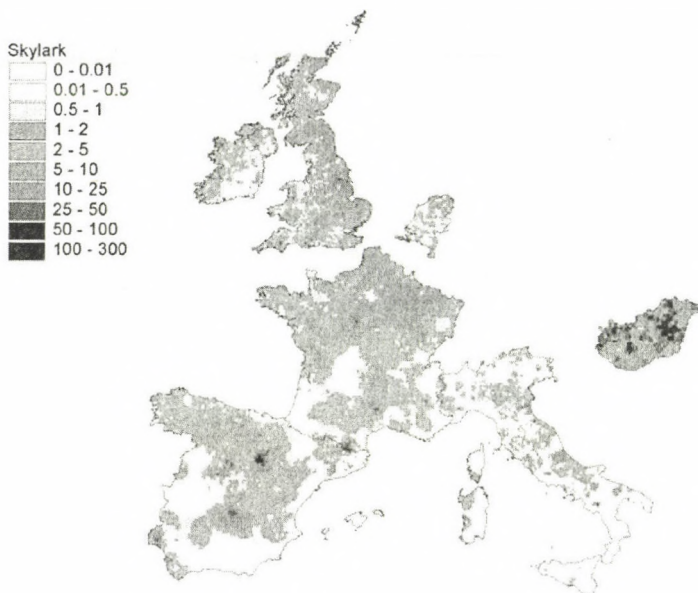
További információk az MME Monitoring Központ honlapján található a <http://www.mme-monitoring.hu> címen.



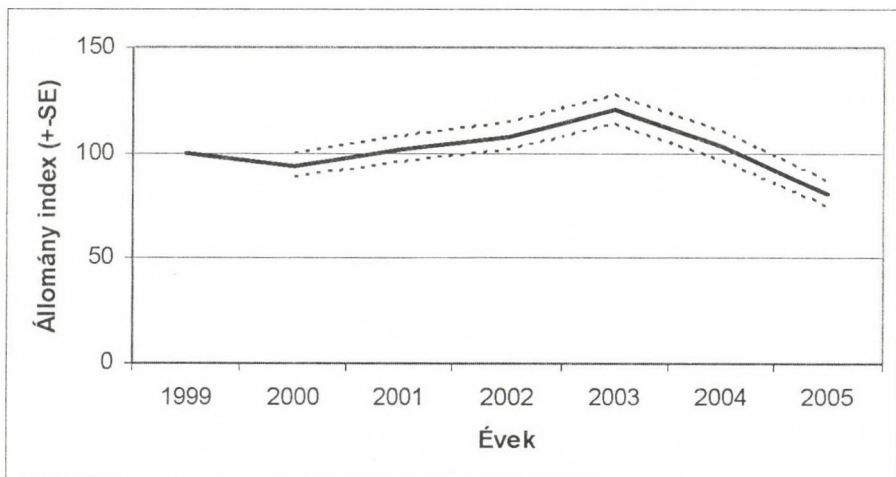
6. ábra. A fekete harkály hazai fészkelő állományának változása 1999-2005. között, az 1999-es állomány nagyságát 100%-nak tekintve (\pm SE).



7. ábra. A fehér gólya hazai fészkelő állományának változása 1999-2005. között, az 1999-es állomány nagyságát 100%-nak tekintve (\pm SE).



8. ábra. A mezei pacsirta állománysűrűsége (pár/km²) Európa azon országaiban, ahol alkalmas (MMM-hez hasonló) felmérési adatok állnak rendelkezésre. (forrás: Brotons *et al.* 2005)



9. ábra. A mezei pacsirta hazai fészkelő állományának változása 1999-2005. között, az 1999-es állomány nagyságát 100%-nak tekintve (\pm SE).

*

Köszönetnyilvánítás – Ezúton mondunk köszönetet az MME közel ezer terepi felmérésben résztvevő tagjának, az RSPB-nek a program kifejlesztéséhez és működtetéséhez 1998-2003. során nyújtott anyagi támogatásához, az EBCC-nek a módszertani munkához nyújtott szakmai segítséghez, valamint a KvVM-nek a 2004-2005. évi munkához nyújtott támogatásért.

Irodalomjegyzék

- Báldi, A., Moskát, Cs. & Szép, T. (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer IX. Madarak*. – Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Báldi, A., Moskát, C., Palkó, S. & Gáti, E. (1999): Effects of reconstruction works on the breeding birds of the Kis-Balaton. – *Vogelwelt* **120** Suppl, 273-276.
- Brotons, L., Siersema & H., Newson, S. (2005): Report on the workshop „Spatial modelling of large scale bird monitoring data: towards Pan-European quantitative distribution maps”. – *Bird Census News* **18**: 30-38.
- Donald, P. F., Green, R. E. & Heath M. F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. – *Proceedings of Royal Society of London B*. **268**: 25-29.
- Gibbons, D. W. (1998): Pan-European breeding bird monitoring. – *Bird Census News* **11**: 42-46.
- Gregory, R. D., Noble, D., Field, R., Marchant, J., Raven, M. & Gibbons, D. W. (2003): Using birds as indicators of biodiversity. – In: Szép, T., Blair, M. & Báldi, A. (eds.) *Bird Numbers 2001, Monitoring for Nature Conservation*. Proceedings of the 15th International Conference of the EBCC. – *Ornis Hungarica* **12-13**: 11-24.
- Gregory, R. D., van Strien, A. J., Vorisek, P., Gmelig Meyling, A. W., Noble, D. G., Foppen, R. P. B. & Gibbons, D. W. (2005): Developing indicators for European birds. – *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*. **360**: 269-288.
- Marchant, J., Forest, C. & Greenwood, J. J. D. (1997): A review of large-scale generic population monitoring schemes in Europe. – *Bird Census News* **10**: 42-79.
- Pannekoek, J. & Strien, A.V. (2001): *TRIM 3 Manual. Trend and Indices for Monitoring data*. – Research paper no. 0102. Statistics Netherlands, Voorburg.
- Szép, T. (2000): A madármonitorozás új módszerei és lehetőségei. – *Ornis Hungarica* **10**: 1-16.
- Szép, T. & Gibbons, D. (2000): Monitoring of common breeding birds in Hungary using a randomised sampling design. – *The Ring* **22**: 45-55.
- Szép, T. & Nagy, K. (2002): *Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM) 1999-2000*. – Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest.

Status of natural values in Hungary at the joining to the EU on the base of common bird monitoring (MMM) program of the MME for the 1999-2005 period

Szép T.¹ & Nagy K.²

¹College of Nyíregyháza, Department of Environmental Sciences
H-4400 Nyíregyháza, Sóstói út 31/b, Hungary; E-mail: szept@nyf.hu

²MME-Birdlife Hungary, Monitoring Centre
H-4401 Nyíregyháza, Pf. 286, Hungary

EU membership of Hungary starting from 2004, could cause large influence on the natural values of the countries at least because of the much larger investment on the agriculture and development of the infrastructure than it was in the former decades. Farmland and forest habitats

need large attention on the base of the negative trend found in the biodiversity of these habitats in the former EU member states. Biodiversity monitoring based on common birds has increasing function in many Western European countries for detecting dangerous processes in the regional, country and continental level. The MME/BirdLife Hungary with the donation of the EBCC and RSPB, and contribution of near 1000 voluntaries has started a common bird monitoring program in 1999, based on random sampling design, called Mindennapi Madaraink Monitoringja (MMM), which among the first in Central-, and Eastern Europe is able to monitor the status of the natural values, using biodiversity indicators, in the main habitats (farmland, forest) of the country. The result of the 1999-2005 period, which based on the annual survey of the 2% of the country territory on randomly selected areas, showed that most farmlands birds species has stable or increasing population trends, farmland biodiversity index is stable and the density of these species in most cases is higher than in the former EU countries. However, in the case of the forest habitats, many bird species related to this habitat show declining population trend and the forest biodiversity index has a significant decline since 2003. The MMM provide a unique tool for monitoring the biodiversity in Hungary for the main habitats and at the same time could provide important information about the influence of EU memberships on the natural values of the region of Europe from where relevant data is not or hardly available.

Keywords: Biodiversity monitoring, birds, population trends

Az organikus gazdálkodás hatása a biodiverzitásra

Tóth Zoltán¹ és Báldi András²

¹Pécsi Tudományegyetem, Zootaxonomiai és Szünzoológiai Tanszék
7624 Pécs, Ifjúság u. 6; E-mail: tothzoltan81@hotmail.com
²MTA-MTM Allatökológiai Kutatócsoport
1083 Budapest, Ludovika tér 2; E-mail: baldi@nhmus.hu

Összefoglaló: Az organikus gazdálkodás Európa más országaihoz hasonlóan Magyarországon is egyre elterjedtebb gazdálkodási forma, a Biokontroll Kht. felmérései alapján az ökológiai művelésbe vont területek nagysága 2003-ra már elérte a 113.816 hektárt. A különböző kezelések hatásainak tudományos vizsgálatá az azonban sok módszertani problémát vetett fel, amelyek egyértelmű és széles körben elfogadott megoldása mindmáig hiányzik, pedig a megfelelően kivitelezett kutatásoknak fontos szerepe lehet abban, hogy a meghirdetett agrár-környezetvédelmi célprogramok megfelelő szakmai ellenőrzés mellett valósuljanak meg. Jelen tanulmány célja, hogy a nemzetközi és hazai irodalmi adatok alapján áttekintse organikus gazdálkodásnak a biodiverzitás fenntartásában való alkalmazhatóságát, illetve, hogy megvizsgálja, milyen megfontolásokat kell figyelembe venni a gazdálkodás hatásainak tudományos értékelésénél.

Kulcsszavak: organikus termelés, biodiverzitás fenntartás, agrár-környezetvédelmi célprogramok

Bevezetés

A 20. század második felében Európa mezőgazdasági művelés alatt álló területein egy általános homogenizálódási folyamat indult meg, amely a termelés intenzívebbé válásával együtt jelentős negatív hatást gyakorolt a mezőgazdasági területek élővilágára (Robinson & Sutherland 2002, Benton *et al.* 2003). A 90-es évekre kiterjedő környezetvédelmi problémák kezelésére az Európai Unió tagállamaiban és más nyugat-európai országokban különböző agrár-környezetvédelmi programokat hirdettek meg, melyek célja a természetbarát gazdálkodás anyagi támogatásával a biodiverzitás csökkenésének megállítása, illetve lehetőség szerinti növelése (Kleijn & Sutherland 2003). Ugyanakkor különféle alternatív gazdálkodási formák is megjelentek a mezőgazdaságban, amelyek környezetbarát, vegyszermentes termékek előállítását tűzték ki célul (Le Guillou & Scharpé 2000). A különböző irányzatok közül az organikus (ökológiai, bio-) gazdálkodás az évek során jól szervezett mozgalommá nőtte ki magát, s központi szabályozó intézkedések (pl. 2092/91 ECC Rendelet) következtében a termelés szigorú nyomon követése is megvalósult. Az utóbbi években több vizsgálat során is bebizonyosodott, hogy az organikus gazdálkodásnak szerepe lehet a biodiverzitás agrárterületeken való megőrzésében (pl. The Soil Association, 2000). Bár alapvető célkitűzéseiben az organikus művelés (vegyszermentes, egészséges termékek előállítása) különbözik az agrár-

környezetvédelmi programok elsődleges feladatától (természetbarát gazdálkodás támogatása), azonban mint egész gazdálkodási rendszert érintő kezelés, az organikus gazdálkodás jelentős pozitív hatással bírhat az élővilág számára is (pl. Van Elsen 2000, Döring & Kromp 2003).

Jelen tanulmány célja, hogy a nemzetközi és hazai irodalmi adatok alapján áttekintse az organikus gazdálkodásnak a biodiverzitás fenntartásában való alkalmazhatóságát, illetve, hogy megvizsgálja, milyen megfontolásokat kell figyelembe venni a gazdálkodás hatásainak tudományos értékelésénél.

Az agrár-környezetvédelem helyzete Nyugat-Európában

Napjainkban Európa területének jelentős része, mintegy 44%-a mezőgazdasági művelés alatt áll (Caradec *et al.* n.d., http://europa.eu.int/comm/agriculture/envir/report/en/terr_en/report.htm), melynek következtében az európai biodiverzitásnak nagy hányada olyan területeken létezik, amelyeket elsődlegesen emberi vagy állati fogyasztásra szánt élelem termelésére használnak (Krebs *et al.* 1999). Az 1950-es évek végétől kezdve a modern mezőgazdaság legfontosabb célja a primer produkció lehető legnagyobb mértékű növelése volt, így a termelés fejlődése a megművelt területeken az intenzifikáció irányába vezetett (Robinson & Sutherland 2002). A modernizáció a területhasználat mértékén kívül jelentős változásokat hozott a használatos technikákban és a tájszerkezetben is (Meeus 1993), így olyan élőhelyek, mint a kisméretű fás területek, facsoportok, sövények, árkok jórészt eltűntek a mezőgazdasági területekről (Agger & Brandt 1988, Faragó 1997). Az intenzív termelés és a tájszerkezet átalakulása a megművelt területek ökoszisztémájának leegyszerűsödését és félig mesterséges rendszerek létrejöttét eredményezte, amelyek állandó emberi beavatkozást igényelnek fennmaradásukhoz (Altieri 1999). Ezek a modernizációs folyamatok azonban nem kívánatos környezeti hatással jártak. Az elmúlt negyed évszázadban a mezőgazdaság intenzifikációja és terjeszkedése a világ biodiverzitásának egyik legjelentősebb veszélyeztető tényezőjévé vált (Tilman *et al.* 2001, Hole *et al.* 2005). Ma már rengeteg megfigyelés utal arra, hogy Európában az intenzív termelés okolható a mezőgazdasági területeken élő madárfajok létszámcsökkenéséért (pl. Tucker 1997, Siriwardena *et al.* 1998, Krebs *et al.* 1999, Chamberlain *et al.* 2000, Donald *et al.* 2001, Benton *et al.* 2003, Verhulst *et al.* 2004), és sok növényfaj, illetve gerinctelen állatcsoport visszaszorulásáért is (pl. Donald 1998, Wilson *et al.* 1999, Benton *et al.* 2002, Preston *et al.* 2002, Penna *et al.* 2003, Zechmeister *et al.* 2003) az elmúlt évtizedekben. Nem meglepő, hogy a veszélyeztetett európai madárfajok közel 60%-a kötődik valamilyen formában a síkvidéki mezőgazdasági területekhez (Tucker & Heath 1994). Bár ezek a hatások a '90-as évek elejétől jól ismertek, az előrejelzések szerint a mezőgazdaság további intenzifikációja várható (Tilman

et al. 2001), és a napjainkban bekövetkező változások, mint a genetikailag módosított termények (GMO) mind szélesebb körű alkalmazása, valószínűleg további káros hatással lesznek a biodiverzításra (Watkinson *et al.* 2000).

A biodiverzításban bekövetkezett veszteség miatti aggodalom egyik következménye volt az agrár-környezetvédelmi programok (agri-environmental schemes, AES) bevezetése Nyugat-Európában (Kleijn *et al.* 2001). A Közös Agrárpolitika (Common Agricultural Policy, CAP) 1985-ben bekövetkezett reformja és az Európai Unió 2078/92-es Rendelete lehetővé tette az egyes tagállamok számára, hogy olyan agrár-környezetvédelmi programokat indítsanak el, melyek központi támogatás igénybevételével megfelelő ösztönzést nyújthatnak a mezőgazdasági termelőknek természetbarát kezelések alkalmazásához (Peach *et al.* 2001). Mindegyik célprogram különféle intézkedések széles skáláját fedi le, amelyek különböznek az elérni kívánt konkrét céltól, országtól, sőt régiótól függően is (Ovenden *et al.* 1998, Donald *et al.* 2002). Legfőbb célkitűzéseik között szerepel a tápanyag (műtrágya) bevitelének és a növényvédő szerek használatának csökkentése, a biodiverzítás megőrzése, a tájkép visszaállítása, illetve a vidék elnéptelenedésének megelőzése. Jelenleg 26 államban létezik ilyen terv, s az Unió mezőgazdasági területeinek durván 20 %-a vesz részt ezekben a programokban. A finanszírozás céljából 1994 és 2002 között megközelítően 24,3 milliárd euró került kifizetésre (Kleijn & Sutherland 2003). Az Európai Unió 2004-es bővítése után az új tagállamokban – kötelezően – szintén bevezetésre kerültek az adott országok adottságaihoz igazodó agrár-környezetvédelmi programok, melyek a többfunkciós európai agrármodellnek (Ángyán *et al.* 2004) megfelelően biztosíthatják a vidéki tájra jellemző élővilág sokféleségének fennmaradását.

Az organikus gazdálkodás kialakulása

Az organikus vagy ökológiai gazdálkodás műtrágya felhasználását tiltó, szintetikus növényvédő szerek szigorúan korlátozott használatán, természetes biológiai cikluson, szerves trágyázáson és biológiai növényvédelmen alapuló gazdálkodási forma (Radics *et al.* 2001). Fontos eleme a vetésforgó alkalmazása és a fenntartható mezőgazdaság kialakításának elősegítése, a környezet védelmével karöltve. Elsődleges célja kiváló minőségű, szermaradványoktól mentes termékek előállítása, illetve olyan módszerek bevezetése, amelyek vegyi készítmények alkalmazása nélkül is megőrzik vagy javítják a talaj termékenységét. A termelés és a forgalmazás előírásainak betartására ellenőrző szervezeteket hoztak létre, s külön rendelkezések szabályozzák az ellenőrzés módozatait, valamint az eladásra kínált termék eredetét, feldolgozását, csomagolását, valamint mindezen jellemzőket tanúsító igazolás (certifikáció) kiállítását (Sárközy n.d., <<http://www.omgk.hu/EU9504/biogazd.html>>).

Az organikus gazdálkodás kialakulása a 20. század első felére tehető, amikor különböző elméleti és gyakorlati irányzatok jelentek meg főként Európa északi és nyugati részén, amelyek a mezőgazdasági művelésben különféle alternatív módszerek alkalmazását hirdették (Le Guillou & Scharpé 2000). Az egyik ilyen irányzat volt az organikus gazdálkodás is, amely Nagy-Britanniában alakult ki Sir Albert Howard 1940-ben megjelent *An Agricultural Testament* című művében megfogalmazott elméletei alapján. A '80-as évekre az organikus gazdálkodás egyre elterjedtebbé vált, részben az alkalmazott technikák folyamatos fejlődésének eredményeként, részben pedig a fogyasztói érdeklődés növekedésével az organikus termékek iránt. Ezekben az években a termelők száma jelentősen megnőtt és új kezdeményezések indultak meg az organikus készítmények szélesebb körű feldolgozása és terjesztése érdekében is. Az organikus gazdálkodás fejlődésében nagy szerepet játszott az erős fogyasztói igény, amely vegyszermentes és környezetbarát termékek megjelenését sürgette, ugyanakkor jelentős ösztönző erő volt az európai mezőgazdaság intenzifikációja, az ökológiai termelés politikai szinten történő elfogadottsága, és mindezek következményeként a biogazdálkodásnak a támogatási rendszerben való megjelenése is.

Az organikus termelés további fejlődését egy központi formai szabályozás jelentette, amely az organikus gazdálkodás hitelességét is szavatolta egyben. A '90-es évek elején az Európai Közösség elfogadott egy hivatalos intézkedési kerettervet (2092/91 ECC Rendelet), szabályozva az organikus élelmiszerek termelését, jelölését, ellenőrzését és áruba bocsátását, amely később több országban is az organikus gazdálkodás törvényi szabályozásához és nemzetközi kezdeményezések beindításához vezetett. A következő évben elfogadott 2078/92-es Rendelet emellett lehetőséget biztosított arra, hogy az organikus gazdálkodók központi anyagi támogatáshoz jussanak a gazdálkodás során alkalmazott módszerek elismeréseként. 1998 novemberében a Biogazdálkodók Világszövetsége (International Federation of Organic Agriculture Movements, IFOAM) megalakította az organikus gazdálkodás alapvető előírásait is, amelyek az organikus termékek előállítását és terjesztését szabályozza. Bár az általa felállított előírások betartása nem kötelező, a szervezet értékes irányelveket alkotott meg, összefoglalva termelési módszereket és a feldolgozás menetét (Le Guillou & Scharpé 2000).

Az agrár-környezetvédelmi célprogramok és az organikus gazdálkodás vizsgálata

Bár az organikus vagy ökológiai művelés eredete sokkal régebbre nyúlik vissza, mint az agrár-környezetvédelmi programoké, a szabályozásuk összekapcsolódik a 2078/92-es Rendelettel, mellyel az organikus gazdálkodás bekeült a támogatott agrár-környezetvédelmi célprogramok közé, mint adoptálható

művelési rendszer. Az olyan fenntartható gazdálkodási rendszereket, mint amilyenek az agrár-környezetvédelmi célprogramok is, sokan lehetséges eszköznek tartják az utóbbi évtizedekben tapasztalható folyamatos biodiverzitás csökkenés megállítására a mezőgazdasági területeken. Ezek a programok egyben lehetőséget jelentenek a gazdálkodók számára anyagi támogatás megszerzésére is, amellyel az EU és az adott nemzeti törvénykezés ezeket a gazdálkodási módokat finanszírozzák (Hole *et al.* 2005). Habár egyértelműnek tűnik, hogy a mezőgazdasági termelés intenzitásának mérséklése hasznos a növény- és állatfajok számára, a meghirdetett célprogramok hatékonysága megfelelően kivitelezett tanulmányok hiányában mindmáig bizonytalan (Kleijn & Sutherland 2003).

Az agrár-környezetvédelmi célprogramok biodiverzításra gyakorolt hatásának egyik legteljesebb áttekintését Kleijn & Sutherland (2003) készítette el az európai kutatások összegzésével. Ennek eredményeként 62 értékelő tanulmányt találtak, amelyek mindössze 5 Európai Unió országából és Svájcban származtak. Ezen belül is a tanulmányok 76%-a Hollandiában és az Egyesült Királyságban készült, amely államok máig az agrár-környezetvédelmi tervek megvalósítására fordított költségvetésnek csupán 6%-át kapták. További hat elemzést Németországban, három Írországban, egyet pedig Portugáliában készítettek. A mediterrán és hegyvidéki területeken, melyek jelentős mértékű támogatásban részesülnek, alig végeztek hasonló vizsgálatokat. A fellelt tanulmányok többségében a kutatás módszertana nem volt megfelelő ahhoz, hogy megbízható értékelést adjon a vizsgált célprogramok hatékonyságát illetően. A tanulmányok 31%-a nem tartalmazott egyáltalán statisztikai elemzést, ahol pedig kísérletes megközelítést alkalmaztak, ott a vizsgálat a kivitelezés miatt a kívánt eredmény irányába torzított. Egészébe véve a tanulmányok 54%-nál a vizsgált fajok (taxonok) növekedést mutattak, míg 6% esetében csökkent a fajgazdagság vagy a vizsgált populációk abundanciája, a kontroll területekkel történt összehasonlítás eredményeként. Az elemzések 17%-nál bizonyos fajok növekedést, míg mások csökkenést mutattak, 23% esetében pedig az agrár-környezetvédelmi programnak semmilyen hatását nem sikerült kimutatni. Tehát a vizsgált támogatási rendszereknek mindössze a felében lehetett kimutatni egyértelmű pozitív hatást a biodiverzitás szempontjából. Más kutatások szintén alátámasztják ezt az eredményt a meghirdetett programok hatékonyságát illetően (Baur 1998, Kleijn *et al.* 2001, Hoogeveen *et al.* 2002, Kleijn & van Zuijlen 2003, Zechmeister *et al.* 2003).

Ugyanakkor más tanulmányok arra a következtetésre jutottak, hogy az agrár-környezetvédelmi célprogramok jelentős természetvédelmi értékkel bírnak. Van Buskirk & Willi (2004) 127 európai és észak-amerikai tanulmányt vizsgált meg, amelyek eredményeit felhasználva meta-analízis segítségével a felhagyásnak (*set-aside*), mint agrár-környezetvédelmi kezelésnek a hatását elemezték négy taxonra nézve (madarak, rovarok, pókok és növények). A különböző célprogramoknak megfelelően kezelt területek közül azokat vették figyelembe a

vizsgálat során, amelyek megfeleltek bizonyos kritériumoknak. Ezek a következők voltak: legalább egy éve részt vesznek már valamilyen célprogramban, semmilyen vagy csak kis mértékű trágyázás, kémiai anyagbevitel jellemző, nincsen vagy csak kis mértékű a legeltetés vagy a szántóföldi művelés, kaszálás csak június végén történik, ha van egyáltalán, illetve a területükön található vegetáció természetes regeneráció eredményeképp jött létre vagy a terület felhagyásának elején fű- és virágkeverékkel való bevetés következményeként. A szerzők a tanulmány során azt tapasztalták, hogy a felhagyott területeken mind a négy taxon fajszáma megnövekedett a kontrollként használt, konvencionálisan művelt területekéhez képest, s a vizsgált populációk denzitása is magasabb volt ezeken a földeken.

Az agrár-környezetvédelmi célprogramok sikerességét értékelő vizsgálatok tehát korántsem egyértelműek, a napjainkban zajló kutatások egy része azonban arra enged következtetni, hogy hatékonyságuk nem egyértelműen bizonyított.

Az agrár-környezetvédelmi célprogramok döntő többségéhez képest az ökológiai gazdálkodási célprogram több szempontból is különböző. A művelési rendszer középpontjában a megfelelő minőségű, vegyszermentes, eladható termék előállítása áll. Ez a legfontosabb megközelítésbeli különbség más programokhoz képest: az intézkedések közvetetten vonatkoznak a természet védelmére, nem egyes direkt intézkedések formájában (mint pl. a késleltetett kaszálás esetében, amely a legelőkön fészkelő madarak sikeres költését biztosíthatja), a megszorítások elsődleges célja környezetkímélő módon organikus produktum létrehozása. A szabályok ezen kívül a termelés egész rendszerét érintik (ún. „whole system approach”), amellett, hogy bizonyos művelési eljárásokat konkrétan tiltnak vagy korlátoznak. A másik nagyon fontos különbség az, hogy szigorú ellenőrző apparátus áll rendelkezésre a gazdálkodók, illetve a termelés és eladás nyomon követésére, amely az agrár-környezetvédelmi programok esetében nem ennyire kidolgozott.

Kleijn & Sutherland (2003) felmérésük során a fennálló különbségek miatt nem is vették figyelembe azokat a kutatásokat, amelyek organikus művelésű területeket vizsgáltak, s hasonlóképpen Van Buskirk & Willi (2004) sem nem vették figyelembe tanulmányuk során az organikus gazdálkodást vizsgáló kutatásokat.

Azonban más vizsgálatok során azt tapasztalták, hogy az olyan egész gazdálkodási rendszert érintő programok, mint amilyen az organikus művelés, jelentős haszonnal bírhatnak az élővilág számára is (pl. Kromp 1990, Pfiffner 1997, Friebe 1998, Van Elsen 2000, The Soil Association 2000, Döring & Kromp 2003). Egy hollandiai (Christensen *et al.* 1996) és egy angliai (Chamberlain *et al.* 1999) összehasonlító tanulmányban, ahol konvencionálisan kezelt és organikus művelés alatt álló területek madárvilágát vizsgálták, azt találták, hogy az utóbbi területeken nagyobb volt a költő és telelő madarak denzitása, mint a közeli konvencionálisan kezelt területeken. Ezt a következtetést alátámasztják a citromsármányon (Petersen 1994) és a mezei pacsirtán (Wilson

et al. 1997) végzett tanulmányok is, amelyek magasabb költségi sikert, fészekalj méretet és fióka túlélést dokumentáltak az organikus művelés alatt álló területeken.

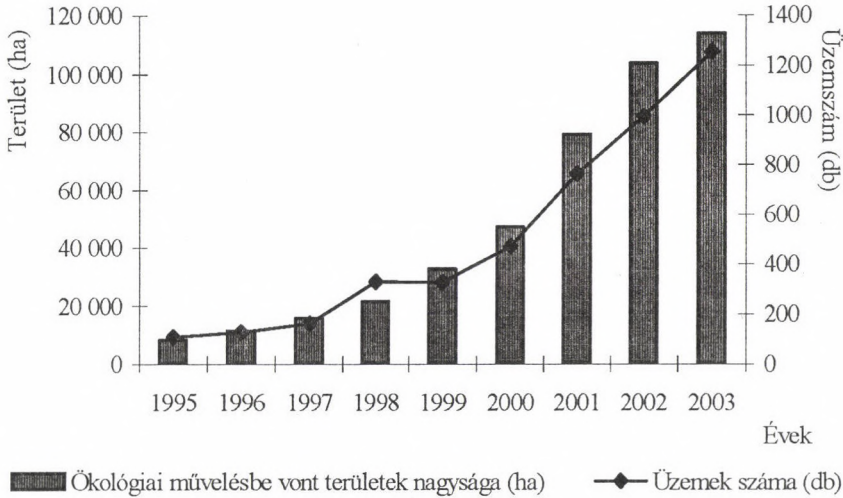
Az organikus gazdálkodási rendszer biodiverzitás fenntartó hatását bizonyítja a témában megjelent cikkek eredményeit összefoglaló review is. Hole et al. (2005) összesen 76 olyan tanulmányt talált és vizsgált meg, amelyek az organikus gazdálkodás alatt álló és konvencionálisan kezelt területek biodiverzitását hasonlítják össze, különböző taxonok széles skáláját lefedve. Ezek azonban olyan mértékben különböznek egymástól módszertanukat és az alkalmazott indexeket, statisztikai eljárásokat tekintve, hogy csak kvalitatív összevetést engedhettek meg annak kiderítésére, hogy az organikus gazdálkodás valóban pozitív hatással bír-e a biodiverzitás szempontjából a konvencionális kezeléssel összevetve. Az összegzéshez felhasznált 76 tanulmányban az egyszerre több taxont is vizsgáló tanulmányok miatt összesen 99 esetben 9 különböző rendszertani csoportot tanulmányoztak. Eredményképpen azt kapták, hogy az organikus művelésű területeken az esetek 66,7%-ában magasabb volt a populációk denzitása és/vagy a fajszám adott taxonok esetén, mint a konvencionális művelésű területeken, 8%-ban negatív volt a gazdálkodás hatása, míg 25,3%-ban nem volt változás vagy mindkét irányú változás előfordult különböző taxonok között. A szerzők szerint az eredmények alapján általánosságban elmondható, hogy organikus gazdálkodás a vizsgált tanulmányok többségénél pozitív hatással volt a biodiverzitásra. Emellett külön figyelmet érdemel az a tény, hogy a kedvező hatást sok esetben olyan fajoknál figyelték meg, amelyek állománya az utóbbi időben az intenzív termelés miatt lecsökkent, így természetvédelmi programok célfajáivá váltak. Ilyen fajok Nagy-Britanniában a mezei pacsirta (*Alauda arvensis* Linnaeus, 1758), a bóbic (*Vanellus vanellus* L., 1758), a kis és a nagy patkósorrú denevér (*Rhinolophus hipposideros* Bechstein, 1800 és *R. ferrumequinum* Schreber, 1774), illetve a vetési boglárka (*Ranunculus arvensis* L., 1753). Ugyanakkor a tanulmányok kisebbik részénél semleges, sőt negatív hatást is megfigyeltek, amelyet Hole et al. (2005) a tanulmányokon belüli, illetve azok közötti következtetésekkel magyaráznak. Véleményük szerint ezek az eredmények egyrészt adódhatnak a kölcsönhatások komplexitásából, amelyek a nagyszámú környezeti változó és a vizsgált taxonómiai csoportok között fennállnak. Másrészt ezek jelezhetik azt is, hogy az organikus gazdálkodás pozitív hatása változhat különböző faktorok hatására, így a területek elhelyezkedésének, az éghajlatnak, a termelt növényfajnak a függvényében is. Ehhez járul hozzá az a tény is, hogy az organikus gazdálkodásból származó haszon nem csupán a valóban kötelező standard eljárásoktól függ, hanem a gazdálkodók hozzáállásától és etikai meggyőződésétől is (Greenwood 2000, Shepherd et al. 2003). Van ugyanis olyan termelői réteg, amely nem osztja az organikus termelés környezettudatos filozófiáját és csak az anyagi érdekek miatt kezd organikus gazdálkodásba. A vizsgálat során a szerzők három keze-

lési eljárást emeltek ki, amelyek nem kizárólagosan, de főként az organikus gazdálkodásra jellemző, s melyek különösen pozitív hatásúak a mezőgazdasági területek biodiverzitására. Ilyen a műtrágyák és peszticidek alkalmazásának korlátozása vagy tiltása, a közvetlenül nem művelt élőhelyek (pl. sövények, facsoportok, árkok, csatornák) természetbarát kezelése, illetve a vegyes gazdálkodás megőrzése.

Magyarország és az organikus gazdálkodás

Az ökológiai gazdálkodás megjelenése Magyarországon a '80-as évek elejére tehető a Biokultúra Egyesület 1983-as megalakulásával. Nyugat-Európához hasonlóan a művelési rendszer minél szélesebb körben való megismertetése és elterjesztése hazánkban is különböző civil szervezetekhez köthető. Ma két ellenőrzési szervezet működik Magyarországon (Biokontroll Kht. és a Hungária Öko Garancia Kft.), amelyek az ökológiai gazdálkodással foglalkozó termeszők gazdaságának és termékeinek ellenőrzésével, illetve az ökológiai minőség tanúsításával foglalkoznak.

Az 1983 és 1994 közötti időszakban az organikus gazdálkodás alatt álló területek nagyságáról nincsenek pontos adatok. A Biokontroll Kht. által összegyűjtött információ alapján kezdetben legfeljebb 1-2 ezer hektár lehetett az ökológiai gazdálkodásba vont területek nagysága, amely a jelzett időszak végére kb. 3500-4000 hektárra növekedett. A közölt adatok nem teljesen pontosak, mivel ekkor még nem létezett sem bejelentési kötelezettség, sem statisztikai adatgyűjtés, amely alapján precízebb becslés lenne adható. Ezen kívül a 140/1999-es (IX.3.) Kormányrendelet bevezetéséig 7-8, ma már nem működő szervezet is végzett ellenőrzést (Biokontroll Hungária Kht. n.d., <[http:// www.biokontroll.hu/biokontroll/index.html](http://www.biokontroll.hu/biokontroll/index.html)>). Az 1995-től ökológiai gazdálkodást folytató üzemek számát, valamint az ökológiai művelésbe vont területek nagyságát az 1. ábra mutatja (a Biokultúra Egyesület és a Biokontroll Kht. kimutatásai nyomán).



1. ábra: Az ökológiai gazdálkodásban résztvevő üzemek száma és az érintett területek nagysága 2003-ig

A 2003. év adatai alapján Magyarország mezőgazdasági területeinek mintegy 1,83%-án folyt a Biokontroll Kht. ellenőrzése mellett ökológiai gazdálkodás (összesen 113 816 hektáron). Az ellenőrzött területből a legmagasabb részesedést a gyepek érték el (42,7%), amelyet a gabonafélék követtek (21,9%), de jelentős volt az ipari növények (10,1%) aránya is (Biokontroll Hungária Kht. n.d., <<http://www.biokontroll.hu/biokontroll/okonap.htm>>).

Az ökológiai gazdálkodást az Európa Tanács 2092/91/EGK Rendelete szabályozza, rendelkezve a mezőgazdasági termékek ökológiai termeléséről, valamint a mezőgazdasági termékeken és élelmiszereken erre utaló jelölésekről az Unióban, így Magyarországon is. Hazánkban a 2092/91-es Rendeletet kiegészítve, a 74/2004-es (V. 01.) FVM Rendelet az előállítás, forgalmazás és jelölés egyéb eljárási szabályait tartalmazza, melynek hatályba lépésével az 5. § alapján egyidejűleg hatályát veszítette a mezőgazdasági termékek és élelmiszerek ökológiai követelmények szerinti előállításának, forgalmazásának és jelölésének részletes szabályairól szóló 2/2000. (I. 18.) FVM-KöM együttes rendelet, valamint az azt módosító 82/2002. (IX. 4.) FVM-KvVM együttes rendelet is.

Magyarországon 2002-ben indult el a Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program (NAKP), amely kötelezően bevezetett előcsatlakozási programként az agrár-környezetvédelmi és tájgazdálkodási rendszerek kidolgozását és kísérleti elindítását tűzte ki célul (Ángyán *et al.* 2004). Ezen belül elsősorban a különböző térségek adottságainak megfelelő, ahhoz igazodó fenntartható mezőgazdasági földhasználat kialakítására került sor agrár-környezetvédelmi célprogramok formájában, amelyeken belül helyet kapott az ökológiai gazdálkodás is.

2002 és 2004 között a területi arányok alapján legnagyobb érdeklődés a gyep-hasznosítási célprogram iránt mutatkozott (38%), míg második helyen az ökológiai gazdálkodási célprogram állt (25%), mutatva a fokozott érdeklődést eme földművelési rendszer iránti. Magyarország előcsatlakozási programjai – mint pl. a NAKP is – az Európai Uniós csatlakozással véget értek, kibővített folytatását a Nemzeti Vidékfejlesztési Terv (NVT) jelenti, melyen belül is kiemelkedik az agrár-környezetgazdálkodási rendszerek földalapú támogatása, melynek részét képezi az ökológiai gazdálkodás további finanszírozása is (Ángyán *et al.* 2004).

Kutatási problémák

Hole *et al.* (2005) tanulmányukban számos tényre hívják fel a figyelmet, amelyek az organikus kezelés hatását vizsgáló kutatások kiértékelését nehezítik, de általános megközelítésben minden olyan agrár-környezetvédelmi kutatásban figyelmet érdemelnek, amelyek eltérő gazdálkodás alatt álló területek összevetésén alapulnak. A szerzők szerint az organikus és konvencionális gazdálkodás biodiverzitásra gyakorolt hatásának összehasonlítása különböző tanulmányok alapján sok esetben hibás értékeléshez vezethet, amely a következő okokkal magyarázható:

1. *Az organikus termelés előírásai országonként változók.*

Jóllehet az IFOAM kidolgozta azokat az eljárásokat, amelyek egységesen az organikus gazdálkodás alapját képezhetik, azonban betartásuk nem kötelező, inkább ajánlásoknak felelnek meg. Bár a 2092/91-es Rendelet betartása minimálisra csökkentheti a különbségekből adódó hibát, bizonyos mértékű eltérések a szabályozásban előfordulhatnak az országok között.

2. *Az egyes tanulmányok különböznek a külső változók figyelembevételében.*

Hibás eredmények adódhatnak, ha az egyes kutatások különböző mértékben vesznek figyelembe olyan külső tényezőket, amelyek nagymértékben befolyásolják az adott területre jellemző életközösség szerkezetét, diverzitását (pl. tájszerkezet). Ha az áttekintés során olyan tanulmányokat vetünk össze egymással, amelyek jelentősen eltérnek egymástól e változók figyelembevételében, hamis következtetéseket vonhatunk le a kezelés hatékonyságát illetően.

3. *Néhány vizsgálat csupán egy évszakot vagy évet ölel fel, s emiatt sokkal inkább az életközösség sztochasztikus változékonyságát reprezentálja, mint a kezelések közötti eltérés hatását.*

4. *Jelentős variáció tapasztalható a tanulmányok térléptékében.*

Azok a kutatások, melyek gerinces fajok vizsgálata által elemzik a kezelés hatását, szükségszerűen jóval nagyobb térléptékben valósulnak meg, mint a gerinctelen, illetve növényi közösségeket vizsgáló tanulmányok. Ez utóbbiak a

kis térlépték miatt bizonyos konkrét gazdálkodási intézkedések értékelésére sokkal alkalmasabbak, azonban rendszer szintű hatás nem vizsgálható velük.

5. Különböző vizsgálatok a biodiverzitás különböző mérőszámait használják.

Az egyes tanulmányok egymással történő összevetését nagymértékben nehezíti az a tény, hogy a különböző tanulmányok gyakran eltérő mérőszámokat (fajgazdagság, abundancia, költési siker) használnak az értékelésnél a területek közötti különbségek kifejezésére.

Mindezek mellett néhány tényező az organikus termelés biodiverzításra gyakorolt hatásának alábecsülését is eredményezi (Hole *et al.* 2005). A párba állítás módszere miatt számos vizsgálatnál megfigyelhető, hogy az összehasonlításból kimaradnak a legjellemzőbb, legintenzívebben művelt konvencionális területek, mivel nincsen hasonló méretű organikus föld az összehasonlításhoz. Ehhez járul még hozzá az is, hogy az organikus termelés jelentős hatásainak detektálása kis léptékben nehéz lehet, főként a madarakhoz és lepkékhez hasonló mobilis taxonok esetében.

A fenti irodalmi megfontolásokat is figyelembe véve ahhoz, hogy érdemben vizsgálhassuk organikus és konvencionális gazdálkodás alatt álló mezőgazdasági területeken a biodiverzitás mértékét, amely alapja lehet egy összehasonlító tanulmánynak, a következő kritériumokat kell szem előtt tartani:

Először is a kiválasztott területeknek reprezentatívnak kell lenniük. Ehhez a nagytáblás konvencionális kezelésű területeket is be kellene vonni a vizsgálatba, hiszen ezek dominálnak a mai mezőgazdasági termelésben. Ennél a kritériumnál azonban más szempontokat is mérlegelni kell, ugyanis egy nagytáblás konvencionálisan kezelt szántóföld esetében előre megjósolható, hogy kisebb biodiverzitást fogunk tapasztalni, mint bármilyen organikus területen, köszönhetően a méretből és a struktúrából adódó környezeti tényezőknek, mint pl. a terület heterogenitása, szegélyek befolyásoló hatása. Mindezek következtében a kisebb méretű konvencionálisan kezelt területeken is magasabb biodiverzitás prediktálható a nagytáblással szemben, hiszen a biodiverzitás nagyságát más változók is befolyásolják, nem csupán a kezelés, illetve a termelés intenzitása. Az esetleges párosításhoz ezért olyan organikus kezelt területeket kell kiválasztani, amelyek hasonló környezeti változókkal rendelkeznek, mint a nagytáblás mezőgazdasági területek. Ennek következtében a felmérés során csak akkor vehetőek figyelembe a nagyméretű, intenzíven kezelt területek, ha megfelelő organikus művelésű területek is rendelkezésre állnak a párosításhoz, különben a tanulmány eredménye torzított lesz.

A kutatás során emellett megfelelő térléptéket kell kiválasztani, hogy lehetőség legyen olyan környezeti tényezőket is vizsgálni, amelyek befolyásolhatják adott területen a biodiverzitást, ugyanakkor megfelelően nagynak is kell lennie a térléptéknek, hogy ne csak adott területre vonhassunk le következtetéseket, illetve, hogy erősen mobilis taxonok is vizsgálhatóak legyenek.

A területpárosítás módszerének lényege pontosan az, hogy a párok egymástól különböző adottsággal (tájszerkezet, elhelyezkedés stb.) rendelkeznek, de a páron belül nagyjából hasonlóak ezek a környezeti változók. Így tisztán tanulmányozható a kezelés hatása anélkül, hogy a biodiverzitást befolyásoló tényezőket (akár regionális, akár lokális szinten) az eredmények szempontjából is vizsgálni kellene. Azonban nem szabad megfeledkezni arról, hogy a megfelelő területpárok kiválasztása ezért külön figyelmet igényel, hiszen rossz területpárok kijelölése az egész vizsgálat hitelességét megkérdőjelezheti.

A kutatási helyszínnek kijelölésénél fontos kritérium, hogy olyan területeket válasszunk, ahol elég hosszú ideje folyik adott kezelés, hogy egyáltalán mérhető hatása legyen az élővilágra. Ehhez nyilvánvalóan évekre van szükség, ezért érdemes csak azokat a területeket felhasználni a vizsgálat során, amelyeken évek óta alkalmazzák ugyanazt a kezelést. A konkrét időtartamok tekintetében a szakirodalomban találkozhatunk néhány ajánlással. Moreby *et al.* (1994) és Armstrong (1995) szerint az organikus gazdálkodásra történő átállás utáni évben még alig tapasztalható bármilyen hatás, tehát ekkor még értelmetlen bármilyen vizsgálatot is végezni adott területen. Az agrár-környezetvédelmi programok hatékonyságát vizsgáló, EASY (Evaluating current European Agri-environment Schemes to quantify and improve nature conservation efforts in agricultural landscapes) elnevezésű, az Unió 5. Keretprogramjához tartozó projekt esetében a legalább 5 éve azonos módon kezelt területeket veszik csak figyelembe az értékelésnél (Website EASY – EU 5th framework – effectiveness of agri-environmental schemes (n.d.), <<http://www.dow.wau.nl/natcons/NP/EASY>>). Az 5 éves időtartam általánosan elfogadottnak mondható, bár egyes taxonok esetében ez sem feltétlenül elegendő: Irmeler (2003) szerint az organikus gazdálkodás fajdiverzitás növelő hatása a futóbogarak esetében csupán néhány évtized elteltével jelentkezik.

Ahhoz, hogy az elvégzendő vizsgálat más kutatások eredményeivel is összevethető legyen, megfelelő mérőszámot kell választanunk a tapasztalt változások jellemzésére is. Nem szabad megfeledkezni arról, hogy fontos különbség van, pl. az egyes fajok szaporodási sikerének csökkenése, állománycsökkenése, bizonyos taxonok fajszaám csökkenése vagy egy terület biodiverzitásának csökkenése között. A következetlenségek elkerülése érdekében a konklúziók általánosításával ezért óvatosan kell bánni.

Konklúziók

Az organikus gazdálkodás Európa más országaihoz hasonlóan Magyarországon is egyre elterjedtebb gazdálkodási forma. Ezt bizonyítja, hogy a Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Programban az ökológiai gazdálkodási célprogram a résztvevők számát tekintve a második legnépszerűbb volt (Ángyán

et al. 2004), s valószínű, hogy a művelésbe vont területek nagysága a Nemzeti Vidékfejlesztési Terv hatására tovább fog emelkedni. Hazánkban a mezőgazdasági területek, s azon belül különösen a szántóföldek agrár-környezetvédelmi szempontú tanulmányozása hiányterületnek számít, pedig az ország területének 63%-a mezőgazdasági művelés alatt áll (Balogh 2003). Ha azonban lenne megfelelő kutatási háttér az alkalmazott kezelések hatásait illetően, lehetővé válna a nyugat-európaihoz hasonló biodiverzitás csökkenés megelőzése az agrárterületeken, amely a Közös Agrárpolitika (Common Agricultural Policy, CAP) bevezetésével reális veszély lehet (Donald *et al.* 2002, Kavcic *et al.* 2003). Az agrár-környezetvédelmi programokkal kapcsolatban a legfőbb probléma ugyanis az, hogy a sokmilliárdos kifizetések mellett szakmai ellenőrzésük lényegében nem valósult meg: 24,3 milliárd eurós támogatás mellé mindössze 62 tanulmány rendelhető (Kleijn & Sutherland 2003). Érdemes tehát és szükséges is megfelelően kivitelezett kutatásokat végezni annak kiderítésére, hogy a támogatott célprogramok, közöttük az organikus gazdálkodás is, hazánkban a remélt pozitív hatással vannak-e a mezőgazdasági területek biodiverzitására, vagy esetleg szükséges módosítani vagy kiegészíteni őket a kívánt hatás elérése érdekében. Az agrár-környezetvédelmi programok magyarországi bevezetése a természetvédelmi érdekek érvényesítésének új lehetőségét rejti magában: az eddig jellemző előírás-kötelezettség-büntetés központú szabályozás helyett a célprogramoknál önkéntes részvétel valósul meg, ahol a gazdálkodók számára a csatlakozáshoz az ösztönző erő a központi anyagi támogatás jelenti. Ezáltal a termelők érdekeltté válnak a természetbarát kezelések alkalmazásában, s hatékonyan működő célprogramok esetén Magyarország még meglévő természeti értékei a mezőgazdasági területeken is megfelelő védelmet élvezhetnek.

A korábban vázolt metodikai kritériumok mellett a hazai kutatások esetében további megfontolásokat is figyelembe kell venni. Külön figyelmet érdemel, hogy hazánk egy különleges biogeográfiai régióban (Pannon régió) helyezkedik el, így a vizsgálatok végső célcsoportjai, amelyek alapján egy-egy kezelés sikeressége vagy sikertelensége megállapítható, különbözőek lehetnek a Nyugat-Európában felhasznált fajoktól. Ehhez járul hozzá az a tény is, hogy az elmúlt évtizedek politikai berendezkedésének köszönhetően Magyarország másféle földhasználati múlttal rendelkezik, mint a nyugat-európai országok többsége, s ennek eredményeként a hazai agrárterületeken sokkal kisebb mértékű változás volt megfigyelhető az élővilágban, pl. populációcsökkenés a madarak esetében (Donald *et al.* 2001). Emiatt pedig az intenzíven kezelt mezőgazdasági területeken viszonylag magas fajgazdagság figyelhető meg még napjainkban is. Ez a tény a különböző kezelési területek összevetését és egyes kezelési rendszerek hatékonyságának megállapítását nagymértékben megnehezítheti, és esetleg új összevetési és értékelési szempontok kialakításának igényét vonhatja maga után.

*

Köszönetnyilvánítás – Ezúton szeretnék köszönetet mondani dr. Tirczka Imrének és dr. Horváth Andrásnak, akik kritikai észrevételeikkel és hasznos tanácsaikkal nagymértékben hozzájárultak a kézirat elkészítéséhez. A cikk megírását az EASY (QLK5-CT-2002-01495) támogatta.

Irodalomjegyzék

- Agger, P. & Brandt, J. (1988): Dynamics of small biotopes in Danish agricultural landscapes. – *Landscape Ecol.* **1**: 227–240.
- Altieri, M. A. (1999): The ecological role of biodiversity in agro-ecosystems. – *Agric. Ecosyst. Environ.* **74**: 19–31.
- Ángyán, J., Podmaniczky, L. & Vajnáne Madarassy, A. (2004): *Nemzeti Vidékfejlesztési Terv. Érzékeny Természeti Területek Programja 2004.* – Könyezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Budapest, pp. 3–7.
- Armstrong, G. (1995): Carabid beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity and abundance in organic potatoes and conventionally grown seed potatoes in the north of Scotland. – *Pedobiologia* **39**: 231–237.
- Balogh, J. (2003): *A magyar mezőgazdaság és élelmiszeripar számokban.* – FVM Nemzetközi Kapcsolatok Főosztálya, Budapest, p. 4.
- Baur, P. (1998): *Ökologischer Ausgleich durch Direktzahlungen: Denkanströsse für eine zielgerechte Weiterentwicklung aus Sicht der Agrarökonomie.* – Institute für Agrarwirtschaft, Eidgenössische Technische Hochschule ETS Zurich, Zürich.
- Benton, T. G., Bryant, D. M., Cole, L. & Crick, H. Q. P. (2002): Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. – *J. Appl. Ecol.* **39**: 673–687.
- Benton, T. G., Vickery, J. A. & Wilson, J. D. (2003): Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? – *Trends Ecol. Evol.* **18**: 182–188.
- Biokontroll Hungária Kht., Biokontroll Kht. (n.d.), Biokontroll Hungária Kht., Budapest, 2004. december 4., <<http://www.biokontroll.hu/biokontroll/index.html>>
- Biokontroll Hungária Kht., Biokontroll Kht. (n.d.), Biokontroll Hungária Kht., Budapest, 2004. december 4., <<http://www.biokontroll.hu/biokontroll/okonap.htm>>
- Caradec, Y., Lucas S. & Vidal, C. (Eurostat) (n.d.): *Agricultural landscapes: over half of Europe's territory maintained by farmers.* 2004. december 4. <http://europa.eu.int/comm/agriculture/envir/report/en/terr_en/report.htm>
- Chamberlain, D. E., Wilson, J. D. & Fuller, R. J. (1999): A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. – *Biol. Conserv.* **88**: 307–320.
- Chamberlain, D. E., Fuller, R. J., Bunce, R. G. H., Duckworth, J. C. & Shrubbs, M. (2000): Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. – *J. Appl. Ecol.* **37**: 771–788.
- Christensen, K. D., Jacobsen, E. M. & Nohr, H. (1996): A comparative study of bird faunas in conventionally and organically farmed areas. – *Dansk Ornitologisk Forenings Tidsskrift* **90**: 21–28.
- Donald, P. F. (1998): Changes in the abundance of invertebrates and plants on British farmland. – *British Wildlife* **9**: 279–289.
- Donald, P. F., Green, R. E. & Heath, M. F. (2001): Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. – *Proc. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.* **268**: 25–29.
- Donald, P. F., Pisano, G., Rayment, M. D. & Pain, D. J. (2002): The common agricultural policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds. – *Agric. Ecosyst. Environ.* **89**: 167–182.

- Döring, T. F. & Kromp, B. (2003): Which carabid species benefit from organic agriculture? A review of comparative studies in winter cereals from Germany and Switzerland – *Agric. Ecosyst. Environ.* **98**: 153–161.
- Faragó, S. (1997): Az élőhelyszerkezet változása a mezőgazdasági termelés függvényében Magyarországon és hatása az elmúlt 100 évben az apróvad állományra. – *Magyar Apróvad Közlemények* **1**: 45–106.
- Friebe, B. (1998): *Verfahren zur Bestandsaufnahme und Bewertung von Betrieben des Organischen Landbaus im Hinblick auf Biotop- und Artenschutz und die Stabilisierung des Agrarökosystems*. – Schriftenreihe Institut für Organischen Landbau 11, Verlag Dr. Köster, Berlin.
- Greenwood, J. J. D. (2000): Biodiversity and environment. – In: Tinker, P.B. (ed.): *Shades of Green – A Review of UK Farming Systems*. – Royal Agricultural Society of England, Stoneleigh Park, pp. 59–72.
- Hoogeveen, Y.R., Petersen, J. E. & Gabrielsen, P. (2002): *Agriculture and biodiversity in Europe*. – Council of Europe, Strasbourg.
- Hole, D. G., Perkins, A. J., Wilson, J. D., Alexander, I. H., Grice, P. V. & Evans, A. D. (2005): Does organic farming benefit biodiversity? – *Biol. Conserv.* **122**: 113–130.
- Howard, A. (1940): *An Agricultural Testament*. – Oxford University Press, London.
- Irmeler, U. (2003): The spatial and temporal pattern of carabid beetles on arable fields in northern Germany (Schleswig-Holstein) and their value as ecological indicators. – *Agric. Ecosyst. Environ.* **98**: 141–151.
- Kavcic, S., Erjavec, E., Mergos, G. & Stoforos, C. (2003): EU enlargement and the Common Agricultural Policy: The case of Slovenia. – *Agr. Food Sci. Finland* **12**: 3–19.
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R. & Gilissen, N. (2001): Agri-environmental schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. – *Nature* **413**: 723–725.
- Kleijn, D. & Sutherland, W. J. (2003): How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? – *J. Appl. Ecol.* **40**: 947–969.
- Kleijn, D. & van Zuijlen, G. J. C. (2003): De effectiviteit van weidevogelpakketten in Zeeland in 7 jaar. – *Levende Natuur* **104**: 40–45.
- Krebs, J. R., Wilson, J. D., Bradbury, R. B. & Siriwardena, G. M. (1999): The second silent spring? – *Nature* **400**: 611–612.
- Kromp, B. (1990): Carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) as bioindicators in biological and conventional farming in Austrian potato fields. – *Biol. Fertil. Soils* **9**: 182–187.
- Le Guillou, G. & Scharpé, A. (2000): *Organic farming. Guide to Community Rules*. – Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, pp. 6–8.
- Meeus, J. H. A. (1993): The transformation of agricultural landscapes in western Europe. – *Sci. Total Environ.* **129**: 171–190.
- Moreby, S. J., Aebischer, N. J., Southway, S. E. & Sotherton, N. W. (1994): A comparison of the flora and arthropod fauna of organically and conventionally grown winter wheat in southern England. – *An. Appl. Biol.* **125**: 13–27.
- Ovenden, G. N., Swash, A. R. H. & Smallshire, D. (1998): Agri-environment schemes and their contribution to the conservation of biodiversity in England. – *J. Appl. Ecol.* **35**: 955–960.
- Peach, W. J., Lovett, L. J., Wotton, S. R., Jeffs, C. (2001): Countryside stewardship delivers rural buntings (*Emberiza cirulus*) in Devon, UK. – *Biol. Conserv.* **101**: 361–373.
- Penna, N. M., de la, Butet, A., Delettre, Y., Paillat, G., Morant, P., Du, L. E. & Burel, F. (2003): Response of the small mammal community to changes in western French agricultural landscapes. – *Landscape Ecol.* **18**: 265–278.
- Petersen, B. S. (1994): Interactions between breeding birds and agriculture in Denmark: from simple counts to detailed studies of breeding success and foraging behaviour. – In: Hagemeyer, E. J. M., Verstrael, T. J. (eds.): *Bird Numbers 1992: Distribution, Monitoring and Ecological Aspects*. – Beek-Ubbergen: Statistics Netherlands, Voorburg/Heerlen & SOVON, pp. 49–56.

- Pfiffner, L. (1997): Welchen Beitrag leistet der ökologische Landbau zur Förderung der Kleintierfauna. – In: Weiger, H., Willer, H. (eds.): *Naturschutz durch ökologischen Landbau*. – Bad Dürkheim, Holm, Germany, pp. 93–120.
- Preston, C. D., Telfer, M. G., Arnold, H. R., Carey, P. D., Cooper, J. M., Dines, T. D., Hill, M. O., Pearman, D. A., Roy, D. B. & Smart, S. M. (2002): *The Changing Flora of the UK*. – DEFRA, London.
- Radics, L., Gál, I., Szalai, Z., Pusztai, P., Szabó, G. & Ertsey, A. (2001): Az ökológiai gazdálkodás általános kérdései. – In: Radics, L. (szerk.) *Ökológiai gazdálkodás*. – Dinasztia Kiadó, Budapest.
- Robinson, R.A. & Sutherland, W. J. (2002): Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. – *Journal of Applied Ecology* **39**: 157–176.
- Sárközy, P. (n.d.), Országos Mezőgazdasági Könyvtár és Dokumentációs Központ, Budapest, 2004. december 4., <<http://www.omgk.hu/EU9504/biogazd.html>>
- Shepherd, M., Pearce, B., Cormack, B., Philipps, L., Cuttle, S., Bhogal, A., Costigan, P., Unwin, R. (2003): An Assessment of the Environmental Impacts of Organic Farming. 2004. december 4. <http://www.defra.gov.uk/science/project_data/DocumentLibrary/OF0405/OF0405_909_TRP.doc>
- Siriwardena, G. M., Baillie, S. R., Buckland, S. T., Fewster, R. M., Marchant, J. H. & Wilson, J. D. (1998): Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. – *J. Appl. Ecol.* **35**: 24–43.
- The Soil Association (2000): *The Biodiversity Benefits of Organic Farming*. – Bristol, UK, pp. 34.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W. H., Simberloff, D. & Schwackhamer, D. (2001): Forecasting agriculturally driven global environmental change. – *Science* **292**: 281–284.
- Tucker, G. M. (1997): Priorities for bird conservation in Europe: the importance of the farmland landscape. – In: Pain, D. J., Pienkowski, M. W. (eds.): *Farming and Birds in Europe: The Common Agricultural Policy and its Implications for Bird Conservation*. – Academic Press, London, pp. 79–116.
- Tucker, G. M. & Heath, M. F. (1994): *Birds in Europe: Their Conservation Status*. – Birdlife International, Cambridge, UK.
- Van Buskirk, J. & Willi, Y. (2004): Enhancement of farmland biodiversity within set-aside land. *Conserv. Biol.* **18**: 987–994.
- Van Elsen, T. (2000): Organic Farming as a challenge for the integration of agriculture and nature development. – In: Stolton, S., Geier, B., McNeely, J. A. (eds.): *The Relationship between Nature Conservation, Biodiversity and Organic Agriculture*. – Proceedings of the International Workshop, Vignola, Italy, 1999, pp. 76–85.
- Verhulst, J., Baldi, A. & Kleijn, D. (2004): Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. – *Agric. Ecosyst. Environ.* **104**: 465–473.
- Watkinson, A. R., Freckleton, R. P., Robinson, R. A. & Sutherland, W. J. (2000): Predictions of biodiversity response to genetically modified herbicide-tolerant crops. – *Science* **289**: 1554–1557.
- Website EASY – EU 5th framework – effectiveness of agri-environmental schemes (n.d.), Wageningen University, Wageningen, 2004. december 4., <<http://www.dow.wau.nl/natcons/NP/EASY>>
- Wilson, J. D., Evans, J., Browne, S. J. & King, J. R. (1997): Territory distribution and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* on organic and intensive farmland in southern England. – *J. Appl. Ecol.* **34**: 1462–1478.
- Wilson, J. D., Morris, A. J., Arroyo, B. E., Clark, S. C. & Bradbury, R. B. (1999): A review of the abundance and diversity of invertebrates and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. – *Agric. Ecosyst. Environ.* **75**: 13–30.

Zechmeister, H. G., Schmitzberger, I., Steuerer, B., Peterseil, J. & Wrбка, T. (2003): The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. – *Biol. Conserv.* **114**: 165–177.

The impact of organic farming on biodiversity

Tóth Z.¹ & Báldi A.²

¹PTE, Department of Zootaxonomy and Synzoology
Pécsi Tudományegyetem

H-7624 Pécs, Ifjúság u. 6, Hungary; E-mail: tothzoltan81@hotmail.com

²MTA-MTM Animal Ecology Research Group

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

Similarly to other European countries, organic farming has become an ever more adopted farming system in Hungary, the summarized area of organic farmlands reached 113.816 hectare in 2003 by the estimation of Biokontroll Kht. However, scientific examinations of different agricultural managements and their impact on biodiversity revealed many methodical problems that still lack of widely admitted solutions, in turn, correctly carried out studies may have an important role in assuring the decent scientific background of the declared agri-environmental schemes. The aim of this study is to review the possible function of organic farming in biodiversity conservation by national and international literature and examine what kind of considerations have to be reckoned with in the scientific researches.

Keywords: organic farming, maintaining biodiversity, agri-environmental schemes

Az erdők természetességének és eredetiségének értelmezése

Bartha Dénes

*Nyugat-Magyarországi Egyetem Növénytan Tanszék
9400 Sopron Bajcsy-Zs. u. 4; E-mail: bartha@emk.nyme.hu*

Összefoglaló: Az erdők természetvédelmi szempontú megítélésének fontos kritériuma a természetesség és az eredetiség. A két fogalmat gyakran szinonimaként kezelik, ezért a tanulmány definiálja a fogalmakat, s e szempontok szerint tipizálja az erdőket. Értelmezésre kerül az eredetiség és a természetesség közötti különbség, valamint bemutatásra kerül e két szempont szerinti természetvédelmi értékelés előnye és hátránya is. A szerző végül a természetes erdő fogalmát járja körül.

Kulcsszavak: természetesség, eredetiség, természetes erdő, ősi erdő, természetvédelmi értékelés

Bevezetés

A tartamos (fenntartható) erdőkezelés legfontosabb princípiuma az utóbbi időszakban az erdők biodiverzitásának és természetességének megőrzése lett (Winter *et al.* 2004). Tény, hogy maga a biodiverzitás sokkal nagyobb figyelmet kapott eddig, mint a természetesség és a tőle megkülönböztetendő eredetiség, mely utóbbi fogalmak értelmezésére vállalkozik e tanulmány. A biodiverzitás és a természetesség illetve eredetiség közötti kapcsolat elemzésével viszont e helyen nem foglalkozunk.

A természetesség fogalma

A természetesség fogalmának elemzésénél Hoerr (1993) két fő megközelítést különít el. Szerinte az egyik nézőpontot a konzerváció-biológusok képviselik, akiknek az a feladata, hogy olyan természeti területeket jelöljenek ki és őrizzenek meg, ahol minimális az emberi bolygatás. A másik nézőpont inkább filozofikus, amely azzal érvel, hogy minden természetes, mivel az emberiség a természet része.

A természetes állapot meghatározására többféle, egymástól eltérő definíciót találunk a szakirodalomban: 1. "...az ember által teljesen érintetlen természet" (Scherzinger 1996); 2. "...az ember által közvetve befolyásolt, de közvetlen hatás nélkül érintett természet" (Bergstedt 1997); 3. "...vadászattal és gyűjtögetéssel hasznosított, de más közvetlen hatás nélkül érintett természet" (Reif 1999/2000). Fenti meghatározásokból – melyek közel ugyanazon időben születtek – látható, hogy eltérő szerzők eltérő módon értékelik a természetes állapotot. A különbség

abban van, hogy egyesek (pl. Scherzinger, 1996) mindenféle emberi hatást kizárnak, természetesnek az ember által érintetlen természeti környezetet vélik, míg mások (pl. Bergstedt 1997; Reif 1999/2000) bizonyos közvetett antropogén terheléseket elfogadhatónak tartanak. Valamennyi, az itt nem részletezett meghatározások is megegyeznek abban, hogy az ember közvetlen hatását teljes mértékben kizárják.

A természetesség alatt hétköznapi értelemben (Anon. 1978) valaminek a természetes voltát, természet adta, vele született eredetiségét, természetszerű rendjét, szükségszerűségét értjük. A természeti környezet természetessége alatt viszont az alábbiértelmezzük (Anon. 2002): *Természetesség* = a növénytakarónak, illetve a növénytársulásoknak az a tulajdonsága, amely megmutatja, hogy valamely életközösség faji összetételében és eloszlásában mennyire tükrözi a bolygatástól mentes, azaz természetes termőhely adottságait.

Hasonló felfogást tükröz az 1996. évi LIII. törvény (a természet védelméről) is, amely már differenciáltan alkalmazza a természetes és természetközeli fogalmakat. Értelmezésében *természetes állapot*: az az élőhely, táj, életközösség, melynek keletkezésében az ember egyáltalán nem, vagy – helyreállításuk kivételével – alig meghatározó módon játszott szerepet, ezért a benne végbemenő folyamatokat többségében az önszabályozás jellemzi; *természetközeli állapot*: az az élőhely, táj, életközösség, amelynek kialakulására az ember csekély mértékben hatott (természeteshez hasonló körülményeket teremtve), de a benne lejátszódó folyamatokat többségükben az önszabályozás jellemzi, de közvetlen emberi beavatkozás nélkül is fennmaradnak.

Peterken (1996) az erdőkre alkalmazott természetesség megközelítésénél a szerint járt el, hogy a természetes erdőket a már emberi hatások alatt álló erdők kezelésének meghatározásakor referenciaként használhassuk. Ezért az emberi hatások hiányán keresztül ragadja meg az erdők természetességét, azaz a zavartalan fejlődés hatására kialakult erdőt tekinti természetesnek. A természetességnek különböző típusait különíti el, melyek a következők:

1. *Eredeti természetesség:*

Azon állapot, amely akkor állt fenn, mielőtt az ember szignifikáns ökológiai faktorrá vált volna. Angliában általában az atlantikus periódus preneolitikus erdeit tekintik eredeti természetességű erdőnek, bár újabban a mezolitikumi kultúráról is azt tartják, hogy hatással volt az erdőkre.

2. *Jelenkori természetesség:*

Azon állapot, mely akkor uralkodna, ha az ember nem vált volna szignifikáns ökológiai faktorrá. Ez a fogalom magába foglalja, hogy az éghajlat és a talaj az utolsó 5000 év alatt megváltozott, s így napjaink természetes erdei különböznek a múltbeli eredeti természetességű erdőktől.

3. *Múltbeli természetesség:*

Azon erdőkre jellemző, melyek komponenseiket közvetlenül az eredeti természetességű erdőktől örökölték. Az eredeti természetesség és a jelenkori természetesség kombinációja.

4. *Potenciális természetesség:*

Azon állapot, mely akkor fejlődne ki, ha az emberi behatást teljesen megszüntetnénk, s ennek eredményeként létrejövő szukcesszió adott pillanatban befejeződne. Ez a hipotetikus állapot magyarázza az őshonos fajok aktuális előfordulásának lehetőségét adott helyen, az uralkodó éghajlati körülmények között.

5. *Jövőbeli természetesség:*

Az az állapot, mely akkor fejlődne ki, ha az emberi behatás teljesen és huzamosan megszűnne. Ez azt is jelenti, hogy a jelenlegi fajkészlet változhat a kipusztulások és meghonosodások útján, további fajok kolonizálhatják a területet, és a talaj megváltozhat a szukcesszió előrehaladtával, valamint az éghajlat folyamatosan változni fog.

Fenti alapfogalmak nem alkalmazhatók egyértelműen egy adott erdőre (állományra), mivel számos erdő a természetesség fent említett típusai közötti átmeneti állapotban létezik. Egyesek ezt mennyiségi módon próbálják leírni (pl. 60 % eredeti természetesség, 90 % múltbeli természetesség vagy 10 % jövőbeli természetesség), de ez túlságosan bonyolultnak bizonyul. Ezek a különbségek valószínűleg sokkal jobban érthetők Európában, mint Észak-Amerikában, ahol az eredeti természetességű erdő az európai telepések megérkezése előtti erdőt jelenti, s még mindig vannak olyan régiók, ahol a behurcolt fajok nem törtek előre, s elképzelhető, hogy adott területen a természetesség összes típusa egy és ugyanaz.

A természetesség inverz fogalmának a műviséget tekinthetjük, amely alatt kizárólagos emberi alkotást értünk, melynek létrehozásában a természeti erők közvetlenül nem vesznek részt. A természetesség-műviség a természeti állapot aktuális kifejeződését jelöli, e fogalom pár értelmezési tartományának két végpontját tudjuk egyértelműen a tér-idő skálán megadni. Az egyik végpontot a természetes állapot jelenti, mely 100 %-os természetességnek fogható fel. A másik végpont a művi állapottal jellemezhető, amit a vizsgált objektumunk esetében 0 %-os természetességnek (100 %-os leromlottságnak) is értelmezhetünk.

A természetesség a természetvédelmi értékelések legfontosabb és leggyakrabban alkalmazott kritériuma, és a beavatkozások szempontjából végzett értékelések egyik legjelentősebb eszköze (Hoerr 1993). Az időléptéket tekintve a természetességet kettős megközelítésben kell elemezni: 1. történeti léptékben (ez maga az eredetiség) és 2. aktuálisan (az aktuális termőhelyi potenciálnak megfelelő önszabályozott állapot) (Kowarik 1999).

Az eredetiség fogalma

Az eredetiség (Peterken (1996) megfogalmazásában eredeti természetesség) mindenféle emberi beavatkozást nélkülöző – Közép-Európában épp ezért egy korábbi – természetességnek fogható fel. Az emberi hatásra megváltozott abiotikus környezet (talajvízszint-süllyedés, talajsavanyodás, tápanyag-feldúsulás, légszennyezés, peszticid-terhelés, stb.) miatt módosultak az eredeti termőhelyek, az eredetileg meglévő fajok kipusztulásával változtak az eredeti konkurenciaviszonyok is. E közvetett hatások következtében még az ember által valóban érintetlen erdőállományok (a tulajdonképpeni mai őserdők) eredetisége is megkérdőjelezhető. Ezek alapján az is nyilvánvaló, hogy Közép-Európában ma már eredeti erdőtájról, erdőségről sem beszélhetünk. Ha a teljes erdőállomány eredetisége már nincs is meg, bizonyos elemei azért még lehetnek eredetiek, átvészelhettek napjainkig. Ehhez viszont folytonos erdőborítás kellett, s ezért is fontosak a természetvédelem számára az ősi időkből fennmaradt, történelmileg idős erdők (Rackham 1980; Peterken 1994; Zukrigl 1997; Hårdtle & Westphal 1998).

Az eredetiség (~ ősiség) tehát az antropogén hatások előtti természeti állapot kifejeződését jelenti. (Megjegyezendő, hogy az eredetiség és az ősiség nem szinonim fogalmak, bár jelentésük hasonló. Az ősiség mindig a régmúlttal kapcsolatos, az eredetiségnél ez nem kizárólagos kritérium. Mivel Közép-Európában nagykiterjedésű, zavartalan fejlődésű erdőségek már régóta nincsenek, ezért az eredetiség-ősiség fogalmakat együttesen használjuk. Meg kell említeni még azt is, hogy a köznyelvben az ős-, ősi előtag (lásd őserdő, ősgyep, ősláp, ősmocsár) jobban meghonosodott, mint az eredeti előtag.)

Az eredetiség vizsgálatakor egy eredeti állapotot vetünk össze az aktuális állapotunkkal. Az eredetiség, mint kritérium, élőhelyekre, fito- és zoocönózisokra, ökoszisztémákra, tájrészletekre, tájakra egyaránt alkalmazható. Az eredeti állapot megrajzolása több problémát vet fel, melyek az alábbiak:

- Bizonyos fajok az ember tevékenységével parallel vagy közvetlen előtte jelentek csak meg (pl. a bükk).
- A fajok pontos tömegviszonyait, a dinamikai és szerkezeti jellemzőket nehéz megállapítani, bizonyos fajok jelenlétére nehéz (vagy nem lehet) következtetni.
- Szélsőséges termőhelyek kivételével az eredeti természetes vegetáció (itt Közép-Európában) az erdő, de ezen belül a finom termőhelyi változások ill. az (időszakosan) fátlan stádiumok nehezen rögzíthetők.

Erdők esetében az eredetiség fontos kritériuma, hogy az erdőborítás annak létrejötte óta folyamatos legyen, antropogén hatások miatt ne legyen szakadás

abban. Így az ősi (öreg)¹ erdők csak eredeti (primer – ember által nem bolygatott) termőhelyen és természeti folyamatok eredményeképpen jöhettek (jöhetnek) létre (Kowarik 1996). A termőhelyek átalakítottsága és az erdő keletkezésének módja szerint elkülöníthető típusokat az 1. táblázat szemlélteti. A táblázatban látható, hogy természetes (spontán módon, antropogén hatás nélkül kialakuló) erdő nem csak eredeti, hanem megváltoztatott és teljesen átalakított = új termőhelyen is létrejöhet. Ugyanígy természeti folyamatok formálják a renaturálódó (regenerálódó) erdőket is, de itt valamikor korábban mesterséges (antropogén) úton kialakított állomány(ok) is volt(ak). A táblázat utal arra is, hogy természetes erdő és renaturálódó erdő csak erdő-termőhelyen képzelhető el, ugyanakkor mesterséges erdő (faállomány) nem-erdő-termőhelyen is létezhet (pl. az alföld sztyepp területeire ültetett kultúrállományok, vagy sziklagyepek helyén létesített kultúrállományok).

1. táblázat. A termőhely átalakítottsága és az erdő keletkezési módja szerint elkülöníthető típusok

		Az erdő keletkezésének módja (természetessége)		
		<i>Természetes (spontán) úton</i>	<i>Mesterséges (antropogén) úton</i>	<i>Vegyes¹ úton</i>
A termőhely átalakítottsága (eredetisége)	<i>Primer (eredeti) termőhely</i>	Primer természetes (ősi) erdő	Primer mesterséges erdő	Primer renaturálódó erdő
	<i>Szekunder (megváltoztatott) termőhely</i>	Szekunder természetes erdő	Szekunder mesterséges erdő	Szekunder renaturálódó erdő
	<i>Tercier (teljesen átalakított = új) termőhely</i>	Tercier természetes erdő	Tercier mesterséges erdő	Tercier renaturálódó erdő
<i>Erdő-termőhely</i>		Természetes erdő	Mesterséges erdő	Renaturálódó erdő
<i>Nem-erdő-termőhely</i>		–	Mesterséges erdő	–

¹ = (spontán – antropogén – spontán vagy antropogén – spontán)

Az eredetiség indikátorai közül ki kell emelni a primer erdő-termőhelyekhez kötődő fajokat (tkp. az öreg vagy ősi erdők jelző fajait) (Ball & Stevens 1980), de a nem őshonos fajok is jó negatív indikátorai az eredetiségnek, mivel ők nem tartoznak hozzá az eredeti vegetációhoz (Wulf 1993, Wulf & Kelm

¹ Megjegyzendő, hogy az ősi (öreg) erdők (historisch alte Wälder, ancient woodland) fogalma nem az állományok korát, hanem magát az erdő korát foglalja magába (Wulf 1994).

1994). Az eredetiség vizsgálatok a hagyományos tájhasználat korát és kontinuitását is figyelembe szokták venni (Schneider & Poschlod 1999).

A természetesség és az eredetiség összevetése

Az eredetiség és a természetesség két különböző fogalmat jelöl, a közöttük lévő különbség okai az alábbiak:

- irreverzibilis termőhelyi és környezeti változások;
- fajok kipusztulása;
- új fajok bevándorlása, behozatala, behurcolása és meghonosodása;
- megváltozott szukcesszió,
- klímaváltozás.

Az eredetiség és a természetesség fontosabb jellemzőit, az értékelések során mutatott előnyeit és hátrányait a 2. táblázat szemlélteti.

2. táblázat. Az eredetiség és a természetesség jellemzőinek és alkalmazásának összevetése (Kowarik 1999 nyomán némileg módosítva)

Kritérium	Nézőpont	Viszonyítási alap	Előny az értékelésnél	Hátrány az értékelésnél	Természetvédelmi célok
<i>Eredetiség</i>	történeti (historikus)	eredeti, antropogén módon nem befolyásolt állapot	az eredeti feltételek kontinuitásának / diszkontinuitásának hangsúlyozása; a történeti változásokra a figyelemfelhívás lehetséges	az irreverzibilis termőhelyi változásokról hiányzó információ; történeti állapothoz való viszonyítás	történeti tájalakulatok megtartása / visszavezetése (az eredeti természeti táj megtartása / a történeti kultúrtáj megőrzése)
<i>Természetesség</i>	jelenlegi (aktuális)	a mai termőhelyi potenciál keretei között, önszabályozott módon kialakult állapot	az aktuális antropogén behatások hangsúlyozása; a tartós antropogén termőhelyi változások elismerése / elfogadása; széleskörűen alkalmazható	az irreverzibilis termőhelyi változások után a visszaállíthatóságot nem zárja ki; történeti szemlélet nélküli elemzés	az antropogén folyamatok ellenében a természetes folyamatok megőrzése / fejlesztése (folyamat orientált természetvédelem)

Az eredetiséget és a természetességet egymástól elkülönítetten is lehet vizsgálni, de őket egymással összekapcsolva is van értelme az értékelésnek. Az eredetiség vizsgálatakor egy történeti állapottal teszünk összevetést, a természetesség elemzésekor egy olyan jelenlegi állapottal, amit önszabályozó mechanizmusok hoztak létre. Természeti tájakon, amelyek mentesek az irreverzibilis antropogén hatásoktól, a két dimenzióban (eredetiség és természetesség) történő elemzés azonos eredményre vezet. Ezzel szemben az erősen átalakított tájakon lényeges különbség várható a kétféle elemzés eredménye között (Kowarik 1999). Szükséges elkülöníteni az eredeti termőhelyi potenciált a jelenlegi termőhelyi potenciáltól is. Az előbbi csak természetes változásoknak (pl. klímaváltozás, üledék-felhalmozódás, vulkanizmus, természetes flóra- és faunadinamika) van kitéve, míg az utóbbit antropogén változások is ér(het)ik.

Általánosságban megállapíthatjuk, hogy minél jobban, tartósabban átalakított az ember által egy életközösség vagy táj, annál nagyobb a különbség a (történeti módon szemlélt) eredetiség és az (aktuálisan szemlélt) természetesség között. Az eredetiség és a természetesség átfedésének mértékét az aktuális antropogén hatások, és az eredeti termőhelyi potenciál változása függvényében a 3. táblázat szemlélteti.

3. táblázat. Az eredetiség és a természetesség átfedésének mértéke

Aktuális antropogén hatások mértéke	Az eredeti termőhelyi potenciál változása (természetes vagy antropogén úton)	
	<i>csekély</i>	<i>erős</i>
<i>magas</i>	közepes	± még lehetséges
↓		
<i>alacsony</i>	nagy	kicsi

Az eredetiség és a természetesség, mint kritériumok alkalmazása természetvédelmi értékelésekben

Az előzőekben definiált fogalmaink (eredetiség és természetesség) eltérő célok érdekében, különböző tér- és időléptékben alkalmazhatók. Alapvetően megkülönböztetjük a fő alkalmazási területet különíthetünk el:

- 1 Ökológiai analízisek, melyek az emberi kultúrbefolyás és a vizsgálati objektum viszonyát elemzik.
- 2 Tér-idő összehasonlítás az antropogén változások mértékének nyomon követésére.

- 3 Célmeghatározás (maximális természetesség elérése), elsősorban az erdők természet-védelménél.
- 4 Kritériumként való használat ökológiai alapú értékelő módszereknél.

A fenti alkalmazások esetén többféle objektumot tudunk elkülöníteni, melyek hierarchikusan kapcsolódnak egymáshoz:

- fajok (konkrét természetességi vagy eredetiségi értékük nincs, de ahhoz a fokozathoz hozzárendelhetők, ahol a leggyakrabban fordulnak elő indikátorok);
- élőhelyek, élőhely-típusok;
- növénytársulások és állományaik;
- termőhelyek és termőhely(talaj-)típusok;
- élőhely-komplexek, tájrészletek és tájak.

Természetvédelmi alkalmazások esetén a jelenlegi és az elérendő állapotot egyértelműen meg kell határozni, a kettő közötti különbséget pedig indikátorok alkalmazásával kell megállapítani. Hangsúlyozni kell, hogy a természetesség (és az eredetiség) nem egyedüli kritérium, természetvédelmi értékeléseknél kombináltan célszerű őket alkalmazni más kritériumokkal (sokféleség, ritkaság, veszélyeztetettség, helyreállíthatóság, jellemzőség és sajátosság) (Bartha 2004) együtt. Valamennyi szerző egyetért abban, hogy a természetvédelmi szempontú értékeléseknél erdők esetében a legfontosabb kritérium a természetesség, s abban is, hogy a természetesség foka és az élőhely (erdő) értékessége között lineáris kapcsolat van (pl. Gotmark 1992, Scherzinger 1996, Schmidt 1997, Kowarik 1999, Reif 1999/2000). A WWF (1993 cit. Dudley 1996) az erdők minőségének jellemzésére az egészségi állapoton, környezeti hasznon, más társadalmi és gazdasági hasznon kívül a természetességet is javasolja általános kritériumként figyelembe venni. Scherzinger (1990) szerint döntő jelentőségű, hogy a természetesség fogalma nem csak egy kiindulási állapotra korlátozódik, hanem az autogén regenerálódás lehetőségét is magában foglalja. Jenssen & Hofmann (2003) rámutat arra, hogy a prehisztorikus vagy a hisztorikus állapot (tkp. az eredeti állapot) visszaállítása nem lehet cél, hanem az ökológiai integritást (azaz az ökoszisztémák önszerveződő-képességének tartós biztosítását) kell megteremteni, s azt hosszú távon biztosítani. Szerintük az erdők önszerveződő-képességének gyakorlatiasan használható indikátora a fafaj-összetétel természetessége.

A természetes erdő fogalma

Münch (1995) tudománytörténeti elemzése azt mutatja, hogy erdők esetében a természetesség kérdésköre az erdőrezervátumok kijelölése idején került előtérbe, s egyre fokozódó jelentőséggel bír, mivel az erdőrezervátumok a természetközeli erdőgazdálkodás mintaképei, a természetesség vizsgálatával pedig a gazdasági erdők állapotának meghatározásán túl azok eléréndő állapotát is meg lehet adni.

A természetes erdő fogalma mindig viták forrása, meghatározása nehéz. Míg a természetvédők hajlamosak a természeti környezetet igen felértékelni, a legtöbb erdész nemcsak a természetes állapot értékességében, de még a létezésében is kételkedik. Peterken (1996) a természetes erdőkkel foglalkozó könyvében a természetesség fogalmának körüljárásához első kérdésként fölveti, hogy az ember a természet része-e? A válasz az egyes emberek felfogásától függ, de ő egyértelműen leszögezi, hogy az ember nem a természet része. A természetes jelzőt a mesterséges ellentétéként használja, s az ember hiányával kapcsolja egybe. Mivel az emberi befolyás mindent áthat, következésképpen nincs olyan erdő, melyet természetesnek lehetne leírni. A világ sok részén igen csak nehéz emberi hatástól mentes eredeti állapotot találni, az ember ugyanis évezredek óta beavatkozik az erdei ökoszisztémákba, az erdő és az ember együtt fejlődött, hosszú távú klimatikus és környezeti változásokkal a háttérben. Peterken (1996) szerint egy erdőt természetesnek írhatunk le, ha közvetlen kezelés és kitermelés nélkül fejlődhet. Az ilyen erdők tulajdonságait kizárólag a természetes jellemzők és folyamatok alakítják, mint például az éghajlat, geológiai, hidrológiai viszonyok és a természetes bolygatások. Azaz nincsen semmiféle – se múltbeli, se jelenkori – emberi tevékenység. De azt is belátja, hogy az ilyen egyszerű definíció gyakorlati szempontból sajnos használhatatlan.

A természetesség mérése az erdő minden egyes komponensében külön-külön is történhet. Például egy erdészeti hasznosítás alatt álló sarjerdő szerkezete mesterséges, de a fajösszetétel viszonylag természetes, azaz a Peterken (1996) -féle megközelítésben a faállomány-összetétel múltbeli, jelenlegi és jövőbeli természetessége megegyezik.

Angliában az ökológusok Tansley után (Peterken 1996) használják a természetyszerű kifejezést az eredeti erdők átalakult maradványaira, őshonos fajok ültetvényeire és természetesen újuló állományaira, ha azok olyan helyen találhatók, ahol az adott őshonos fajok eredetileg is előfordulnak. Náluk a természetes jelző csak a hipotetikus és a múltbeli állapotok jellemzését szolgálja. Peterken (1996) viszont a természetyszerűt az ültetvény ellentétéként értelmezi, ami nem egészen egyezik meg a Tansley-féle megközelítéssel. A másodlagos (szekunder) erdők esetében szerinte csak potenciális vagy csak jövőbeli természetességről beszélhetünk. A természetyszerű szerinte nagyon általános és eléggé nehezen értelmezhető fogalom. Az ősi erdők esetén olyan erdőkre használja e kifejezést,

melyeket őshonos fák alkotnak, nem telepítettek, illetve az őshonos fajok ültetvényei közül azokra, melyek igen idős korúak. Másodlagos erdők esetén természet szerűnek nevez minden típusú természetesen felújuló erdőt.

Dudley (1996) bevezeti az autenticitás fogalmát, amely alatt azt érti, hogy egy adott erdő ökológiai és kompozicionális szempontból mennyire hasonlít a természetes erdőre. Valójában az autenticitás nála a természetesség szinonimája, s azért különítette el, mert az eredetiségtől – mellyel több szerző gyakran összemossa – egyértelműen meg akarta különböztetni. Magát az autenticitást kiindulási pontnak tekinti, amihez a zavart erdők természetvédelmi értékét lehet viszonyítani. Az autenticitásnak négy fontos komponensét különíti el:

6. a fafajok és más növény- ill. állatfajok kompozíciója;
7. a lombkoronaszintben, az állománystruktúrában, korsoport eloszlásban és a cserje- ill. gyepszintben megmutatkozó intraspecifikus változatok mintázata;
8. az erdőben élő növény- és állatfajok funkciója;
9. az erdők változási és regenerációs folyamatai, melyeket a zavarási mintázatokkal és erdő-szukcesszióval írhatunk le.

Megítélése szerint az abszolút értelemben vett természetesség csak olyan erdőkben értelmezhető, melyek emberi beavatkozástól mentesek. Mivel ilyen erdő Európában – néhány izolált fragmentumtól eltekintve – nem létezik, ezért természetes erdő alatt azt az erdőt érti, amelyben az ökoszisztéma összes (működési) folyamata megfelelően és folyamatosan zajlik. Mindazonáltal az eredeti ökoszisztémára vonatkozó ismereteket fontosnak tartja a természetesség megértéséhez.

A természetesség definiálásának pontossága Dudley (1996) szerint változó lehet, a természetesség fogalmáról csak hozzávetőleges, koránt sem egységes információink lehetnek. A meghatározáshoz többféle lehetőséget ajánl:

1. ökológiai kutatások természetes és féltermészetes erdőkben;
2. a múltbeli vegetációmintázatok meghatározása történelmi adatok, pollenanalízis, geomorfológiai és biogeográfiai kutatások segítségével;
3. ökológiai elméletek alkalmazása tudásunk fehér foltjainak kitöltésére.

Fontos megállapítása, hogy a természetesség alapfogalmának meghatározására törekvő próbálkozások célja nem az, hogy a teoretikus „tökéletesen természetes” erdőt definiáljuk, hanem, hogy adott helyen, adott erdőféleség esetén a működő ökoszisztéma elemeit azonosítsuk. Van azonban egy határ, melyen túl a leírás finomítása csekély gyakorlati értékkel bír.

A Környezet- és Természetvédelmi Lexikon (Anon. 2002) kibővítve definiálja már a természetes erdőt, mivel a teljesen természetes (100 %-os természetes-gű állapot) már nem létezik: *Természetes erdő* = olyan erdei ökoszisztéma, amely fafaj-összetételét, szerkezetét tekintve megfelel az ökológiai adottságoknak, emberi beavatkozás nélkül, természetes úton jött létre, folyamatos megújulásra képes, és az emberi hatásoktól független természeti erők révén változik. Tipikus példája az őserdő, amelynek híján ma már idesorolják azokat az erdőket is, amelyekben kíméletes emberi beavatkozással fennmaradtak az őshonos fás-és lágyszárú növények, és koreloszlásuk változatos.

A természetes erdőkép elemeit hazánkban Standovár (2000) részletezte.

Végezetül – a fentiek összefoglalásaképpen – ismételten hangsúlyozni kell, hogy az állandóan változó környezeti feltételek és konkurenciaviszonyok miatt manapság már nem lehet teljesen természetes (100 %-os természetességű) erdőkről beszélni, mivel maguk a (közép-európai) őserdő-maradványok (és egyéb természetes élőhelyek) is légköri (savas, N-) ülepedésnek, talajvízszint-csökkenésnek, vagy más antropogén „távhatásnak” lehetnek / vannak kitéve. Ezekkel szemben viszont a természetes bolygatások – mint a természetes erdők mozgatórugói – háttérbe szorulnak.

*

Irodalomjegyzék

- Anon. (1978): *Magyar Értelmező Kéziszótár*. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Anon. (2002): *Környezet- és Természetvédelmi Lexikon I-II*. – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Ball, D. F. & Stevens, P. A. (1980): The role of "ancient" woodlands in conserving "undisturbed" soils in Britain. – *Biological Conservation* **19**: 163–176.
- Bartha D. (2004): Az erdők megítélésének természetvédelmi szempontjai. – *Erdészeti Lapok* **139**: 232–235.
- Bergstedt, J. (1997): *Theorie des Naturschutzes*. – In: Handbuch Angewandter Biotopschutz II-3., 10. Erg. Lfg. **10/97**: 3–10.
- Dudley, N. (1996): Authenticity as a means of measuring forest quality. – *Biodiversity Letters* **3**: 6–9.
- Gotmark, F. (1992): Naturalness as an evaluation criterion in nature conservation. – *Conservation Biology* **6**: 455–458.
- Härdtle, W. & Westphal, C. (1998): Zur ökologischen Bedeutung von Altwäldern in der Kulturlandschaft Schleswig-Holsteins. – In: Brandes, D. (Hrsg.): Vegetationsökologie von Habitat-isolaten und linearen Strukturen. – *Braunschweiger Geobotanische Arbeiten* **5**: 127–138.
- Hoerr, W. (1993): The concept of naturalness in environmental discourse. – *Natural Areas Journal* **13**: 29–32.
- Jenssen, M. & Hofmann, G. (2003): Die Quantifizierung ökologischer Potentiale der Phytodiversität und Selbstorganisation der Wälder. – *Beiträge für Forstwirtschaft und Landschaftsökologie* **37**: 18–27.
- Kowarik, I. (1996): Primäre, sekundäre und tertiäre Wälder und Forsten. – In: Zerbe, S. (Hrsg.): Vegetationsökologie mitteleuropäischer Wälder. – *Landschaftsentwicklung und Umweltforschung* **104**: 1–22.

- Kowarik, I. (1999): Natürlichkeit, Naturnähe und Hemerobie als Bewertungskriterien. – In: Konold, W., Böcker, R. & Hampicke, U. (Hrsg.): *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. – Ecomed, Landsberg, pp. 1–18.
- Münch, D. (1995): Naturwaldreservate und das Leitbild „Natürlichkeit“. Eine historische Analyse forstwissenschaftlicher Forschung. – *Allg. Forst- und Jagdzeitung* **166**: 115–121.
- Peterken, G. F. (1994): The definition, evaluation and management of ancient woods in Great Britain. – *NNA-Berichte* **7**: 102–114.
- Peterken, G. F. (1996): *Natural Woodland. Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions*. – University Press, Cambridge.
- Rackham, O. (1980): *Ancient woodland, its history, vegetation, and uses in England*. – Arnold, London.
- Reif, A. (1999/2000): Das naturschutzfachliche Kriterium der Naturnähe und seine Bedeutung für die Waldwirtschaft. – *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* **8**: 239–250.
- Scherzinger, W. (1990): Das Dynamik-Konzept im flächenhaften Naturschutz. – *Natur und Landschaft* **65**: 292–298.
- Scherzinger, W. (1996): *Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung*. – Ulmer, Stuttgart.
- Schmidt, P. (1997): Naturnahe Waldbewirtschaftung – Ein gemeinsames Anliegen von Naturschutz und Forstwirtschaft? – *Naturschutz und Landschaftsplanung* **29**: 75–82.
- Schneider, Ch. – Poschlod, P. (1999): Die Waldvegetation ausgewählter Flächen der Schwäbischen Alb in Abhängigkeit von der Nutzungsgeschichte. – *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* **8**: 135–146.
- Standovár, T. (2000): A természetes és a kezelt erdők főbb különbségei. – In: Frank, T. (szerk.): *Természet – erdő – gazdálkodás*. – Magyar Madártani Egyesület & Pro Silva Hungaria, Budapest–Eger, pp. 26–34.
- Winter, S., Kayser, A., Kolling, T., Pflugmacher, D., Puumalainen, J. & Wense, W.-H. (2004): Ein Ansatz zur Einbeziehung von Biodiversität und Naturnähe in die Waldinventur und -planung. – *Forst und Holz* **59**: 22–26.
- Wulf, M. & Kelm, H. J. (1994): Zur Bedeutung „historisch alter Wälder“ für den Naturschutz – Untersuchungen naturnaher Wälder im Elbe–Weser–Dreieck. – *NNA-Berichte* **7**: 15–49.
- Wulf, M. (1993): Zur Bedeutung historisch alter Waldflächen für den Pflanzenartenschutz. – *Verh. Ges. Ökol.* **22**: 269–272.
- Wulf, M. (1994): Überblick zur Bedeutung des Alters von Lebensgemeinschaften, dargestellt am Beispiel "historisch alter Wälder". – *NNA-Berichte* **7**: 3–14.
- Zukrigl, K. (1997): Die Bedeutung unbewirtschafteter Wälder für die Forstwissenschaften. – *MagNaturSpecial* **1**: 5–8.

Evaluation of the naturalness and authenticity of forests

Bartha Dénes

University of West-Hungary, Department of Botany
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4, Hungary; E-mail: bartha@emk.nyme.hu

Naturalness and authenticity are important criteria of the evaluation of forests from conservational point of view. As these two words are considered as synonyms, present study defines them, and typifies the forests in this respect. Differences between naturalness and authenticity are defined, besides the advantages and the disadvantages of conservational evaluation based on these two notions are discussed. Finally the author passes round the concept of natural forests.

Keywords: naturalness, authenticity, natural forest, ancient forest, conservational evaluation

Az erdők természetességének értékelő módszerei

Bartha Dénes

*Nyugat-Magyarországi Egyetem Növénytan Tanszék
9400 Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4; E-mail: bartha@emk.nyme.hu*

Összefoglaló: Az erdők természetességének értékelésére Közép-Európában többféle módszert dolgoztak ki, ezekbe ad betekintést a tanulmány. A természetesség-műviség értelmezési tartományának skálázása szinte valamennyi szerzőnél eltér, egyesek a természetesség, mások az eredetiség, míg megint mások együttesen a természetesség és az eredetiség szempontjából készítették különböző fokozatú skáláikat. Az erdőtermészetesség vizsgálatoknak alapvetően két típusa van: 1. az emberi hatásokon át történő elemzés (mely a hemeróbia-konceptióval azonosul), 2. etalon erdőképpel való összevetés. Az előnyök és hátrányok bemutatása után a magyarországi, ausztriai, németországi és svájci erdőtermészetesség vizsgálatokról kapunk áttekintést.

Kulcsszavak: erdőtermészetesség, hemeróbia, természetességi fokozatok

Bevezetés

Az erdők természetességének vizsgálata egyre jobban előtérbe kerül, egyre több módszert dolgoznak ki minősítésükre. A természetesség vizsgálata valójában azt mutatja meg, hogy a vizsgálati objektumunk milyen mértékben hasonlít a termőhelyi potenciálnak megfelelő, önszabályozó mechanizmusok által meghatározott életközösséghez (Bartha 2004).

Peterken (1996) a természetességet folytonos változónak javasolja tekinteni, gyakorlati szempontból célszerűen természetesnek nevezi azon erdőket (illetve azok bizonyos komponensét), melyek a természetességi skála felső végén található. Nem tartja szükségesnek azonban pontosan meghatározni a skála azon pontját, ahol a mesterséges végződik, és a természetes kezdődik, jóllehet így adott erdő természetességének jellemzése viszonylagos.

Dudley (1996) szerint a fajösszetételt általában könnyebb mérni, mint a folyamatokat és azok eredményeit. A természetesség mérésének módszerénél alapkövetelmény, hogy az az egyes ökoszisztémákra szabható legyen. Erdők esetében elemei a következők lehetnek:

1. fajösszetétel (fafajok, indikátor fajok és egyéb fajok).
2. fák koreloszlása, méretek, törzstávolság változatai, holt faanyag jelenléte,
3. az erdő időbeli állandósága,
4. az erdő beilleszkedése a tájba,
5. természeti katasztrófákhoz (tűz, szélöntés, betegségek) való alkalmazkodás,

6. a talaj, geomorfológiai, hidrológiai viszonyok változása,
7. klíma változása,
8. olyan kezelési eljárások alkalmazása, mely a természetes ökológiai folyamatokat szimulálja. Nem minden paraméter számszerűsíthető, az értékelés tartalmaz majd néhány elemet, mely objektíven mérhető, míg mások csak a kezelési feladatok végrehajtásán keresztül ítéltethők meg.

A Környezet- és Természetvédelmi Lexikon (Anon. 2002) a természetesség meghatározását a következőképpen definiálja: „A növénytársulások különböző állományainak természetességét megállapíthatjuk a jellemző fajkombináció elemeinek jelenléte vagy hiánya, esetleg a védett növényfajok száma alapján. A természetesség abszolút formában nem fejezhető ki, de azonos társulások különböző állományainak, természetességének fokát, mértékét összehasonlíthatjuk és a különbséget relatív értékszámokkal számszerű formában, objektív módon kifejezhetjük. Ehhez nyújt segítséget több különböző mértékszámrendszer, az erdészek által kidolgozott természetességi indikátor fajcsoportok v. a SZMT¹-k. Ez utóbbi előnye, hogy nemcsak kiemelt fajok alapján, hanem teljes fajlista és a mennyiségi viszonyok figyelembe vételével kategorizál.”

A természetesség-műviség értelmezési tartományának skálázása

Ha a természetességet folytonos változónak tekintjük, akkor a természetesség-műviség értelmezési tartományának két végpontját (1. természetes állapot illetve 2. művi állapot) lehet meghatározni, mely két végpontról azonban meg kell jegyezni, hogy nehezen érhető el, adott területen a természeti állapot valahol a két végpont között jellemezhető. E természeti állapot érzékeltetésére a két végpont közötti szakaszt számos szerző eltérő módon skálázta (1. táblázat), melyekről a korábbiakban Dierschke (1984) adott összefoglalást. Itt szükséges megjegyezni, hogy az első természetességi skálát magyar botanikus, Bernátsky Jenő készítette (Bernátsky 1904), aki az 1. hatásmentes eredeti formáció, 2. hatásnak kitett eredeti formáció, 3. átalakított formáció, 4. kultúrformáció kategóriákat állította fel. Ő is és az utána következő valamennyi természetességi skála készítője megegyezik abban, hogy a skálatartományt egyenlő szakaszokra osztották fel, torzított skálát senki sem alkalmazott.

¹ Szociális Magatartás Típusok

1. táblázat. A természetesség / leromlottság fokozatai különböző szerzőknél I.

BERNÁTSKY 1904	VON HORNSTEIN 1950	R. TÜXEN 1956	ELLENBERG 1963	J. TÜXEN 1968	FALIŇSKY 1969	SUKOPP 1969, 1972
Hatásmentes eredeti formáció	<i>nem befolyásolt</i> Természetes <i>befolyásolt</i>	Zárótársulás	Természhangszúlyos	Zárótársulás	Autogén	Ahemerob
Hatásnak kitett eredeti formáció	Természetközeli	Helyettesítő társulás				Érintetlen
Átalakított formáció	Természtől távoli		1. fokozat	Természetes	Helyettesítő társulás	Antropogén
Kultúrformáció	Természetidegen	2. fokozat	Természetközeli	1. fokozat		
	Mesterséges	Természetközeli	3. fokozat	Feltételesen természetközeli	2. fokozat	Prosyananthrop
		4. fokozat	Feltételesen természtől távoli	Helyettesítő társulás	Eusyananthrop	Polyhemerob
			Természtől távoli			3. fokozat
			Természetidegen			
			Mesterséges			

1. táblázat (folytatás). A természetesség / leromlottság fokozatai különböző szerzőknél II.

KNAPP 1972	PFADENHAUER 1976	BLUME & SUKOPP 1976	SEIBERT 1980	DIERSCHKE 1984	GRABHERR et al. 1996	SCHIRMER 1999
Természetes	Természetes	Ahemerob	Természetes	Természetestől természetközeliig	Természetes	Nagyon természetközeli
	Természetközeli	Oligohemerob	Természetközeli	Féltermészetes	Természetközeli	Természetközeli
Féltermészetes	Féltermészetes	Mesohemerob	Feltételesen természetől távoli		Természetől távoli	Mérsékelt átalakított
	Természetől távoli	β -euhemerob	Természetől távoli	Erősen átalakított		Részben honos
Antropogén	Mesterséges	α -euhemerob	Mesterséges	Mesterséges	Mesterséges	Nem honos
		Polyhemerob				
	Metahemerob					

A skálák végpontjait is – a hemeróbia-beosztás kivételével (lásd ott) – azonos módon fogták fel, különbség csak a skálafokokozatok számában található, mely szerzőtől függően 3-8 között mozog. Meg kell még jegyezni azt is, hogy többen (pl. Hornstein 1950, Schirmer 1999) csak tájleptékű értékeléshez készítették a természetességi skálájukat, ők állományszintű értékeléssel nem foglalkoztak.

Külön kell foglalkozni, azzal az ellentmondást szülő felfogással, mely nem egy-egy életközösség állományai vagy egy-egy táj természetességének megállapítását tűzte ki célul, hanem az életközösségeket (tkp. növénytársulásokat) rendelte hozzá valamelyik természetességi fokozathoz. Kétségtelen, hogy vannak az ember által kevésbé, jobban és teljes mértékben befolyásolt társulások, de állományaik különböző természetességi állapotot képviselhetnek, esetenként a természetességi skála szinte valamennyi kategóriájába beleeshetnek. Példaként említhetjük Mertz (2000) munkáját, aki Közép-Európa és az Alpok növényközösségei ökológiai értékének meghatározásánál a természetességet is bevonja jellemzőként. Hornstein (1950) és Remmert (1976) után alkalmazza a természetesség fokozatait és definícióit, melyekhez a típusokat is hozzárendeli. Így természetesnek (5) veszi a klimax-társulásokat, természetközelinek (4) az öreg erdőket és a középerdőket, feltételesen természetközelinek (3) a kultúrerdőket, cserjéseket, sarjerdőket, míg a többi fokozatba (2-0) nem kerültek erdők.

Megjegyzendő, hogy az eddigi skálázásokban a terminológia részben

1. természetességi fokozatokra (pl. Westhoff 1951, Hornstein 1954, Ellenberg 1963, Miyawaki & Fujiwara 1975, Seibert 1980, Schlüter 1984), részben
2. leromlottsági (reciprok természetességi) fokozatokra (pl. Jalas 1955: hemeróbia, Sukopp 1972: hemeróbia, Long 1974: artifikalizáció, Falinski 1975: szinantropizáció, Olaczek 1982: antropopresszúra, Gehu & Gehu 1979: artifikalizáció), részben
3. mindkettőt figyelembe vevő fokozatokra (pl. Bernátsky 1904, Tüxen 1956, Neuhausl 1975, 1980) vonatkozik.

Az előzőekben vázolt módszereket összehasonlítása után az alábbi észrevételeket tehetjük meg:

- A szerzők a null-pontot (viszonyítási alapot) nem, vagy nem egyértelműen, vagy ellentmondásosan, vagy implicit módon adták meg.
- Eltérő skálázásokat, skálatartományokat alkalmaztak.
- A skálatartományokhoz indikátorokat nem vagy alig rendeltek hozzá.
- Részben eredetiséget, részben természetességet vizsgáltak. [1. az eredetiséget alapul vevő módszerek (Westhoff 1951, Hornstein 1950, 1954, Ellenberg 1963, Falinski 1975, 1986, 1998, Gehu & Gehu 1979, Seibert 1980), 2. a természetességet alapul vevő módszerek (Jalas 1955, Sukopp

1969, 1972, Olaczek 1982, Miyawaki & Fujiwara 1975, Long 1974, Schlüter 1984, 1985, 1992, Kowarik 1988, Grabherr et al. 1996, Schirmer 1992, 1999, Steinmeyer 2003, Bartha 2004), 3. az eredetiséget és a természetességet egyaránt alapul vevő módszerek (Bernátsky 1904, Tüxen 1956, Neuhausl 1975, 1980).]

A fentiekől teljesen eltérő osztályozást alkalmazott Peterken (1996) az angliai erdőkre (2. táblázat). Ő háromféle üzemmóddal (fáslegelő ill. fáskaszáló, szálerdő, sarjerdő) érintett területek természetességét osztályozta 8-8 fokozat szerint. A besorolás alapja elsősorban az, hogy mennyi idő telt el az utolsó antropogén beavatkozás óta. A rendszer jól tükrözi, hogy elsősorban nem az eredetiség, hanem az utolsó beavatkozás utáni természetes folyamatok által meghatározott természetesség kerül értékelésre. Ugyanakkor kategóriahatárai több esetben nem egyértelműek, átfedések vannak, s a különböző erdőátarsulások, termőhelyek eltérő regenerációs képességét sem differenciálja a rendszer. Akkor is nehéz a besorolás, ha a kezelés intenzitása folyamatosan változott az adott területen.

2. táblázat. Az angliai erdőkre alkalmazott természetességi skála (Peterken 1996)

Fokozat	Fáslegelő és fáskaszáló	Szálerdő	Sarjerdő
I.	érintetlen erdő	érintetlen erdő	érintetlen erdő
II.	majdnem érintetlen erdő	majdnem érintetlen erdő	majdnem érintetlen erdő
III.	magas záródású állomány, idős fákkal, 100-150 év telt el az utolsó legelés óta	magas záródású állomány, 100-150 éve nem kezelt	100-150 éve nem kezelt sarjerdő, átlagosan magas záródású állomány, lékekel
IV.	mint a III., de 50-100 év telt el az utolsó legelés óta	50-100 éve nem kezelt szálerdő	50-100 éve nem kezelt sarjerdő, átlagosan magas záródású állomány
V.	magas záródás, idős fákkal, 50 évnél kevesebb idő telt el az utolsó legelés óta, vagy a záródás kisebb vagy egy legelés nélküli időszak után újra legeltették	idős szálerdő, 50 évnél kevesebb idő telt el az utolsó kezelés óta	idős sarjerdő, 50 évnél kevesebb idő telt el az utolsó kezelés óta
VI.	ma is intenzíven legeltetett terület	idős szálerdő, ma is kezelik	sarjerdő 0-50 év között, ma is kezelik
VII.	legelő elszórtan álló fákkal	idős, kezelt szálerdő főként őshonos fákkal	idős sarjerdő, főként őshonos fák ültetett egyedek sarjztatásával
VIII.	legelő fák nélkül	fiatal, kezelt szálerdő főként őshonos fákkal	fiatal sarjerdő, főként őshonos fák ültetett egyedek sarjztatásával

Értékelő módszerek az erdők természetességének meghatározására

Értékelés a hemeróbia alapján

A növénytakaróban és termőhelyében az ember által okozott változások jelzésére dolgozta ki Jalas (1955) a hemeróbia (*hemeros* = művi, *bios* = élet) skálát, amit Sukopp (1972) finomított tovább. „Hemeróbia alatt minden olyan hatás összességét értjük, amely az ökoszisztémákban az ember szándékos vagy nem szándékos beavatkozásának következménye. A mindenkori termőhelyre és élőlényekre gyakorolt hatásokból adódik az ökoszisztéma hemeróbia fokozata” (Sukopp 1969, 1972; Blume & Sukopp 1976). Thomasius (1992) a hemeróbiát úgy definiálja, hogy az az aktuális és a potenciális természetes vegetáció eltéréseinek mértéke. A hemeróbia-fokozatokba való sorolást termőhelyi vizsgálatokkal, az életközösségek elemzésével, a behatások intenzitásának, időtartamának és tartományának analizálásával lehet elvégezni. Egy hatfokozatú skálát állítottak fel (ahemerob = nem kultúrbefolyásolt, oligohemerob = gyengén kultúrbefolyásolt, mesohemerob = mérsékelten kultúrbefolyásolt, euhemerob = erősen kultúrbefolyásolt, polyhemerob = nagyon erősen kultúrbefolyásolt, metahemerob = kizárólag kultúrbefolyásolt), amit később további alfokozatok felállításával finomítottak (α -, β -, γ - oligohemerob; α -, β - mesohemerob; α -, β - euhemerob) (Sukopp 1972; Blume & Sukopp 1976).

A hemeróbia fokozatok értelmezésére Sukopp (1972) adta a legteljesebb magyarázatot (3. táblázat). A hemeróbia mutatók használatának hátrányaira, nehézségeire Glavač (1996) mutatott rá, melyek az alábbiak:

- A besorolás szubjektív, hiányoznak az egzakt kritériumok, ami alapján egy-egy területet be lehet sorolni a hemeróbia fokozatokba.
- Egy-egy nagyobb terület többféle életközösség komplexe, melyek más és más hemeróbia fokozatot képviselhetnek, ezért nehéz az egységes jellemzés. (Ezt kiküszöbölendő a hemeróbia fokozatok arányait kell ilyenkor megállapítani.)
- Egy társuláson belül a különböző fejlődési fázisok más hemeróbia fokozatot mutathatnak.
- Ugyanazt az életközösséget az emberi befolyás mértékétől függően több hemeróbia fokozatba lehet besorolni.
- A természetvédelmi érték és a hemeróbia skála nem mutat szoros összefüggést. Általában az életközösségek természetvédelmi értéke növekvő hemeróbia fokozattal csökken. Ennek ellenére sok α - és β -euhemerob életközösség (pl. félszáraz gyepek, fenyérek) természetvédelmi szempontból kifejezetten értékesek.

3. táblázat. Az ökoszisztémára gyakorolt emberi hatások fokozatai (Sukopp, 1972).

Hemeróbia-fokokozatok	Példák	Emberi hatás	Vegetáció	Flóraösszetétel
Ahemerob	vízi-, moha- és sziklákon kialakuló társulások	nincs	természetes vegetáció	neofiták aránya az edényes virágos növényekhez viszonyítva 0 %, az összes őshonos faj megtalálható
<i>Oligohemerob</i>	erdőgazdálkodással csekély mértékben érintett területek	nem erősebb, mint a vegetáció-átalakulás folyamata	természetközeli vegetáció	neofiták aránya < 5 %, az őshonos edényes fajok több mint 99%-a megtalálható
<i>Mesohemerob</i>	nem a termőhelynek megfelelő fajokból álló faállományok	gyenge vagy ismétlődő	természetestől távoli vegetáció	neofiták arány 5-12 %, az őshonos edényes fajok 95-99 %-a megtalálható
<i>Euhemerob</i>	idegenföldi fajokból álló faállományok	tartósan erős	természetestől idegen vegetáció	neofiták arány 13-20 %, őshonos edényes fajok arány kevesebb, mint 95 %
<i>Polyhemerob</i>	rövid életű gyomtársulások	termőhelyek rövid idejű és rendszertelen átalakítása	a vegetáció szerkezetének és stabilitásának erős leegyszerűsödése	neofiták aránya 21-80 %
<i>Metahemerob</i>	épületek belső terei, megmérgezett ökoszisztéma	minden élőlény elpusztítása	fajsám a 0 felé konvergál	nincs adat

A fentiek kiegészítése és összefoglalásaképpen megállapítható, hogy a hemeróbia fokozatokat élőhely-típusokra (növénytársulásokra) alkalmazták, s nem konkrét termőhelyek konkrét állományaira. Míg az élőhely-típusokhoz (növénytársulásokhoz) egyetlen hemeróbia fokozatot rendeltek (pl. bükkösök → oligohemerób), addig egy-egy élőhelytípus állományainak hemerobitása széles skálán mozoghat (pl. bükk őserdő → ahemerob, mesterségesen felújított bükk fiatalos → α -mezohemerob). Kritériumok hiányában azonban az állományszintű hemeróbia-besorolás bizonytalan, így csak élőhely-típusokra (növénytársulásokra) lehet – tájékoztató módon – használni. (Megjegyzendő, hogy az osztrák hemeróbia-projekt alapelve ettől eltér, részletesebben lásd a későbbiekben.)

Hazai értékelő módszerek és eredmények

Hazánkban az első próbálkozás erdeink természetességi fokának megállapítására Bartha (1994) értékelése volt. Ő tájszinten, az erdőgazdasági tájakat alapul véve a tarvágás aránya és az idegenhonos fafajok aránya alapján alkotta meg mutatóját, melyet mind az 50 erdőgazdasági tájunknál számszerűsítve is közreadott. Ezt a hemeróbia-meghatározás csoportjába illő módszert többen (pl. Szodfridt 1995, Jérôme 1995) – elsősorban érzelmi alapon – kritizálták, de tárgyilagos észrevételek (pl. Agócs 1995, Koloszar 1995, Pápai 1995) is jellemezték az akkor kirobbant szakmai vitát. Ebben a vitában a továbblépés lehetősége is körvonalazódott (Bartha 1995).

Mátyás (1996) az emberi beavatkozás mértéke szerint az erdőállományokat 4 fő csoportba sorolta:

1. Természetes állapotú erdei ökoszisztémák (őserdők),
2. Természetszerű erdők:
 - a. Természetközeli erdőállományok,
 - b. Származékerdők,
3. Mesterséges (kultúr- vagy ültetvényszerű) erdők, melyeken belül megkülönböztette még a faültetvényeket.

Kategóriáit az erdészeti beavatkozások mikéntje szerint állította fel, de a besoroláshoz egyértelmű kritériumokat és indikátorokat nem fogalmazott meg, példákön keresztül érzékelteti az egyes csoportok közötti különbséget.

A későbbiekben Frank & Bartha (1997) a soproni Dudlesz-erdő tömbjén, erdőrésztlet szinten, számos kritérium bevonásával végzett természetesség értékelést. Módszerük az osztrák hemeróbia-projekt módszerének továbbfejlesztése és hazai adaptálása volt (4. táblázat, 1. ábra), ami továbbfejlesztésre azért nem került, mert a hemeróbia-vizsgálat lényegéből fakadóan hiányzott az erdészeti gyakorlat számára oly fontos etalon erdőkép.

4. táblázat. A Grabherr-féle (1996) hemeróbia-értékelés módosított szempontjai (Frank & Bartha 1997). A sorszámok egyben súlyértékeket is jelentenek.

Fafajok természetközelsége

1. nem őshonos fafaj(ok)
2. részben nem őshonos fafaj(ok)
3. nem a termőhelyen lévő fafaj(ok)
4. őshonos és termőhelyén lévő fafaj(ok)

Talajvegetáció természetközelsége (gyom- és nitrofil fajok aránya)

1. 81-100%
2. 61-80%
3. 41-60%
4. 21-40%
5. 21% alatt

Felújulás, felújítás módja

1. mesterséges
2. természetes

Fejlődési fokozat

1. csemetés
2. fiatalos
3. sűrűség
4. vékonyrudas
5. vastagrudas
6. szálas
7. lábas

Korhadt fák mennyisége, minősége

1. nincs
2. mesterségesen 1-2 db (1% alatt)
3. mesterségesen 1% felett, ill. természetesen 1% alatt
4. természetesen 1% felett

Állományfelépítés

1. lomb-, cserje- és lágyszárú szint hiánya
2. cserjeszint hiánya
3. lágyszárú szint hiánya
4. minden szint hiánytalan megléte

Fafajok diverzitása (fajgazdagsága)

1. főfajok hiánya
2. kevés egyedszámú a főfaj, vagy elegendő egyedszám esetén nincs mellékfafaj
3. főfafajok megléte, de kevés a mellékfafaj
4. főfafajok és a mellékfafajok száma elfogadható
5. főfafajok és a mellékfafajok száma megfelelő

Lágyszárú szint diverzitása (fajgazdagsága)

1. 0-20%
 2. 21-40%
 3. 41-60%
 4. 61-80%
 5. 81-100%
-

4. táblázat (folytatás)

Külső terhelés

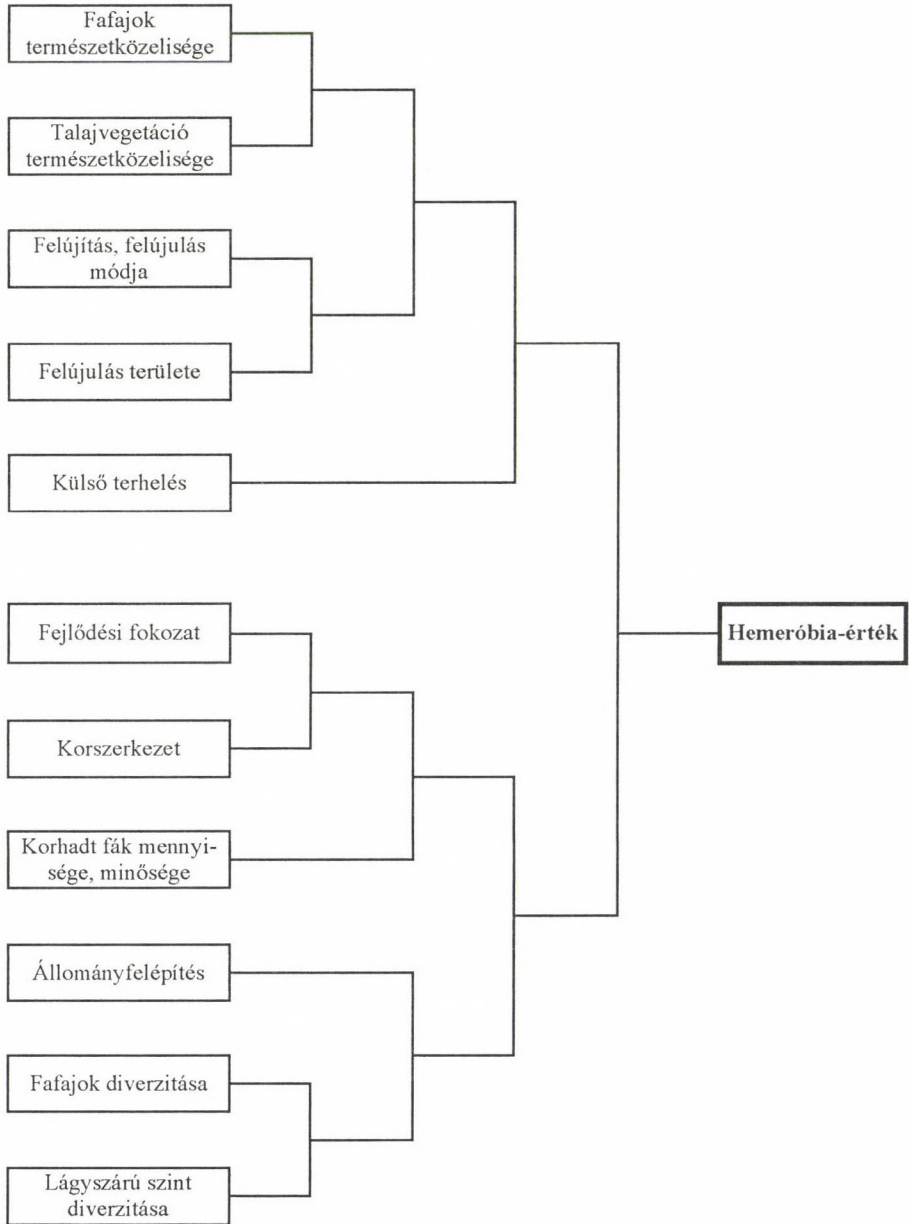
1. erős
2. közepes
3. nem, ill. alig

Korszerkezet

1. korszerkezet rossz (tarvágás)
2. koreloszlás közepes (fokozatos felújítótvágás)
3. koreloszlás jó (szálalótvágás)
4. koreloszlás kiváló (szálalás)

A magyarországi Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (Kovács-Láng & Török 1997) a Németh – Seregélyes-féle (Seregélyes & S. Csomós 1995) ötfokozatú degradáltsági skálát ajánlja az élőhelyek természetességének meghatározására, ahol feltüntetik a degradációt okozó tényezőket (32 db) és a degradációs jelenségeket (fajkészletet érint 29 db, szerkezetet érint 14 db) is. Ezt a degradáltsági skálát használja a MÉTA-felmérés is, a kevés kritérium miatt a besorolás ugyan gyors, de számos terepi szituációról nehéz egyértelműen eldönteni, hogy melyik kategóriába tartozik.

Továbblépést jelentett Bartha *et al.* (1998) próbálkozása, akik erdőrészet szintű értékelési módszert dolgoztak ki, s referenciaként (etalon erdőképként) a gazdaságilag (jól) kezelt vágásos erdőalakot választották 24 erdőtársulás-csoportba sorozva. Az értékelési szempontok is elsősorban a gyakorlati élethez közel állók, így figyelembe veszik az őshonos ↔ idegenföldi fafajok arányát, az elegyfák meglétét illetve hiányát, a termőhelynek megfelelő ↔ termőhely-idegen fafajok arányát, a korszerkezetet, a cserjeszint meglétét, összetételét, a termőhely állapotát. További jellemzők (pl. a faállomány záródásának horizontális mozaikossága, inhomogenitása; a cserjeszint borításának egyenletessége, fajainak térbeli eloszlása, mozaikossága; színteztettség; többkorúság és a korosztályok térbeli mozaikossága; idős (hagyás-) fák jelenléte, száma, eloszlása; holt (részben fekvő) fák jelenléte, száma, eloszlása, mérete) bevonását szükségesnek tartják, de kvantifikálásuk nehézségekbe ütközött, s ezek a gyakorlati alkalmazást is problémássá tehetik. A fenti szempontok alapján egy ötfokozatú (1. természetes, 2. természetközeli, 3. mérsékelten átalakított, 4. erősen átalakított, 5. mesterséges) skálát állítottak fel a természetesség meghatározására, amelybe a vizsgált állományok (erdőrészetek) besorolhatók.



1. ábra. Az értékelés Grabherr-féle (1996) módosított dendrogramja (Frank & Bartha 1997). A hemeróbia-értéket a kategória-értékek átlagai adják.

Hasonló elveken nyugszik, tulajdonképpen az előző módszer leegyszerűsítése, gyakorlatiasabbá tétele Madas (1997) és Sódor & Madas (1998) értékelő rendszere. Madas (1997) egy 7 fokozatú természetességi skálára (1. ültetvény, 2. kultúrerdők, 3. származékerdők, 4. természetközeli középerdők, vegyeserdők és sarjerdők, 5. természetközeli erdők, 6. természetszerű erdők, 7. természetes erdők) helyezik el a vizsgált állományokat. Módszerének előnye, s egyben a túlzott egyszerűsítés következtében hátránya is, hogy az erdészeti üzemtervek néhány rögzített adata alapján – tehát a terepi minősítést kiküszöbölve – lehet az erdőrészeket besorolását elvégezni. Sódor & Madas (1998) tanulmányában új elemként jelenik meg az erdő-termőhely és a nem-erdő-termőhely, mely a minősítésnek valóban fontos alappillére és szempontja. Madas (1997) 7 fokozatú skáláját is továbbfejlesztették, a szukcessziós stádiumokat külön kezelik, és segítségükkel alegységeket állítanak fel. Értékelési szempontjaik az eredet (mag ↔ sarj), a szukcessziós stádium, az idegenföldi és tájidegen fafajok aránya, a szerkezet és monokultúra jelleg. Bonyolult skálarendszerüket a végén 5 fokozatra (1. természetes erdők, 2. természetközeli erdők, 3. származék erdők, 4. kultúr- és ültetvényszerű erdők, 5. ültetvények /ültetvény-erdők/) egyszerűsítik.

Ki kell még térni Mátyás (1998) fentiekre reagálva készített módszerére. Ennek az a sajátossága, hogy nem alkalmaz referenciát (tehát hemeróbia-megközelítésű), értékelési szempontjai is kisszámúak, terepi felvételezést nem igényelnek. A faállomány-típuson belül a domináns fafajok őshonos / nem őshonos volta mellett a domináns fafajok és a klíma kapcsolatát elemzi. Valójában 3 természetességi fokozatot (1. természetes erdő, 2. természetszerű erdő, 3. kultúrerdő) állít fel, a negyedik fokozat (ültetvény) törvényileg és teljesen más rendezőelvek alapján rögzített, nem illeszthető lineárisan az előző háromhoz.

Solyos (1998) átfogó tanulmányában megfogalmazta a hazai viszonyok között alkalmazandó természetességi kritériumokat is, melyek szerint az alábbiak: „Erdeink természet-közelségének elfogadását vagy elvetését alapvetően az adott erdőtársulás termőhelyállósága dönti el. Az adott termőhelynek megfelelő célállomány megválasztása jelenleg is kötelező. Ezért a nem termőhelyállók a rontott erdők és nem természetközeli csoportjába sorolandók. A további csoportosítás ezen belül az őshonos és a nem őshonos fafajok szerint történhetne, amely a természetes vagy a mesterséges felújítás alapján tovább részletezhető. Ezt követi az elegyesség, a többszintűség és a vegyeskorúság szerinti osztályozás.” Ezek alapján Bondor & Halász (1998) készített az Országos Erdőállomány Adattár segítségével országos szintű (regionális) értékelést. Az adattár sajátosságai miatt nem erdőtársulásokat (erdőtársulás-csoportokat), hanem faállomány-típusokat vettek alapul. Ezen értékelés szerint bükkös klímában 91 %, gyertyános-tölgyes klímában 70 %, kocsánytalan tölgyes-cseres klímában 48 %, erdőssztyepp klímában 30 % a természetközeli erdők részaránya. Az ország erdőterületére vetítve szerintük a természetközeli erdők aránya 56 %, a kultúrerdőké 44 %. Megjegyzendő, hogy a természetközelség meghatározá-

sánál a faállomány-típusok fő fafajának (fafajainak) közelebből nem definiált őshonosságát vették alapul. Ezt tovább finomították az erdőtalajon álló és a nem erdőtalajon álló állományok arányával, ami azt eredményezte, hogy a természetközeli erdők 70 %-a erdőtalajon, 30 %-a nem erdőtalajon áll. (A kultúrállományoknál ez az arány fordított.) Az elemzés jó példát szolgáltat a regionális szintű értékelésre, ugyanakkor a források felhasználhatóságának korlátjait is demonstrálja egyben.

Az erdők természetességi mutatójával kapcsolatban Szodfridt (1998) is megfogalmazta véleményét, melyből az alábbi észrevételek emelhetők ki:

1. A természetességi mutató alapján hátrányosan ítélték meg azok a kultúrerdők, amelyekben természetes erdő termőhelyi okok miatt nem fordulhat elő.
2. A mutató alkalmazása olyan fokú növényismeretet kíván, ami nem várható el (?) az erdőtervezőktől.

A fentiekre készült reakciót Szomorad (1999) foglalta össze.

Solymos (2000) művében hangoztatja, hogy a világ- és az európai törekvések az erdők természetéhez közel álló állapotának helyreállítására törekednek, s ezek fenntartása céljából természetközeli erdőgazdálkodást kell folytatni. Az erdőállományokra még nem állít fel természetességi fokozatokat, de megadja a természetközelség jellemzőit, melyek szerinte az alábbiak:

- Termőhelynek megfelelő fafajmegválasztás, őshonos fajok elsőbbsége;
- Magról való természetes felújítási eljárások alkalmazása;
- Fajgazdag, elegyes, lehetőleg többszintű és vegyes korú faállományok létesítése és fenntartása;
- Az ökológiai stabilitás fenntartása;
- Az erdők biológiai, faji és genetikai sokféleségének megőrzése és lehetőség szerinti gazdagítása.

A korábbi értékelő módszerek javával ellentétben más alapra helyezi Solymos (2001) természetközelség értékelő rendszerét, ő ugyanis nem tartja jónak a természetes erdőtársulás-csoportok, mint viszonyítási alapok alkalmazását, mivel ez szerinte nem alkalmazható az erdőtelepítésekre és legtöbb esetben ennek meghatározása nem is várható el (?) a gyakorlati szakembereinktől. Az utóbbi megállapítással nem vitatkozhatunk, de az előzővel igen. Erdő-termőhelyen ugyanis meg tudjuk állapítani a potenciális természetes erdőtársulást, annak ellenére, hogy ott korábban – az erdőtelepítést megelőzően – nem állt faállomány. Nem-erdő-termőhelyen nincs értelme erdőtermészetességről beszélni, itt, ha megvalósul is az erdőtelepítés, akkor ott a faállomány állapotát – s nem a természetességét – tudjuk csak minősíteni. Solymos (2001) a természetközelség mértékének egy lehetséges meghatározására a faállomány-alkotó fajok őshonosságát, termőhely-állóságát, valamint a faállomány szerkezetét

(elegység, kor stb.), az erdő várható jövőképét javasolja figyelembe venni. A természetközeli erdőt – melybe a nem őshonos fajokból álló, de a termőhelynek, ökológiai adottságoknak megfelelő állományokat is beleveszi – a rontott erdővel állítja ellentétbe, amely alatt a termőhelynek nem megfelelő (nem termőhelyálló) faj-összetételű (szerkezetű) állományokat érti. Természetközeli mutatóit az 5. táblázat szemlélteti.

5. táblázat. Solymos (2001) természetközeli mutatói

10 Természetközeli (a termőhelynek, ökológiai adottságoknak megfelelő) erdők

- 11 őshonos fajokból álló elegyes, többszintű, vegyeskorú természetközeli erdő
- 12 őshonos fajokból álló egykorú, felső szintben elegyes természetközeli erdő
- 13 őshonos fajokból álló vegyeskorú, elegyetlen természetközeli erdő
- 14 őshonos fajokból álló egykorú, elegyetlen természetközeli erdő
- 15 nem őshonos fajokból álló elegyes, többszintű, vegyeskorú természetközeli erdő
- 16 nem őshonos fajokból álló egykorú, felső szintben elegyes természetközeli erdő
- 17 nem őshonos fajokból álló vegyeskorú, elegyetlen természetközeli erdő
- 18 nem őshonos fajokból álló egykorú, elegyetlen természetközeli erdő

20 Rontott (termőhelynek nem megfelelő) erdők

Solymos (2001) értékelő táblázata kiegészítéseként a természetközeli, őshonos fajú erdők esetében harmadik kódszámként a nem őshonos fajok elegyarányát, míg a természetközeli, nem őshonos fajú erdők esetében az őshonos fajok elegyarányát javasolja feltüntetni. A rontott erdők esetében egy második kódszám pedig az átalakítás sürgősségét mutatná meg. Fenti rendszer előnye, hogy gyakorlatias, alkalmazása gyors, terepi felvételt és speciálisabb szaktudást nem igényel. Ugyanakkor vitatható, hogy a nem őshonos fajú állományok mennyire „természetközeli”, itt a 15-18. kategóriák újabb gyűjtőcsoport megnevezését igényelnék. Kétségtelen az is, hogy rendezőelvként nem csak természetességi kritériumok érvényesülnek a rendszerben, hanem gazdasági, gazdálkodási szempontok is, amit a rontott erdő csoport és az átalakításuk sürgősségi fokozata is igazol.

Meg kell még emlékezni Agócs (2002 *ex litt.*) az erdők szukcessziós lépcsői szerint megalkotott természetességi fokozatairól is. A szukcessziós folyamat lépcsőinek jellemzői szerint 10 fokozatot különböztet meg, ahol a természetes bolygatások és a művi beavatkozások egyaránt figyelembe vannak véve (6. táblázat). Módszerének hátránya, hogy indikátorai kevésbé exaktak, amely a konkrét állományok besorolását nehezíti meg.

6. táblázat. A természetesség mértéke az erdő szukcessziós lépcsői szerint (Agócs 2002 *ex litt.*)

10	- Emberes erdő
9	- Őserdő ember nélkül
8	- Felhagyott elegyes fatermesztő parcella, vadtól is védve - Kissé elegyes, vadtól kímélt faállomány cserje- és gyepszint maradványokkal
7	- Szálaló üzemű faállomány klimax fákkal
6	- Ritkuló cserjés hazai pionír fákkal (felhagyott legelőn, árokparton, útszélén)
5	- Szálaló üzemű faállomány hazai pionirokkal - Hazai fapopuláció egykorú állománya (fatermesztő parcella) vad által is legelve, túrva, ...
4	- Becserjésedő felhagyott legelő, kaszáló, idősebb faültetvény, útszél, árokpart - Leégett, visszavágott cserjés, szárazúzózott vágásterület
3	- 3-5 éves évelő gyp, középkorú exóta pionír faültetvény gyepszintje, vágásterület - Égetett legelő, vetett kaszáló, pázsit, angolpark, kaszált gyümölcsös, temetőkert
2	- Első éves felhagyott szántó, nem ápolt szőlő, gyümölcsös, vágásterület
1	- Gyomirtózott szántó, művelt fás kultúra, friss tómeder talajmaradványokkal
0	- Élet nélküli közet, málladék, víz talajmaradványok és egyéb létfeltételek nélkül
-1	- Épület, beton, szemét, mérgezett málladék, talaj, víz, levegő

A Nemzeti Erdőstratégiára hivatkozva Koloszar (2004) túl differenciáltnak tartja a természetvédelem erdészeti koncepciójában megfogalmazott 4 természetességi kategóriát (1. természetes erdők, 2. természetszerű erdők, 3. ültetvényszerű erdők, 4. faültetvények), mert az átmeneti esetekben nem tudja a határt meghúzni. Helyettük két kategória (1. természetszerű erdők, 2. ültetvényszerű erdők) bevezetését tartja alkalmasnak, de definíciót, kritériumokat és indikátorokat nem rendelt hozzájuk. Ugyanebben az időben Tóth (2004) az erdő és a faültetvény körül kirobbant vitában az erdők biológiai és ökológiai állapota („természetességi mutatója”) alapján négy kategóriát különböztet meg: 1. természetes erdők, 2. természetszerű erdők, 3. származékerdők, 4. mesterséges eredetű „kulturárerdők”. Kategóriáit definiálja, de a besorolást egyértelművé tévő mutatói elmaradnak.

Bartha *et al.* (1998) értékelő rendszerének hiányosságait küszöbölte ki Bartha (2004) közép-európai viszonyokra ajánlott új rendszerében, melyben a *lombkoronaszint* (öshonosság ↔ idegenhonosság, termőhelynek való megfelelés ↔ termőhelyidegenség, elegyesség, záródás-jelleg, fajfaj-eloszlás (mintázat), korszerkezet, színteztettség), *cserjeszint* (összetétel, borítás), *gyepszint* (összetétel, borítás), termőhely (humuszképződés, biológiai aktivitás, vízháztartás, erózió, talajsebzések, talajtömörödés, talajréteg-keveredés), *egyéb jellemzők* (idős fák, facsoportok jelenléte, holtfa mennyisége, újulat megléte) adja meg értékelő

módszerét. A korábbi kompozicionális és strukturális jellemzők mellett külön hangsúlyt kapnak a funkcionális jellemzők is. A potenciális természetes vegetáció termőhelyfüggő, ezért a termőhelyben bekövetkezett reverzibilis és irreverzibilis változásokat figyelembe veszi a természetesség megállapításánál. A termőhely állapotától olyan fontos funkcionális sajátosságok függenek, mint a produktivitás vagy a szerves anyagok lebomlási sebessége. Szerinte ugyancsak itt kellene a vadhatás mértékét is jelezni, azonban ennek közvetlen úton történő skálázása nehézségekbe ütközik, így közvetett módon az újulattal, a felújulóképességgel becsüli a vad hatását.

Hazánkban 2002-ben indult a TERMERD-projekt (Bartha *et al.* 2003), melynek célja a magyarországi erdőállományok természetességének országos szintű vizsgálata. E projekt módszertani kérdéseit, mintavételezését, részletes eredményeit későbbi tanulmányok hivatottak bemutatni.

Az osztrák hemeróbia-projekt

Az erdők természetességének-leromlottságának megállapítására irányuló eddigi, kétségtelenül legnagyobb vállalkozás az ausztriai hemeróbia-projekt (Grabherr 1997, Grabherr *et al.* 1995, 1996, 1997, 1998a,b, Koch & Kirchmer 1997, Koch *et al.* 1997, Koch & Grabherr 1998), mely 1993-1997 között zajlott. Az UNESCO MAB-program keretében véghezvitt projekt Ausztria teljes erdőterületének (3,88 millió hektár) természetességi állapotát volt hivatott rögzíteni.

A projekt végrehajtása során ugyan a hemeróbia-koncepció képezte a tudományos alapot, mégis a potenciális természetes erdőtársulás szolgált Leitbild-ként. Ez az ellentmondás csak a projekt megnevezése és megvalósítása között áll fenn. A potenciális természetes erdőtársulás a null-állapotot (kell- / lehet-állapotot) jelöli a hemeróbia-skálájukon, ehhez történik az aktuális állapot viszonyítása.

Az erdőgazdasági tájak, a tengerszint feletti magasság fokozatai, az expozíció fokozatai, a klímátípusok alapján ún. sztrátum-térképet szerkesztettek, amelynek egységeit a fenti jellemzők azonos értékei alapján határozták meg. A sztrátum-egységek száma és területe alapján adták meg a mintaterületek számát, ami 4892 db.

A mintaterületek helye igazodik az erdők egészségügyi állapot felvételéhez használt rácsháló-pontjaihoz. Egy-egy mintaterület nagysága 200 x 200 méter, de bizonyos jellemzők (pl. holtfa) precízebb felvételéhez 25 x 25 méteres kvadrátokat és 9,77 méter sugarú köröket is kijelöltek.

A terepi felvételi adatokból 11 hemeróbia-kritériumot hoztak létre, melyeket súlyozottan kapsoltak össze. A kritériumok az alábbiak voltak:

- a fafaj-összetétel természetközelsége,

- a gyepszint természetközeliisége,
- a felújítás módja, a felújítás típusa,
- felújult foltok nagysága, szerkezete,
- erdő- és egyéb használatok típusa,
- fejlődési fázisok,
- korszerkezet,
- holtfa mennyisége és minősége,
- állományszerkezet,
- a lombszint diverzitása,
- a gyepszint diverzitása.

Valamennyi fenti kritériumot az általuk módosított 9 fokozatú hemeróbia-skála szerint minősítették, s az így kapott értékek súlyozása, összekapcsolása után adódott a mintaterület hemeróbia-fokozata, melyek az alábbiak:

- 9. ahemerob,
- 8. γ -oligohemerob,
- 7. β - oligohemerob,
- 6. α - oligohemerob,
- 5. β - mezohemerob,
- 4. α - mezohemerob,
- 3. β - euhemerob,
- 2. α - euhemerob,
- 1. polyhemerob.

A jobb értelmezhetőség kedvéért a fenti 9 fokozatú hemeróbia-skálát egy 5 fokozatú természetességi skálává konvertálták, melynek fokozatai közérthetőbbek:

Természetességi fokozat	Hemeróbia-fokozat
Természetes	9
Természetközeli	8, 7
Mérsékelten átalakított	6, 5
Erősen átalakított	4, 3
Mesterséges	2, 1

Megjegyezendő még, hogy a súlyok megállapításában (7. táblázat, 2. ábra), valamint a minőségi jellemzők kvantifikálásában egy szakértői csoportra tá-

maszkodtak, így igyekeztek a szubjektivitást mérsékelni, illetve kiküszöbölni.

Eredményeiket országos szinten, az erdőgazdasági tájak szerint, kiválasztott termőhelyi tényezők és erdőtársulás-csoportok szerint, illetve néhány fontosabb hemeróbia-kritérium (fafaj-összetétel természetközelsége, a gyepszint természetközelsége, holtfa) szerint értékelték és adták közre. A későbbiek szempontjából az is kiemelendő, hogy alkalmazott módszerüket külön értékelték.

7. táblázat. Az osztrák hemeróbia-projekt értékelő szempontjai (Grabherr *et al.* 1998)
(PTE = potenciális természetes erdőtársulás)

A fajösszetétel természetközelsége

Az aktuális fafaj-összetétel hogyan viszonyul a potenciális természetes fafaj-összetételhez
(PTE-függő)

A gyepszint természetközelsége

$$Z = \frac{\text{a mintaterületeken hányszor jelezték zavarásjelzőként a fajt}}{\text{a mintaterületeken hányszor lépett fel a faj}}$$

$$\text{zavarási index} = \sum(Z \times \text{borítási index}) \times \frac{\sum \text{zavarásjelzők összes borítása}}{\sum \text{valamennyi faj összes borítása}}$$

Felújulás / felújítás módja

$$\sum(\text{területarány} \times \text{felújulás / felújítás módjának súlya})$$

Az anyaállomány nélküli újulat

a 100 m²-nél nagyobb területek osztályba sorolva, csökkenő értékkel

Használat – külső terhelés

$$\sum(\text{használati mód} \times \text{használat intenzitása} \times \text{használat történetisége})$$

Fejlődési fokozat

$$\sum(\text{területarány} \times \text{fejlődési fokok / korosztályok súlya})$$

Holtfa

holtfa-térfogat mutató x K2 + (K3 + K4 + K5 + K6 + K7) (K2-7 = minőségi mutatók)

Állományfelépítés

társulásonként az aktuális szintek száma alapján súlyozva (PTE-függő)

Szerkezeti jellemzők

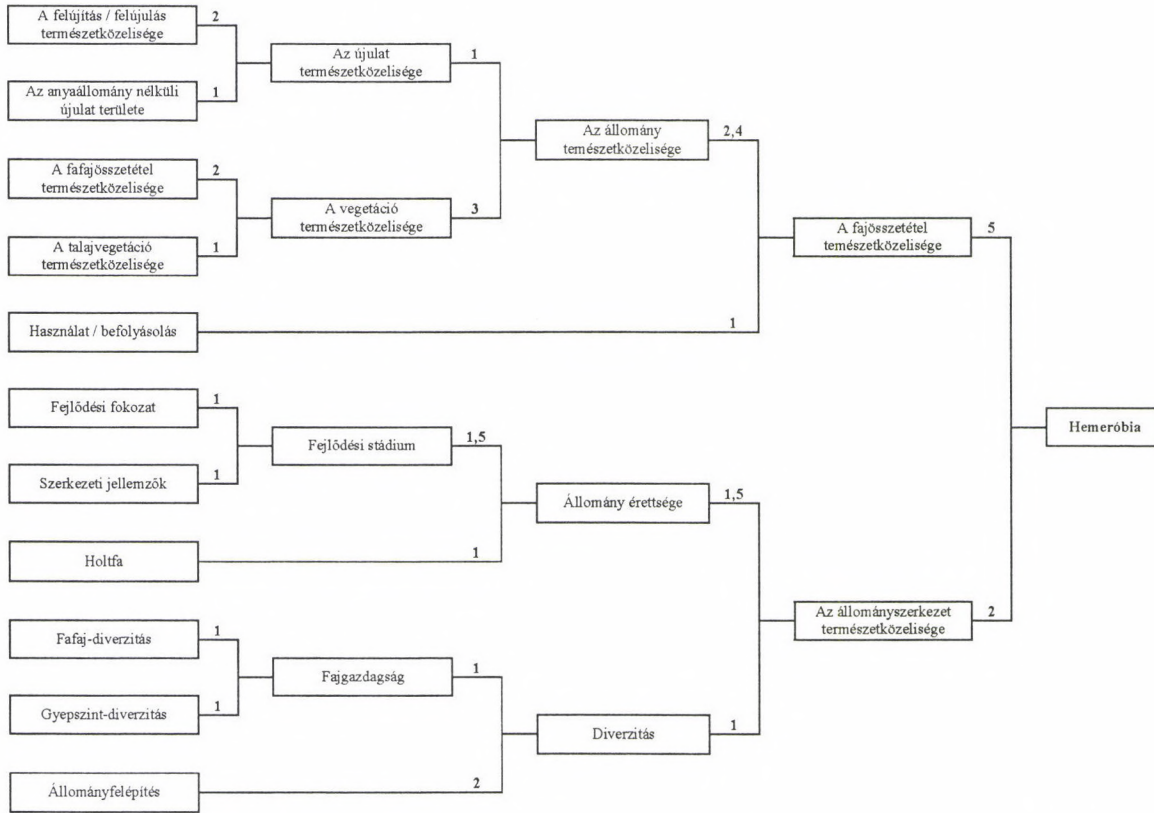
cserjeszint megléte + (140 évnél idősebb állomány *vagy* legmagasabb kor *vagy* mellmagassági átmérő) (PTE-függő)

Fafaj-diverzitás

PTE-függő értékadás

Gyepszint-diverzitás

PTE-függő értékadás



2. ábra. Az osztrák hemeróbia-projekt értékelő dendrogramja (Grabherr *et al.*, 1998) (A számok a súlyértékeket mutatják.)

A németországi „Waldbiotopkartierungs-Programm”

Németországban az erdők természetességének becslése az erdei élőhely-térképezési program része (Volk & Haas 1990, Waldenspuhl 1991, Arbeitskreise Forstliche Landespflege 1996), amely az 1970-es évek közepén indult, s ahol a természetvédelmi szempontú értékelés – különböző eljárásokkal – az 1980-as évek közepe óta van dokumentálva. A térképezési programba később a történeti tájhasználatok értékelését is bevették. Kettős koncepciót érvényesítenek, az ún. integratív koncepció szerint a tájban védendő, megőrzendő „értékes” élőhelyeket különítették el, míg a szegregatív koncepció alapján az értékes élőhelyek megőrzésén túl erőforrás-megőrző és tartamos gazdálkodási módokat is meghatároznak. A munka során a tényleges térképezésen, az aktuális és mai potenciális élőhely-térkép elkészítésén túl az egyes élőhelyek természetességét, kompozicionális és szerkezeti sokféleségét, ritkaságát és veszélyeztetettségét is megállapítják. A program sajátossága viszont, hogy tartományonként eltérő módszereket alkalmaznak, aminek részbeni oka az eltérő termőhelyi sajátosságok, a korábbi és a jelenlegi erdőkezelések különbözősége is. A természetesség megítélésének – kevésbé eltérő – módszerei általánosságban kerülnek bemutatásra.

A termőhely és a vegetáció aktuális állapotát egy természetesnek feltételezett állapottal hasonlítják össze. A természetesség fő kritériumát három alkritériumra bontják:

- a vegetáció-összetétel természetessége;
- a termőhely-fejlődés természetessége;
- a vegetációfejlődés természetessége.

Kiindulási alap a mai potenciális természetes vegetáció (potentiell natürliche Vegetation = PNV), a klimax stádium jellemzését – Bajorország kivételével (Ammer & Utschik 1984) – a többi szukcessziós stádium jellemzéséhez hasonlóan végezték. A termőhely-fejlődés természetességét két szempont szerint értékelték. Az egyik csoportba azokat a termőhelyeket sorozták, amelyek közvetlen és erős antropogén hatás miatt változtak meg (pl. megmunkált talajok, talajvíz-csökkenések, egykor elerdőtlenített területek). A második csoportba azok a termőhelyek kerültek, amelyek nem lettek elerdőtlenítve, vagy közvetlen antropogén befolyás alapvetően nem változtatta meg őket. (Ide azok az erdei termőhelyek tartoznak, amelyek legalább a 18. századtól bizonyíthatóan erdővel borítottak.) A történelmi termőhelyi változások mellett aktuális hatások is vannak (pl. légköri ülepedés), ezeket azonban figyelmen kívül hagyták.

Mivel a spontán keletkező és fejlődő vegetációval rendelkező területeknek fontos szerepe van a stabilitás megtartásában, az imissziókhöz való alkalmazkodásban, a természetes regenerációban, ezért fontos kritériumnak tartják a vegetációfejlődés természetességét is. Ennek becsléséhez azonban történeti tanulmányok szükségeltetnek. Rámutatnak, hogy a vegetáció-összetétel és a

vegetációfejlődés természetességét egymástól elkülönítve kell kezelni.

Ez főként az alábbi területekre vonatkozik:

- Azon állományok, amelyek természetesen újultak fel, vagy amelyekben spontán felújulás zajlik és hosszabb ideje már nincs erdőművelés bennük.
- Azon állományok, amelyek vetésből vagy ültetésből keletkeztek, és hosszabb ideje már nem kezelik őket.
- Azon állományok, amelyek jogi szabályozások miatt már nem kezelnek (pl. erdőrezervátumok).

Az állományszerkezeti jellemzők közül a szintezettség, a szintek záródása, borítása, a mozaikosság, a fafajok elegyedési formája, továbbá az élőhely faji sokfélesége és a különleges struktúrák (mikroélőhelyek) képezték a minősítés alapját.

A természetességet egy 5 fokozatú skálára vetítik, ezt ábrázolják a térképen, úgy, hogy néhány fontos jellemzőt (pl. holtfa jelenlét, erdőszegély, források, sziklakibúvások) külön is rávetítették a lapokra. Kiemelendő, hogy a mikroélőhelyeknek különös figyelmet szenteltek.

A program keretében több tapasztalatot szűrték le, melyek a következők:

- A megkülönböztetett erdei élőhelyek elkülönítését a különböző erdőfejlődési fázisok megnehezítették, melyek természetességét eltérő módon ítélték meg a térképezők.
- A fluktuáció a természetes erdőkben sokkal nagyobb mérvű, mint a gazdasági erdőkben.
- A fiatal és az idős állományok közötti értékkülönbséget sokkal jobban mutatja a különböző visszaállíthatóságuk, mint a természetességük.
- Az ősi erdőket (*historisch alte Wälder*) és a történeti erdőhasználati módokkal érintett erdők megőrzésének fontosságát nem a természetes-ségen keresztül kell megközelíteni.
- Az imissziók, meliorációk, trágyázások és a természeti katasztrófák gátlása ma sok fénykedvelő, nitrogénkerülő erdei faj túlélését veszélyeztetik. Élőhelyüket – melyeket sokszor a történeti erdőhasználatok hoztak létre és tartanak fenn – védeni kell.
- A természetesség fogalmát nem szabad túl szűken és statikusan szemlélni.

Mint már említettük, Németországban az erdők természetességének megállapítása tartományi szinten folyik, s ennek megfelelően eltérő módszereket alkalmaznak. Az alábbiakban röviden néhány tartomány módszerébe teszünk betekintést. Baden-Württemberg tartományban az alkalmazott minősítő rendszer (Schirmer 1999) tájszintű értékelésre ad lehetőséget. Leitbild-ként a multifunkcionális kultúrtáj szolgál, cél volt továbbá az egyszerű és gyors módszer

kidolgozása. Az egyetlen kritérium a faállomány összetétele, a természetes erdő faállományát vetik egybe az aktuális faállománnyal. További kritériumokat, mint például az állomány keletkezésének módját, korszerkezetét tudatosan mellőzték. Az állományokat egy 5 fokozatú skálába sorolták, s erdőgazdasági tájanként végezték a kiértékelést. A természetességi fokozatok definícióiból (8. táblázat) látható, hogy a besorolás egyetlen rendező elve az őshonosság-idegenhonosság aránya, mely fogalmakat azonban – furcsa módon – nem definiálnak.

Brandenburgban a teljes erőterület élőhely-térképezése során állapították meg a természetességi fokozatokat (Steinmeyer 2003). Rámutattak, hogy a korábban folytatott szelektív élőhely-térképezés, mely az értékes, védendő területek felmérését tűzte ki célul, nem alkalmas természetesség vizsgálatokra.

8. táblázat. A baden-württembergi erdei élőhelytérképezés természetességi fokozatai és kritériumai (Schirmer 1999)

Természetességi fokozatok	Jellemzők
1 nem honos	A természeti tájban a honos fajok aránya < 20 %, nem őshonos fajok építik fel az állományokat.
2 feltételesen honos	A természeti tájban a honos fajok aránya 20 – 49 %, nem őshonos fajok határozzák meg az állományok képét.
3 viszonylag természetközeli	A természeti tájban a honos fajok aránya > 50 %.
4 természetközeli	A természeti tájban a honos fajok aránya > 80 %.
5a nagyon természetközeli	A lényeges fajok a termőhely potenciális természetes vegetációjának megfelelőek, a társulásidegen fajok aránya < 20 %.
5b nagyon természetközeli	A lényeges fajok a termőhely potenciális természetes vegetációjának megfelelőek, a társulásidegen fajok aránya < 10 %.

Az aktuális fajösszetételt vetették össze erdőrészenként a természetes erdőtársulás fajösszetételével, ahol három fő kritériumot vizsgáltak:

- a természetes erdőtársulás fajok aránya,
- egyéb őshonos, de nem a természetes erdőtársulásokhoz tartozó fajok aránya,
- a nem őshonos fajok aránya.

Ez alapján 7 természetességi fokozatot állítottak fel (9. táblázat). Ráíránnyították a figyelmet arra, hogy a természetesség megállapításához használt

fafaj-összetétel nem elegendő indikátor más, kapcsolódó elemzések megvalósításához. A tartományi természetvédelmi törvény szerint a védendő természetes erdőtársulás maradványok kijelöléséhez további szempontokat (pl. az aktuális humuszforma és az egyensúlyi humuszforma viszonya, a gyepszint jellemzősége, a talajok termőerejének állapota, a faállomány-szerkezet változatossága, fejlődési fázisok reprezentáltsága, minimális területnagyság) is figyelembe kell venni. Valójában a fenti, kiegészítő jellemzők a természetesség elemzésének finomítását is szolgálják.

9. táblázat. A brandenburgi erdőtermészetesség-értékelés fokozatai és kritériumai (Steinmeyer 2003)

Természetességi fokozatok	Értelmezés
7 nagyon természetközeli (természetes)	A fafaj-összetétel legalább 90 %-ban megfelel a természetes erdőtársulásának. Nem honos fafajok csak szórványosan jelennek meg (< 1 %).
6 fokozottan természetközeli	A fafaj-összetétel túlnyomórészt a természetes erdőtársulásának felel meg. A társulás névadó fafajainak részaránya változhat, de 50 % feletti. A nem honos fafajok részesedése < 10 %, ebből a nem meghonosodott fafajok kevesebb, mint 5 %-os arányt képviselnek (egyébként 4. fokozat).
5 meglehetősen természetközeli	Egy kísérő fafaj és legalább egy további kísérő fafaj vagy pionír fafaj, illetve legalább egy társulásnévadó (de nem mindegyik) fafaj az állomány fafaj-összetételének együttesen ≥ 80 %-át teszik ki. A nem meghonosodott fafajok legfeljebb 5 %-os arányban részesülhetnek (egyébként 4. fokozat).
4 mérsékelt természetközeli	Egy kísérő vagy pionír fafaj alkotja egyedül a faállományt (≥ 80 %). A nem honos fafajok részesedése legfeljebb 20 %.
3 kevésbé természetközeli	Kísérő és pionír fafajok, vagy egyéb őshonos, de nem a mindenkori erdőtársuláshoz tartozó fafajok alkotják az állományt, arányuk 50 – 80 %.
2 természettől távoli	Nem őshonos fafajok alkotják az állományt, részarányuk 50 – 80 %.
1 nagyon természettől távoli 0 nincs	Nem őshonos fafajok alkotják az állományt, részarányuk > 80 %. A természetesség fokozata nem megállapítható (pl. fátlan területek, vizek).

A svájci erdők természetességének vizsgálata

Svájcban az erdők természetességének vizsgálatára a 2. országos erdőleltár (Brassel & Lischke 2001) keretében került sor. Az ország potenciális vegetációjának térképezésére külön projektet indítottak, a természetesség vizsgálata során a potenciális természetes viszonyokhoz hasonlították az aktuális állapotot. Ehhez három kritériumot vettek figyelembe: a potenciális vegetációhoz

való hasonlóságot, a fás növények fajdiverzitását és a szerkezeti diverzitást. A potenciális vegetációhoz való hasonlóság elemzésénél a fenyőfajok részarányát vették alapul, így állapították meg a súlyokat (10. táblázat).

A fás növények fajdiverzitásának meghatározásakor a lombkoronaszintben található, 12 cm mellmagassági átmérőnél vastagabb faegyedeket vizsgálták a mintaterületeken. A súlyérték megállapítását a fajszám alapján a 11. táblázat mutatja.

Az állományok szerkezeti diverzitásának megállapítását több jellemző alapján végezték (zárójelben a súlyérték-tartomány): záródás (1-6), erdőfejlődési fázis (1-6), színezettség (1-5), 50 cm-es mellmagassági átmérőnél vastagabb fák területe (0-5), károsítás mértéke (0-4), erdő- és állományszegély (0-5, ill. 0-2), lékek nagysága, típusa (0-5), cserjeszint borítása (0-5), „bogyótermő” cserjék borítása (0-5), tuskók (0-2), álló és fekvő holtfák (0-3), gallyak (0-2) mennyisége. A szerkezeti diverzitás súlyértékei (3-tól 56-ig) alapján a következő csoportokat különítették el:

- ≤ 14 nagyon homogén
- 15-20 homogén
- 21-25 heterogén
- ≥ 26 nagyon heterogén

Az állományok természetességi mutatóját (biotóp értékét) az alábbi képlet alapján számolták:

$$\text{biotóp érték} = a \times \text{potenciális vegetációhoz való hasonlóság} + b \times \text{fás növényfajok diverzitása} + c \times \text{szerkezeti diverzitás}$$

ahol az a, b, c konstansokat szakértői csoport határozta meg.

10. táblázat. A potenciális vegetációhoz való hasonlóság megállapításának súlyszámai a svájci erdők természetességének vizsgálatánál (Brassel & Lischke 2001)

Kód	Definíció	Tülevelü-arány	Súlyszám
1	Elegyes lombos erdő, a természetes állapottól nagyon távoli	> 75 % luc	1
2	Elegyes lombos erdő, a természetes állapottól távoli	> 75 % tülevelü, < 75 % luc	2
3	Elegyes lombos erdő, a természetes állapottól mérsékelten távoli	10/25 – 75 % tülevelü	3
4	Elegyes lombos erdő, a természetes állapothoz közeli	< 10/25 % tülevelü	4
5	Tülevelü erdőátársulások		4

11. táblázat. A fajdiverzitáshoz rendelt súlyértékek a svájci erdők természetességének vizsgálatánál (Brassel & Lischke 2001)

Fafajok száma	Súlyérték
0 vagy 1 faj	1
2 faj	2
3 faj	3
4 faj	4
5 vagy több faj	5
Speciális fajok előfordulása ²	
nem	0
igen	2

Egyéb területeken végzett kutatások

Uotila *et al.* (2002) Finnország keleti részének boreális erdőtársulásaiban végzett természetességi elemzéseket. Elsősorban arra voltak kíváncsiak, hogy a védett és a kezeletlen erdők milyen mértékben tekinthetők természetesnek, melyek azok az antropogén hatások, amelyek az erdőállományok szerkezetét módosítják. 79 termőhely-típust képviseltek a mintaterületeik, főleg a mezofil és a szubxerofil vízgazdálkodási fokozatból. A mintaterületek a teljes szukcessziós gradienst magukba foglalták, a természetesség elemzését csak a fafajok vizsgálata alapján végezték. Fafajonként mérték a mellmagassági átmérőt, magasságot, valamint felvették a fekvő és az álló holtfa mennyiségét, továbbá a tuskók számát is. Terepi adataikat történeti adatokkal – a korábbi belenyúlások idejével – egészítették ki. Természetességi mutatót nem kreáltak, szukcessziós stádiumonként, termőhelyenként, kezelési gyakoriságonként tettek összehasonlításokat. A védett területen lévő mezofil erdők érintetlenebbeknek tűntek, mint a szubxerofil erdők, de a kezeletlenség miatt általánosságban alacsonyabb fa-térfogatot találtak, mint amit a XX. század elején regisztráltak. Módszerük a sokkal változatosabb összetételű és szerkezetű Közép-európai lombos erdőkre nem alkalmazható.

² nyír, fűz, éger, őshonos nyár, őshonos tölgy, berkenyék, madárcseresznye, vadalma, vadkörte, erdeifenyő, szelídgesztenye

Következtetések

A külföldi és a magyarországi értékelő módszerek elemzése alapján az alábbi szempontokat célszerű figyelembe venni egy erdőtermészetességi értékelő módszer kidolgozása során:

- A kritériumrendszernek több szempontúnak kell lennie, az egy vagy kevés szempontú értékelő módszerek nem az erdőállomány egészének természetességét mutatják, hanem csak néhány komponensét.
- A természetességet folytonos változónak javasolt tekinteni, a természetességi skálát különböző fokozatokra lehet felosztani.
- Az erdőtermészetesség vizsgálat alapja az, hogy a természetesség mértékét egy elvi legjobb állapottól vett távolsággal próbáljuk jellemezni. (Minél kisebb ez a távolság, annál természetesebbnek tartjuk az erdőállományt.)
- Az elvi legjobb állapotot „őserdő-referencia” híján a potenciális természetes erdőtársulásban (PTE) határozzuk meg.
- A PTE-konceptióval a záróerdő optimális fázisát tekintjük viszonyítási alapnak.
- A természetes bolygatásokat a fenti erdőkép részének tekintjük, az antropogén zavarásokat viszont nem.
- Kompozicionális, strukturális és funkcionális indikátorokat egyaránt kell alkalmazni.
- Az egyes kritériumok súlyozandók a szerint, hogy az erdők természetességének növelésében milyen arányban vesznek részt.
- Az erdőállomány szintű, táj és regionális léptékű erdőtermészetesség vizsgálat más és más értékelő módszereket kíván.
- Csak a jelenlegi (aktuális) erdőterületet (faállománnyal borított területet és pusztavágást) vonhatjuk vizsgálatba, a kiirtott erdők helyét (más művelési ágba tartozó területeket) nem lehet ilyen módon értékelni.
- Nem-erdő termőhelyeken lévő faállományoknál nem lehet erdőtermészetességet vizsgálni.

*

Irodalomjegyzék

- Agócs, J. (1995): A degradáltság mérési lehetőségei. – *Erdészeti Lapok* **130**: 51–52.
- Ammer, U. & Utschick, H. (1984): Gutachten zur Waldpflegeplanung im Nationalpark Bayerischer Wald auf der Grundlage einer ökologischen Wertanalyse. – *Nationalpark Bayerischer Wald* **10**: 1–95.
- Anon (2002): *Környezet- és Természetvédelmi Lexikon I-II.* – Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Arbeitskreis Forstliche Landespflege (1996): *Waldlebensräume in Deutschland. Ein Leitfadens zur Erfassung und Beurteilung von Waldbiotopen.* – Ecomed, Landsberg.
- Bartha, D. (1992): A magyarországi dendroflóra tagjainak florisztikai, cönológiai, ökológiai és természetvédelmi mutatói. – *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények* **38-39**: 13–32.
- Bartha, D. (1994): A magyarországi erdők degradáltsága. – *Erdészeti Lapok* **129**: 366–367.
- Bartha, D. (1995): Még mindig a degradáltságról. – *Erdészeti Lapok* **130**: 53.
- Bartha, D. (2004): Die Naturnähe der Wälder – Bewertung auf Bestandesebene. – *Allg. Forst und Jagdzeitung* **175**: 8–13.
- Bartha, D. (2004): Az erdők természetességének és eredetiségének értelmezése. – *Természetvédelmi Közlemények* (megj. alatt)
- Bartha, D., Bölöni, J., Ódor, P., Standovár, T., Szmorad, F. & Tímár, G. (2003): A magyarországi erdők természetességének vizsgálata. – *Erdészeti Lapok* **138**: 73–75.
- Bartha, D., Szmorad, F. & Tímár, G. (1998): A magyarországi erdők természetességének erdő-részlet szintű értékelési lehetősége. – *Erdészeti Lapok* **133**: 74–77.
- Bernátsky, J. (1904): Anordnung der Formationen nach ihrer Beeinflussung seitens der menschlichen Kultur und der Weidetiere. – *Engler's Bot. Jb.* **94**: 1–8.
- Blume, P. & Sukopp, H. (1976): Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. – *Schriftenreihe für Vegetationskunde* **10**: 7–89.
- Bondor, A. & Halász, G. (1998): Természetközeli erdeink és lehetséges bővítésük. – In: Solymos, R. (szerk.): *Természetközeli erdő- és vadgazdaság, környezetbarát fagazdaság.* (Tanulmánykötet.) – MTA Agrártudományok Osztálya Erdészeti Bizottsága, Budapest, pp. 11–19.
- Brassel, P. & Lischke, H. (2001): *Swiss National Forest Inventory: Methods and Models of the Second Assessment.* – WSL Swiss Federal Research Institute, Birmensdorf.
- Dierschke, H. (1984): Natürlichkeitsgrade von Pflanzengesellschaften unter besonderer Berücksichtigung der Vegetation. – *Phytocoenologia* **12**: 173–184.
- Dudley, N. (1996): Authenticity as a means of measuring forest quality. – *Biodiversity Letters* **3**: 6–9.
- Ellenberg, H. (1963): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in kausaler, dynamischer und historischer Sicht.* – Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Falinski, J. B. (1969): Groupements autogènes et anthropogènes. Epreuve de la définition et de la classification. – *Ekol. Polska B* **15**: 173–182.
- Falinski, J. B. (1975): Anthropogenic changes of the vegetation of Poland. – *Phytocoenosis* **4**: 97–116.
- Falinski, J. B. (1986): *Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests. Ecological studies in Bialowieza forest.* – Dordrecht – Boston – Lancaster.
- Falinski, J. B. (1998): Maps of anthropogenic transformation of plant cover (maps of synanthropization). – *Phytocoenosis* **10, Supplementum Cartographiae Geobotanicae** **9**: 15–54.
- Frank, N. & Bartha, D. (1997): *A magyarországi erdők értékelése a hemeróbia-fokokatok segítségével.* – In: IV. Magyar Ökológus Kongresszus. Előadások és Poszterek összefoglalói, Pécs, p. 64.
- Gehu, J. M. & Gehu, J. (1979): Essai d'évolution phytocœnotique de l'artificialisation des paysages. – *Séminaire de Phytosociol. Appliquée*, pp. 95–118.
- Glavač, V. (1996): *Vegetationsökologie.* – Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

- Grabherr, G. (1997): Naturschutzfachliche Bewertung der Natürlichkeit österreichischer Wälder. – *Österr. Forstzeitung* **1/1997**: 11–12.
- Grabherr, G., Koch, G., Kirchmeir, H. & Reiter, K. (1996): *Wie natürlich ist der Österreichische Wald?* – *Ergebnispräsentation eines "Man and the Biosphere" -Projektes*. – Symposiumsmappe. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien.
- Grabherr, G., Koch, G., Kirchmeir, H. & Reiter, K. (1998a): *Hemerobie österreichischer Waldöko-Systeme*. – Veröffentlichungen des Österreichischen MaB-Programms, Band 17. – Universitätsverlag Wagner, Innsbruck, p. 493.
- Grabherr, G., Koch, G., Kirchmeir, H.; Reiter, K. (1995): Hemerobie Österreichischer Waldökosysteme – Vorstellung eines Forschungsvorhabens im Rahmen des Österreichischen Beitrages zum MAB-Programm der UNESCO. – *Zeitschrift f. Ökologie u. Naturschutz* **4**: 131–136.
- Grabherr, G., Koch, G., Kirchmeir, H. & Reiter, K. (1997): Naturnähe Österreichischer Wälder – *Bildatlas. Sonderdruck zu Österr. Forstzeitung* **97/1**: 1–39.
- Grabherr, G.; Koch, G. & Kirchmeir, H. (1998b): Naturnähe Österreichischer Wälder. Bildatlas. – *Sonderdruck Österr. Forstzeitung* **1/97**: 39. S.
- Homstein, F. von (1950): Theorie und Anwendung der Waldgeschichte. – *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **21**: 163–177.
- Homstein, F. von (1954): Vom Sinn der Waldgeschichte. – *Angew. Pflanzensoz.* **2**: 685–707.
- Jalas, J. (1955): Hemerobe und hemerochrome Pflanzenarten – Ein terminologischer Reformversuch. – *Acta Soc. Pro Fauna et Flora Fenn.* **72**: 1–15.
- Jerôme, R. (1995): Degradáltak erdeink? – *Erdészeti Lapok* **130**: 50.
- Knapp, R. (1971): *Einführung in die Pflanzensoziologie*. – Ulmer – Stuttgart.
- Koch, G. & Grabherr, G. (1998): Wie natürlich ist der Wald in Österreich? Klassifikation nach Hemerobiestufen. – *Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges.* **10**: 43–59.
- Koch, G. & Kirchmeir, H. (1997): Methodik der Hemerobiebewertung. – *Österr. Forstzeitung* **1/1997**: 24–26.
- Koch, G. Kirchmeir, H. Reiter, K. & Grabherr, G. (1997): Wie natürlich ist Österreichs Wald? Ergebnisse und Trends. – *Österr. Forstzeitung* **97/1**: 5–8.
- Kolozsár, J. (1995): Valóban ennyire degradáltak erdeink? – *Erdészeti Lapok* **130**: 48.
- Kolozsár, J. (2004): A természetvédelem erdészeti koncepciójáról. – *Erdészeti Lapok* **139**: 42–43.
- Kovács-Láng E. & Török, K. (szerk.) (1997): Degradációt okozó tényezők és degradációs jelenségek a társulásokban. In: *Növénytársulások, társuláskomplexek és élőhelymozaikok. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer III.* – MTA ÖBKI-MTM, Vácrátót – Budapest, pp. 79–83.
- Kowarik, I. (1988): Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation. – *Schriftenreihe Fachber. Landschaftsentwicklung TU Berlin* **56**: 1–280.
- Long, G. (1974): *Diagnostic phyto-écologique et aménagement du territoire*. – Paris.
- Madas, K. (1997): Fejlesztési lehetőségek a körzeti erdőtervezésben. – *Erdészeti Lapok* **132**: 383–384.
- Mátyás, Cs. (1996): *Erdészeti ökológia*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Mátyás, Cs. (1998): Alapelvek és szempontok a hazai erdők természetességének megítéléséhez. – *Erdészeti Lapok* **133**: 282–284.
- Mertz, P. (2000): *Die Bewertung von Pflanzengesellschaften. In: Pflanzengesellschaften Mitteleuropas und der Alpen*. – ECOMED Verlagsgesellschaft, Landsberg.
- Miyawaki, K. & Fujiwara, C. (1975): Ein Versuch zur Kartierung des Natürlichkeitsgrades der Vegetation und Anwendungsmöglichkeiten dieser Karte für den Umwelt und Naturschutz am Beispiel der Stadt Fujisawa. – *Phytocoenologia* **34**: 430–437.
- Neuhäusl, R. (1975): Kartierung der potentiell natürlichen Vegetation in der Kulturlandschaft. – *Preslia* **47**: 117–128.
- Neuhäusl, R. (1980): Chemischer Zustand der Atmosphäre in Industriegebieten und die natürliche Vegetation. – *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* **26**: 139–142.
- Olacsek, R. (1982): Synanthropization of phytocoenoses. – *Memorabilia Zool.* **37**: 93–112.

- Pápai, G. (1995): $\sqrt{T \times N}$? – *Erdészeti Lapok* **130**: 53.
- Peterken, G. F. (1996): *Natural Woodland. Ecology and Conservation in Northern Temperate Regions*. – University Press, Cambridge.
- Pfadenhauer, J. (1976): Arten- und Biotopschutz für Pflanzen – ein landeskulturelles Problem. – *Landschaft + Stadt* **8**: 37–44.
- Remmert, H. (1976): *Ökologie*. – Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
- Schirmer, C. (1992): Verfahren und Ergebnisse der Waldbiotopbewertung. – *Allg. Forst Zeitschrift* **1/1992**: 38–41.
- Schirmer, C. (1999). Überlegungen zur Naturnähebeurteilung heutiger Wälder. – *Allg. Forst u. Jagdzeitung* **170**: 11–18.
- Schlüter, H. (1984): Kennzeichnung und Bewertung des Natürlichkeitsgrades der Vegetation. – *Acta Bot. Slov. Acad. Sci. Slovacae, Ser. A* **1**: 277–283.
- Schlüter, H. (1985): Kartographische Darstellung und Interpretation des Natürlichkeitsgrades der Vegetation in verschiedenen Maßstabsbereichen. – In: *Fortschritte in der geographischen Kartographie*. – Wissenschaftliche Abhandl. Geogr. Ges. DDR, Bd. 18., Leipzig, pp. 105–116.
- Schlüter, H. (1992): Vegetationsökologische Analyse der Flächennutzungsmosaik Nordostdeutschlands. Natürlichkeitsgrad der Vegetation in den neuen Bundesländern. – *Naturschutz und Landschaftsplanung* **5**: 173–180.
- Seibert, P. (1980): Ökologische Bewertung von homogenen Landschaftsteilen, Ökosystemen und Pflanzengesellschaften. – *Ber. Akad. Natursch. Landschaftspfl.* **4**: 10–23.
- Seregélyes, T. & S. Csomós, Á. (1995): Hogyan készítsünk vegetációtérképeket. – *Tilia* **1**: 158–169.
- Sódor, M. & Madas, K. (1998): Az erdők természetességének értékelése az erdőtervezés során. – In: Solymos R. (szerk.): *Természetközeli erdő- és vadgazdaság, környezetbarát fagazdaság*. – MTA, Budapest, pp. 20–41.
- Solymos, R. (2000): *Erdőfelújítás és –nevelés a természetközeli erdőgazdálkodásban*. – Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest.
- Solymos, R. (2001): *A természetközeli erdő és a természetközeli erdőgazdálkodás helye és szerepe Magyarország erdőstratégiájában*. – Kézirat, Szentendre, p. 19.
- Solymos, R. (szerk.) (1998a): *Természetközeli erdő- és vadgazdaság, környezetbarát fagazdaság*. (Tanulmánykötet.) – MTA Agrártudományok Osztálya Erdészeti Bizottsága, Budapest.
- Steinmeyer, A. (2003): Verfahren der Naturnähebestimmung in Brandenburg. – *AFZ/Der Wald* **3**: 143–145.
- Sukopp, H. (1969): Der Einfluß des Menschen auf die Vegetation. – *Vegetatio* **17**: 360–371.
- Sukopp, H. (1972): Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. – *Ber. üb. Landwirtschaft* **50**: 112–139.
- Szmorad, F. (1999): Ismét az erdők természetességi állapotának értékeléséről. – *Erdészeti Lapok* **134**: 7–9.
- Szodfridt, I. (1995): Hallgattassék meg a termőhely is. – *Erdészeti Lapok* **130**: 49–50.
- Szodfridt, I. (1998): A természetességi mutatóról. – *Erdészeti Lapok* **133**: 210–211.
- Thomasius, H. (1992) Prinzipien eines ökologisch orientierten Waldbaus. – *Forstw. Clb.* **111**: 141–155.
- Tóth, B. (2004): Mi az erdő és mi a faültetvény? – *Erdészeti Lapok* **139**: 51–52.
- Tüxen, J. (1968): *Zur Vegetationsgeschichte nw-deutscher Fliesentypen unter menschlichem Einfluß*. – In: Tüxen, R. (Hrsg.): *Pflanzensoziologie und Landschaftsökologie*. – Ber. Internat. Symp. IVV Stolzenau/Weser, Den Haag, pp. 123–133.
- Tüxen, R. (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. – *Angewandte Pflanzensoziologie* **13**: 5–42.
- Uotila, A.; Kouki, J.; Kontkanen, H. & Pulkkinen, P. (2002): Assessing the naturalness of boreal forests in eastern Fennoscandia. – *Forest Ecology and Management* **161**: 257–277.

- Volk, H. & Haas, T. (1990): Waldbiotopkartierung und Waldbiotopbewertung. Allgemeine Grundlagen und Ergebnisse. – *Mitteilungen der FVA Bad.-Württ.*, Heft 150, p. 51.
- Waldenspuhl, T. (1991): Waldbiotopkartierungsverfahren in der Bundesrepublik Deutschland. – *Diss. Schriftenr. d. Inst. f. Landespflge d. Universität Freiburg*, Heft 17., p. 261.
- Westhoff, V. (1951): De betekenis van natuurgebieden voor wetenschap en praktijk. – *Contact-Comm. Natuur- en Landschapsbescherming* 3: 11–17.

Evaluative methods of the forest naturalness

D. Bartha

University of West-Hungary, Department of Botany
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4, Hungary; E-mail: bartha@emk.nyme.hu

Present study discusses several evaluative methods of forest naturalness developed in Central-Europe. Scaling of the interpretation range of naturalness-artificialness differs at most of the authors, as scales are based on either naturalness or authenticity or both of them. There are two fundamental types of the examination of forest naturalness: 1. analysis resting on the human impact, which is the same as hemeroby-conception, 2. comparison to a standard forest-image. After presenting the advantages and the disadvantages of these methods, a survey of the Hungarian, Austrian, German and Swiss forest naturalness studies is detailed.

Keywords: forest naturalness, hemeroby, naturalness scales

A Borsodi-ártér természeti állapota a helyben élők és az ökológusok szemével – interdiszciplináris kutatás a hagyományos ökológiai tudásról

Mihók Barbara¹, Erős-Honti Zsolt², Gálhidy László³, Bela Györgyi⁴, Illyés Eszter⁵, Tinya Flóra¹, Erős-Honti Julianna¹, Molnár Ákos⁶ és Szabó Rebeka⁵

¹ELTE Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
1117 Budapest, Pázmány Péter stny. 1/c.

²ELTE Növény-szervezettani Tanszék
1117 Budapest, Pázmány Péter stny. 1/c.

³MTA TKI, Produkcióbíológiai Kutatócsoport

ERTI, 1023 Budapest, Frankel Leó u. 42–44; E-mail: galh@freemail.hu

⁴Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Környezetgazdaságtani Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.

⁵MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.

⁶ELTE Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék
1117 Budapest, Pázmány Péter stny. 1/c

Összefoglaló: Az ún. hagyományos ökológiai tudás felhasználása fontos eszköz lehet a természetvédelmi törekvések megvalósításában. Vizsgálatunkban arra kerestük a választ, hogy az észak-alföldi Borsodi-ártér falvaiban fellelhetők-e a hagyományos ökológiai tudás elemei, és ezek összefüggésbe hozhatók-e a konzervációbiológiai ismeretekkel. A kutatás során 85 interjú tematikus feldolgozását végeztük el. Eredményeink alapján a helyben élő lakosok hagyományos tudásának több eleme azonosítható, és mindenekelőtt a degradációs folyamatok értékelésében jól támogatja a természettudományos úton szerzett ismereteket.

Kulcsszavak: konzerváció, degradáció, tájhasználat, tartalomelemzés, Borsodi-ártér, ökológiai tudás

Bevezetés

A természetvédelmi törekvéseket megalapozó tudományterületeken, az ökológiában és a konzervációbiológiában az elmúlt évtizedekben jelentős paradigmaváltás zajlott le. A „rendszer szemlélet kialakulása, az emberi tényező bevonása az ökoszisztémák vizsgálatába és a természetvédelmi kezelési elvek részvételi elven alapuló kidolgozása” (Berkes 2004) a konzervációs tevékenységek tervezését és kivitelezését alapvetően átalakította. E koncepciók egyik fő üzenete, hogy az emberi közösségek integráns részét képezik a természetes életközösségeknek, az ökológiai rendszereknek; a társadalom és természeti környezete folyamatosan együtt fejlődik, alakul, ezért vizsgálatuk és egyben megőrzésük is csak a folyamatos egymásrahatás figyelembevételével történhet.

A konzervációbiológiai szempontból értékes élőhelyek megőrzését célzó természetvédelmi törekvések során ezért nem hagyható figyelmen kívül a természetbe ágyazott emberi közösségek jelenléte. Napjainkra bebizonyosodott, hogy a természeti értékek védelme nem lehet sikeres, ha az azokat használó vagy velük együtt élő helyi lakosságot kizárjuk a konzervációs tevékenységből (Standovár & Primack, 2001) (Campbell & Vainio-Mattila 2003). Az állampolgárok bevonása a tervezési és kezelési folyamatokba hatékonyabbá teszi a természetvédelem érdekeinek érvényesítését (Berkes, 1999). A közösség bekapcsolása az ilyen típusú ún. részvételi elven alapuló tervezési és kezelési folyamatokba feltételezi, hogy ezek során kölcsönös tanulás zajlik a részt vevő csoportok (*stakeholder*-ek) között. Ebben a – társadalmi szempontból ideálisnak tekinthető – konzervációs stratégiában jelentős szerephez jutnak azok a közösség által közvetített tapasztalatok, hagyományok és tudáselemek, amelyek a közösség és az azt körülvevő – pontosabban annak élőhelyet adó – természeti környezet kapcsolatára vonatkoznak. A közösség bevonása a természetvédelmi tevékenységbe ezért a közösség hagyományos ökológiai tudásának (local ecological knowledge, LEK ill. traditional ecological knowledge, TEK) felértékelődéséhez is vezet egyben.

Berkes (1999) megfogalmazásában a „*hagyományos ökológiai tudás (TEK¹) az élőlények (beleértve az emberi közösséget) kölcsönös és környezethez való viszonyára vonatkozó ismeretek, a gyakorlati tudás és a hitvilágban gyökerező meggyőződések egysége*”. A helyi ökológiai tudás vizsgálata ennek megfelelően magában foglalja annak a tanulmányozását, hogy milyen ismeretei vannak a helyi embereknek a környezetükben található fajokról és élőhelyekről, hogyan érzékelik a különböző ökológiai folyamatokat; emellett kiterjed a helyi természeti források használatának vizsgálatára is, beleértve a mezőgazdasági, a halászati, a vadászati és más egyéb tevékenységeket is (Davis & Wagner 2003). Lényeges kérdés lehet az, hogy a lakosok miben látják szerepüket az adott természeti rendszer működésében, és hogyan látják kapcsolatukat a természeti folyamatokkal.

A hagyományos ökológiai tudás számos tekintetben különbözik a tudományos tudástól (“scientific ecological knowledge”, SEK) (Davis & Wagner 2003). Watson-Verran & Turnbull (1994) szerint a két tudásrendszer “episztemológiai, módszertani, logikai szempontból illetve társadalmi-gazdasági kontextusait tekintve” egyaránt eltér egymástól. A helyben élő lakosság általában nem rendelkezik olyan eszközökkel, melyek lehetővé tennék, hogy ismereteit ellenőrzött kísérletek megfigyeléseiből nyert, kvantitatívan mérhető adatokra alapozhassa. A hagyományos ökológiai tudás személyes élményeken nyugszik, és többnyire szájhagyomány útján terjed; a közösség informális, ám rendszerezett ismeret-

¹ Az angolszász terminológia szerint: Traditional Ecological Knowledge – TEK

anyagát öleli fel (Fisher 2000). A tudományos tudással szemben a tradicionális tudásnak a morális, kulturális és etikai aspektusai is jelentősek (a természet és kultúra nem válik el benne élesen).

Magyarországon a helyi ökológiai tudás iránti érdeklődés az európai kutatásokhoz képest későn jelentkezett. Az 1990-es évekig egyáltalán nem merült fel, hogy bármi – elsősorban környezetpolitikai – jelentősége lenne a lakosság természethez és környezethez való viszonyulásának (Vári 1997), (Bela *et al.* 2003). A rendszerváltást követően, a demokratikus politikai rendszer megjelenésével valamint a környezet- és természetvédelmi szempontok jelentőségének növekedtével hazánkban is megfogalmazódott e területek kapcsán a társadalmi részvétel igénye (Bela *et al.* 2003). Ehhez kapcsolódóan szükségessé vált a helyi lakosok hozzáállásának és tudásának feltérképezése is.

A lakosság-természet viszonyára irányuló hazai kutatások nem választják szét következetesen a környezeti tudatosság és az ökológiai tudás (LEK) vizsgálatát. Elsősorban az előbbi témát (*tudatosság*) tanulmányozó munkák egyes részterületeiből szerezhetjük meg ismereteinket az utóbbira (*környezeti tudat*) vonatkozóan. Füzesi és Tistyán (1998), a kilencvenes évek második feléig összegyűlt eredményeket áttekintő munkája alapján megállapítható, hogy a környezeti tudat(osság) (illetve az ehhez kapcsolódó az ismeretek köre pl. a környezeti problémákról) és a felelősségvállalás folyamatosan növekszik hazánkban, ám ennek mértéke egyértelműen függ attól, hogy a megkérdezettek mely társadalmi réteghez tartoznak. Négy természetvédelmi egyesület (CSEMETE, E-misszió, Nimfea és Tisza Klub) vizsgálata a Tisza mentén (Tóth 2003) a környezettudatosság felderítése mellett a Tisza-menti lakosság környezethez való viszonyát társadalmi szemszögből is elemzi azáltal, hogy a reakciókat a válaszadók foglalkoztatottsága és a politikai meggyőződése szempontjából is értékeli.

A hazai vizsgálatok metodológiájukat tekintve elsősorban a kvantitatív módszertan eszközeivel, kérdőívekkel történtek (lásd pl. (Tóth 2003), vagy a Magyar Gallup Intézet felméréseit), ami előzetes feltételezéseket igényel a várt válaszok lehetőségéről.

Meggyőződésünk szerint a társadalomba ágyazott természetvédelem kialakítása érdekében rendkívül lényeges a természeti szempontból értékes területek helyi közösségeinek, lakosainak saját környezetükre vonatkozó percepcióját is megismernünk. Alapvetőnek tartjuk, hogy ezek a vizsgálatok előzetes feltevéseket nem igénylő módszerrel történjenek, a prekoncepcióból eredő torzítások minimalizálásának érdekében. Lényeges, hogy ökológusként, természetvédőként tisztában legyünk azzal, hogy milyen ismeretekkel rendelkeznek a helyi lakosok a természeti értékekre vonatkozóan, a tájhoz kapcsolódó degradációs folyamatokra vonatkozóan, illetve, hogy fel tudjuk mérni, hogyan viszonyulnak a természetvédelmi törekvésekhez. Ez a kérdés különösen fontos olyan területek esetében, amelyek természeti szempontból nagyon értékesek és kiemelten fontosak.

Mindezek tükrében vizsgálatunk célja az volt, hogy interdiszciplináris (a szociológia metódusait is felölelő) módszerekkel gyűjtsük össze a helyi tudáselemeket egy természetvédelmi szempontból kiemelten fontos tájban, a Borsodi-ártér területén, majd ezeket összevessük a tudományos, ökológiai ismeretekkel. Munkánk során kiemelten kezeltük az elmúlt évtizedek jelentős tájatalakulása köré csoportosuló ismereteket.

A kutatás megkezdésekor feltett konkrét kérdéseink:

- Hogyan érzékelik a helyben élők a természetes élő rendszerek és az agrártáj elmúlt évtizedekben lejátszódó változásait?
- Találunk-e összefüggést ezen változások helyi közösség általi értékelése és a konzervációbiológiai értékelés között?

Anyag és Módszer

A vizsgálati terület bemutatása

A folyóvizek menti életközösségek a legfajgazdagabbak között vannak a világon, mindamelltt ezeket a területeket érinti a legjobban a degradáció, a szennyezés, az átalakítás és a túlhasználat is. A vizek és vizes élőhelyek nemzetközi értékelését tükrözi, hogy védelmükre, természetes állapotuk fenntartására több nemzetközi kezdeményezés is született (Ramsari egyezmény – 1993. évi XLII. törvény, Vízközet irányelv – 2000/60/EK).

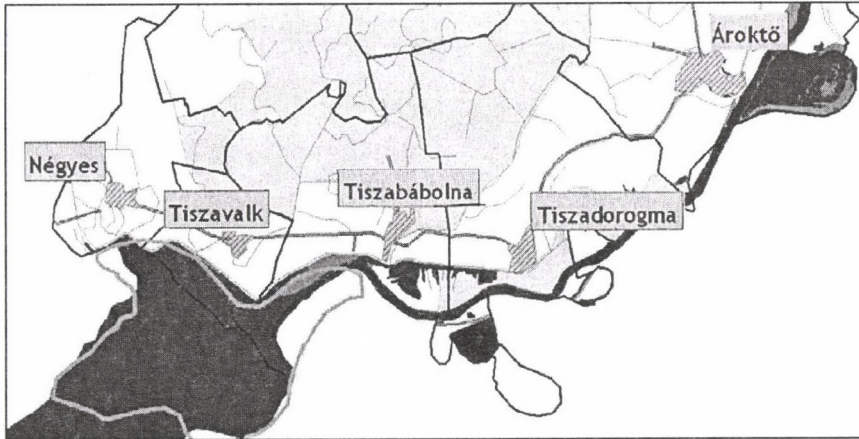
A Tisza folyó, valamint annak hullámtere és mentett ártere, a számos, kedvezőtlen antropogén változás (szabályozás, töltések emelése, a természetközeli erdők jelentős részének kiirtása, szennyezések stb.) ellenére is kiemelkedő természeti értéket képvisel. A Tisza európai jelentőségű ökológiai folyosó, mivel völgye és a hozzá kapcsolódó területek közel 2000 km-re tehető migrációs pályát képeznek, melyben vizes élőhelyek (pl. vízparti bokorfűzes, fűz-nyár ligeterdők, ártéri rétek, gátoldali gyepek stb.) összefüggő zónái helyezkednek el (Csatári 2001).

A hajdan kiterjedt, a nagy folyók által meghatározott vizes élőhelyeinkből mára elenyészően kevés maradt meg. Az országban szinte egyedülálló az olyan terület, ahol a gát nem közvetlenül a Tisza parton húzódik (mint a Tiszabábolna és Tiszadorogma közötti Kelemenés), és így természeteshez hasonló vízdinamikájú, részben természetközeli területen a korábbi árterekre jellemző többféle élőhely mozaikja maradhatott fenn.

A vizes élőhelyek a helyi ember számára is nélkülözhetetlenek voltak. A hagyományos tájhasználat, a népi halászat, a nád- és gyékényvágás, az ártéri gyümölcsösök, a vesszőtelepek még az 1970-es években is kifejezetten jellemzőek voltak a vizsgált területen, és nyomaikat mind a mai napig megtalálhatjuk a tájban és helyi lakosság emlékeiben.

Természeti környezet

Felmérésünk a Borsod-Abaúj-Zemplén megye déli részén, a Csincse-patak hordalékkúpjain kialakult, övzátányok és felszíni erek szabdalta síkságon, az úgynevezett Borsodi-ártéren elhelyezkedő következő öt települést érinti: Négyes (Mezőkövesdi kistérség), Tiszavalk, Tiszabábolna, Tiszadorogma és Ároktő (Mezőcsáti kistérség). A védett területrészek részben a Borsodi Mezőség Tájvédelmi Körzethez (Bükki Nemzeti Park Igazgatóság) tartoznak, részben a Hortobágyi Nemzeti Park kezelésében vannak. (1. kép)



Jelmagyarázat

- Csatorna
 Patak
 Állóvíz
- Vasút
 Műút
- Közigazgatási határ
 Belterület
- Ramsari terület
 Hortobágyi Nemzeti Park
 Borsodi Mezőség Tájvédelmi Körzet
 Tiszadorogmai Göbe-erdő Természetvédelmi Terület

1. kép A vizsgálati terület (forrás: Bela & Belényesi 2003)

A növényzet kialakulását nagymértékben befolyásolták a Borsodi Mezőség és a Borsodi-ártér földrajzi jellemzői, a változatos vízrajz és vízjárás, a vízszabályozási munkálatok, valamint az emberi tájhasználat (ld alább).

A XIX. század közepéig szabadon kanyargó Tisza árterét mocsarak és rétek (kaszálók, fáskaszálók és legelők), puha- és keményfás erdők, valamint üde, ligetes területek, főleg füzesek borították. A jellemző gazdálkodási mód az

ártéri rétgazdálkodás, főként a külterjes állattartás és a fokgazdálkodás volt. A folyó partéleit követő homokpadokon virágzó gyümölcs kultúra alakult ki. A hordalékkúpon és az ártérből kiemelkedő szigeteken gyakoriak lehettek a sziki- és lösztölgyesek, közöttük szikes- és löszpusztákkal. A területen a rideg állattartás volt jellemző (Molnár & Biró 1996), (Biró 2003), (Bodnár 2003).

A középkor végére az erdőségek a folyómenti részeket leszámítva eltűntek. A nem szikes réteket, löszgyepeket felszántották. A XVIII. századtól intenzívebb szántóföldi művelés kezdődött, a megmaradt kis foltokat túllegették.

A terület vegetációját döntően befolyásolta a folyó mentén épített kettős gátrendszer. A XIX-XX. század elejéig a bükki patakok vize és a Tisza árviizei gazdag vízi világot tartottak fenn, bőséges halállománnyal. A Tisza az első gát megépítéséig rendszeresen kiöntött, komplex ártéri vegetációs mozaikot fenntartva. Az 1930-as években megépült gátak drasztikus változásokat eredményeztek, amelyek a mentett oldal kiszáradásával és másodlagos elszikesedésével jártak. A nagykiterjedésű vizes élőhelyek megszűntek, a valamikori ártér részben kultúrstryeppe vált. A Tiszadorogma és Ároktő közötti Két-gát köze csak később, az 1970-es években, újabb gátak emelésével vált ármentesített területté. Itt a vegetációra a szikesedés korábbi stádiuma jellemző (Biró 2003).

A Tiszabábolna-Tiszadorogma közötti hullámteret az állam a Tisza-tó létrehozásakor, 1968-1970-ben kisajátította. Ekkor egyszerre hagytak fel a Tiszabábolna és Tiszadorogma közötti hullámtér művelésével. Az ártéri gyümölcsösök részben ennek következtében, részben a nagyüzemi mezőgazdálkodás kialakulása, valamint a fiatalok elvándorlása miatt felszámolódtak. A hullámtéri szántókat a rendszerváltozás után nagyrészt felhagyták (Biró 2003).

A területen fennmaradt kiemelten fontos természeti és táji értékeket képviselő élőhelyek az ártéri jellegű rétek (rétsztyeppek, magaskórósok), a felhagyott, mentett ártérre került fáskaszálók, az idős puhafás ártéri erdők és partmenti fasorok, valamint a felhagyott ártéri gyümölcsösök (Biró 2003). Ez utóbbiak a genetikai diverzitás tárházai voltak – ökológiai értékük kiemelkedő.

A vizsgált területen több fokozottan védett növényfaj él, például: a debreceni torma (*Armoracia macrocarpa* [Gilib.]), a fátyolos nőszirm (*Iris spuria* [L.]), és a sziki lórom (*Rumex pseudonatronatus* [Borb.]) (Biró 2003). A Borsodi Tájvédelmi Körzet kiemelendő védett madárfajai: a parlagi sas (*Aquila heliaca* [S.]), a túzok (*Otis tarda* [L.]), a fekete gólya (*Ciconia nigra* [L.]) és a haris (*Crex crex* [L.]) (Hamar 2003). A Borsodi Mezőségben 2002-ben végzett felmérés szerint 23 kisméltós faj fordul itt elő, amelyek közül a világon egyedül ehelyütt él a háromcsíkos szöcskegér (*Sicista subtilis trizona*) [Petrényi], melynek a vizsgálati területen is regisztrálták az előfordulását (Cserkész 2003). A terület számos nemzetközi egyezmény hatálya alá tartozik: Bonni és a Ramsari Egyezmény (Tiszafüredi Madárrezervátum), a Natura 2000 hálózata, az EU madárvédelmi és az élőhelyvédelmi irányelvei, valamint a Fontos Madárelőhelyek (IBA).

Tájhasználat

A gazdálkodás a nyílt ártér adottságainak megfelelően a víz járásának ritmusát követte a folyószabályozás előtt. Az állattartás, a halászat, a földművelés képezték az itt élő emberek megélhetésének alapját. A Tisza áradásai öntözték a termékeny legelőket („bágy”, „lapos”, „fenek”) (Bela & Belényesi 2003), a gazdák ezért folyamatosan figyelemmel kísérték, hogyan alakul a határ (a kaszálórétek) a víz hatására. A halászat – a megélhetés tekintetében – előbbre való volt, mint a földművelés. Az ártéren folyó foki tógazdálkodás alapvető kenyérkereseti forrása volt a helyi embernek. A természetes vegetáció elemei is jelentősen hozzájárultak a lakosság megélhetéséhez: a nád tetőfedőként és tüzezőként is alapvető forrást jelentett; a gyékény és a fűzvesző a kézműipari kismesterségek alapjául szolgált (Tiszavalkon a gyékény, Dorogmán a vesszőre épülő kosárfonás mesterei éltek) (Bela & Belényesi 2003).

A Tisza szabályozása és a Kiskörei-víztározó (Tisza-tó) megépítése előtt az évente kétszer jelentkező árvizek termékenységet javító hatását kihasználva kukoricát, káposztát, paradicsomot, paprikát termesztettek itt. A gáton belül folyt a már említett ártéri gyümölcsstermesztés is (Bela & Belényesi 2003).

Jelenleg a Borsodi-ártér vizsgált településein a földhasználati módok szerint szántók és félig természetes területek fordulnak elő a legnagyobb arányban, kevés gyümölcsös és szőlő mellett.

A folyószabályozás, a tulajdonviszonyok rendszerváltást követő megváltozása, a Kiskörei- víztározó megépítése és a nagyüzemi mezőgazdálkodás kialakulása a gazdálkodás természeti adottságait és struktúráját alapjaiban megváltoztatta. Mindennek köszönhetően illetve a földek romló minőségének következtében a legtöbb termelőszövetkezet, melyek korábban a falvakban fontos foglalkoztatóként szolgált, csődbe ment, és fölszámolásra került. Az átgondolatlan földnevesítés, földkárpótlás eredményeképp kis parcellák jöttek létre. Egy család több helyen, apró parcellákat kapott, ezzel magyarázható, hogy a helyiek jelentős része nem is fogott hozzá a gazdálkodáshoz, hanem bérbe adta vagy eladta a területét. Míg korábban szinte minden család foglalkozott állattenyésztéssel, napjainkban az állattartás visszaesett, ennek következményeként jellemző a legeltetés és a kaszálás megszűnése, visszaszorulása. A környék korábban híres volt kosárfonó és gyékényes mestereiről, ma azonban már csak elvétve találkozhatunk ezekkel a foglalkozásokkal. A falvakban indult vállalkozások száma csekély, sikereik szerények. A turizmussal (elsősorban falusi és ökoturizmussal) csak az elmúlt években kezd a lakosság lassan foglalkozni (Bela & Belényesi 2003).

A megváltozott vízjárás, tájhasználati viszonyok a vegetációszerkezetre és összetételre kedvezőtlen hatással voltak. A folyószabályozás és belvízrendezés következtében a mentett oldal rétjei szárazodásnak, szikesedésnek indultak. A felhagyott hullámtéri szántókon az inváziós fajok, főként a gyalogakác (*Amorpha fruticosa* [L.]) tömeges terjedése figyelhető meg. Az állattartás visszaszo-

ulásának, a legeltetés és a kaszálás megszűnésének következtében a felhagyott szántók felől a felhagyott ártéri kaszálórétek felé terjed tovább a gyalogakác. Már a két világháború közti időben megindult a tájidegen fajok (amerikai kőris - *Fraxinus pennsylvanica* [Marsh.], zöld juhar - *Acer negundo* [L.]) telepítése, az őshonos ligeterdők rovására. Az idősebb ligeterdőkben jellemző az idegenhonos fajok illetve az idegenhonos liánfajok nagyarányú megjelenése, fenyegetve ezzel a természetes erdő felújulását (Bíró 2003).

Társadalmi helyzetkép

A demográfiai viszonyok igen hátrányosan alakulnak: minden településen a falusi népesség elöregedése és fogyása tapasztalható, a lakások közül sok épületet nyaralóként hasznosítanak.

1. táblázat. Lakónépesség és lakások a vizsgált településeken

	Lakónépesség*	lakások*	Nem lakott űdülők*	Regisztrált munkanélküliek száma összesen**
Ároktő	1 251	523	90	192
Négyes	331	217	12	26
Tiszabábolna	496	264	90	28
Tiszadorogma	466	252	41	55
Tiszavalk	334	178	–	12

*2001. február 1–jén, a 2003. január 1–jei közigazgatási állapot szerint

**2004 január 21.–I adatfrissítés szerint

FORRÁS: <http://helynevtar.ksh.hu/> és a BAZ megyei munkaügyi központ,
<http://www.bazmmk.hu/>

Ez a tendencia elsősorban a munkahelyek alacsony számának és az ebből következő elvándorlásnak köszönhető. Az önkormányzati kifizetések jelentős hányadát a szociális támogatások jelentik, közmunka biztosításával igyekeznek segíteni a lakosság munkához jutását. A fiatalok a munkanélküliség elől a városokba vándorolnak. A kisebbségi jogok kérdése igazán csak egy települést érint (Ároktő), a roma lakosság számottevő aránya miatt.

A Borsodi Mezőség térségében lévő települések 1994–ben térségfejlesztő szövetséget alapítottak, amely ma Cötkény Térségfejlesztő Szövetség Dél-Borsod Felemelkedéséért Egyesület néven működik. Céljük a térségben a helyi adottságokhoz illő tájfenntartó gazdálkodás bevezetése és ebben a helyi lakosság érdekeltté tétele (Bela & Belényesi, 2003). Mezőcsát központtal, a vizsgált települések részvételével (kivéve Négyest) 2003-ban² megalakult egy új kistérség, amely méretét és lakosságát tekintve kisebb, mint a környező kistérségek.

² 244/2003 (XII. 18.) Korm. Rendelet értelmében

Adatgyűjtés és adatfeldolgozás

A vizsgálat módszertana

Feltáró jellegű kutatást végeztünk, amely szisztematikus, önreflexív módon, de előre meghatározott kutatási folyamat segítségével végzi eddig ismeretlen terület megértését és leírását. A feltáró, megértő jellegű vizsgálati módszer kidolgozására azért volt szükség, mert nem voltak előre meghatározott hipotéziseink arról, hogy milyen a viszonyuk a helyieknek a természeti környezetükhöz és hogyan is működik ez a közösség. Az világosan látszott a kutatás tervezése során, hogy a rendelkezésre álló idő és források azt teszik lehetővé, hogy megismerjük néhány igen lényeges aspektusát a helyi attitűdnek, és az eredményeinket felhasználhassuk arra, hogy további közös tanulási folyamatokat indítsunk el a helyiekkel karöltve a természeti környezettel való harmonikusabb viszony érdekében. Ezeken túlmenően a kutatás oktatási célja volt a résztvevő egyetemi hallgatókat megismertetni egy adott közösséggel, annak mindennapjaival illetve a tájhoz való helyi viszonyulás komplex értékelésére alkalmazható módszerekkel.

Amint az a legtöbb társadalomtudományos feltáró jellegű vizsgálat során történik, mi is kvalitatív vizsgálatot végeztünk, „appreciative” kérdezőtechnikát alkalmazva. Az interjúfonal összeállításánál fontos szempont volt, hogy egy adott – igen tág – témakörön belül a megkérdezettek döntsék el, hogy miről is kívánnak beszélni. Az „appreciative” kérdezőtechnika alkalmazásával a célunk az volt, hogy az interjúalanyok ne „süllyedjenek bele” a saját nehézségeiken, problémáikon való „siránkozásba”, hanem kreatívan gondolkodjanak, ezzel stimulálva őket egy pozitív tanulási folyamatra. (Balázs *et al.* 2005). Az interjúk során a közösség egyes tagjai által elbeszélte, a helyi diskurzusból megjelenő valóságot és főként a pozitív jövőképeket kívántuk megragadni.

A kutatás folyamatának a megtervezése több lépcsőben, interaktív módon a kutatásban résztvevő kutatók bevonásával, műhelymunka keretében valósult meg. Elsőként egy interdiszciplináris kutatócsapat formálódott, több hazai egyetem kutatói és hallgatói részvételével³. Ezután áttekintésre kerültek a vizsgált területekre vonatkozó, már befejezett kutatások és publikált adatok. Az interjúzás három fázisban zajlott a 2003 novembere és 2004 februárja közötti időszakban. Először a helyi vezetők (polgármesterek, jegyzők, civil szervezetek vezetői) kerültek megkeresésre. Az interjúzás második fázisában a fel nem tárt víziók, attitűdök, TEK ismeretek megjelenítésére, megértésére törekedtünk, de az interjúfonal tartalmazott kérdéseket az egyén helyi gazdaság és társadalom működésével kapcsolatos meglátásaira, percepcióira vonatkozólag is. Ebben a

³ A kutatócsapatban részt vettek biológus, közgazdász, szociológus, antropológus és jogász-hallgatók illetve szakértők

fázisban készült a legtöbb interjú: 85 db, 109 interjúalannyal. A cikkben a második fázisban készült interjúk elemzése és ezek eredményeink bemutatása történik. A munka során törekedtünk arra, hogy a közösség minden fontosabb csoportja közül találjunk interjúalanyokat, hálóba technikát alkalmazva kerültek kiválasztásra a megkérdezettek. Az interjúkat a kutatásban résztvevők párokban végezték, figyelve arra, hogy különböző diszciplinából jövő emberek dolgozzanak együtt, és lehetőleg különböző neműek legyenek, biztosítva ezzel, hogy minél komplexebben és diverzebben értékeljék az általuk elkészített interjút. A harmadik fázisban olyan kulcsszereplők, főként intézményes interjúalanyok kerestünk meg, akiket a korábbi megkérdezések során azonosítottunk kulcsszereplőként: Nemzeti Park Igazgatóságának munkatársai, a vízügyi hatóság szereplői, oktatási intézmények vezetői.

Az egyes interjúk hossza fél és három óra között változott. A szöveget magnóra rögzítettük, kivétel néhány interjút, ahol a megkérdezettek elzárkóztak ettől. Az adatfeldolgozást részeként a rögzített interjúk alapján interjúnaplókat készítettünk, melyben idézetekkel együtt, a felmerült témáknak megfelelően rendszereztük a hallott információkat.

Adatfeldolgozás

Az interjúk feldolgozása *tartalomelemzéssel* történt, azonban az alkalmazott módszertan némiképp eltér a társadalomtudományos kutatásokban gyakran alkalmazott módozatoktól (*grounded theory*, lásd (Egan 2002)). Az elemzés ugyanis nem a szövegben megjelenő szavak számára koncentrálna, hanem a kategóriák képzése a szövegrészletek jelentéstartalma alapján, a kutatásban résztvevők kutatók szubjektív mérlegelése alapján történik. A kategóriaképzés két lépcsőben valósult meg. Egyrészt, előre meghatározott szabályok alapján, az interjúnaplók összeállításakor, másrészt a szövegből kiemelt fontos idézetek szavainak elemzésével.

Az adatfeldolgozás során először meghatároztuk, hogy az egyes interjúk mely részletei kerülnek alapos tartalomelemzés alá. Azoknak a témaköröknek az elemzésére koncentráltunk, amelyek leggyakrabban megjelentek a közbeszédben és a TEK-ről mondanak számunkra valamit. A tartalomelemzés során aztán témakörönként eltérő kategóriák kerültek meghatározásra (lásd később, az egyes diagramok alatt), melyek eloszlását a válaszok relatív gyakoriságával jellemeztük. Megnéztük azt is, hogy a válaszok milyen eloszlást mutatnak a települések, az életkor (fiatal, középkorú, idősebb) és a foglalkoztatottság (alkalmazott, gazda, munkanélküli, nyugdíjas, tanuló, vállalkozó, vezető értelmi-szerinti) szerint.

Összesen 7 különböző témakörrel kapcsolatos szövegrészleteket vizsgáltunk (lásd alább), az interjúk félig strukturált jellege miatt azonban nem minden interjúban jelent meg az összes vizsgált témakör. A feldolgozott témák előfordulási gyakorisága az interjúkban a következőképp alakult:

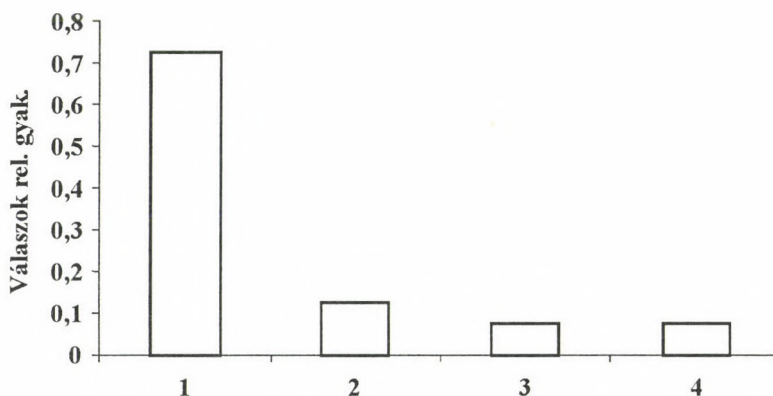
1. Tájátalakuláshoz való viszony (40 interjúban, 47 %)
2. A rendezettség értékelése (21 interjúban, 25 %)
3. A jelenlegi táj értékelése (22 interjúban, 26 %)
4. A gyalogakác problémája (20 interjúban, 24 %)
5. Az ártéri gyümölcsösökről alkotott vélemény (23 interjúban, 27 %)
6. Ismeretek a múltbeli tájhasználatról (38 interjúban, 45 %)
7. Ismeretek a természetéről (32 interjúban, 38 %)

Eredmények

A táj változásához kapcsolódó témák

Tájátalakulás

A táj átalakulásával kapcsolatos vélemények között hangsúlyosan jelent meg a degradációs folyamatokhoz kapcsolódó értékvesztés. Összesen 40 interjúban (az összes interjú 47%-ában) esett szó a táji változásokról. Nagy arányban (72,5%) említették meg a válaszadók a Kiskörei-víztározó (a mai Tisza-tó) kialakítása következtében a terület, illetve a régen használatban lévő földek elárasztását, valamint a vizes élőhelyek leromlását, pusztulását, mint egyértelműen negatív folyamatot: „Teljesen más a víz, mint régen”, „A Tisza II nagyon sok termőterületet elvett, gyümölcsöst, szőlőt. A szabályozás előtt egyszer-kétszer évente kiszaladt a Tisza, volt a zöld ár, tavaszi ár (májusban) 1-2 napra és aztán vissza is ment, olyan gyönyörű kukorica, káposzta meg minden termett itt. De nagyon sok kárt csinált a Tisza, de hasznot is, az erekben benne maradt a víz, meg a hal és egész nyáron lehetett halászni.” „Akkor, ilyen kis homok szigetek voltak, annyira le volt apadva nyáron, hogy még a fűzfavessző is kikelt, olyan sokáig volt olyan – hát akkor volt a jó, meg gyönyörű homokpartja volt...”, „Csak hát pusztul a környezete, évről évre mindig csak a leépülés van”.



1. ábra. A táj átalakulásával kapcsolatos válaszok megoszlása:

1. A korábban elárasztott, vizes élőhelyek pusztulása miatt érzett értékvesztés.
2. A mocsarasodás folyamata miatt érzett értékvesztés.
3. Pozitívnak ítéli a gátépítést az árvízmentesítés miatt.
4. A probléma a szárazodás és a természetes iszap hiánya a mentett oldalon.

Öt válaszadó részéről (12,5%) merült fel az elmocsarasodás, a Tisza-tavat érintő iszaposodás: „A vizet nem gondolják, elmocsarasodik, belerohad”, „Ma a Tisza-tó: szűnyogfészek, nem más. Régebben jobb volt.”. Három válaszadó említette meg a gátépítés pozitív hatását: „Nagy árvíz a 30-as években volt utoljára, de az a gáton nem tört át, mióta a nagy gát megvan, azóta nem is volt árvíz.”. A terület szárazodása szintén három válaszban jelent meg, mint egyértelműen degradatív folyamat: „Tiszavalk legjobb földjei víz alá kerülnek, a semmire se jó, 6-7 aranykorona (AK) értékű, kiszáritott földeken próbálnak gazdálkodni”. Az élőhelypusztulás megemlítése az összes falu esetében jellemző, a tiszavalkiaknál kiugró még a mocsarasodással, a tiszabábolnai válaszadók esetében pedig a szárazodással kapcsolatos válaszok megjelenése.

A jelenlegi tájkép rendezettsége, értékelése

A jelenlegi tájképpel és környezetük rendezettségével kapcsolatban (22 illetve 21 interjú) legtöbbször a folyót és környékét említették meg (63%), sokan beszéltek a kultúrtáj (a határ) rendezettségéről (36%), és végül ketten a falubeli állapotokat is minősítették.

A táj mai állapotával (a tájképpel) kapcsolatban a válaszadók több mint fele (17 vs. 11) a természetről, és nem a kultúrtájáról beszélt. A természet állapotát valamivel többen tartották jónak, mint rossznak: „Ez a vidék tájvédelemre lenne jó”, „A falu természeti környezete szép, ez turisztikai látványosság is”.

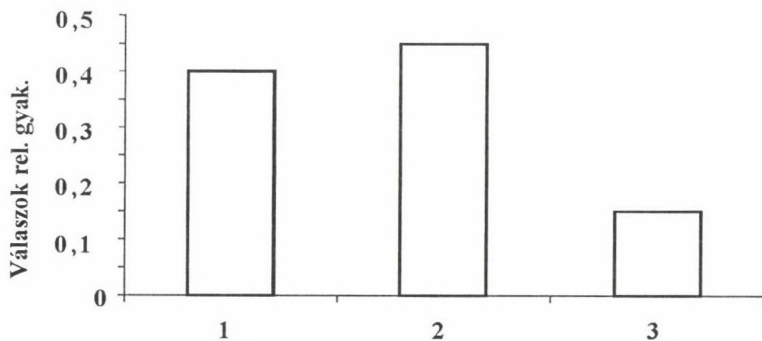
A kultúrtáj esetében gyakran hallottunk elmarasztaló véleményeket „*Sok elhanyagolt föld van: időseké, nem tudnak vele foglalkozni*”.

Ami az emberi tevékenységből származó tendenciákat illeti, azok megítélése éppen ellentétes a jelenlegi állapot megítélésével. A természetet érő hatásokat egyöntetűen negatívnak értékelték az itt élők: „*Sajnos elmocsarasodik a Tisza, és jó lenne takarítani.*”, „*Olyan szépen rendbe van tartva (a környék), hogy a vaddisznó is eltéved benne*”. A kultúrtáj változásában a válaszadók fele optimistának bizonyult: „*A földek eddig nem voltak művelve, de idén a Nemzeti Park mindent lekaszált és eladta takarmánynak. Most tiszta a terület*”. Vagy: „*Pár éve kezd helyreállni, most megint rendben tartják, azelőtt a nagy avar miatt nem termett fű se, elhanyagoltak voltak a szántók, csak gaz meg nád volt*”.

A falvak lakóinak a tájra vonatkozó válaszaiból nem csak az derül ki, hogy a határ állapota igen fontos számukra (miközben a faluképre csak két interjúban tettek utalást), hanem az is, hogy szélesebb környezetük, a természet állapota ugyancsak foglalkoztatja őket. Az itt élők úgy látják, hogy természeti környezetük – miközben még számos vonzerővel rendelkezik – leromlóban van. A kultúrtáj megítélése ellentétes: a jelenleg kialakult állapotot nagyon negatívan ítélik meg, de többen pozitív változásokat is látnak.

A gyalogakác térhódítása

Az agresszíven terjedő gyalogakác témája 20 interjúban (az összes interjú 24 %-ában) jelent meg.



2. ábra. A gyalogakáccal kapcsolatos válaszok megoszlása:

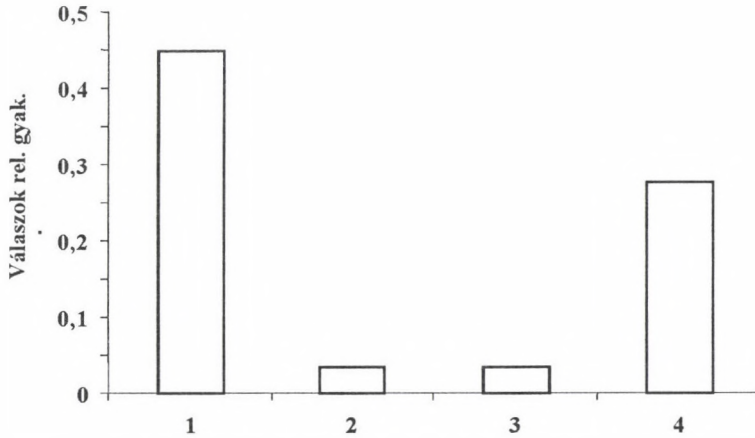
1. Tudatában van a faj terjedésének („érzékeli”).
2. Zavarja a faj jelenléte.
3. A probléma leküzdésére szolgáló ötlete van.

A válaszadók kb. fele „érezkeli”, vagyis tudatában van a faj terjedésének, valamint zavarja a gyalogakác (helyi néven: „japánakác, koronaakác, víziakác, ámorcserje”) egyre növekvő mennyisége, mert rontja a tájképet, tönkreteszi a Tisza-partot: „*az ártér tele van vele, csak a vaddisznó él meg benne*”, mégis mindössze három interjúalanynak volt határozott terve a felhasználásával vagy az irtásával kapcsolatban: „*Kerekkosarat lehet fenni víziakácból, de nem főzik a vesszőt (...) csak egy bizonyos állapotában lehet vele dolgozni. Így régen is felhasználták.*”, „*Japánakácot jól el lehet tüzelni. Kelemeneseből teherautószám hozták a japánakácot, szépen ki lett takarítva, otthon meg felhasználták tüzelőnek, de mikor a természetvédelem lett, ők megtiltották. Akinek nagy szüksége van fára, mert azzal fűt, szívesen elvinné a japánakácot az ártérről.*”, „*Mit lehet csinálni a víziakáccal? Hát ki kell irtani...*”. A gyalogakác irtása a válaszadók egy része szerint azért is ütközik akadályokba, mert a vízügyi illetve a természetvédelmi hatóság nem engedélyezi: „*Volt, aki szedett, és megbüntették. A természetvédelem nem engedi irtani – mert amikor engedték, akkor az emberek nem csak a holtfát vitték el, hanem a kocsi aljában kilopták az élet is. Régebben azért nem engedte kivágni, mert állítólag az ökörszemnek kedvező élőhelyet nyújt, most már a nemzeti park is irtani akarja.*”. „*(A Nemzeti Park előtt) a bábolnai ember tartotta rendben a partot – akkor szép ligetes volt, és ebből is éltek (tüzelő). Ma tilos belenyúlni – dzsumbuj az eredmény*”. Egyes vélemények szerint az invazív fajok, pl. gyalogakác irtása akkor lenne eredményes, „*ha a paraszt maga birtokolná a földet, és gazdálkodna rajta.*”, „*Teljesen ki kellene irtani, utána rendszeresen legeltetni. Amíg legeltettek régen, addig nem volt vele gond.*” Az interjúk szerint leginkább Tiszabábolnán zavarja az embereket a gyalogakác, a probléma legkevésbé Tiszavalkon jelentkezik.

Az ártéri gyümölcsösök múltja, jelene és jövője

Az ártéri gyümölcsösök kérdése 23 interjúban (az összes interjú 27 %-ában) került elő. A válaszadók 44%-a gondol vissza nosztalgiával a régi gyümölcsösökre. Ezek az emberek elmondták, hogy korábban rendkívül gazdagon termő gyümölcsfák voltak az ártéren, amelyek a kevés gondozás ellenére is nagyon finom és sok termést hoztak: „*Közvetlenül a Tisza partján, a faluhoz pár száz méterre voltak a gyümölcsösök. Körülbelül százegynéhány hektár, különböző helyeken. Minden embernek voltak különböző helyeken ilyen gyümölcsösei. Főleg szilvát, de almát is termesztettek.*”, „*A Tisza ártere a legjobb földje Tiszavalknak, amit elárasztottak vízzel. Legtöbb kukorica vót, meg gyümölcsös volt, azt meg Hordódnak hívták. Rengeteg gyümölcs volt, nagyon jó, finom almák, körték, mindenféle gyümölcs volt, nagyon finomak voltak.*”. „*Amíg el nem terelték a Tiszát, sok gyümölcsös volt. Ősszel alma, szilva – azok a lekvárok csoda jók*”. Sérelemként él bennük, hogy a Kiskörei-víztározó építéskor a vízügy ezeket a területeket elvette tőlük, és ezzel a gyümölcsösöket fel kellett hagyni. Emellett

csak egy válaszadó gondolja úgy, hogy az itteni gyümölcsösért nem kár, mivel nem adott jó minőségű árut. Arra a kérdésre, hogy ma vajon érdemes lenne-e felújítani ezeket a gyümölcsösöket, szinte egybehangzóan az a válasz érkezett, hogy erre nincs reális esély. Mindössze egy interjú során vetették fel, hogy érdemes lenne ebbe belefogni.



3. ábra. Az ártéri gyümölcsösrel kapcsolatos válaszok megoszlása:

1. Pozitív érzésekkel gondol vissza a múltbeli gyümölcsösökre.
2. Negatív érzésekkel gondol vissza a múltbeli gyümölcsösökre.
3. Reálisnak tartja visszaállításukat.
4. Nem tartja reálisnak visszaállításukat.

A többi válaszadó úgy gondolta, hogy jó lenne, ha vissza lehetne állítani az ártéri gyümölcsöst, de ennek leküzdhetetlen technikai akadályai vannak, vagy csak nagyon drágán, nem gazdaságosan lehetne megoldani. A problémák között megemlítették, hogy a terület a vízügyi hatóság tulajdonában⁴ van, pedig az emberek nem hajlandóak bérlőként túl sok munkát beleölni, hiszen bármikor visszavehetik azt tőlük. Az egyik válaszadó szerint egy éve néhány gazda felvetette az ártéri gyümölcsös művelését (kb. 15 ha-t közösen műveltek volna): „A területet csak bérelhették volna a vízügytől, de a tulajdonjog továbbra is a vízügyet illette volna, könnyen felbonthatta volna a bérletet, ilyen tulajdonviszonyok mellett pedig a helyiek nem vállalták, hogy ők kitisztítják, rendbe teszik a területet és amikor elkezd jövedelmezni, akkor visszaveszik tőlük”. Ha

⁴ A helyiek számára nem világosak a tulajdonviszonyok.

sikerülne is újra elkezdeni gazdálkodni az ártéti gyümölcsösökben, a termelőnek a munka mellett „*nincs ideje piacolni*”. „*Kellene egy ember, aki összefogja a termelőket és ő piacol a többiek árujával.*” Emellett óriási munkát és rengeteg pénzt igényelne a terület kitisztítása, mivel teljesen benőtte a növényzet, és szinte utak sem vezetnek már le. „*Nincsen olyan a faluban, aki az ártéri gyümölcsösökkel foglalkozna. Olyan nagy munkát kellene ott végezni, hogy azt az emberek nem tudják megcsinálni. Meg hát gépi erő is kellene. A fákat pedig újra kellene ültetni, mivel nagyon előregedek.*”

Ismeretek és viszonyulás a régebbi időszakok tájhasználatához

38 interjúban (az összes interjú 45%-a) jelent meg a múltbéli tájhasználat témája.

A múlt fogalma különböző embereknek különböző korokat jelentett, az interjúk során rájuk bíztuk, melyik időszak jelentős számukra. A legtöbb olyan interjú (42%), amelyben egyáltalán előkerült a múltbéli tájhasználat, nyugdíjasokkal készült. A vezető értelmiségieknek is számos esetben volt ismeretük a témára vonatkozóan, vagy személyes kötődésük valamilyen tájhasználati formához.

Ebben a témakörben a legtöbb válaszadó a tiszavalki lakosok közül került ki, Tiszabábolnán és Ároktón is sok szó esett erről a témáról. Az interjúalanyok kicsit több mint tizede értékelte a TSZ-időt pozitívnak, ők főleg a nyugdíjasok közül és a vezető értelmiségiek közül, korcsoportok szerint pedig a középkorúak és az idősebbek közül kerültek ki: „*A TSZ-időkben jobb volt a megélhetés, volt munka...*”. Ugyanakkor csak a nyugdíjasok köréből került ki a TSZ-időt negatívan értékelő vélemény. A TSZ-idők előtti életről kevés időskorú ember beszélt: „*Szerettem ezt az életet. Már kilencéves koromban markot szedtem, jaj maguk nem is tudják, mi az a marokszedés... Férfiak a kaszával vágják a búzát, nekünk meg volt olyan kis sarlónk, s azzal szedjük a markot. Csináltuk a kötelet, kévébe kötötték az emberek, aztán behordtuk az udvarra, és cséplőtük cséplőgéppel...*”.

A válaszokban felmerült a régi ártéri gazdálkodás lényeges szerepe: „*Kukoricát is ültettek régebben az öntött földbe, meg krumplit is.*” Extenzív, vízhez kötött gazdálkodási formák, fokgazdálkodás alakult ki a környezet függvényében a területen, jelentős állatállománnyal: „*Az élőhely meghatározza az embereket. Ez halász-pákász vidék volt, nem volt lehetőség intenzív gazdálkodásra. Ősi, árpádkori lakott vidék, nem szász gondolkodású, itt inkább az állattartás volt jellemző.*”

A válaszadók mintegy harmada beszélt a már fentebb említett ártéri gyümölcsösökről – nyilván személyes kötődés miatt –, főleg a nyugdíjas korúak, valamint a vezető értelmiségiek.

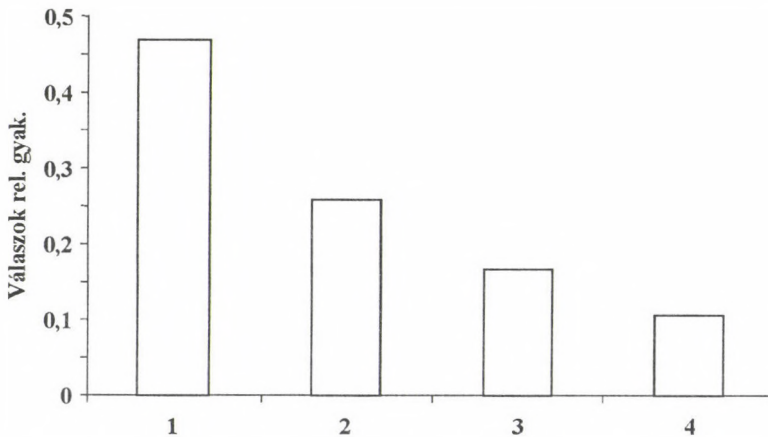
A válaszadók közel negyede beszélt a gyékényezésről, ők viszont majdnem mind tiszavalkiak voltak, ahol a gyékényezés hagyományos kézműves iparág. *„Aztán itt a gyékényes-mesterség. Polgármester úr csinál falunapot, akkor jönnek a városiak is, veszik a gyékényt, de ez is kiveszőben van. Abban a rendszerben felégették kétszer a mocsarat, ahol a gyékény terem, azt a csodálatos vizivilágot, fel van most szántva, el kell menni a harmadik faluba gyékényért. Jó lett volna az, hogy ha ez nemzedékről nemzedékre tovább megy. Kötők csak egy szakajtót egy nap, az már valami. Kirakom az út szélére, lehet venni. Na ilyenekkel meg lehetne fogni a belgát, az angolt.”*, *„Fiatalok nem akarnak vele egyáltalán foglalkozni, nem érdekli őket. Régen az utcában sokan csinálták, ma már csak ketten.”*

A válaszadók negyede gondolta úgy, hogy régen (a TSZ előtt / TSZ idejében / a Tisza tö kialakítása előtt) jobb volt. Az interjúkban ez az álláspont sokszor konkrétan elhangzott, más esetben inkább csak utaltak rá: *„10 évvel ezelőtt még 120 tehén volt a faluban, most 10 alatt van a darabszámuk”*, vagy hogy a mezőgazdaságból szinte lehetetlen manapság megélni, pedig korábban ez volt az általános: *„A Tisza-ártéren voltak a jó minőségű földek, ezeket kisajátították a 70-es években, mikor építették az új gátat, ott volt az ártéri gyümölcsös, a jó kukoricaföldek, a jó búzaföldek. Itt viszont ami a gáton kívül van, az mind szikes, meg nagyon rossz minőségű.”*, *„Valamikor 500-600 malac vót a faluba, birkák ezerszámra voltak, most meg mi van, most nulla, semmi.”*, *„Mezőgazdaság? Nagyon gyenge itt a földnek az aranykorona-értéke. 8-10-12 aranykorona. Ilyen mezőgazdaságot itt nem lehet folytatni. Az állattenyésztést leépítették. Régen állattenyésztésből, és amellet a mezőgazdaságból éltek. Megtermelték a takarmányt, a jószágállomány több ezer volt, voltak nagy legelők, és azokon volt a gulya, a konda, a csorda, mindez megvolt. Ma egy páran csinálják a faluban – de azok is minék – a tejfelvásárlást megszüntették. Az emberek a boltban veszik a tejet.”* Ilyen vélemény minden korosztályban és mindenféle státuszban előfordult.

Konkrét ismeretek fajokkal, élőhelyekkel, ökológiai problémákkal kapcsolatban

32 interjúban (38 %) találtunk valamilyen utalást természettel kapcsolatos ismeretekre. Ezeknek az utalásoknak közel a fele (47 %) fajokkal állt kapcsolatban, negyede (26 %) értékes, természetközeli élőhelyekkel, illetve olyan élőhelyekkel, amely egy védett faj jelenléte miatt kap természetvédelmi jelentőséget: *„Végülis (az ártéri erdőket) ismerem a legjobban. Van Dorogmánál és Bábolnánál is. Végülis nem olyan sok fafaj van benne, hazai nyár, nemes nyár, inkább a telepítéseken, köris, juhar. Szilfa kevés van, egy-két ezüstjuhar, egy-két tölgyfa, akác is előfordul egy-kettő. Tölgyújulat elvétel van, ott is, ahol nincsen tölgyfa. Hogy került az oda?”*, *„Egy-két barátomat érdekli, hogy milyen fák vannak, és ami itt van a környéken, azt ismerik sokan – ha nem is a teljes*

nevét, csak a családnévét – juhar, kőris, fűz, amik meg ilyen ritkábbak, azt esetleg nem, úgy a nagy részét, 90%-át, ismerik.” Az ide vonatkozó interjúknak mindössze egy tizedében (10,6%) derült ki egyértelműen ismerethiány, érdektelenség. A válaszok 17 %-ban tartalmaztak valamilyen ökológiai kapcsolatra, potenciális veszélyekre egyéb tágabb, a természettel kapcsolatos témára történő utalást. Érdeemes megemlíteni az „energiafű” feltűnését, aminek kísérleti természetését el is kezdték egyes területeken a falvakkal határosan: „Az az energiafűvet hallottam. Hát minden újtól valamennyire tart az ember, nem? Te, kérlek szépen, a vetést láttam, hogy mibe lehet ezt majd megkülönböztetni mástól, ... nem tudom. Úgy néz ki, majdnem, mintha búza lenne vetve tisztára. Ha megéri, természetesen kipróbálnám.”. Jellemző vélemény, hogy az energiafű hatását még nem lehet megítélni, még nincs tapasztalat. „Majd figyelik: milyen rovarok kötődnek hozzá, azokra milyen fajok épülnek, a technológia rejt-e csapdákat az életközösségekre nézve? Nem rosszabb, mint a búza, főleg ha nem kell vegyszerezni.” Általánosan jellemző, hogy a helyi emberek nem nagyon hallottak még az energiafűről, egyelőre várják, hogy mi „sül ki belőle”.



4. ábra. A konkrét ismeretekkel kapcsolatos válaszok megoszlása:

1. Konkrét fajismerettel rendelkezik az alany.
2. Élőhely-ismerettel rendelkezik az alany.
3. Tudatában van bizonyos ökológiai összefüggéseknek.
4. Ismerethiány van.

A válasz-kategóriák korcsoportonkénti eloszlásával kapcsolatban a lényeges – bár nem meglepő – megfigyelés az, hogy a legtöbb ismerettel (mind a

három kategóriát tekintve) a középkorúak korosztálya rendelkezik. Talán egy kicsit meglepő az idősök igen alacsony értéke, de ezt okozhatta az is, hogy ez a korosztály volt az, amelyik legkevésbé volt irányítható a beszélgetések során, itt lehetett a legnehezebben előhozni a természeti ismeretek kérdését.

Értékelés

Immár negyed évszázada annak, hogy felismertük, a szigorúan védett területek megőrzése mellett természetvédelmi törekvéseink nagyobb hányadát kell azokra a területekre fordítani, ahol emberek élnek (Edwards & Abivardi 1998). Az ökológiai rendszerek stabilitását ugyanis döntően befolyásolja az emberi földhasznosítás, nem csak az erőforrások használatával, hanem a táj szerkezetének átalakításán keresztül is (O'Neill 2001). A többségükben nem védett agrárterületek állapota a stabilitás különböző mértékű fenntartásával kihathat az egész táj ökoszisztéma szolgáltatásaira, és ez végső soron a helyben élő emberek életminőségét határozza meg.

Kutatásunk szemben a korábbi, hazánkban folytatott, elsősorban szociológiai szempontú, a környezeti *tudatosságra* vonatkozó kutatásokkal egy adott terület lakosságának környezeti *tudását* célozta meg. Kutatásunk egyik célja az volt, hogy megvizsgáljuk, vajon a mezőgazdasági és természetközeli élőhelyeket egyaránt tartalmazó tájban élő emberek látják-e a fent vázolt összefüggéseket? Ismerik-e környezetük élővilágát, látják-e a természetben lezajló folyamatokat, és összekapcsolják-e mindezt a társadalom által létrehozott változásokkal? Felismerik-e, hogy a természet állapotát megváltoztató döntések a saját életükre is lényeges hatást gyakorolhatnak?

Vizsgálati helyszínünk természetközeli élőhelyeket, mezőgazdaságilag hasznosított, illetve az alól felhagyott, továbbá lakott területeket egyaránt magába foglal. A táj mozaikossága részben természetes eredetű, aminek szerkezetéhez, dinamikájához a tájhasználat évszázadok alatt alkalmazkodott. Természetesen a mezőgazdálkodás át is alakította a tájat, de ez a huszadik századig nem okozott mélyreható változást az élővilágban és a táj jellegében. Sőt, elmondható, hogy a tájhasználat az idők során helyettesítette a természetes ökológiai folyamatok egy részét – pl. a kaszálás és a legeltetés biztosította a fátlan élőhelyek állandó meglétét, és ezen keresztül a réti, lápréti stb. fajok fennmaradását. A táj jól dokumentált változásokon (vízrendezések) ment keresztül az elmúlt évtizedekben, aminek hatásait ökológiai vizsgálatokkal igazolták (Biró 2003). A táj szerkezetének átalakítását a tulajdonosi szerkezet átalakítása is kísérte. A két folyamat eredményeképpen a helyben élők viszonya az őket körülvevő tájhoz kényszerűen megváltozott.

A természeti környezet

Az öt falu lakóinak életében a mai napig fontos szerepet játszik a Tisza folyó. A folyóvíz tisztasága, a part rendezettsége, a vizet kísérő természetes növényzet állapota nagy hangsúlyt kap a beszámolóikban. Jellemző, hogy szépek tartják, megbecsülik, és a szabadidejük eltöltésének legfőbb helyszínéként tartják számon. Az emberi tevékenység hatásait sokan elmarasztalták. A Tisza-tó vízminőségének változását többen megemlítették, utalva az „elmocsarasodásra”. A vizsgált táj konzervációbiológiai szempontból is legfontosabb eleme kétségtelenül a Tisza, melynek vízdinamikája alapvetően meghatározta, és meghatározza ma is az élőhelyek fennmaradását. A természettudományos tudás (SEK) és a helyi hagyományos tudás (TEK) ebben a kérdésben hasonló álláspontot képvisel. Szembetűnő azonban a természetes növényzet állapotának megítélésében tapasztalt eltérés. A helyben élők közül senki nem említette azt az ártéri erdőket különösen érintő problémát, hogy idegenhonos fajok cserélik le a természetes növényzetet. A folyamat emblemikus fajának számító gyalogakácról szó volt ugyan, de senki sem hangsúlyozta káros tulajdonságait, vagy azt, hogy a felbukkanása egy sokkal jelentősebb háttér folyamat következménye lenne. A faj jelenléte többeket zavar, lelegeltetését, vagy más szempontú hasznosítását elsősorban a táj „rendezettségének” helyreállítása érdekében tartanak fontosnak. Feltételezhető, hogy szakismeretek híján nehéz az egyénnek olyan folyamatok felismerése, melyek évtizedekre elhúzódóak, és ugyanakkor nem okoznak látványos, vagy a hétköznapjaikra is ható változásokat. A térség élővilágával kapcsolatban a válaszadók több mint fele konkrét ismeretekkel rendelkezik, és erről spontán módon, vagy egy-egy kérdés kapcsán szívesen is nyilatkozott. A helyben élőknek a védett fajokról is tudomásuk volt.

A természeti táj hasznosításában egykor nagy jelentőségű volt a halászat és a gyékényezés. Míg a halászat szerepe továbbra is jelentős, sőt hobbiként is tovább él, addig a gyékényezés mint mesterség megszűnőben van. A helybeliek ezt elsősorban az alapanyag eltűnésével, megritkulásával magyarázzák, ami állításuk szerint az egykori mocsarak lecsapolásával vette kezdetét.

A kultúrtáj

A kultúrtáj alakulása összetettebb kérdés, megítélésében egymástól eltérő véleményeket hallottunk. Alapvetően rendezetlenebbnek tartják annál, mint amilyen „régén” volt, ugyanakkor sokan javuló tendenciákat látnak. A magángazdák gyakorta „rendbe hozzák” a mezőgazdasági területeket, sőt a nemzeti parkok is tesznek hasonló intézkedéseket.

A régi, hagyományos tájhasználat iránti nosztalgia több beszámolóban előkerült, többen megemlítették az akkori bizonytalan, de hatalmas szántóföldi hozamokat az ártéren. Sokan sérelmezik a Tisza-tó kialakításakor kisajátított és

víz alá került földek elvesztését, melyeket a legjobbak között tartottak számon, és szomorúan említik a megmaradt földek szárazodását, ami a gát építésével, a rendszeres elárasztás megszűnésével vette kezdetét (vö.: „kiszáritott földek”). Sok válaszó véleményalkotásában ugyanakkor nem jelenik meg a természeti és a társadalmi környezet változásának összefüggése, ami az „a TSZ idején jobb volt” kijelentésben is megfogalmazódik. Speciális helyi sajátosság az ártéri gyümölcsösök esete, melyeknek sorsát valójában nem elsősorban a természeti környezet drasztikus változása, hanem a tulajdonviszonyok, az értékesítés jogi keretei stb. pecsételték meg. Az elvesző értékkel sokan tisztában vannak, megmentésük azonban a válaszok szerint meghaladja a helyben élők erejét. A gyümölcsösök szukcessziója töretlenül folytatódik, melyet az invazív fajok agresszív terjeszkedése még fel is gyorsít.

A bevezető végén feltett kérdéseinket megválaszolando megállapíthatjuk, hogy

– A helyben élő emberek sokrétűen érzékelik a táj átalakulását, és az átalakulási folyamatokat kapcsolatba hozzák a társadalom által hozott döntésekkel. Ilyen, sokat emlegetett változások elsősorban a Tisza vízháztartásban és tápanyag-utánpótlásban betöltött szerepének megváltozása (elsősorban a szántóföldek kiszáradása), az ártéri erdők, legelők, kaszálók növényzetének megváltozása, „elburjánzása”. A háttér okok közé sorolják a gátépítést, a hagyományos használati formák különböző okokból történő felhagyását (gazdasági helyzet, nemzeti parki korlátozások stb). A konkrét észrevételeket általánosságban nagyon sokan a táj „romlása”-ként értékelik.

– A helyi hagyományos tudás és a konzervációbiológiai ismeretek alapján tett megállapítások nagy vonalakban párhuzamba állíthatók, ami elsősorban a degradációs folyamatok (kiszáradás, özönnövények térhódítása) megítélésében érvényesül leginkább. Véleményünk szerint különbség a két ismeretrendszer között, hogy a hagyományos tudás, míg a változást kiváltó eseményeket számon tartja, addig a látható folyamatok mögött álló ökológiai összefüggésekre kevésbé reflektál. Hasonlóan lényeges különbség az értékrendben is megmutatkozik. A hagyományos tudás ugyanis jellemzően nem a konzervációs szempontú értékelést veszi figyelembe, így például a védett fajok pozitív, illetve az idegenhonos fajok negatív megítélése elmarad, vagy ha mégsem, más kontextusban jelenik meg (a gyalogakác „gazossá”, „rendetlenné” teszi a határt). Értékrendjük jobban kötődik a táj egészére jellemző sajátosságokhoz (holisztikusabb megközelítés), illetve az ahhoz társuló gazdasági értékekhez. A változások negatív oldalát a táj jól ismert folyamatainak (áradások rendszeressége, a kaszálás rendje) megváltozásán keresztül, intuitívan érzékelik. A hagyományos tudás és a konzervációbiológiai tudás közötti párhuzamokat a világ más tájain végzett vizsgálatok is igazolták (Roth 2004).

Vizsgálatunk részleteiben nem elemzett, de fontos eredménye volt a hagyományos tudás jellegzetességének, az érzelmi feltöltöttség szerepének megismerése. A legtöbb interjú mondataiból kitűnik, hogy a kutatásban szereplő falvak lakóinak többsége pozitívan viszonyul a természeti környezethez amiben él, és magáénak érzi azt.

A kétféle tudás együttes alkalmazásáról

Az ökológusok körében egyre erősebb az az igény, hogy tudományterületük eredményeivel operatíván segítsék a társadalmi-környezeti problémák hathatós megoldását. Az ökológia tudománya önmagában azonban nem képes a környezeti problémák megoldására a társadalmi, kulturális, politikai, gazdasági, etikai, jogi kontextus figyelmen kívül hagyásával (Ludwig *et al.* 2001). Funtowitz *et al.* (1999) szerint a környezeti problémák sajátja a „radikális bizonytalanság” és megközelítési módjuk szükségszerű pluralitása (Ludwig *et al.* 2001). A megoldás keresése ezért nem merülhet ki pusztán a tudományos kérdések megválaszolásában, hanem annak megértése is szükséges, hogy miként hatnak a gazdasági-társadalmi tényezők és az ökológiai, evolúciós folyamatok egymásra (Ludwig *et al.* 2001). Ezek megértése az emberi közösségek és természeti környezetük együttes tanulmányozását kívánja meg.

A helyben élők ismereteinek, tájhasználati módszereinek feltérképezése segít abban, hogy megértsük az élőhelyek, a táj jelenlegi állapotát, ezt az állapotot létrehozó társadalmi, gazdasági tényezőket, és az ezekben a tényezőkben rejlő – a meghatározott természetvédelmi célok elérését segítő – lehetőségeket. Ugyanakkor lényeges hangsúlyoznunk azt is, hogy nem feltétlenül a helyi ökológiai tudás az igazság egyedüli letéteményese. Ahogy Becker és Ghimire (2003) egy ecuadori köderdő megőrzéséről szóló esettanulmányban kifejtik, a helyi közösségek gazdálkodási módszerei nem segítették a védendő köderdő-állományok megmentését, emellett azonban a természetvédelmi törekvések sem vezettek eredményre. Az erdő megőrzése akkor valósult meg, amikor a „nyugati” konzervációbiológiai tudással rendelkező szakértők a helyi közösség számára adekvát módon meg tudták fogalmazni azt az ökológiai tudáselemet, amely a tudományos kutatások eredményeként felhasználható volt: a köderdő megőrzése a közösség gazdálkodását a vízmegtartó képességen keresztül segíti. Ennek a kívülről bevitt tudásnak a segítségével a közösség új szabályzókat dolgozott ki az erdő használatával kapcsolatban, amely hozzájárult az első közösségi tulajdonban lévő védett erdőállomány létesítéséhez Ecuadorban. Ez a példa a helyi ökológiai tudás és a tudományos tudás egymást segítő szerepére világít rá, illetve arra, hogy milyen lényeges szerepe van annak, hogy a tudományos tudáselemeket adekvát módon, a helyben élők kultúrájának megfelelően közvetítse a tudományos közösség. Ugyancsak a kétféle tudás együttes alkalmazásának sikerét hangsúlyozza egy Thaiföldön készített vizsgálat (Roth 2004), melynek

legfőbb tanulsága az, hogy míg a természetvédelem általános keretterveinek kidolgozásához és nagy területre kiterjedő koordinálásához elsősorban a tudományos ismeretekre van szükség, addig a helyi jóléti és konzervációbiológiai célok megvalósításában inkább a helybeliek tudására kell építeni.

A gyakorlati természetvédelemben dolgozók az adott társadalmi, gazdasági, politikai kontextusban próbálnak a természeti értékek megőrzésének nehéz és sokszor nagy közegellenállással szemben végzett feladatának megfelelni. A hivatásos természetvédelemnek jelenleg feltehetőleg nincs kapacitása arra, hogy a helyben élő közösségek attitűdjét, ismereteit, szándékait szisztematikusan feltérképezze. Ez a fajta tudás vagy ennek elemei inkább az adott területen elkötelezetten dolgozó, nagy tapasztalatokkal, számos helyi kapcsolattal rendelkező természetvédelmi szakemberek fejében van meg. Meglátásunk szerint minden olyan törekvés, amely azzal foglalkozik, hogy egy értékes terület átfogó tájhasználati, tájtörténeti vizsgálatát célul tűzi ki, illetve amely a jelenleg ott élő közösséggel együtt vizsgálja a természetmegőrzés lehetőségeit, nagy segítséget nyújt a gyakorlati természetvédelem számára. Az ökológusnak, amennyiben a gyakorlatban megvalósuló természetmegőrzés célját vállalja fel, véleményünk szerint törekednie kell arra, hogy megértse a terület egyéb kontextusait is, hogy tudományos nézőpontja mellett más nézőpontokat is legitimnek tekintsen, és ennek függvényében – és az érintettek számára érthető módon – fogalmazza meg az általa fontosnak tartott szakmai célokat.

Véleményünk szerint a helybeli emberek ismeretei, motivációi a Borsodi-ártér falvaiban is nagyban hozzájárulhatnak a különböző szintű konzervációs tervek kidolgozásához.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönjük Biró Marianna és Molnár Zsolt segítségét, a területről a rendelkezésünkre bocsátott anyagokat, térképeket, légifotókat, az információkat és a segítőkész támogatást! Köszönettel tartozunk Pataki Györgynek, Balázs Bálintnak, Bodorkós Barbarának, Jávor Benedeknek a kutatás elvi és gyakorlati megalapozásáért és az interjúzásban részt vevő közgazdász, jogász, szociológus, antropológus hallgatóknak a terepmunkában való részvételért. Köszönjük interjúalanyainknak az együttműködést!

Irodalomjegyzék

- Balázs, B., Bela, G., Bodorkós, B., Milánkovich, K. & Pataki, G. (2005): Preserving Bio- and Socio-diversity through Participatory Action Research. – *Living Knowledge: Int. J. of Community Based Research* 5: 11–13.
- Becker, D. C. & Ghimire, K. (2003): Synergy Between Traditional Ecological Knowledge and Conservation Science Supports Forest Preservation in Ecuador. – *Conservation Ecology* 8.
- Bela, G. & Belényesi, M. (Eds) (2003): *Integrated (multi-level inundation) water management system solving flood-protection, nature conservation and rural employment challenges – LIFE-PROJECT (03/H/000 291) report. I. Részfeladat, Helyzetértékelés*, Gödöllő.

- Bela, G., Pataki, G. & Valené-Kelemen, Á. (2003): *Társadalmi részvétel a környezetpolitikai döntéshozatalban (döntéstámogató eszközök és értékelési eljárások alkalmazása)*. – A Budapesti Közgazdaságtudományi és Államigazgatási Egyetem Környezettudományi Intézetének tanulmányai, Budapest.
- Berkes, F. (1998): *Sacred Ecology: Traditional Ecological Knowledge and Resource Management*. – Taylor & Francis Publishing, Philadelphia.
- Berkes, F. (2004): Rethinking community-based conservation. – *Conservation Biology* **18**.
- Bíró, M. (2003): *A Tiszavalk és Aroktó közötti Tisza–hullámtér botanikai felmérése és értékelése*. – Vácrátót.
- Bodnár, M. (2003). A Borsodi Mezőség Tájvédelmi Körzet tervei és a területhasználát In: Anna, H. (Ed), *Tájvédelem és gazdálkodás a Dél-Borsodi Mezőségben* – Szolnok Tisza Klub KTTSz.
- Campbell, L. M. & Vainio–Mattila, A. (2003): Participatory Development and Community-Based Conservation: Opportunities Missed for Lessons Learned? – *Human Ecology* **31**: 417–437.
- Csatári, B. (2001): *A Tisza vidék problémái és fejlesztési lehetősége*. – MTA RKK Alföldi Tudományos Intézete, Kecskemét.
- Cserkész, T. (2003): *Kisemlősök kutatása a Büki Nemzeti Park egyes területein bagolyköpetek elemzésével*. – ELTE, Budapest (szakdolgozat).
- Davis, A. & Wagner, R. J. (2003): Who knows? On the Importance of Identifying "Experts" When Researching Local Knowledge. – *Human Ecology* **31**: 463–488.
- Edwards, P. J. & Abivardi, C. (1998): The value of biodiversity: where ecology and economy blend. – *Biological Conservation* **83**: 239–246.
- Egan, T. M. (2002): Grounded Theory Research and Theory Building. – *Advances in Developing Human Resources* **4**: 277–295.
- Fisher, F. (2000): *Citizens, Experts and the Environment: The politics of local knowledge*. – Duke University Press, Durham, North-Carolina.
- Füzesi Zs., Tistván L. (1998): A környezeti tudat alakulásának elemzése a rendszerváltozás óta eltelt időszakban. – In: *Magyarország az ezredfordulón*. – MTA Stratégiai Kutatások, BKE Környezetgazdaságtani és technológiai Tanszék, Budapest
- Funtowicz SO, Martinez-Alier J, Munda G, Ravetz JR. (1999): Information tools for environmentalpolicy under conditions of complexity. – *Environ. Iss. Ser.: Eur. Environ. Ag.* <http://www.eea.eu.int>, pp. 54.
- Hamar, A. (2003): *Tájvédelem és gazdálkodás a Dél-Borsodi Mezőségben*. – Tisza Klub Füzetek. Tisza Klub KTTSz, Szolnok.
- Ludwig, D., Mangel, M. & Haddad, B. (2001): Ecology, conservation and public policy. – *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **32**: 481–517.
- Molnár, Z. & Bíró, M. (1996): *A Borsodi–Mezőség Tájvédelmi Körzet kezelési szabályzata. Botanikai rész*. – Vácrátót.
- O'Neill, R. (2001): Is it time to bury the ecosystem concept? (With full military honors, of course!). – *Ecology* **82**: 3275–3284.
- Roth, R. (2004): Spatial Organization of Environmental Knowledge: Conservation Conflicts in the Inhabited Forest of Northern Thailand. – *Ecology and Society* **9**: 5.
- Standovár, T. & Primack, R. (2001). *A természetvédelem biológiai alapjai* – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 15–80.
- Tóth, I. J. (2003): *Környezetszociológiai felmérés a Tisza mentén*. – Kiss Ferenc Csongrád Megyei egyesület (CSEMETE), Szeged.
- Vári, A. (1997). A környezeti döntésekben való társadalmi részvétel és konfliktuskezelés fejlődése Magyarországon. – In: Kárpáti, Z. (Ed), *Társadalmi és területi folyamatok az 1990-es évek Magyarországon*. – MTA Társadalmi Konfliktusok Kutatóközpontja, Budapest.
- Watson-Verran, H. & Turnbull, D. (1994). Science and other indigenous knowledge systems. – In Jasanoff, S., Pinch, T., Markle, G. and Petersen, J. (Eds), *Handbook of Science and Technology Studies*, Sage Publications.

The status of the South-Borsod Floodplain from the viewpoint of local people and ecologists. An interdisciplinary research on traditional ecological knowledge (TEK)

Mihók, B.¹, Erős-Honti, Zs.², Gálhidy, L.³, Bela, Gy.⁴, Illyés, E.⁵, Tinya, F.¹, Erős-Honti, J.¹, Molnár, Á.⁶ & Szabó, R.⁵

¹ Department of Plant Taxonomy and Ecology, ELTE
H-1117 Budapest, Pázmány Péter stny. 1/c, Hungary

² Department of Plant Anatomy, Eötvös Loránd University
H-1117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/c, Hungary

³ Production Biology Research Group, Forest Research Institute
H-1023 Budapest, Frankel Leó u. 42-44, Hungary; E-mail: galh@freemail.hu

⁴ Institute of Environmental and Landscape Management
Department of Environmental Economics, Szent István University
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1, Hungary

⁵ Institute of Ecology and Botany, HAS
H-2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2-4, Hungary

⁶ Department of Systematic Zoology and Ecology, Eötvös Loránd University
H-1117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/c, Hungary

The utilization of the traditional ecological knowledge can be an important tool in supporting conservational efforts. Our objective was to look for the elements of the traditional ecological knowledge in the villages of the Borsod-floodplain in north-east Hungary, and to analyze their relationships with the scientific ecological knowledge. 85 interviews made up with local people were processed. As a result we found that elements of traditional ecological knowledge still can be identified and they can support the scientific knowledge especially in the evaluation of the degradation processes.

Keywords: conservation, degradation, land-use, discursion analysis, South-Borsod Floodplain, ecological knowledge

Egy rovarcsoport útja a szervezett irtástól a Vörös Könyvig

Kenyeres Zoltán

8300 Tapolca, Deák F. u. 7; E-mail: kenyeres@vnet.hu

Összefoglaló: A közlemény azt mutatja be, hogy az egyenesszárnyúak (Orthoptera) miképp lehetnek egyidejűleg népélelmezési gondok okozói, szervezett irtások célpontjai és érzékeny fajaikon keresztül a természetvédelem zászlóshajói. Ez az ellentmondás Magyarországon csak történelmi léptékben jelentkezik. Több, korábban nagy egyedszámban fellépő, szervezeten irtott faj mára különböző okok miatt sok élőhelyről eltűnt, ritka, védett rovarrá vált. A Föld 25 szárazföldi biodiverzitás „forró pontja” közül négy (a Global 200 kiemelt figyelmet érdemlő ökorégiója közül 12) viszont sáskajárásoktól napjainkban is rendszeresen érintett.

Kulcsszavak: *Schistocerca gregaria*, *Locusta migratoria*, *Dociostaurus maroccanus*, gregarizáció, élőhelyválasztás, természetvédelem, locust control

Bevezetés

A természetes élőhelyek rohamos pusztulása és az antropogén eredetű fajkihalások hívták életre a természetvédelmi biológiát (Jacobson 1990, Standovár & Primack 2001), mint krízis-tudományt (Báldi 1998, Margóczi *et al.* 1997). Nagyjából ezzel egy időben megkezdődött a környezet- és természetvédelem alapvető különbségeinek hangsúlyozása. A köztudat ökológiai szemléletét megtestesítő „fenntartható fejlődés” cselekvési terveiben azonban hamar újra az ember került a középpontba, az említett két fogalom egyre gyakrabban tapasztalható újbóli összecsúszásával együtt.

A természettudományok korábbi történetében az emberközpontú kutatások mellett megjelenő „természetvizsgálat” is sokáig az ember kiszolgálását célozta (orvostudományokhoz kapcsolódó gyógynövényismeret, mint a botanikatudomány alapja stb.). Csak a XIX. századtól kezdődően jelentek meg az emberi érdekektől független alapkutatások. Tény, hogy mindig nagyobb támogatást élveztek az alkalmazottnak (~eladható, felhasználható terméket produkáló) nevezett [vö. Pasteur: „Nincs alkalmazott tudomány, csak a tudomány alkalmazása”] kutatások, napjainkra azonban olykor meg is kérdőjelezzik az alapkutatások társadalmi jelentőségét, értelmét, szükségességét.

A fentiek jól elemezhetők egy igen változó megítélésű rovaraxon, az egyenesszárnyúak (Orthoptera) példáján. A csoportnak a történelem folyamán egyes ide tartozó fajok gradációs és migrációs képességei miatt mindig is komoly jelentőséget tulajdonítottak. Közleményünkben azt követjük nyomon, hogy hogyan lehet egy olykor népélelmezési gondokat okozó rovarcsoport a szervezett irtások célpontja és egyidejűleg az állatökológia egyik leginten-

zivebben kutatott, komoly természetvédelmi jelentőséggel bíró objektuma. Ez az ellentmondás Magyarországon csak történelmi léptékben jelentkezik, azáltal, hogy egyes, korábban nagy egyedszámban fellépő, szervezeten irtott fajok mára különböző okok miatt sok élőhelyről eltűntek, ritka, védett rovarrá váltak (Varga in Rakonczay 1990).

A sáskajárások története és főszereplői

Globális kitekintés

„Könyörűlven azonban az Isten Aegyptomon, miszerént nyugoti szelet támasztott, melly a sáskákat a veres tengerbe vetette.” (Ószövetség, A kivonulás könyve)

A Bibliából Isten nyolcadik csapásaként is ismert sáskajárást – ahogy arról Frivaldszky (1867) szicíliai és afrikai szerzők alapján ír – egyes területeken örömmel fogadták. „Ázsia s Afrika némely vidékén, mint Arabia, Barbáriában s a lybiai sivatag közelében lakó szerecsenek hazájában, kik hajdanán sáskaevőknek (*Acridophagi*) nevezettek, a sáskák embereknek is szolgálnak eledelül, melyeket vagy vízben főve s vajjal pörkölve, vagy apróra vagdalva és sós vízzel pácolva, azután pedig tésztávé gyúrva s kenyérré sütve vagy aszalva is esznek.”, sőt „... a hottentották a sáskák jövetelének, minden pusztításuk daczára, nagyon örvendeznek, s ezek táplálékától láthatólag meg is kövérednek.”

A sáskák számos fajára jellemző markáns areafluktuáció hátterében a gradációra való hajlam, a klimatikus tényezők, illetve az emberi tevékenységek állnak (Uvarov 1921, Safarov 1963, Rácz *et al.* 1994, Latchininsky 1998, Benfekih *et al.* 2002). A nagy egyedszámú, aktív és gyors terjedésnek anatómiai alapot teremt ugyanazon faj szoliter és gregária alakjának jelentős különbözősége [elsősorban a szárnyfedő/combhossz és a combhossz/fejszélesség index, valamint a fejlődési idő eltérései] (Nolte 1977, Michel 1980, Wilson 2000). Bizonyított, hogy a *Schistocerca gregaria* (FORSKAL, 1775) szoliter alakja gyors fázisátalakuláson megy keresztül a hátsó láb combjának érintéses stimulációja esetén is (Rogers *et al.* 2003). (A fázisátalakulás a hátsó lábat beidegző, 5. metathorax ideg elektromos ingerlésével is előidézhető.)

A tömegesedésre hajlamos egyenesszárnyúak közül a legtöbb vizsgálati eredménnyel a *Schistocerca gregaria* és a *Locusta migratoria* (Linnaeus, 1758) fajokra vonatkozóan rendelkezünk. 1970 és 1991 között a Biological Abstracts több mint 4500 sáskáról szóló cikket rögzített, ezek 69 %-a e két fajjal foglalkozott (Byers 1991).

A pusztai (vagy sivatagi) sáskaként ismert *Schistocerca gregaria* a sivatagos, félsivatagos élőhelyek lakója, a Koránban és a Bibliában is megőrkített

katasztrófák okozója, minden idők legnagyobb területen és talán legsúlyosabban károsító állatfaja (Nagy 1988a). Európában [Baleárok, Ibériai-félsziget déli része, valamint berepülő példányok Délnyugat-Angliában és Dél-Írországbán (Ragge 1965, Harz 1975, Heller *et al.* 1998)] az említett faj fordul elő, az amerikai kontinensen viszont 30 felett van a leírt, de vitatott taxonómiájú és eredetű fajok száma (Dirsh 1974, Jago *et al.* 1979, Harvey 1981, Ritchie & Pegdley 1989, Kevan 1989, Grunshaw *et al.* 1990).

Európa és Ázsia nagy részén azonban nem az európai kontinens peremén, valamint a Kaspi-tengertől és az Aral-tótól D-re, az iráni és afganisztáni gócpontokkal érintkező Transzkaukázus, Türkmenisztán, Üzbegisztán területén (Storozhenko 1991) jellemző pusztai sáska, hanem a *Locusta migratoria* (keleti vándorsáska) gradációi okoztak jelentős pusztításokat. A rovar az északi területek (~60. szélességi foktól) kivételével mindenütt megtalálható, kozmopolita faj (Rácz *et al.* 1994, Heller *et al.* 1998). Tipikus elterjedése főleg a Fekete-tenger, a Kaspi-tó és az Aral-tó térségére tehető, másutt azonban napjainkban ritkának számít. Adamovic (1968) a *Locusta migratoria* élőhelyválasztásával kapcsolatban megállapította, hogy a faj a vizsgált élőhelyeken főleg *Erianthus ravennae* dominálta mocsaras élőhelyekhez kötődik. Gazdasági jelentőségét a gabonafélék, a kukorica, a köles és a rizs pusztítás szintű fogyasztásával vívta ki (Nagy 1988a).

Az elterjedésbeli különbségek mellett a két faj táplálkozási és élőhelyválasztási igényei is több ponton eltérnek. A *Schistocerca gregaria* polifág rovar (Mann & Burns 1927, Bhatia 1940, Alam 1952, Pradhan *et al.* 1962, Rao & Mehrotra 1977, Evans & Bell 1979, Singh & Pant 1980), kétszikű preferenciával (Storozhenko 1991). A *Locusta migratoria* viszont specialista (Mocsáry 1875, Evans & Bell 1979), illetve oligofág (Simpson *et al.* 1988) táplálkozású, a fűfélék kizárólagos fogyasztója (Bernays *et al.* 1976).

A heves esőzések a *Locusta migratoria* populációkat lokális vándorlásra készítetik, a *Schistocerca gregaria* számára viszont komoly mortalitással járnak (Waloff *et al.* 1965, Balança *et al.* 1999, Culmsee 2002). Despland *et al.* (2000) szerint a vegetáció foltosságáa a *Schistocerca gregaria* egyedek aktivitásának növekedését, a gregarizáció kialakulását egyaránt növeli. Harjai & Sikka (1971) a faj petezéséhez optimálisnak a 8%-os talajnedvességet és a $32,5 \pm 0,5$ °C-os talajhőmérsékletet találta. Darnhofer & Launois (1974) a Madagaszkáron élő *Locusta migratoria capito* Saussure, 1884 alfaj optimális ökológiai igényeit vizsgálva megállapította, hogy 50-100 mm/hónap csapadékmennyiség biztosítja a legjobb feltételeket az állat minden fejlődési stádiumának. Lecoq (1974) Csádban a *Locusta migratoria migratorioides* (Reiche & Fairmaire, 1849) hasonló vizsgálata során azt tapasztalta, hogy a faj szaporodása számára a legjobb feltételeket azok a nyílt foltokkal tarkított, fűfélék által dominált gyepek jelentik, melyekben 25°C feletti havi átlaghőmérséklet, és havi 50–100 mm átlagos csapadékmennyiség jellemző.

Középpontban a Kárpát-medence

A magyarországi sáskajárások szereplőinek faji hovatartozása sem volt tisztázott egészen az 1800-as évekig (Pungur 1918). Valószínűsíthető, hogy az 1880-as éveket megelőzően a Kárpát-medencét is a *Locusta migratoria* sújtotta, majd a *Doclostaurus maroccanus* (Thunberg, 1815) (marokkói sáska) és a *Caliptamus italicus* (Linnaeus, 1758) (olasz sáska) tűnt ki jelentős gazdasági kártételével (Rácz *et al.* 1994).

Az „Értekezés a vándor sáskáról természetrajzi, és status-gazdászati szempontból” című munka (Frivaldszky 1848) „A sáskák kártékonyága” című fejezetében a keleti vándorsáska gradációinak jelentős gazdasági, sőt néplélektani következményeiről az alábbiakat írja:

„1-szor elpusztítván valamely vidék terményeit annak lakói nyomorúságra, végső inségre, s nem ritkán éhhal veszedelmébe jutnak.

2-szor bevégezvén pusztításaikat, s lerakván tojásaikat eldöglenek, mi által töméntelen hullák dögletes kigőzölgése a levegőt megfertőzvé, az rothasztó, s más veszedelmes lázas betegségeket képes előidézni.

3-szor a földnépe a káros tüneményt, a sors kérlelhetetlen csapásának, isten büntetésének tartván, rémülésbe jön, s nem bizván munkájának sikerében, a kétségbe eséssel küzd ... földje művelését elhanyagolja; mi a bajt természetesen még megkettőzteti ...”

A keleti vándorsáska gazdasági jelentőségét bizonyítja, hogy az 1724-ben felállított Magyar Királyi Helytartótanács, mint legfőbb közigazgatási kormányzati szerv volt illetékes a természeti csapások közé tartozó sáskajárások nyomon követésében és gyűjtött példánnyal történő dokumentálásában. Ezekben az időkben a Kárpát-medence a *Locusta migratoria* felszaporodásának egyik gócpontja volt. A krónikák szerint csapadékos időjárás esetén a sáska-csapatok a keleti széllel innen terjedtek tovább Olaszország felé (Camuffo & Enzi 1991).

A rovar egyedszámának csökkentése sokáig komoly kihívást jelentett az irtásba bevont valamennyi résztvevő számára. A minden egyedfejlődési stádiumban jelentős mértékű természetes mortalitást okozó tartósan nedves és hideg időjárás, jégesőkkel kísért záporok (Frivaldszky 1848) mellett általában komoly és szervezett emberi beavatkozás kellett a populációk egyedszámának kisebbitéséhez. Hasonló képet festenek a helyzetről a külföldi történelmi példák is (Lemnos szigetén fejenkénti sáska beszolgáltatási kötelezettség, Franciaországban egy kilogramm sáskapetéért egy frank fizetség stb.). A leghatékonyabb védekezési mód a petéket nagy mennyiségben tartalmazó földterületek feltárása és a tél beköszönte előtti felszántása, ezáltal a peték fagy általi elpusztítása volt. A kikelt lárvákat legtöbbször ásott gödrökbe hajtották, majd betemették. Gyér növényzetű, sík területeken alkalmazták ugyancsak a lárvák irtására a mintegy 150 kg tömegű, lóvontatású, rovarirtó gyepi hengert. További gyűjtési eszközök,

mint „kézi merítgetők” (~a fűháló őse) általában olyan különféle méretű zsákok voltak, melyek a nagy egyedszámban fellépő, idősebb, növényzeten tartózkodó lárvák összegyűjtését szolgálták. Ezek használatának különösen a magasabb növényekkel bíró szántóknál volt jelentősége. Francia eredetű, speciális eszköz volt a „sáska fogó”, melynek készítése során rudakra öblösen lepedőket rögzítettek, majd e vászon közepének kör alakú nyílásához abronccsal megerősített mély zsákokat függesztettek. A nagy felületen gyűjtött rovarokat rázással a zsákba juttathatták. A frissen érkező imágó-csapatokat botokkal (kótis), seprűkkel vették körül, és lehetőség szerint mindet elpusztították (Frivaldszky 1848). A sáskajárások pusztításainak jelentőségét mutatja, hogy azok a történetírásokba is rendszeresen bekerültek. Horváth (1930) Zirc történetét feldolgozó monográfiájában például így ír: „... *De a nyár sem volt mindig csapás nélkül, így 1748. aug. 13-án sáskasereg lep el mindent, ami zöld és hiába volt ellene minden zaj és láрма, mindent fölettek.*”

A keleti vándorsáska utolsó tömeges kárpát-medencei megjelenése 1889–1890-re esik. Azóta egyre ritkultak ismert előfordulásai, ma Magyarországon védett, Vörös Könyves faj. Homoki gyepekben tenyésző, izolált populációiban [Nyírség, Ecsedi-láp, Hajdúhadházliget (Rácz *et al.* 1994)] csak a magányos fejlődési alak fordul elő (Rakonczay 1990, Kisbenedek 1997).

A *Locusta migratoria* visszavonulásával az egyenesszárnyúak gazdasági jelentőségével kapcsolatos vizsgálatok a *Dociostaurus maroccanus* körül forogtak/forognak, melynek első tömeges megjelenése egybeesik a *Locusta migratoria* eltűnésével (Nagy 1964). A faj első kárpát-medencei adata a terület déli peremén található Báziásról származik 1862-ből (Sajó 1891). Az akkori Magyarország területén 1888 nyarán jelent meg (~*Stauronotus maroccanus*, Sajó 1889).

A *Locusta migratoria* visszaszorulásának és a *Dociostaurus maroccanus* megjelenésének egybeesése tájhasználati okokra vezethető vissza. A múlt század végére ért (egyik) csúcspontjára a magyarországi vízrendezés, melynek eredményeképp számos nagy kiterjedésű tó- és folyóparti élőhelyet lecsapoltak, ezzel a keleti vándorsáska petézőhelyeit is felszámolták. Az így létrejött nagy méretű, száraz területek lehetőséget biztosítottak a nyílt, főképp szikes növényzeti típusokhoz kötődő *Dociostaurus maroccanus* térnyerésének. A történeti adatok időrendi sorrendje egy Dél–Észak irányú invázió lehetőségét is felveti (Sajó 1891, Jablonowski 1926, Nagy 1964, 1988b, 1990, 1993). Ennek több tény is ellentmondani látszik, de az mindenképp bizonyos, hogy a vízrendezésekből fakadó szárazodás a faj látványos és nagy mértékű terjedéséhez vezetett (Nagy 1964). A Délről történő hirtelen benyomulás elméletét már röviddel annak leírását követően is érték cáfolatok. Lósy (1904) szerint a *Dociostaurus maroccanus* az alföldi szikesek jellemző, későn megismert egyenesszárnyú faja, mely a lecsapolások és a művelésbe vonások, felhagyások által jutott kiterjedtebb élőhelyekhez, került közelebb az emberi környezethez. Mocsáry (1888) az első jelentős hazai gradációról tudósító írása is felveti – Pécel környéki tapasztala-

tokra építve – hogy a kisebb egyedszámban és kisebb területen már évek óta honos lehetett a faj Magyarország területén, ugyanezt támogatja Adamovič (1959) is, aki szerint a *Doclostaurus maroccanus* régi eleme a pannon faunának, 7-9 ezer éve érkezett a jégkorszakot követő felmelegedés időszakában. Bizonyítja a korábbi jelenlétet az is, hogy a gregarin alak komoly terjedési képessége (Nagy 1993) kezdetektől alkalmassá tette a fajt a jelentős tényeresre, a vízrendezések előtt is – igaz jóval kisebb kiterjedésben – rendelkezésre álló potenciális élőhelyeken (Nagy 1964). A rovar péceli, váratlanul jelentkező gradációjának területén a 100 évvel későbbi terepbejárások során alig néhány egyed került elő (Nagy 1990).

A *Doclostaurus maroccanus* táplálkozásában a fűfélék dominálnak, így a legelőterületek mellett árpavetésekben és egyéb hasonló természetű kultúrákban volt legjellemzőbb a kártétele. A legfiatalabb lárvák esetében Weidner (1962) kiemelkedőnek tartja a *Poa bulbosa* fogyasztást. Hazánkban az említett növény március végétől május végéig van jelen a gyepekben táplálékforrásként számba vehető borítással. A mediterrán területeken – mely a rovar fő elterjedési területe – élőhelyei legtöbbször hegyi, sziklás területekhez kötődnek (Dempster 1957, Uvarov 1977), a Kárpát-medencében azonban hegyvidéki előfordulása csak két területről (Budai-hegység: Nagykovácsi, Bükk-hegység: Szentlélek) ismert (Nagy 1990). Safarov (1963) vizsgálatai alapján a *Doclostaurus maroccanus* felszaporodási helyei 300 és 1130 m tengerszint feletti magasságú területeken vannak; ahol az évi csapadékmennyiség 200-500 mm, a tavaszi csapadék 100 mm. Üzbegisztánban és Tádzsikisztánban a vizsgálatok színhelyén számos ilyen élőhelyet az 1938 és 1963 közötti gyepfeltörések megszüntettek, az intenzív legeltetés viszont újakat teremtett.

Az Alföldön a rövidfűvű, kis borítású, szikes talajon kialakult gyepek tekinthetők a marokkói sáska tipikus élőhelyének. Homokon nem jellemző (Sajó 1890). Atipikus előfordulásokkal azonban megtalálható gyomos élőhelyeken, erdőirtásokon, legelőkön is (Nagy 1964, 1990).

Már Sajó (1890, 1891) rögzíti, hogy a *Doclostaurus maroccanus* petézése során a vízborításban még időszakosan sem részesülő hátaikat preferálja és kerüli az akár csak kisebb tócsák kialakulását lehetővé tevő mélyedéseket is. Több szerző (Merton 1959, Dempster 1957, Nagy 1964) felhívja a figyelmet a faj élőhelyválasztásával kapcsolatban a habitat-mozaikosság igényére, mely kis területen belül biztosít nyílt foltokat a petezéshez és az imágók mikroklímátikus és táplálékigényének megfelelő rövidfűvű növényzetborítást. A túlzott legeltetés épp ezért a potenciális élőhelyek területének növelésével a gradációk veszélyét is növeli (Nagy 1964). Ugyancsak a rovar élőhelyválasztását ismerve vélték úgy az 1960-as években, hogy „a szikes legelők megjavítása, az öntözés, rizstermelés egyre kisebb területen teszi lehetővé a faj tömeges elszaporodását”... (Manninger 1960).

A faj gazdasági jelentőségéről elmondható, hogy 1862-ig csak a Kárpát-medence déli pereméről volt ismert, 1888 júniusában a medence közepén, Pécel határában lépett fel tömegesen (Mocsáry 1888, Sajó 1889, 1890, 1891). E megjelenést követően 1888 és 1957 közötti 70 évből 31-ben észleltek kisebb-nagyobb gradációja általi károsítást. Az egyedszámok alapján 6, egyenként 2–5 évig tartó gradációs periódus rajzolódik ki, melyek nagyjából tízévenként követték egymást (Kadocsa 1952, Nagy 1964, 1988b, 1993). E gradációk zöme – melyek egyik közvetlen előidézőjének az április végi, májusi aszályok tekinthetők (Nagy 1993) – a Jászság, a Nagykovács, a Hortobágy, a Körös-Maros köze és a Bánság területét érintette. Kisebb gradációk jelentkeztek alföldperemi részeken (Beregi-síkság, Arad, Nagyvárad, Nagybánya, Szatmárnémeti térsége) (Nagy 1988b).

A hazai gradációk klimatikus, illetve emberi hatás eredetére vonatkozóan rendelkezésre álló adatok alapján elmondható, hogy a Hortobágy térségében 1930 és 1990 között az erősen ingadozó csapadékmennyiség trendje a szárazodás irányába mutat, ez a marokkói sáska petézőhelyeinek növekedését segítette elő, amellyel viszont szemben hatott az intenzív mezőgazdálkodás. A vizsgált időszak gradációit hároméves aszályos időszakok előzték meg (mely az alkalmas petézőhelyek területének növekedését, az inszekticid használat csökkenését egyaránt jelentette), tömegesedés mindig egy ezeket követő csapadékos évben következett be (Rácz *et al.* 1994).

A faj első kárpát-medencei jelentkezésekor Pécelen 75 %-kal csökkent a mezőgazdaság eredménye. A hosszú ideig hatalmas költségekkel járó védekezés az 1907. évi XXXI. törvénycikkben is rögzített állami feladat volt. Lényegében a marokkói sáskával kapcsolatos megnövekedett feladatok vezettek – 1890-ben – a M. Királyi Rovartani Állomás megalapításához is (Nagy 1988). E rovar irtásában is jellemző volt – átvéve a keleti vándorsáska gradációja során szerzett tapasztalatokat – az ásott, szélén sokszor cinklemezekkel borított gödrökbe hajtás és betemetés (Sajó 1889), de a szalmára hajtás és elégetés is. A korabeli események és irtások leírását számtalan – főképp Jablonowski Józseftől származó – közleményben megtaláljuk. Sajó (1890) munkájában a faj biológiájának és a lárvák ún. ciprusi sövényrel [2 db V alakban elhelyezett, 1 m széles és 50 m hosszú, felső szélén viaszosvászonnal borított „sövény”, melynek két indulási pontján és csúcsán bádoglemezekkel szegélyezett gödrök található] történő irtásának különösen aprólékos és regényszerű leírását olvashatjuk. Technikai előrelépést jelentett a Jablonowski által 1904-ben szerkesztett lóvontatású sáskairtó gép. A túskeborona mintájára készült, acélkefékkel ellátott gép főképp a lárvák ellen volt igen hatékony. A XX. sz. közepén jelentkezett, nagyobb területeket érintő gradációja idején már drasztikus hatású inszekticidokkal (pl. HCH: hexaklór-ciklohexán) védekeztek ellene (Ármai 1950, Kadocsa 1950, Nagy 1988a). Később a fiatal állatok kis területen történő irtására továbbra is lindán-, triklórfon- és metilparation-tartalmú szerek használata volt javasolt (Sándor

1978). A HCH rovarölő hatását 1825-ben fedezték fel, 1942-től használták. Ennek a rendkívüli hatékonyságú rovarölő hatóanyaga a γ -HCH, vagy más néven lindán. A hosszú ideig használt rovarölő szert a felfedezett akkumulációs, más állatokra és az emberre kifejtett toxikus hatásai, használata során kialakuló inszekticid-rezisztencia miatt 1995-ig a világon közel negyven (közte számos sáskajárástól kifejezetten sújtott) országban betiltották.

A *Dociostaurus maroccanus* elmúlt mintegy három évtizedben gazdasági kártételekkel járó megjelenései – feltehetően elsősorban a parlag- és ugarterületek csökkenése miatt – megszűntek, napjainkban egyre inkább ritkaságszámba megy a faj előfordulása. Sokáig a XX. század utolsó nagy gradációja az 1948-as volt (Nagy 1990), 1993-ban azonban jelentős egyedszámban jelent meg a faj néhány Tatárszentgyörgy térségében, ahol főképp kiritkult gyomos lucernatáblákban okozott károkat (Nagy 1993). Napjainkban a *Dociostaurus maroccanus* a potenciális élőhelyek ellenére ritka és csak kis egyedszámú előfordulásai ismertek hazánkban (Rácz 1986, Nagy 1964, 1983, 1988b, Nagy & Szóvényi 1999). Latchininsky (1998) globális léptékben is megállapítja, hogy napjainkra mennyire megritkult ez a mediterrán térségben tradicionálisan az egyik legveszedelmesebb, polifág, rendkívüli szaporodási és migrációs képességekkel rendelkező faj, mely sokáig az agrárkultúrák elsősorú ellen-sége volt a Kanári-szigetektől Afganisztánig. Latchininsky (1998) szerint a faj életciklusában és populációdinamikájában komoly szerepet játszó tavaszi esők mennyisége, mint klimatikus tényező mellett erőteljesebben jelentkezik az antropogén hatások befolyása. Egyfelől az erdőirtás és a túllegeltetés a kolonizáció lehetőségét teremti meg új élőhelyeken, másfelől a gyepterületek feltörése és szántóvá alakítása alkalmatlanná teszi azokat a faj petézése számára. Ez a két ellentétes tendencia határozta/határozza meg a *Dociostaurus maroccanus* populációk dinamikáját, ennek megfelelően a legtöbb európai országban a faj elvesztette korábbi gazdasági jelentőségét, másutt viszont (Észak-Afrika, Közép-Ázsia egyes országai) továbbra is rendszeresen jelentős egyedszámban lép fel.

Az említettektől messze elmaradó jelentőségű *Calliptamus italicus* gradációi 1847 óta ismertek (Kadocsa 1952, Nagy 1988, Rácz *et al.* 1994). Utolsó nagy fellépése 1964-ben a Nagyalföld egész keleti részét érintette (Nagy 1988a). E faj károsítását főképp kétszikű természetett kultúrákban jegyezték fel. Az adatok alapján gradációinak a *Dociostaurus maroccanus* tömeges jelentkezését is okozó időjárási körülmények kedveznek, így kis eltéréssel azok egybeesnek (Nagy 1988a). Az utolsó nagyobb hazai sáskajárás (1993) idején a Kiskunság, valamint a Hortobágy több pontján, a mezőgazdasági területeken volt jelen nagy egyedszámban. Az ellene folyó vegyszeres védekezésben sokáig szintén HCH, lindán- és triklórfon-tartalmú szereket alkalmaztak (Sándor 1978, Nagy 1988a).

A *Polysarcus denticauda* (Charpentier, 1825) tömeges megjelenéséről ugyancsak szólnak korabeli tudósítások (Kadocsa 1947, Nagy 1953). Az 1947-es vas megyei károkozás idején már nem csak sáskairtó gépet, de vegyszereket is

bevetettek ellene. Azóta nem jelentkezett számottevő egyedszámban sehol sem, jelenleg hazánkban védett faj.

Az egyenesszárnyúrovar-kutatás prioritásainak változásai

Sokáig hazánkban is az egyenesszárnyúak agrár-biológiai jelentőségének (pl. Ubrizsy & Reichart 1958, Manninger 1960, Jermy & Balázs 1988, továbbiakat ld. fent) megállapítására irányuló kutatások voltak túlsúlyban. E témával Magyarországon Nagy Barnabás foglalkozott legintenzívebben, számos cikkben számol be kísérleteiről és megfigyeléseiről (pl. Nagy 1950a, 1950b, 1952). A vizsgálatok fő kérdései a táplálék összetételére vonatkoztak, annak megállapítása céljából, hogy az adott faj gazdasági szempontból potenciális károkozóként tartható-e számon vagy sem. Ezek a munkák egyúttal fontos adatokat szolgáltatottak a megfigyelt fajok biológiájának megismeréséhez is.

Részen ilyen alapon Manninger (1960) a gabonafélék, rétek, legelők kártevői között tartja számon a *Polysarcus denticauda*, a *Dociostaurus maroccanus*, a *Dociostaurus crucigerus brevicollis* (Eversmann, 1848), az *Oedipoda coerulelescens* (Linnaeus, 1758), a *Chorthippus albomarginatus* (De Geer, 1773) és a *Calliptamus italicus* fajokat. A *Melanogryllus desertus* (Pallas, 1771) mint a cukor- és a takarmányrépa kártevője kerül szóba.

Nagy (1988a) 33 egyenesszárnyú fajt említ a növényvédelmi állattan kézikönyvében. A fajonkénti értékelésekből is kitűnik, hogy ezek jó részének semmilyen számottevő növényvédelmi jelentősége nincs.

Magyarországon napjainkban a csoport inkább a szünzoológia egyik sokat vizsgált objektuma. Ez Gallé (2000) a közösség szintű vizsgálatokra való alkalmasság megállapítására javasolt pontjait figyelembe véve is indokolt. Komoly lendületet vett a gazdasági jelentőséggel nem bíró fajok élőhelyválasztásának, táplálkozásbiológiájának vizsgálata is.

A fenti hangsúly-áthelyeződés a csoport kutatásában világszinten is érzékelhető és az egyenesszárnyúak közösség-ökológiájáról, a gazdasági jelentőséggel nem bíró fajok élőhelyválasztásáról is egyre több információ áll rendelkezésre. Az ember számára károkat okozó fajok tömegesedését megakadályozó szintetikus anyagok, vírus, baktérium és gomba készítmények létrehozását célzó kutatásokhoz képest világszinten továbbra is alárendelt a gazdasági jelentőséggel nem bíró fajok autökológiai, konzervációbiológiai, illetve a taxon közösségi ökológiai, cönológiai vizsgálatát célzó kutatások száma. Ennek egyik oka a hasznosíthatóságot folyton előtérbe helyező kutatásfinanszírozás, mely ráadásul szinte soha nem preventív, annál inkább ad hoc jellegű (Lecoq 2000).

Természetvédelem és „locust control”

A magyarországi egyenesszárnyú fauna fajainak mintegy 25 %-a szerepel a jelenleg érvényben lévő védett fajokat rögzítő rendeletben [13/2001. (V. 9.) KöM rendelet 4. számú melléklete, 29 egyenesszárnyú faj védett, ebből 3 fokozottan védett]. Köztük olyan, korábban károkozók között számon tartott fajok, mint a *Locusta migratoria*, a *Polysarcus denticauda*, vagy a *Tettigonia caudata* (Charpentier, 1842).

Hazánkban csak történelmi szinten ismerhető fel az abban rejlő ellentmondás, hogy egy korábban kizárólag irtandó, „káros” rovarokat tömörítő csoport mára a természetvédelmi szempontból jelentős lények élmezőnyébe jutott. Világléptékben viszont napjainkra az az aktuális ellentmondás alakult ki, hogy míg e kis fajszerű rovarcsoport bizonyos fajai például Közép-Európában a biodiverzitás, az életközösségek állapotának indikátorai, a természetvédelem zászlóshajói (Samways *et al.* 1995), addig más fajaik a Föld egyéb területein olykor milliárdos egyedszámban fellépő, az emberek megélhetését komolyan veszélyeztető, visszaszorítandó elemek (Peveling 2001).

A természetvédelmi szempontból jelentős, illetve sáskajárásokat okozó fajok előfordulásának területi átfedése globális szinten komoly kérdéseket vet fel. Az endemikus és veszélyeztetett fajok jó részét a biodiverzitás „forró pontjain” találjuk (Peveling 2001). A 25 szárazföldi gócpont (Mittermeier *et al.* 1998) közül négy (Madagaszkár száraz erdői és tuskés pusztái, Dél-Afrika Ny-i partvidéke, Mediterráneum, Brazília nyílt szavannái) sáskajárásoktól rendszeresen érintett. A Global 200 (Olson & Dinerstein 1998) konzervációbiológiai szempontból kiemelt figyelmet érdemlő ökorégiója (136 szárazföldi) közül 12 ugyancsak érintett a sáskajárásoktól (a már említettek itt is szerepelnek, rajtuk kívül ide tartoznak még észak-amerikai magasfüvű prérók, közép-ázsiai puszták, az Arab köd bokorerdők és erdők, a Vörös-tenger térségének erdei, a Hornfoki puszták, Száhel-övezetben található szavannák és a Zambézi öntésterületi szavannái). Az említett régiók általános jellemzője a jelentős emberi terhelés, a természetes élőhelyek fragmentáltsága és a sokszor nem megfelelően kivitelezett sáskairtás. Ez utóbbi téren még mindig a kémiai beavatkozás az elsődlegesen alkalmazott módszer. A gradációk idején alkalmazott irtások során felhasznált inszekticidok napjainkban túlnyomóan az organofoszfátok, a karbamátok és a pyretroidok vegyszercsaládjába tartoznak. Ezek többsége nem csak más ízeltlábúakra, de halakra és egyéb élőlényekre is ártalmasak (Peveling 2001). Olyan, a gerinces-, illetve egyéb gerinctelenekre alacsony toxicitású szerek, mint a deltamethrin viszont számos egyéb, főképp röpképtelen, nem célszervezetként számon tartott egyenesszárnyú pusztulását is okozza (Stewart 1998, Samways 2000, Story & Cox 2001). Az élőhelyek említett fragmentáltsága tovább növeli a természeti károkat. E problémára megoldást jelenthet az újabb fejlesztésű, gyors lebomlású, célzottan ható (a hatásmechanizmus általában a nátrium-csa-

tornák blokkolására épül) vegyszerek szélesebb körű elterjedése. Ilyenek tartoznak a benzoylurea, a phenylpyrazole, és a chloronicotinyl vegyület-családokba.

Az alternatív jellegű biológiai kontroll lehetőségei közé tartozik entomopatogén gombákkal, így a *Dociostaurus maroccanus* esetében a *Beauveria bassiana* Vuill és a *Metarhizium anisopliae* (Metschnikoff) fajokkal történő kezelés (Hernández-Crespo & Santiago-Álvarez 1997). A *Metarhizium anisopliae* var. *acridium* tartalmú szereket számos fajnál hatásosnak találták (Milner & Hunter 2001). Jelenleg e mikopeszticidek alkalmazása látszik lehetőségként a szintetikus inszekticidek lecseréléshez. A vizsgálatok alapján a nem célszervezetekben okozott károk ezekkel a készítményekkel elhanyagolhatóak (Lecoq 2001). Az ilyen jellegű készítmények kijuttatásának hosszú távú hatása viszont nem megbecsülhető.

A kutatások egy másik irányvonalát jelentette anti-gregarizációs vagy szolitarizációs feromon létrehozása. Ez mindezidáig nem járt sikerrel, így jelenleg a cél a gregarizációt okozó feromonok szintézisének megfékezése, illetve az ennek jelenlétét érzékelő receptorok blokkolása (Byers 1991).

A XXI. században természetvédelmi, humán-egészségügyi és racionális okokból egyaránt megengedhetetlen, hogy az egyenesszárnyúak elszaporodása okozta „katasztrófák” kezelése átgondolatlanul, drasztikus beavatkozásokkal történjen bárhol a világon. A megelőző célú programok egyike a FAO (Food and Agriculture Organization) által 1994-ben létrehozott Válsághelyzetet Megelőző Rendszer (Emergency Prevention System), melynek feladata az állati eredetű növénykárok veszélyének minimalizálása, így többek között a továbbra is gondokat okozó pusztai sáska mozgásának, károkozásainak vizsgálata (Desert Locust Information Service). Gradáció-előrejelzés terén már rendelkezünk hazai ismeretekkel is. Rác *et al.* (1994) javaslatot tesznek egy előrejelzési rendszerre, mely a gradációk prognosztizálását a hulló csapadék mennyiségi vizsgálatára alapozza.

Természetesen az országhatárokon átívelő problémák megoldása nemzetközi összefogást, különböző célokért tevékenykedő szervezetek, kormányok együttműködését igényli, a lokális társadalmi, politikai, gazdasági viszonyok lehetőségeinek és korlátainak figyelembe vételével (Lockwood & Latchininsky 2000, Lockwood *et al.* 2001). Az ilyen típusú közös munka megvalósítását tovább nehezíti, hogy arra legtöbb esetben a harmadik világ elmaradott területein volna szükség.

A sáskajárások esetében sok területen egy biológiai jelenség emberi beavatkozásokkal történt igen jelentős felerősítéséről van szó, melynek megfékezése az adott térségben élő emberek táplálékellátását biztosító természet kultúrák védelme érdekében szükséges. E, többnyire kémiai úton véghezvitt beavatkozás viszont az élővilág más csoportjaiban okozhat visszafordíthatatlan károkat.

A hosszú távú gondolkodás, a szupraindividuális és természetvédelmi biológiai alap kutatások kiemelt támogatása a gazdasági és nem gazdasági vonatkozású természetvédelmi problémák jelentős részének megoldását eredményezné mind világ, mind hazai viszonylatban. További tény, hogy az objektív tájékoztatás és tájékozódás mélypontján is fontos lenne a laikus közvélemény sok esetben XIX. században megrekedt ismeretanyagának árnyaltabbá tétele, az egyenesszárnyú taxon kis mobilitású, alacsony toleranciájú és rendkívül kis populáció nagyságú, természetvédelmi szempontból kiemelt értékű fajainak megismertetésével.

Közleményünknek, – mellyel egy társadalmi-gazdasági jelenség természetvédelmi biológiai vonatkozásait kívántuk bemutatni – tökéletes kivonatát és az egész téma tanulságát adja Frivaldszky Imre alábbi, 1848-as megállapítása „...általánosan elvan ismérve a természet azon szent törvénye, miszerént az a teremtett lények aránylagos viszonyát fentartani igyekezik, s egyik osztályt a másik osztály rovására túlnyomólag elhatalmasodni, legalább hosszabb időre nem engedi. A természet ezen bölcs intézkedését a fenforgó tárgynál is alkalmazva látjuk; mert hiszen csak gondoljuk fel, ha a sáskák évezredek óta kitünő termékenységüknél fogva minden éghajlati ártalmas befolyások s akadályok nélkül egyenes progressióban szaporodhattak volna, hol lehetne most már a föld keregségén növényzetet csak képzelni is; s ezen eszme szükségképpen azt idézi elő, hogy maga az emberi nemzet nem lett volna képes minden munkássága mellett is e tekintetben, az egyensúlyt fentartani.”

*

Köszönetnyilvánítás. – Kiemelt köszönet illeti Bauer Norbertet a kézirat javító átnézéséért és a dolgozat témájához kapcsolódó információk rendszeres gyűjtéséért. A szerző köszönetét fejezi ki Nagy Bamabás, Kisbenedek Tibor, Theodore J. Cohn és Rácz István Uraknak a szakirodalmak beszerzésében nyújtott segítségükért, Sáringer Tamás Úrnak pedig a növényvédelmi vonatkozású részek pontosításáért.

Irodalomjegyzék

- Adamovic, Z. R. (1959): The Moroccan Locust, *Doclostaurus maroccanus* Thunbg. in North Banat, Serbia. – *Glasn. Prir. Mus. Beograd* 13: 1–123.
- Adamovic, Z. R. (1968): The Moroccan Locust (*D. maroccanus* Th.) and the Migratory Locust (*L. migratoria* L.) in Ulcinj district, Montenegro. – *Glas. Muz. srp. Zeml.* 23: 59–112.
- Alam, S. M. (1952): Food plants of desert locust. – *Current Science* 21: 344.
- Ármai, I. (1950): Védekezés sáskák ellen. – *Növényvédelem* 2: 38–40.
- Balança, G., Gay, P.-E., Rachadi, T. & Lecoq, M. (1999): Interpretation of recent outbreaks of the migratory locust *Locusta migratoria migratorioides* (Reiche and Fairmaire, 1850) (Orthoptera, Acrididae) in Lake Chad basin according to rainfall data. – *Journal of Orthoptera Research* 8: 83–92.

- Báldi, A. (1998): A konzervációbiológia meghatározása publikált cikkek elemzése alapján és javaslatok hazai kutatásokra. – *Természetvédelmi Közlemények* 7: 5–17.
- Benfekih, L., Chara, B. & Doumandji-Mitiche, B. (2002): Influence of anthropogenic impact on the habitats and swarming risks of *Dociostaurus maroccanus* and *Locusta migratoria* (Orthoptera, Acrididae) in the Algerian Sahara and the semiarid zone. – *Journal of Orthoptera Research* 11: 243–250.
- Bemays, E.A., Chapman, R. F., Macdonald, J. & Salter, J. E. R. (1976): The degree of oligophagy in *Locusta migratoria* (L.). – *Ecological Entomology* 1: 223–230.
- Bhatia, D. R. (1940): Observations on the biology of desert locust (*Schistocerca gregaria* F.) in Sind-Rajputana area. – *Indian Journal of Entomology* 2: 187–192.
- Byers, J. A. (1991): Pheromones and chemical ecology of locusts. – *Biological Reviews* 66: 347–378.
- Camuffo, D. & Enzi, S. (1991): Locust invasions and climatic factors from the middle ages to 1800. – *Theoretical & Applied Climatology* 43: 43–74.
- Culmsee, H. (2002): The habitat functions of vegetation in relation to the behaviour of the desert locust *Schistocerca gregaria* (Forskål) (Acrididae: Orthoptera) – a study in Mauritania (West Africa). – *Phytocoenologia* 32: 645–664.
- Damhofer, T. & Launois, M. (1974): L'optimum pluviométrique de criquet migrateur malgache principe et applications. Etude globale de l'influence de la répartition spatiotemporelle des pluies sur les populations du criquet migrateur à Madagascar. – *FAO Project Report FAO UNDP(SF)MML/MET/9, Rome, Food and Agriculture Organisation of the United Nations*, 77.
- Dempster, J. P. (1957): The Population Dynamics of Moroccan Locust (*Dociostaurus maroccanus* Thunberg) in Cyprus. – *Anti-Locust Bull.* 27, London.
- Despland, E., Collett, M. & Simpson, S. J. (2000): Small-scale processes in Desert Locust swarm formation: vegetation patterns influence gregarization. – *Oikos* 88: 652–662.
- Dirsh, V. M. (1974): *The Genus Schistocerca* (Acridomorpha: Insecta). – Series Entomologia 10. – W. Junk B.V., Hague.
- Evans, C. S. & Bell, E. A. (1979): Nonprotein amino-acids of acacia species and their effect on the feeding of the acridids *Anacridium melanorhodon* and *Locusta migratoria*. – *Phytochemistry* 18: 1807–1810.
- Frivaldszky, I. (1848): *Értekezés a vándor sáskáról természetrajzi, és status-gazdászati szempontból.* – Magy. Kir. Egyetemi Nyomda, Buda.
- Fivaldszky, J. (1867): *A magyarországi egyenesröptűek magánrajza.* – Eggenberger, Pest.
- Gallé, L. (2000): A kompetíció, mint közösségformáló mechanizmus: esettanulmány hangyákon. – In: Virágh, K. & Kun A. (szerk.): *Vegetáció és Dinamizmus.* – MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 243–255.
- Grunshaw, J. P., Guermouche, H., Guermouche, S., Jago, N. D., Jullien, R., Knowles, E. & Perez, F. (1990): Chemical taxonomical studies of cuticular hydrocarbons in locusts of the *Schistocerca americana* complex (Acrididae, Cyrtacanthacridinae): Chemical relationships between New and Old World species. – *J. Chem. Ecol.* 16: 2835–2845.
- Harjai, S. C. & Sikka, H. L. (1971): Effect of soil moisture on the phase characters of hatchlings in the desert locust, *Schistocerca gregaria* Forsk. – *Indian Journal of Entomology* 32: 298–302.
- Harvey, A. W. (1981): A reclassification of the *Schistocerca americana* complex (Orthoptera: Acrididae). – *Acrida* 10: 61–77.
- Harz, K. (1975): *Die Orthopteren Europas II.* – Dr. W. Junk N.V., The Hague, pp. 398–399.
- Heller, K.-G., Korsunovskaya, O., Ragge, D. R., Vedenina, V., Willemsse, F., Zhantiev, R. D. & Frantsevich, L. (1998): Check-List of European Orthoptera. – *Articulata* 7: 1–61.
- Hernández-Crespo, P. & Santiago-Álvarez, C. (1997): Entomopathogenic fungi associated with natural populations of the Moroccan locust *Dociostaurus maroccanus* (Thunberg) (Orthoptera: Gomphocerinae) and other Acridoidea. – *Spain Biocontrol Science and Technology* 7: 357–363.

- Horváth, K. (1930): *Zirc története*. – Zirci Könyvek I. – Egyházmegyei Könyvnyomda, Veszprém
- Jablonowski, J. (1926): Ungarns Heuschreckengefahr einst und jetzt: eine entomologisch-biologische Skizze. III. – *Internat. Entom. Kongr.* 2: 377–388.
- Jacobson, S. K. (1990): Graduate education in conservation biology. – *Conservation Biology* 4: 431–440.
- Jago, N.D., Antoniou, A. & Scott, P. (1979): Laboratory evidence showing the separate species status of *Schistocerca gregaria*, *americana* and *cancellata* (Acrididae, Cyrtacanthacridinae). – *Syst. Ent.* 4: 133–142.
- Jermý, T. & Balázs, K. (szerk.) (1988): *A növényvédelmi állattan kézikönyve I.* – Akadémiai Kiadó, Budapest
- Kadocsa, Gy. (1947): A fogasfarkú szöcske tömeges jelentkezése. – *Fol. ent. hung.* 2: 63–64.
- Kadocsa, Gy. (1950): Beszámoló Dr. Kadocsa Gyula 1949. évi kutatásairól. – *Növényvédelem* 2: 79–81.
- Kadocsa, Gy. (1952): A magyarországi sáskajárások és időszakosságuk. – *Ann. Inst. Prot. Plant. Hung.* 5: 87–104.
- Kevan, D. K. (1989): Transatlantic travelers. – *Antenna* 13: 12–15.
- Kisbenedek, T. (1997): Egyenesszámúak–Orthoptera. – In: Forró, L. (szerk.): *Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer V.* – MTM, Budapest, p. 64.
- Latchininsky, A. V. (1998): Moroccan locust *Docostaurus maroccanus* (Thunberg, 1815): A faunistic rarity or an important economic pest? – *Journal of Insect Conservation* 2: 167–178.
- Lecoq, M. (1974): Rapport de visite d'expert-conseil au Mali et dans le bassin du lac Tchad. – *FAO Project Report FAO UNDP (SF) AML/BIO/5, Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations*, 38.
- Lecoq, M. (2000): How can acridid population ecology be used to refine pest management strategies? – In: Lockwood, J. A., Latchininsky, A. V. & Sergeev, M. G. (eds.): *Grasshoppers and Grassland Health, Managing Grasshopper Outbreaks without Risking Environmental Disaster*. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, pp. 109–129.
- Lecoq, M. (2001): Recent progress in Desert and Migratory Locust management in Africa. Are preventive actions possible? – *Journal of Orthoptera Research* 10: 277–291.
- Lockwood, J. A. & Latchininsky, A. V. (2000): The Risks of Grasshoppers and Pest Management to Grassland Agroecosystems: An International Perspective on Human Well-Being and Environmental Health. – In: Lockwood, J. A., Latchininsky, A. V. & Sergeev, M. G. (eds.): *Grasshoppers and Grassland Health, Managing Grasshopper Outbreaks without Risking Environmental Disaster*. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, pp. 193–215.
- Lockwood, J. A., Showler, A. T. & Latchininsky, A. V. (2001): Can we make locust and grasshopper management sustainable? – *Journal of Orthoptera Research* 10: 315–329.
- Lósy, J. (1904): Biológiai megfigyelések a marokkói és az olasz sáskán. – *Állatt. Közl.* 3: 85.
- Mann, H. H. & Burns, W. (1927): Locust attack of 1926–27 in Sind, Kathiawar and Gujrat. – *Agricultural Journal of India* 22: 325–326.
- Manninger, G. A. (szerk.) (1960): *Szántóföldi növények állati kártevői, különös tekintettel a nagyüzemi védekezésre*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 108–155.
- Margóczy, K., Báldi, A., Dévai, Gy. & Horváth, F. (1997): A természetvédelmi ökológia kutatási prioritásai. – *Természetvédelmi Közlemények* 5–6: 5–16.
- Merton, L. F. H. (1959): Studies in the Ecology of the Moroccan Locust (*Docostaurus maroccanus* Thunberg) in Cyprus. – *Anti-Locust Bull.* 34, London.
- Michel, R. (1980): Development of flight behaviour of successive generations of desert locust (*Schistocerca gregaria*) raised in isolation then in groups. – *Animal Behaviour* 28: 1288–1289.
- Milner, R. J. & Hunter, D. M. (2001): Recent developments in the use of fungi as biopesticides against locusts and grasshoppers in Australia. – *Journal of Orthoptera Research* 10: 271–276.

- Mittermeier, R. A., Myers, N., Thomsen, J. B., da Fonseca, G. A. B. & Olivieri, S. (1998): Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. – *Conservation Biology* **12**: 516–520.
- Mocsáry, S. (1875): A torontálmegyei sáskákról. – *Természettud. Közl.* **7**: 408–409.
- Mocsáry, S. (1888): Az ideai sáskajárásról. – *Természettud. Közl.* **20**: 329–343.
- Nagy, B. (1950a): A *Docioctaurus crucigerus brevicollis* Eversm. és az *Oedipoda coeruleascens* L. (Orthoptera: Acrididae) imágók táplálékfogyasztására vonatkozó vizsgálatok. – *Debr. Tud. Egy. Biol. Int. Évkönyve 1950*, Debrecen, pp. 229–240.
- Nagy, B. (1950b): Adatok a *Decticus verrucivorus* L. (Orthopt.: Tettigon.) táplálékszükségletének kérdéséhez. – *Debr. Tud. Egy. Biol. Int. Évkönyve 1950*, Debrecen, pp. 222–227.
- Nagy, B. (1952): A *Tettigonia caudata* Charp. imágóira vonatkozó táplálkozásbiológiai adatok és megfigyelések. – *Annales Instituti Protectionis Plantarum* **5**: 179–181.
- Nagy, B. (1953): Adatok a magyarországi gabonaföldek *Saltatoria*-népességének ismeretéhez. – *Annales Instituti Protectionis Plantarum* **6**: 150–167.
- Nagy, B. (1964): Adatok a marokkói sáska (*Docioctaurus maroccanus* Thunb.) magyarországi előfordulásához és élőhelyi viszonyaihoz. – *Annales Instituti Protectionis Plantarum* **9**: 263–299.
- Nagy, B. (1983): A survey of the Orthoptera Fauna of the Hortobágy National Park. – In: Mahunka, S. (ed.): *The Fauna of the Hortobágy National Park*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 81–117.
- Nagy, B. (1988a): Egyenesszámú rovarok (Orthopteroidea). – In: Jermy, T. & Balázs, K. (szerk.): *A növényvédelmi állattan kézikönyve I.* – Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 197–276.
- Nagy, B. (1988b): A marokkói sáska száz éve Magyarországon. – *Növényvédelem* **24**: 536–539.
- Nagy, B. (1990): A hundred years of the Moroccan Locust, *Docioctaurus maroccanus* Thunberg, in the Carpathian Basin. – *Bol. San. Veg. Plagas (Fuera de serie)* **20**: 67–74.
- Nagy, B. (1993): Magyarországi sáskagradációk 1993-ban. – *Növényvédelem* **29**: 403–411.
- Nagy, B. & Szövényi, G. (1999): A Körös-Maros Nemzeti Park állatföldrajzilag jellegzetes Orthoptera fajai és konzervációökológiai viszonyaik. – *Termvéd. Közl.* **8**: 137–160.
- Nolte, D. J. (1977): The action of locustol. – *Journal of Insect Physiology* **23**: 899–903.
- Olson, D. M. & Dinerstein, E. (1998): The global 200: a representation approach to conserving the earth's most biologically valuable ecoregions. – *Conservation Biology* **12**: 502–515.
- Peveling, R. (2001): Environmental conservation and locust control – possible conflicts and solutions. – *Journal of Orthoptera Research* **10**: 171–187.
- Pradhan, S., Jotwani, M. G. & Rai, B. K. (1962): The neem seed deterrent to locust. – *Indian Farming* **12**: 7–11.
- Pungur, Gy. (1918): Orthoptera. Egyenesszámúak. – In: Paszlavszky J. (szerk.): *A Magyar Birodalom Állatvilága*, Budapest, pp. 1–16.
- Rácz, I. (1986): Orthoptera from the Kiskunság National Park. – In: Mahunka, S. (ed.): *The Fauna of the Kiskunság National Park*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 93–101.
- Rácz, I., Szilágyi, G. & Molnár, A. (1994): *Sáskajárás a Hortobágyon*. – II. Kelet-Magyarországi erdő-, vad- és halgazdálkodási, természetvédelmi konferencia, Debrecen, 1994. XI. 5–6.
- Ragge, D. R. (1965): *Grasshoppers, Crickets and Cockroaches of the British Isles*. – Warne, London, p. 299.
- Rakoncay Z. (szerk.) (1990): *Vörös Könyv*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 184.
- Rao, P. J. & Mehrotra, K. N. (1977): Phagostimulants and antifeedants from *Calotropis gigantea* for *Schistocerca gregaria* F. – *Indian Journal of Experimental Biology* **15**: 148–150.
- Ritchie, M. & Pegdley, D. (1989): Desert Locusts cross the Atlantic. – *Antenna* **13**: 10–12.
- Rogers, S. M., Matheson, T., Despland, E., Dodgson, T., Burrows, M. & Simpson, S. J. (2003): Mechanosensory-induced behavioural gregarization in the desert locust *Schistocerca gregaria*. – *The Journal of Experimental Biology* **206**: 3991–4002.
- Safarov, A. A. (1963): The present state of the outbreak areas of *Docioctaurus maroccanus* in Central Asia, their dynamics and their connections with outbreak areas in adjoining countries (in Russian). – *Soe Soveshch. vses. ent. Obshch.*, Tashkent, pp. 115–116.

- Sajó, K. (1889): A Péczel-Maglódi sáska irtása. – *Természettud. Közl.* **21**: 206–211.
- Sajó, K. (1890): A marokkói sáska Magyarországon. – *Természettud. Közl.* **22**: 225–256.
- Sajó, K. (1891): A marokkói sáska (*Stauronotus maroccanus* Thunb.) Magyarországon. – *M. K. Áll. Rovart. Áll. Közl.* **2**: 1–80.
- Samways, M. J. (2000): Can locust control be compatible with conserving biodiversity? – In: Lockwood, J. A., Latchininsky, A. V. & Sergeev, M. G. (eds.): *Grasshoppers and Grassland Health, Managing Grasshopper Outbreaks without Risking Environmental Disaster*. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht/Boston/London, pp. 173–179.
- Samways, M. J., Stork, N. E., Cracraft, J., Eeley, H. A. C., Foster, M., Lund, G. & Hilton-Taylor, C. (1995): Scales, planning and approaches to inventorying and monitoring. – In: Heywood, V. H. & Watson, R. T. (eds.): *Global biodiversity assesment. United Nations Environment Programme*. – Cambridge University Press, pp. 417–475.
- Sándor, F. (szerk.) (1978): *Növényvédelmi technológiák 1979–1980*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- Simpson, S. J., Simmonds, M. S. J. & Blaney, W. M. (1988): A comparison of dietary selection behaviour in larval *Locusta migratoria* and *Spodoptera littoralis*. – *Physiological Entomology* **13**: 225–238.
- Singh, R. P. & Pant, N. C. (1980): Lycorine-a resistance factor in the plants of subfamily Amaryllidoideae (Amaryllidaceae) against desert locust, *Schistocerca gregaria* F. – *Experientia* **36**: 552–553.
- Standóvár, T. & Primack, R. B. (2001): *A természetvédelmi biológia alapjai*. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Stewart, D. A. B. (1998): Non-target grasshoppers as indicators of the side-effects of chemical locust control in the Karoo, south Africa. – *J. Insect Cons.* **2**: 263–276.
- Storozhenko, S. (1991): *Locusts and grasshoppers pests of U.S.S.R.* – The Orthopterists' Society Series of Field Guides, McGill, p. 89.
- Story, P. G. & Cox, M. (2001): A review of the effects of organophosphorus and carbamate insecticides on vertebrates. Are there implications for locust management in Australia? – *Wildlife Research* **28**: 179–193.
- Ubrizsy, G. & Reichart, S. (1958): *Termesztett növényeink védelme*. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Uvarov, B. P. (1921): A revision of the genus *Locusta* L. (*Pacytylus* L. Fieb.), with a new theory as to the periodicity and migrations of locusts. – *Bulletin of Entomological Research* **12**: 135–163.
- Uvarov, B. P. (1977): *Grasshoppers and Locusts. A handbook of general acridology. Vol. 2*. – COPR Publ., London.
- Waloff, Z., Davies, D. E. & Batten, A. (1965): Some factors affecting distribution and survival of African Migratory and Desert Locusts. – *12th Int. Congr. Ent., London 1964*, London, pp. 419–420.
- Weidner, H. (1962): *Die Feldheuschrecken von Irak und ihre wirtschaftliche Bedeutung mit besonderer Berücksichtigung der Wanderheuschreckenfälle von den ältesten Zeiten bis zur Gegenwart*. – Abhandl. Verhandl. Naturwiss. Vereins, Hamburg, pp. 61–145.
- Wilson, K. (2000): How the locust got it stripes: the evolution of density-dependent aposematism. – *Trends in Ecology and Evolution* **15**: 88–90.

The road of an insect group from systematic control to the Red Data Book

Z. Kenyeres

H-8300 Tapolca, Deák F. u. 7, Hungary; E-mail: kenyeres@vnet.hu

The publication describes the contradiction that Orthoptera can be the cause of nutrition problems, targets of systematic control, the intensively researched objects of zoo-ecology and, through their sensitive species, the flagships of Hungarian and international nature conservation at the same time. This contradiction is visible in Hungary mainly in the course of history (e.g. *Locusta migratoria*, which formerly caused huge destruction, is now a protected species, included in the Red Data Book). On a global scale, however, four out of the 25 hot spots of continental biodiversity of the Earth are regularly affected by plagues caused by locusts. 200 ecoregions of Global worthy of outstanding attention concerning conservation biology (of which 136 are continental), 12 are also affected by plagues caused by locusts.

In the frame of a global overview we will survey the most important characteristic features and differences between the biology and habitat choice of the two species (*Schistocerca gregaria*, *Locusta migratoria*) causing the most significant destruction worldwide. Among the numerous differences a basically determining factor of the spreading of these locusts seems to be that while *Schistocerca gregaria* can be considered a strongly polyphagous insect with dipetalous preferences, *Locusta migratoria* is a specialist, i.e. oligophagous nutrition and mainly eats grasses. The weather needs of the two species also significantly differ. While heavy rain forces the *Locusta migratoria* populations to local migration, it causes severe mortality among the *Schistocerca gregaria* individuals.

In the Carpathian Basin *Locusta migratoria* used to be the main character of plagues of locusts until 1889–1890, however, from then on *Dociostaurus maroccanus* became dominant due to the landscape and habitat transformations especially characterised by the total drainage of marshy habitats. The chronology of historical data raises the possibility of a southern-northern invasion too; however, several facts seem to contradict this. Based on the data at our disposal Lósy (1904) and Adamovič's (1959) opinion – according to which *Dociostaurus maroccanus* is a late discovered Orthoptera species characteristic in Hungary of the alkaline soil of the Great Plains, which attained more extensive habitats owing to the drainages, agricultural cultivation and desistance from agricultural cultivation – seems to be more grounded. In the nutrition of *Dociostaurus maroccanus* grasses are dominant, consequently, apart from pastures, it caused damage mainly in barley and other similar cultivated cultures. By now this species has lost its former economic significance in most European countries, but elsewhere (North-African and Central-Asian countries) it still regularly occurs in significant numbers and has preserved its status as a “pestiferous” animal. This naturally also applies to the *Locusta migratoria* and *Schistocerca gregaria* species mentioned above.

In the 21st century it is impermissible from nature conservation, human-hygienic and rational aspects that the management of “catastrophes” resulting from the increase in the number of Orthoptera in the above-mentioned areas occurs in an ad hoc way, with drastic interventions. Within the frame of control strategies more and more attention is paid to forecasting and planning preventive interventions in the early phases of gradations. Naturally, solving problems affecting several countries requires international co-operation and the co-operation of organisations working for different purposes and governments by considering the possibilities and limitations of political and economic relations. The implementation of such co-operation is further aggravated by the fact that it is mostly necessary in the underdeveloped areas of the Third World.

Keywords: *Schistocerca gregaria*, *Locusta migratoria*, *Dociostaurus maroccanus*, gregarization, habitat selection, nature conservation, locust control

Fenyőállományokban végrehajtott egészségügyi termelések szerepe védett és/vagy veszélyeztetett fában és kéregben költő bogárfajok esetén (Coleoptera)

Lakatos Ferenc

Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdő- és Faanyagvédelmi Intézet
9400 Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4; E-mail: flakatos@emk.nyme.hu

Összefoglaló: A magyarországi fenyvesekre jellemző 25 mintaterületen vizsgáltam a fában és kéregben költő rovarokat. A kapott eredmények azt mutatják, hogy különböző fajok megtelepedésénél döntő a fa lebontási folyamatban elfoglalt helye. Az erdővédelmi problémát okozó fajok a pusztulási fázis első szakaszában lévő (pusztulásnak indult, frissen kitermelt) faanyaghoz kötődnek. Ilyen fajok az erdei- és feketefenyőn a fenyőbogarak (*Pissodes*-fajok) és néhány szűfaj (*Tomicus*- és *Pityogenes*-fajok). A lucfenyőn dominánsak az erdővédelmi problémát okozó fajok, így a betűzészű (*Ips typographus*) és a rézmetsző szű (*Pityogenes chalcographus*). *Pinus*-fajokon magas a kikelt cincérek faj- és egyedszáma, közülük több faj – például a daliás cincér (*Acanthocinus aedilis*) – védett. Lucfenyő esetében elenyésző a kikelt cincérek száma, és azok között nincs védett faj. A *Carphoborus minutus* (Fabricius, 1801) és a *Ips amitinus* (Eichhoff, 1871) szűfajok első alkalommal kerültek elő Magyarországról.

Kulcsszavak: *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra*, *Picea abies*, *Cerambycidae*, *Curculionidae*, *Carphoborus minutus*, *Ips amitinus*, *Scolytidae*.

Bevezetés

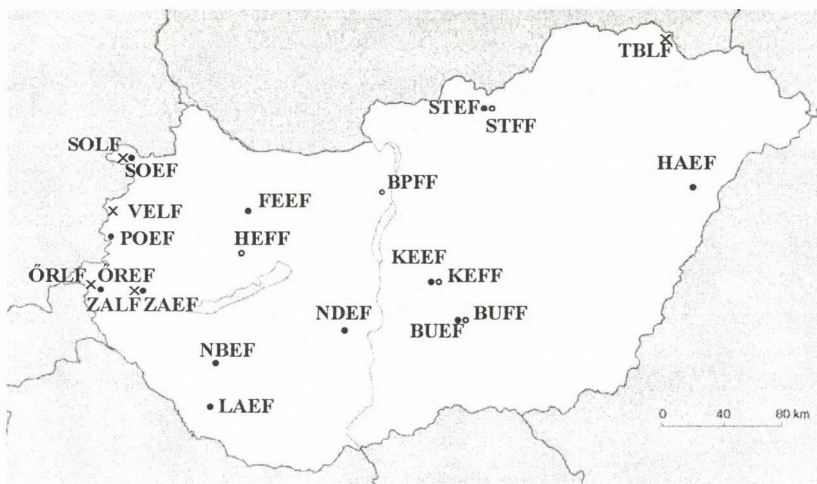
Folyamatos vita folyik az erdőben a természetes (például széltörés, természetes öngyérülés), és mesterséges (például különböző fakitermelések) úton keletkező elhalt faanyag szerepéről, illetve jelentőségéről. Ha a két szélsőséges véleményt tekintjük, akkor vagy mindent el kell távolítani az erdőből, mivel az ott visszamaradó faanyag csak fertőzési gócot jelent, vagy mindent ott kell hagyni, mivel az emeli az erdő fajgazdagságát a fában megjelenő faunaelemekkel. Az igazság, mint oly sok esetben, itt is a két szélsőérték között található. A problémakör tisztázására indított kutatási program kezdeti eredményeit mutatom itt be.

Célom az volt, hogy a többnyire általánosítások szintjén mozgó megállapítások helyett konkrét eredményekkel támasszam alá az egyes hazai fenyőfaállomány-típusokban szükséges, vagy esetenként éppen ellenkezőleg szükségtelen, beavatkozásokat.

Anyag és módszer

Módszernek a fenyőfaállományokban évszázadokon át elfogadott erdővédelmi eljárást – február végén fogófa döntése – alkalmaztam. Júniusban a fogófákból mintát vettem, egyet-egyét a törészből, a koronaalapból, a koronából, valamint az ágakból. A begyűjtött anyagot fényeklektorba helyeztem, és meghatároztam a kikelő rovarok faj- és egyedszámát.

A mintaterületeket úgy választottam ki, hogy azok jól reprezentálják a hazai fenyvesekben előforduló kéregben és fában költő rovarokat (1. ábra). Az erdeifenyő (*Pinus sylvestris*) esetén ezek a következők voltak: Bugac (BUEF), Fenyőfő (FEEF), Haláp (HAEF), Kerekegyháza (KEEF), Lábod (LAEF), Nagydorog (NDEF), Nagybjom (NBEF), Óriszentpéter (ÖREF), Pornóapáti (POEF), Salgótarján (STEF), Sopron (SOEF) és Zalaegerszeg (ZAEF). Fekete-fenyő (*Pinus nigra*) esetén: Budapest (BPFF), Bugac (BUFF), Herend (HEFF), Kerekegyháza (KEFF) és Salgótarján (STFF). Lucfenyő esetében: Sopron (SOLF), Telkibánya (TBLF), Óriszentpéter (ÖRLF), Velem (VELF) és Zalaegerszeg (ZALF).



1. ábra. Mintavételi helyek

A fogófák döntésének és begyűjtésének idejét úgy határoztam meg, hogy a korán rajzó bogarak (pl. sávós fenyőszú, nagy fenyőhánecsszú) is már megfelelő költőhelyet találjanak, de a több generációval szaporodó fajok kifejlődő első nemzedéke még a fában legyen a begyűjtéskor. A kikelő rovarok meghatározását az intézetünkben található törzsgyűjtemény, illetve határozókönyvek (Endrődi 1959; Grüne 1979; Pfeffer 1995; Kaszab 1971) felhasználásával végeztem el. A jelenleg érvényes rendszertani besorolás (Zoological Record, faunaeur.org,

biosis.org) a szúbogarakat az ormányosbogárfélék (*Curculionidae*) egyik alcsaladjának (*Scolytinae*) tekinti. Ennek ellenére megtartottam a „hagyományos” besorolást (*Curculionoidea*, *Scolytidae*), mivel a gyakorlatban még ez az elterjedtebb, és véleményem szerint könnyebben is értelmezhető.

Eredmények

A vizsgálatok több éve folynak, a jelen írás a 2001-évi vizsgálati eredményeket mutatja be.

Erdeifenyő (1. táblázat)

A fogófákból 4 ormányos-, 26 szű-, 3 cincér- és 1 kopogóbogárfaj kelt ki. Az erdővédelmi problémát okozó fajok közül megtalálhatóak voltak az ormányosok (*Pissodes*-fajok), valamint változó faj- és egyedszámmal különböző szúbogarak (*Tomicus*- és *Pityogenes*-fajok). Ez utóbbiak esetében gyakoriak voltak a másodlagos és harmadlagos fajok is. Megjelenésük és egyedszámuk az elpusztult, vagy pusztulófélben lévő faanyag jelenlétének függvénye volt. Külön ki szeretném emelni, hogy a vizsgálati területek között igen nagy különbségek figyelhetők meg mind a domináns faj(ok), mind azok egyedszáma között. A cincérek fajszáma alacsony ugyan, de egyedszámuk esetenként kimagasló (pl. NDEF), közülük az egyik faj, a daliás cincér (*Acanthocinus aedilis*) védett.

Feketefenyő (2. táblázat)

A fogófákból 6 ormányos-, 14 szű-, 5 cincér-, 2 díszbogár- és 2 kopogóbogárfaj kelt ki.

A feketefenyőn is előfordulnak olyan fajok, amelyek erdővédelmi problémát okozhatnak: *Pissodes pini*, *Tomicus*-fajok, valamint *Ips sexdentatus*. Fontos megjegyezni, ennél a fafajnál volt a legnagyobb a cincérek diverzitása, mind faj-, mind egyedszám tekintetében.

Lucfenyő (3. táblázat)

Az elsődleges szúbogarak, a betűzőszú (*Ips typographus*) és a rézmetsző szú (*Pityogenes chalcographus*) a dominánsak. Elenyésző a kikelt cincérek száma, és azok között nincs védett faj.

1. táblázat Erdeifenyőből kikelt fában és kéregben költő rovarfajok.

	BUEF	FEF	HAEF	KEEF	LAEF	NDEF	NBEF	ÖREF	POEF	STEF	SOEF	ZAEF
Curculionidae												
<i>Hylobius abietis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Magdalis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pissodes pini</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	0	6	0	91	0	0	2	0	0
<i>Pissodes piniphilus</i> (Herbst, 1797)	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Scolytidae												
<i>Tomicus minor</i> (Hartig, 1834)	0	7	0	0	4	0	0	106	0	95	96	0
<i>Tomicus piniperda</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	2	168	8	0	84	7	0	0	0
<i>Hylurgops glabratus</i> (Zetterstedt, 1828)	0	0	0	0	57	0	0	4	0	0	0	0
<i>Hylastes attenuatus</i> (Erichson, 1836)	0	0	0	0	11	0	0	0	76	0	0	0
<i>Hylastes angustatus</i> (Herbst, 1793)	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polygraphus poligraphus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Carphoborus minimus</i> (Fabricius, 1798)	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crypturgus cinereus</i> (Herbst, 1793)	391	1	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0
<i>Crypturgus pusillus</i> (Gyllenhal, 1813)	41	1	2	0	0	0	0	123	0	0	0	0
<i>Crypturgus hispidulus</i> (Thomson, 1870)	5	17	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pityogenes chalcographus</i> (Linnaeus, 1761)	0	0	2	7	1	0	0	1401	290	0	346	1
<i>Pityogenes bidentatus</i> (Herbst, 1783)	0	2	0	0	163	0	1	0	146	0	0	2
<i>Pityogenes bistridentatus</i> (Eichhoff, 1878)	16	1	0	0	0	96	0	0	0	0	68	0
<i>Dryocoetes autographus</i> (Ratzeburg, 1837)	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	1

1. táblázat (folytatás)

	BUEF	FEF	HAEF	KEEF	LAEF	NDEF	NBEF	ÖREF	POEF	STEF	SOEF	ZAEF
<i>Ips acuminatus</i> (Gyllenhal, 1827)	0	521	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Ips sexdentatus</i> (Börner, 1776)	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ips typographus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	1	0	0	0	1	2	0	2	0
<i>Orthotomicus erosus</i> (Wollaston, 1857)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Orthotomicus laricis</i> (Fabricius, 1792)	0	0	0	0	0	0	0	29	0	0	0	0
<i>Orthotomicus proximus</i> (Eichhoff, 1868)	0	1	0	0	3	0	6	0	0	0	0	0
<i>Pityophthorus pityographus</i> (Ratzeburg, 1837)	0	4	2	8	0	18	0	9	0	1	200	0
<i>Pityophthorus pubescens</i> (Marsham, 1802)	0	1	0	0	0	28	252	0	0	0	0	0
<i>Pityophthorus carniolicus</i> (Wichmann, 1910)	0	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0	6
<i>Cryphalus</i> sp.	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trypodendron lineatum</i> (Olivier, 1795)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Xyleborus monographus</i> (Fabricius, 1792)	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0
Cerambycidae												
<i>Pogonocherus fasciculatus</i> (De Geer, 1775)	0	0	0	0	1	0	9	1	0	0	0	0
<i>Acanthocinus aedilis</i> (Linnaeus, 1758)	0	2	0	3	0	44	7	1	0	0	0	0
<i>Rhagium inquisitor</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Anobiidae												
<i>Ernobius mollis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0

2. táblázat Feketefenyőből kikelt fában és kéregben költő rovarfajok

	BPF	BUF	HEF	KEF	STF
Curculionidae					
<i>Dorytomus</i> sp.	0	0	0	1	0
<i>Pissodes</i> sp.	4	0	0	0	0
<i>Pissodes pini</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	2	26	0
<i>Pissodes piniphilus</i> (Herbst, 1797)	0	0	0	2	0
<i>Magdalis rufa</i> (Germar, 1824)	0	0	1	0	0
<i>Magdalis memnonia</i> (Gyllenhal, 1837)	0	1	0	0	0
Scolytidae					
<i>Tomicus minor</i> (Hartig, 1834)	0	0	0	0	907
<i>Tomicus piniperda</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	9	0	651
<i>Carphoborus minutus</i> (Fabricius, 1798)	2	14	1	0	0
<i>Crypturgus cinereus</i> (Herbst, 1793)	1	3	127	6	0
<i>Crypturgus pusillus</i> (Gyllenhal, 1813)	0	0	0	2366	0
<i>Crypturgus hispidulus</i> (Thomson, 1870)	0	0	0	3	0
<i>Pityogenes chalcographus</i> (Linnaeus, 1761)	8	0	1	0	0
<i>Pityogenes bistridentatus</i> (Eichhoff, 1878)	28	18	125	73	7
<i>Ips sexdentatus</i> (Bömer, 1776)	0	314	0	149	0
<i>Ips typographus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0
<i>Orthotomicus proximus</i> (Eichhoff, 1867)	1	0	1	3	0
<i>Orthotomicus robustus</i> (Knotek, 1899)	18	0	3	0	0
<i>Pityophthorus pityographus</i> (Ratzeburg, 1837)	0	0	15	0	0
<i>Pityophthorus pubescens</i> (Marsham, 1802)	1	0	4	0	0
Cerambycidae					
<i>Acanthocinus griseus</i> (Fabricius, 1792)	12	0	13	1	0
<i>Acanthocinus aedilis</i> (Linnaeus, 1758)	0	2	5	0	0
<i>Monochamus galloprovincialis pistora</i> (Germar, 1818)	1	0	0	2	0
<i>Rhagium inquisitor</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	0	0
<i>Tetropium castaneum</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	2	0
Buprestidae					
<i>Anthaxia quadripunctata</i> (Linnaeus, 1758)	15	0	0	0	0
<i>Phaenops cyanea</i> (Fabricius, 1775)	0	0	0	1	0
Anobiidae					
<i>Anobiidae</i> sp.	0	0	1	0	0
<i>Ernobius mollis</i> (Linnaeus, 1758)	2	0	0	1	0

3. táblázat Lucfenyőből kikelt fában és kéregben költő rovarfajok

	SOLF	TBLF	VELF	ZALF	ÖRLF
Curculionidae					
<i>Pissodes harcyniae</i> (Herbst, 1795)	0	0	4	0	0
Scolytidae					
<i>Hylurgops glabratus</i> (Zetterstedt, 1828)	1	0	14	0	0
<i>Hylurgops palliatus</i> (Gyllenhal, 1813)	0	7	0	0	0
<i>Polygraphus poligraphus</i> (Linnaeus, 1758)	0	153	0	0	6
<i>Crypturgus cinereus</i> (Herbst, 1793)	0	50	0	0	200
<i>Crypturgus pusillus</i> (Gyllenhal, 1813)	0	3	11	0	9
<i>Pityogenes chalcographus</i> (Linnaeus, 1758)	99	51	2487	6244	2244
<i>Pityogenes</i> sp.	0	0	1	0	0
<i>Dryocoetes autographus</i> (Ratzeburg, 1837)	0	1	0	0	0
<i>Ips amitinus</i> (Eichhoff, 1871)	0	3	0	0	0
<i>Ips typographus</i> (Linnaeus, 1758)	1254	1205	2263	1	1747
<i>Ips sexdentatus</i> (Börner, 1776)	0	0	0	0	1
<i>Pityophthorus pityographus</i> (Ratzeburg, 1837)	0	51	0	27	0
<i>Pityophthorus micrographus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	14	0	0
<i>Pityophthorus</i> sp.	0	0	9	0	0
Cerambycidae					
<i>Tetropium castaneum</i> (Linnaeus, 1758)	0	3	3	0	0
<i>Rhagium inquisitor</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	3	3	0
<i>Acanthocinus griseus</i> (Fabricius, 1792)	0	0	0	0	16

A kapott eredmények jól mutatják, hogy a rendelkezésre álló, viszonylag rövid időszak (4 hónap: március-június) alatt a fában és kéregben költő fajok közül elsősorban azok telepednek meg, melyek a pusztulási fázis első szakaszában lévő (pusztulásnak indult, frissen kitermelt) faanyaghoz kötődnek.

Faunisztikai szempontból jelentős eredmény, hogy az alábbi két faj első ízben került elő Magyarországról. A bizonyító példányok a Magyar Természettudományi Múzeum (Budapest) gyűjteményében találhatóak. Adataik a következők:

1. *Carphoborus minutus* (Fabricius, 1801) – Bács-Kiskun megye: Bugac, *Pinus nigra*, 2002. III. 11., leg. Lakatos Ferenc (3 példány); Bács-Kiskun megye: Bugac, *Pinus sylvestris*, 2002. III. 11., leg. Lakatos Ferenc (2 példány).
2. *Ips amitinus* (Eichhoff, 1871) – Borsod-Abaúj-Zemplén megye: Telkibánya, *Picea excelsa*, 2001. VII. 30., leg. Lakatos Ferenc (2 példány).

Értékelés

A kapott eredmények alapján elmondható, hogy a legfontosabb tényező az elpusztult faanyagok lebontási folyamatban elfoglalt helye. Erdővédelmi szempontból csak és kizárólag a kezdeti szakasz a jelentős. Ekkor jelenhetnek meg olyan kéregben és fában költő rovarfajok, melyek elszaporodva az egészségesnek tűnő fákat is megtámadhatják. Nagyon rövid időszak ez, hiszen a vizsgált 4 hónapos intervallumban is már további fajok telepedtek meg.

A „veszélyes” időszak viszonylag rövid, addig tart, amíg az elsődleges fajok utódnemzedéke ki nem fejlődik. Tavasszal rajzó nemzedékeknél ez legkésőbb június végén-július elején következik be. Az elpusztult fában ezután olyan rovarfajok találhatók meg, amelyek nem okozhatnak erdővédelmi problémát. A visszamaradó faanyag az erdő fajgazdagságát növeli azzal, hogy költési, táplálkozási helyet biztosít további xilofág és szaproxilofág rovaroknak.

Nem ilyen egyértelmű, és sokkal nehezebben áttekinthető a többnemzedékes rovarfajok nyári generációjának költőhelykeresése, illetve esetleges kártétele. Ha figyelembe vesszük, hogy néhány szúfajnak a tavaszi és nyári generációkon kívül testvérgenerációi is vannak (peterakás után a nőstény regenerációs rágást végez, majd újból párosodik, és petét rak), még bonyolultabb a helyzet. Ebben az esetben nem könnyű megállapítani, hogy a megtámadott fa milyen stádiumban van. Tovább bonyolítja a helyzetet, ha vegetációs időben fahasználat folyik az erdőben. Újra és újra friss, költésre kitűnően alkalmas anyagot szolgáltatunk ezzel a kéregben és fában költő rovaroknak.

Mi lehet akkor a célravezető eljárás? Azokon a területeken, ahol a fában és kéregben költő rovarfajok (ormányosok, szúk) kárt okoznak, különös figyelemmel kell eljárni. Kiemelten kell kezelni a pusztulási fázis első lépcsőjén található, illetve a frissen kitermelt fákat. A pusztulás/megtámadás, illetve a ki-termelés utáni 3 (legfeljebb 4) hónap a döntő. Ezt követően a pusztuló faanyag-nak már nincs erdővédelmi jelentősége akár álló, akár kidőlt fákról legyen is szó. Jelentősen befolyásolja a döntést az is, hogy melyik fenyőfaj található a területen. A lucfenyő esetén nincs védett rovarfaj a fogófákban, viszont igen nagyszámú az elsődleges károsítóként fellépő szúfaj. Nehezebb a döntés az erdei- és a feketefenyő esetében, ahol mind a kárt okozó, mind a védett fajok megtalálhatók.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönet illeti Podlussány Attilát (Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest) a kétséges példányok azonosításáért, valamint Merkl Ottót (Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest) a kézirat javítására tett építő észrevételeiért, bírálatáért. A kutatást az OM 1233/1997, illetve az OM 0210/2001 sz. pályázatok anyagi támogatása tette lehetővé.

Irodalomjegyzék

- Endrődi, S. (1959): Szúbogarak - Scolytidae. – In: *Magyarország Állatvilága*, 10, 9. – Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 96.
- Grüne, S. (1979): *Handbuch zur Bestimmung der europäischen Borkenkäfer*. – M. & H. Schaper, Hannover, p. 182.
- Kaszab, Z. (1971): Cincérek - Cerambycidae. – In: *Magyarország Állatvilága*, 9, 5. – Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 283.
- Pfeffer, A. (1995): Zentral- und westpaläarktische Borken- und Kernkäfer. – In: *Pro Entomologia*, – Naturhistorisches Museum, Basel, p. 310.

The impact of sanitary cutting on the protected and/or endangered bark and wood boring beetles in coniferous forests (Coleoptera)

F. Lakatos

University of West-Hungary, Institute of Forest and Wood Protection
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4, Hungary; E-mail: flakatos@emk.nyme.hu

Bark and wood boring beetles were studied in 25 sample areas typical of Hungarian conifer stands. The results show that for establishing of different species the decomposition phase of wood is decisive. Species that cause forest health protection problems are related to wood that is in the first phase of decomposition (dying or recently felled wood). Such species include the pine weevil (*Pissodes pini*) and the pine shoot beetle (*Tomicus piniperda*) occurring on Scots pine and on black pine. On Norway spruce, the eight-spined spruce bark beetle (*Ips typographus*) and the chalcograph spruce bark beetle (*Pityogenes chalcographus*) are dominant and among the species that cause forest health protection problems. On *Pinus* species, a lot of long-horn beetle species occur, and plenty of individuals emerge. Among them several species, such as the timberman longhorn beetle (*Acanthocinus aedilis*), are protected. In the case of Norway spruce the amount of emerging longhorn beetles was insignificant, and no protected species were included. The scolytids *Carphoborus minutus* (Fabricius, 1801) and *Ips amitinus* (Eichhoff, 1871) are recorded from Hungary for the first time.

Keywords: *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra*, *Picea abies*, *Cerambycidae*, *Curculionidae*, *Carphoborus minutus*, *Ips amitinus*, *Scolytidae*.

Tegzesek (Trichoptera) magyarországi nemzeti parkokban és más védett területeken

Uherkovich Ákos

7633 Pécs, Épitők útja 3/b. I. 6; E-mail: uhu@ipisun.pte.hu

Összefoglaló: Magyarországon napjainkig 210 tegzes faj előfordulása vált ismertté. Ezek – néhány kivétellel – a természetvédelmi területeken is élnek. A tíz nemzeti park közül nyolcnak a tegzesei többé-kevésbé jól ismertek. A számos tájvédelmi körzet közül hétben folytak ilyen irányú rendszeres kutatások, míg többiek e tekintetben alig ismertek. A 11 törvényesen védett faj mindegyike természetvédelmi területen (is) él, így fennmaradásuk elvileg biztosított.

Kulcsszavak: tegzes, nemzeti park, tájvédelmi körzet, védett fajok

Bevezetés

A magyarországi tegzesek

A tegzesek (Trichoptera) a kisebb rovarrendek egyike, amely közvetlen rokonságban áll a lepkékkel. Életmódjuk azonban teljesen eltérő. Lárvaik csaknem kivétel nélkül vízben élnek, s egy részük a rendnek is nevet adó tegzet készít saját védelmére. A fajok egy részének lárvaik rendkívül érzékenyek a környezeti hatásokra, így már a meder fizikai jellemzőinek megváltozása is erősen hat létükre, a víz kémiai tulajdonságainak már kisebb változása a legtöbb esetben eltűnésükhöz vezet. A Földön jelenleg több mint 10000 fajukat ismerjük, a fajok száma évről évre gyorsan emelkedik elsősorban a trópusi vidékeken végzett kutatók eredménye képpen. Magyarországról a hetvenes évek végére mintegy 165 faj előfordulásáról tudunk, jelenleg már 210 tegzes fajt ismerünk (Nógrádi & Uherkovich 2002)

Védett és veszélyeztetett fajok

A hazai természetvédelem néhány évtizeddel ezelőtt gyakorlatilag nem foglalkozott gerinctelen állatfajokkal, így tegzesekkel sem. Első ízben a Vörös könyv (Rakonczay 1990) említett bizonyos veszélyeztetett fajokat – összesen hetet. Ma a védett fajok száma 11 (Magyar Közlöny 2001), de ez mellett sok, különböző mértékben veszélyeztetett faj él hazánkban (Nógrádi & Uherkovich 1999a). A „vörös könyves” és a törvényes védelem alatt álló fajokat az 1. táblázatban mutatjuk be.

1. táblázat. A Magyarországon törvényesen védett és **fokozottan védett** tegzesek veszélyeztetettsége a Vörös könyv szerint és eszmei értékük (Ft-ban) a Magyar Közlöny (2001) szerint.

faj neve	magyar név	Érték	Vörös Könyv
<i>Rhyacophila hirticornis</i> McL.	Márványos örvénytegzes	2 000	akt. veszélyeztetett
<i>Plectrocnemia minima</i> Klap.	Balkáni pálcástegzes	10 000	--
<i>Oligotricha striata</i> L.	Lomha lápipozdorján	2 000	akt. veszélyeztetett
<i>Apatani muliebris</i> McL.	Páratlan alpesitegzes	10 000	--
<i>Limnephilus elegans</i> Curt.	Elegáns mocsáritegzes	10 000	akt. veszélyeztetett
<i>Drusus trifidus</i> McL.	Karsztforrástegzes	10 000	akt. veszélyeztetett
<i>Melampophyalx nepos</i> McL.	Kárpáti forrástegzes	2 000	akt. veszélyeztetett
<i>Platyphylax frauenfeldi</i> Brau.	Drávai tegzes	100 000	akt. veszélyeztetett
<i>Chaetopteryx rugulosa</i> Kolenati	Nyugati őszitegzes	2 000	pot. veszélyeztetett
<i>Chaetopteryx rugulosa</i> <i>mecsekensis</i> Nógrádi	Mecseki őszitegzes	100 000	--
<i>Ceraclea nigronervosa</i> Retz.	Szürke hosszúcsápú- tegzes	10 000	--

A fokozottan védett fajok közül a Drávai tegzest [*Platyphylax frauenfeldi* (Brauer, 1857)] Magyarországról először Újhelyi (1981a, 1981c) közölte két helyről. Később több helyen is előkerült, mivel azonban Európában csak Magyarországon fogták az utóbbi évtizedekben, ezért a faj különös figyelmet érdemelt. Hazai adatait a közelmúltban foglaltuk össze (Uherkovich & Nógrádi 1997), de azóta is kimutattuk egy újabb ponton (Uherkovich 2004). A nagy figyelemnek köszönhető, hogy egyedfejlődésével, biológiájával is behatóan foglalkoztak (Malicky *et al.* 2002).

A Mecseki őszitegzes (*Chaetopteryx rugulosa mecsekensis* Nógrádi, 1986) az egyetlen endemikus hazai tegzes taxon, amely eddig csak a Mecsek-ből került elő (Malicky *et al.* 1986, Nógrádi 1987a, Nógrádi & Uherkovich 1991). Malicky (szóbeli közlése) szerint hazánktól délre, a horvátországi hegyekben is előfordul. Az elmúlt években valóban kerültek elő példányok a kérdéses területről, ezeket a Magyar Természettudományi Múzeumban őrzik.

A többi védett faj nemzeti parkokban (is) él, így fennmaradásuk elvileg biztosítottnak látszik.

Már korábban összeállítottuk az összes hazai tegzes veszélyeztetettségi beosztását, függetlenül az egyes fajok törvényben szabályozott védettségétől (Nógrádi & Uherkovich 1999a). Az egy-két helyen élő, biotópjukban is többé-kevésbé veszélyeztetett, rendkívül érzékeny fajok a magasabb veszélyeztetettségi kategóriába kerültek. Az első kategória fajait nem ismerjük kielégítően,

például nem tudunk semmit biotópjukról, csak egyetlen példányuk ismert régebről stb. Viszonylag kevés olyan faj él nálunk – 36 faj (a hazai fajok 17%-a) – amelyre azt mondhatjuk, hogy jelenlegi tudásunk szerint nem veszélyeztetett. Ezek széles ökológiai tűréshatárú, vízszennyezést is jól tűrő, elterjedt és terjedőképes fajok, amelyek elterjedési területük nagyobb részén kifejezetten gyakoriak vagy tömegesek. A törvényesen védett fajok mind a „közvetlenül veszélyeztetett” fajok közé tartoznak (ezeket az alábbiakban félkövér kiemeléssel is jelöljük)

Ismeretlen vagy nem kielégítően ismert – unknown, or, insufficiently known (9 faj/species)

Adicella reducta McL.
Drusus biguttatus Pict.
Hydropsyche incognita Pitsch
Hydroptila cornuta Mosely
Hydroptila pulchricornis Pict.
Hydroptila simulans Mosely
Lithax niger Hagen
Sericostoma flavicorne Schneider
Tricholeiochiton fagesi Guinard

Kipusztult vagy eltűnt – extinct, or, vanished (6 faj/species)

Adicella balcanica Bots. & Novák
Athripsodes commutatus Rostock
Hydropsyche guttata Curt.
Linnephilus nigriceps Zett.
Micrasema setiferum Pict.
Parasetodes respersellus Ramb.

Közvetlenül veszélyeztetett – endangered (67 faj/species)

Adicella filicornis Pict.
Adicella syriaca Ulmer
Agapetus delicatulus McL.
Agapetus ochripes Curt.
Agraylea multipunctata Curt.
Allotrichia pallicornis Eaton
Anabolia brevipennis Curt.
Apatania muliebris McL.
Beraea maura Curt.
Beraemyia hrabei Mayer
Ceraclea fulva Ramb.
Ceraclea nigronevosa Retz.

Chaetopteryx rugulosa Kol.
Chaetopteryx schmidi mecsekensis Nógr.
Crunoecia kempnyi Morton
Drusus annulatus Steph.
Drusus trifidus McL.
Ecclisopteryx dalecarlica Kol.
Ernodes articularis Pict.
Erotosis baltica McL.
Glossosoma conformis Neboiss
Halesus radiatus Curt.
Helicopsyche bacescui Org. & Bts.
Hydropsyche exocellata Duf.
Hydropsyche siltalai Döhler
Hydroptila occulta Eaton
Hydroptila tineoides Dalman
Hydroptila vectis Curt.
Lastiocephala basalis Kol.
Leptocerus interruptus F.
Linnephilus elegans Curt.
Linnephilus fuscicornis Ramb.
Linnephilus politus McL.
Linnephilus stigma Curt.
Linnephilus subcentralis Brau.
Linnephilus tauricus Schmid
Melampophylax nepos McL.
Oecetis testacea Curt.
Oecismus monedula Hagen
Oligotricha striata L.
Orthotrichia angustella McL.
Parachiona picicornis Pict.
Paroecetis strucki Klap.
Philopotamus ludificatus McL.
Platyphylax frauenfeldi Brau.
Plectrocnemia geniculata McL.
Plectrocnemia minima Klap.
Polycentropus flavomaculatus Pict.
Polycentropus irroratus Curt.
Polycentropus schmidi Nov. & Bts.
Potamophylax luctuosus Pill. & M.

Ptilocolepus granulatus Pict.
Rhyacophila hirticornis McL.
Rhyacophila laevis Pict.
Rhyacophila oblitterata McL.
Rhyacophila pascoei McL.
Rhyacophila pubescens Pict.
Sericostoma personatum K. & Sp.
Setodes viridis Fourcr.
Silo nigricornis Pict.
Silo piceus Brau.
Synagapetus armatus McL.
Synagapetus iridipennis McL.
Synagapetus krawanyi Ulmer
Tinodes rostocki McL.
Tinodes waeneri L.
Ylodes kawraiskii Mart.

Veszélyeztetett – vulnerable (48 faj/species)

Agrypnia pagetana Curt.
Athripsodes albifrons L.
Athripsodes bilineatus L.
Beraea pullata Curt.
Brachycentrus subnubilus Curt.
Ceraclea annulicornis Steph.
Ceraclea aurea Pict.
Ceraclea riparia Albd.
Chaetopteryx fusca Brau.
Cheumatopsyche lepida Pict.
Crunoecia irrorata Curt.
Ecclisopteryx madida McL.
Glossosoma boltoni Curt.
Hagenella clathrata Kol.
Hydropsyche fulvipes Curt.
Hydropsyche instabilis Curt.
Hydropsyche saxonica McL.
Hydroptila dampfi Ulmer
Hydroptila forcipata Eaton
Ithytrichia lamellaris Eaton
Lepidostoma hirtum F.
Limnephilus xanthodes Curt.
Micropterna lateralis Steph.
Mystacides azureus L.
Notidobia ciliaris L.
Odontocerum albicorne Scop.
Oecetis tripunctata F.
Oligostomis reticulata L.
Oxyethira falcata Morton
Oxyethira tristella Klap.

Philopotamus variegatus Scop.
Phryganea bipunctata Retz.
Plectrocnemia brevis McL.
Potamophylax cingulatus Steph.
Rhadicleptus alpestris Kol.
Rhyacophila dorsalis Curt.
Rhyacophila fasciata Hagen
Rhyacophila nubila Zett.
Rhyacophila polonica McL.
Rhyacophila tristis Pict.
Silo pallipes F.
Stactobiella risi Felber
Stenophylax vibex Curt.
Synagapetus mosely Ulmer
Tinodes pallidulus McL.
Tinodes unicolor Pict.
Trichostegia minor Curt.
Ylodes simulans Tjeder

Sérülékeny – presumed vulnerable (43 faj)

Amitella obscurata McL.
Agapetus fuscipes Curt.
Agapetus laniger Pict.
Agrypnia varia F.
Athripsodes cinereus Curt.
Beraeodes minutus L.
Ceraclea alboguttata Hagen
Ceraclea senilis Burm.
Chaetopteryx major McL.
Cyrnus trimaculatus Curt.
Grammotaulius nitidus Müller
Halesus digitatus Schrank
Halesus tessellatus Ramb.
Holocentropus dubius Ramb.
Holocentropus stagnalis Albd.
Hydropsyche bulbifera McL.
Hydropsyche ornatula McL.
Hydroptila angustata Mosely
Hydroptila lotensis Mosely
Ironoquia dubia Steph.
Limnephilus extricatus McL.
Limnephilus hirsutus Pict.
Limnephilus ignavus McL.
Limnephilus sparsus Curt.
Lithax obscurus Hagen
Lype phaeopa Steph.
Lype reducta Hagen
Micropterna nycterobia McL.

Micropterna sequax McL.
Micropterna testacea Gmelin
Mystacides niger L.
Oecetis lacustris Pict.
Oecetis notata Ramb.
Philopotamus montanus Donovan
Phryganea grandis L.
Plectrocnemia conspersa Curt.
Potamophylax nigricornis Pict.
Potamophylax rotundipennis Brau.
Setodes punctatus F.
Stenophylax meridionalis Mal.
Stenophylax permistus McL.
Triaenodes bicolor Curt.
Wormaldia occipitalis Pict.

Jelenleg nem veszélyeztetett – not threatened
 (36 faj/species)

Agraylea sexmaculata Curt.
Anabolia furcata Brau.
Athripsodes aterrimus Steph.
Ceraclea dissimilis Steph.
Cyrnus crenaticornis Kol.
Ecnomus tenellus Ramb.
Glyptotaelius pellucidus Retz.
Goera pilosa F.
Grammotaulius nigropunctatus Rtz

Holocentropus picicornis Steph.
Hydropsyche angustipennis Curt.
Hydropsyche bulgaromanorum Mal.
Hydropsyche contubernalis McL.
Hydropsyche modesta Navás
Hydropsyche pellucidula Curt.
Hydroptila sparsa Curt.
Leptocerus tineiformis Curt.
Limnephilus affinis Curt.
Limnephilus auricula Curt.
Limnephilus bipunctatus Curt.
Limnephilus decipiens Kol.
Limnephilus flavicornis F.
Limnephilus griseus L.
Limnephilus incisus Curt.
Limnephilus lunatus Curt.
Limnephilus rhombicus L.
Limnephilus vittatus F.
Micropterna caesareica Schmid
Mystacides longicornis L.
Neureclipsis bimaculata L.
Oecetis furva Ramb.
Oecetis ochracea Curt.
Orthotrichia costalis Curt.
Orthotrichia tragetti Mosely
Oxyethira flavicornis Pict.
Psychomyia pusilla F.

Védett területek (nemzeti parkok és tájvédelmi körzetek) és tegzeseinek kutatása,
 és ennek eredményei

Tíz nemzeti park, 29 tájvédelmi körzet és több tucat országos jelentőségű természetvédelmi terület van Magyarországon. Összes területük mintegy 8000 km², amely az ország területének több mint 8,5%-a. Jelen összeállításban 10 nemzeti park és 7 tájvédelmi körzetben végzett kutatómunka eredményeit mutatjuk be.

A nemzeti parkok közül mindegyikben folyt rendszeres tegzes felmérés. Legalacsonyabb szinten a Kiskunsági NP-ban és a Hortobágyi NP-ban, de például az Aggteleki NP, a Duna-Dráva NP vagy a Bükk NP tegzesei igen jól ismertek. A 29 hazai tájvédelmi körzetből 11 mondható többé-kevésbé kutattottnak a tegzések szempontjából, a többiből legfeljebb szórványos adataink vannak. A legfontosabb, legnagyobb területű, jelentősebb vízhálózattal rendelkező tájvédelmi körzetekben rendszeres felmérések folytak.

2. táblázat. Nemzeti parkok és a kiválasztott tájvédelmi körzetek alapítási éve és nagysága

Védett terület neve	Alapítás éve	Terület, km ²
Aggteleki Nemzeti Park	1985	197,7
Balaton-felvidéki Nemzeti Park	1997	566,8
Bükk Nemzeti Park	1976	432,0
Duna–Dráva Nemzeti Park	1996	494,8
Duna–Ipoly Nemzeti Park	1997	603,1
Fertő–Hanság Nemzeti Park	1991	235,8
Hortobágyi Nemzeti Park	1973	800,0
Kiskunsági Nemzeti Park	1975	482,0
Körös–Maros Nemzeti Park	1997	366,0
Őrségi Nemzeti Park	2002	439,3
Boronka melléki Tájvédelmi Körzet	1991	783,3
Kelet-Mecsek Tájvédelmi Körzet	1977	93,5
Kőszegi Tájvédelmi Körzet	1980	41,5
Szatmár–Bereg Tájvédelmi Körzet	1982	231,4
Szigetközi Tájvédelmi Körzet	1987	91,6
Zempléni Tájvédelmi Körzet	1984	267,9
Zselici Tájvédelmi Körzet	1976	90,4

– *Aggteleki NP* – A területen először Oláh János és Varga Zoltán gyűjtött tegzeseket. Az első eredményeket Oláh (1967) tette közzé. A hetvenes években és a nyolcvanas évek első felében nem végeztek itt vizsgálatokat, majd a nyolcvanas évek végén és a kilencvenes években Nógrádi Sára, Oláh János és Uherkovich Ákos nagyobb arányú gyűjtőmunkája révén ismereteink sokat gyarapodtak a területről, tegzesfaunája jól ismertté volt (Nógrádi *et al.* 1999).

– *Balaton-felvidéki NP* – A nemzeti park területén és közvetlen környékén először Újhelyi Sándor dolgozott a hetvenes években. Eredményeit nagyobb részt közölte (Újhelyi 1979). Később Nógrádi Sára és Uherkovich Ákos mind a Bakony hegységben, mind a Balaton környékén nagyobb arányú gyűjtőmunkába kezdett, ezek eredményeit több cikkben jelentették meg (Nógrádi & Uherkovich 1985, 1994, Uherkovich & Nógrádi 1988, 1996, 1999).

– *Bükk NP* – A hegység területén már viszonylag korán, a múlt század harmincas éveiben gyűjtöttek. Az újabb gyűjtések Újhelyi (1974) és Kiss (1979) nevéhez fűződnek, az utóbbi számos kisebb cikkében is ismertette több kisvízfolyás tegzeseit. Ez utóbbiakat és további terepmunkák eredményeit is felhasználva Nógrádi és munkatársai (1994) foglalták össze a hegység, azaz gyakorlatilag a nemzeti park faunáját. Azóta is folytatódnak az itteni faunakutatások.

– *Duna-Dráva NP* – A későbbi nemzeti park területén, az egykori Barcsi Tájvédelmi Körzetben először Újhelyi Sándor vizsgálta a tegzéseket, a hetvenes évek második felében (Újhelyi 1981c). Ugyanitt a nyolcvanas évektől Nógrádi (1985) intenzív gyűjtőmunkát végzett. A kilencvenes években a terepmunkákat kiterjesztettük a Dráva mentére, majd a Duna mentére is. Ezek eredményeit számos kisebb és néhány fontosabb közleményben mutattuk be (Nógrádi & Uherkovich 1992a, 1995a, 1998, 1999b, Malicky *et al.* 2002, Uherkovich & Nógrádi 1992a).

– *Duna-Ipoly NP* – A mára már nemzeti parki területeken – Budapesthez való közelségük okán – régóta folyik rovarantani gyűjtőmunka. Már Remetey Pál amatőr entomológus is gyűjtött itt tegzéseket a harmincas években, majd Újhelyi Sándor fogott nagyobb anyagot. Az első jelentősebb munka Chantaramongkol (1983) nevéhez fűződik, aki egy Duna mellett álló fénycsapda mintáit dolgozta fel. Ez után elsősorban Andrikovics Sándor (Nógrádi *et al.* 1991), majd Schmera (1999) végzett itt terepmunkát, az utóbbi vizsgálatok napjainkban is folynak.

– *Fertő-Hanság NP* – A Fertő-tó rendszeres rovarantani kutatásának kezdete a hetvenes évekre nyúlik vissza (Andrikovics 1973, Andrikovics & Újhelyi 1983), a kilencvenes években Uherkovich és Nógrádi (2002) gyarapította innét az ismereteket. A nemzeti park további kutatása még szükségesnek látszik.

– *Hortobágyi NP* – A nemzeti park szegényesnek látszó tegzesfaunájáról Újhelyi (1983) adott közre néhány adatot. Valószínűleg sokkal több faj él itt, újabb és kiterjedtebb vizsgálatok indokoltak lennének.

– *Kiskunsági NP* – Ugyancsak nagyon keveset foglalkoztak tegzeseivel, mivel Újhelyi (1986) csak 28 faj előfordulásáról tudott beszámolni. További kutatása indokolt lenne.

– *Körös-Maros NP* – A nyolcvanas évek előtt teljesen ismeretlen volt a terület faunája. A nyolcvanas-kilencvenes évek fordulóján Nógrádi Sára és Uherkovich Ákos a Körösök mentén több helyen, nagyobb mennyiségű anyagot gyűjtött fénycsapdával (Uherkovich & Nógrádi 1990, Nógrádi & Uherkovich 1996), legújabban pedig Móra és munkatársai (2002) lárvák gyűjtésével sok helyről nyertek adatokat.

– *Őrségi NP* – A hetvenes években itt is dolgozott Újhelyi Sándor, számos érdekes eredménnyel gyarapította ismereteinket (Újhelyi 1981a, 1981b). A nyolcvanas és kilencvenes években jelentős terepmunkát végzett itt Nógrádi Sára és Uherkovich Ákos, eredményeiket számos cikkben mutatták be (Nógrádi 1987b, 1989, Nógrádi & Uherkovich 1995b, Uherkovich & Nógrádi 1992b)

A hét, legalaposabban vizsgált és a vizsgálatok kezdete óta önálló tájvédelmi körzetben jelentős eredmények születtek, de közülük némelyiket (például Zempléni TK) még tovább kellene kutatni. Az alábbiakban csak azokat a leg-

fontosabb forrásokat tüntetjük fel, amelyek az egyes TK-ekről nagyobb mennyiségű, fontosabb információkat szolgáltatnak:

- Boronka melléki TK – Nógrádi & Uherkovich (1992b).
- Kelet-Mecsek TK – Nógrádi (1987a), Malicky *et al.* (1986), Nógrádi & Uherkovich (1991).
- Szatmár-Beregi TK – Uherkovich & Nógrádi (1998).
- Szigetközi TK – Uherkovich & Nógrádi (2001, 2003, 2004).
- Zempléni TK – Oláh (1964, 1967), Andrikovics *et al.* (1995).
- Zselici TK – Nógrádi & Uherkovich (1990).

Az egyes védett területek tegzesei

A 3. táblázatban felsoroljuk az összes hazai tegzes fajt (függetlenül attól, hogy előfordul-e a 17 kiemelten vizsgált védett terület valamelyikén), bejelölve azt is, hogy előfordul-e a tíz nemzeti park, illetve a hét alaposabban kutatott tájvédelmi körzet területén. A táblázat utolsó sorában az egyes védett területeken belül eddig kimutatott fajok számát tüntetjük fel. Ezek szerint fajokban a leggazdagabb az Őrségi NP (126 faj), itt nagyon alapos kutatások folytak a múltban. Még ennél is kimerítőbb vizsgálatokat végeztünk a Duna-Dráva Nemzeti Park területén, itt a fajok száma – a környezetnek köszönhetően – valamivel alacsonyabb. Jól kutatottnak tekinthető a Bükki NP és az Aggteleki NP (112-112 faj), bár ezekben további fajok még várhatók. A Duna-Ipoly NP és a Fertő-Hanság NP fajszáma még sokat növekedhetne rendszeres vizsgálatok során. Az egyhangúbb Körös-Maros NP-ban talált fajszám csak kisebb mértékben nőhetne. Kimondottan gyengén kutatott a két alföldi nemzeti parkunk, onnét az eddig közölt fajszám a tapasztalatok szerint ilyen helyen elvárt felét sem éri el, azaz az ott végzendő vizsgálatok igen nagymértékben emelnék a fajok számát.

A tájvédelmi körzetek közül kétségtelenül a legalaposabban a Szigetközi TK-t vizsgálták (Uherkovich & Nógrádi 2001, 2003, 2004), ahol a fajszám már szinte alig növekszik az intenzív vizsgálatok ellenére sem. Viszonylag jól ismerjük a Kelet-Mecsek TK, a Kőszegi TK, a Boronka melléki TK vagy a Zselici TK tegzeseit is, viszonyt például a Zempléni TK-ban még sok újabb faj lenne várható rendszeres gyűjtések során.

A 3. táblázatba – részben helyhiány miatt – több tájvédelmi körzetet nem tudtunk szerepeltetni. Az itt fel nem tüntetettek közül a Mátrai TK területéről viszonylag sok faj ismert (bár kétségtelen, hogy még sok tennivaló lenne ott is), azonban sok tájvédelmi körzetről nincsenek információink vagy csak nagyon keveset tudunk róluk.

Mindössze hat olyan fajt tartalmaz a fenti táblázat, amelyeket eddig nem találtak meg a vizsgálat tárgyát képező 17 védett területen. Közülük a *Polycentropus schmidi* Novák & Bots. és a *Beraemyia hrabei* Mayer eddig csak a Mátrai TK területéről ismert. A *Hydroptila cornuta* Mosely-nek egy tiszai adata van. A Jeli Arborétumban (szintén országos jelentőségű védett terület) találtuk meg az *Apatania muliebris* McL.-t, míg a *Lithax niger* Hagen talán az Észak-Bakonyban és Göd mellett került elő, ez utóbbi faj adatait némileg bizonytalanak tartjuk. Ugyancsak védett területeken kívül, csak „alkalmilag” (talán bevándorlással?) került elő a *Micropterna caesareica* Schmid.

3. táblázat. Az egyes tegzes fajok előfordulása a 10 nemzeti park és 7 kiválasztott tájvédelmi körzet területén

	Aggtelek Balaton-felvidék	Bükk	Duna-Dráva	Duna-Ipoly	Fertő-Hanság	Hortobágy	Kiskunság	Körös-Maros	Őrség	Boronka mell. TK	Kelet-Mecsek TK	Kőszegi TK	Szatmár-Bereg TK	Szigetközi TK	Zempléni TK	Zselici TK
Rhyacophilidae																
<i>Rhyacophila dorsalis</i> (Curtis, 1834)			x	x					x			x		x		
<i>Rhyacophila fasciata</i> (Hagen, 1859)	x	x	x		x				x		x	x			x	x
<i>Rhyacophila hirticornis</i> (McLachlan, 1879)											x	x				
<i>Rhyacophila laevis</i> (Pictet, 1834)													x			
<i>Rhyacophila nubila</i> (Zetterstedt, 1840)	x		x		x											
<i>Rhyacophila obliterata</i> (McLachlan, 1863)	x		x													
<i>Rhyacophila pascoei</i> (McLachlan, 1879)		x							x						x	
<i>Rhyacophila polonica</i> (McLachlan, 1879)					x											
<i>Rhyacophila pubescens</i> (Pictet, 1834)	x		x													x
<i>Rhyacophila tristis</i> (Pictet, 1834)	x		x		x						x	x				x
Glossosomatidae																
<i>Glossosoma boltoni</i> (Curtis, 1834)				x	x			x	x						x	
<i>Glossosoma conformis</i> (Neboiss, 1963)	x		x							x		x				x
<i>Agapetus delicatulus</i> (McLachlan, 1884)	x		x	x	x				x							x
<i>Agapetus fuscipes</i> (Curtis, 1834)	x		x						x			x				
<i>Agapetus laniger</i> (Pictet, 1834)	x		x	x		x			x				x	x		
<i>Agapetus ochripes</i> (Curtis, 1834)	x		x													x

3. táblázat (folytatás)

	Aggtelek	Balaton-felvidék	Bükk	Duna-Dráva	Duna-Ipoly	Fertő-Hanság	Hortobágy	Kiskunság	Körös-Maros	Őrség	Boronka mell. TK	Kelet-Mecsek TK	Közégségi TK	Szatmár-Bereg TK	Szigetközi TK	Zempléni TK	Zselcei TK
<i>Synagapetus armatus</i> (McLachlan, 1879)	x	x															x
<i>Synagapetus iridipennis</i> (McLachlan, 1879)			x														
<i>Synagapetus krawanyi</i> (Ulmer, 1938)												x	x				
<i>Synagapetus moselyi</i> (Ulmer, 1938)		x		x					x		x						x
<i>Ptilocolepidae</i>																	
<i>Ptilocolepus granulatus</i> (Pictet, 1834)										x			x				
<i>Hydroptilidae</i>																	
<i>Stactobiella risi</i> (Felber, 1908)																	x
<i>Orthotrichia angustella</i> (McLachlan, 1865)		x	x							x							x
<i>Orthotrichia costalis</i> (Curtis, 1834)		x	x	x				x	x	x				x	x		x
<i>Orthotrichia tragetti</i> (Mosely, 1930)		x	x					x	x	x				x	x		x
<i>Ithytrichia lamellaris</i> (Eaton, 1873)		x	x						x	x				x	x		
<i>Oxyethira falcata</i> (Morton, 1893)		x	x						x	x				x	x	x	x
<i>Oxyethira flavicornis</i> (Pictet, 1834)		x	x	x				x	x	x				x	x		
<i>Oxyethira tristella</i> (Klapálek, 1895)																x	x
<i>Hydroptila angustata</i> (Mosely, 1939)	x	x	x					x	x							x	
<i>Hydroptila cornuta</i> (Mosely, 1922)																	
<i>Hydroptila dampfi</i> (Ulmer, 1929)		x	x	x				x		x				x	x	x	x
<i>Hydroptila forcipata</i> (Eaton, 1873)		x	x					x	x					x	x		x
<i>Hydroptila lotensis</i> (Mosely, 1930)	x	x	x	x				x	x					x	x		
<i>Hydroptila occulta</i> (Eaton, 1873)				x					x					x			
<i>Hydroptila pulchricornis</i> (Pictet, 1834)				x													
<i>Hydroptila simulans</i> (Mosely, 1920)			x														
<i>Hydroptila sparsa</i> (Curtis, 1834)	x	x	x	x				x	x	x				x	x		x
<i>Hydroptila tineoides</i> (Dalman, 1819)		x								x							
<i>Hydroptila vectis</i> (Curtis, 1834)		x	x								x						
<i>Agraylea multipunctata</i> (Curtis, 1834)		x	x		x												

3. táblázat (folytatás)

	Aggtelek	Balaton-felvidék	Bükk	Duna-Dráva	Duna-Ípoly	Fertő-Hanság	Hortobágy	Kiskunság	Körös-Maros	Órság	Boronka mell. TK	Kölet-Meesek TK	Kőszegi TK	Szatmár-Bereg TK	Szigetközi TK	Zempléni TK	Zselici TK
<i>Agraylea sexmaculata</i> (Curtis, 1834)	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Allotrichia pallicornis</i> (Eaton, 1873)	x		x							x							
<i>Tricholeiochiton fagesi</i> (Guinard, 1879)							x										
<i>Philopotamidae</i>																	
<i>Philopotamus ludificatus</i> (McLachlan, 1878)														x			
<i>Philopotamus montanus</i> (Donovan, 1813)	x		x		x									x			x
<i>Philopotamus variegatus</i> (Scopoli, 1763)						x							x	x			x
<i>Wormaldia occipitalis</i> (Pictet, 1834)	x		x		x					x		x	x				x
<i>Hydropsychidae</i>																	
<i>Hydropsyche angustipennis</i> (Curtis, 1834)	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Hydropsyche bulbifera</i> (McLachlan, 1878)	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i> (Malicky, 1977)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Hydropsyche contubernalis</i> (McLachlan, 1865)	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Hydropsyche exocellata</i> (Dufour, 1841)																	x
<i>Hydropsyche fulvipes</i> (Curtis, 1834)			x		x							x	x				x
<i>Hydropsyche guttata</i> (Curtis, 1834)										x		x	x				
<i>Hydropsyche incognita</i> (Pitsch, 1993)	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?
<i>Hydropsyche instabilis</i> (Curtis, 1834)	x	x	x		x	x				x			x				x
<i>Hydropsyche modesta</i> (Navás, 1925)	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Hydropsyche ornatula</i> (McLachlan, 1878)			x		x				x	x	x	x	x	x	x		x
<i>Hydropsyche pellucidula</i> (Curtis, 1834)	x	x	x	x	x	x			x	x	x		x	x	x	x	x

3. táblázat (folytatás)

	Aggtelek	Balaton-felvidék	Bükk	Duna-Dráva	Duna-Ípoly	Fertő-Hanság	Hortobágy	Kiskunság	Körös-Maros	Órség	Boronka mell. TK	Kelet-Mesék TK	Közégségi TK	Szatmár-Bereg TK	Szigetközi TK	Zempléni TK	Zselici TK
<i>Hydropsyche saxonica</i> (McLachlan, 1884)	x	x	x	x	x					x	x	x	x			x	x
<i>Hydropsyche siltalai</i> (Döhler, 1963)			x	x						x			x				
<i>Cheumatopsyche lepida</i> (Pictet, 1834)	x		x		x				x	x			x	x	x		
<i>Polycentropodidae</i>																	
<i>Neureclipsis bimaculata</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Plectrocnemia brevis</i> (McLachlan, 1871)	x	x	x		x					x		x	x			x	
<i>Plectrocnemia conspersa</i> (Curtis, 1834)	x	x	x	x	x					x		x	x			x	x
<i>Plectrocnemia geniculata</i> (McLachlan, 1871)													x				
<i>Plectrocnemia minima</i> (Klapálek, 1899)												x					
<i>Polycentropus flavomaculatus</i> (Pictet, 1834)	x	x	x		x					x			x		x	x	
<i>Polycentropus irroratus</i> (Curtis, 1834)		x		x	x					x		x		x	x	x	
<i>Polycentropus schmidi</i> (Novák et Botosaneanu, 1965)																	
<i>Holocentropus dubius</i> (Rambur, 1842)		x		x						x							x
<i>Holocentropus picicornis</i> (Stephens, 1836)		x		x		x	x		x		x	x		x	x	x	x
<i>Holocentropus stagnalis</i> (Albarda, 1874)	x	x		x	x	x	x										
<i>Cyrrus crenaticornis</i> (Kolenati, 1859)		x	x	x		x	x	x	x	x	x			x	x		x
<i>Cyrrus flavidus</i> (McLachlan, 1864)																	x
<i>Cyrrus trimaculatus</i> (Curtis, 1834)	x	x	x	x	x					x			x	x	x		
<i>Psychomyiidae</i>																	
<i>Psychomyia pusilla</i> (Fabricius, 1781)	x	x	x	x	x	x			x	x	x		x	x	x		x
<i>Lype phaeopa</i> (Stephens, 1836)	x	x	x	x	x			x						x	x		x
<i>Lype reducta</i> (Hagen, 1868)	x	x	x	x	x					x	x	x	x		x		x
<i>Tinodes pallidulus</i> (McLachlan, 1878)			x	x	x							x					x

3. táblázat (folytatás)

	Aggtelek	Balaton-felvidék	Bükk	Duna-Dráva	Duna-Ipoly	Fertő-Hanság	Hortobágy	Kiskunság	Körös-Maros	Örség	Boronka mell. TK	Kélet-Mecsek TK	Kőszegi TK	Szatmár-Bereg TK	Szigetközi TK	Zempléni TK	Zselici TK
<i>Tinodes rostocki</i> (McLachlan, 1878)			x		x								x			x	
<i>Tinodes unicolor</i> (Pictet, 1834)	x	x	x									x					
<i>Tinodes waeneri</i> (Linnaeus, 1758)																x	
Ecnomidae																	
<i>Ecnomus tenellus</i> (Rambur, 1842)	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Phryganeidae																	
<i>Trichostegia minor</i> (Curtis, 1834)	x	x	x	x		x				x	x			x			x
<i>Agrypnia pagetana</i> (Curtis, 1835)	x	x	x			x	x	x							x		x
<i>Agrypnia varia</i> (Fabricius, 1793)	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Phryganea bipunctata</i> (Retzius, 1783)			x		x	x			x					x	x		
<i>Phryganea grandis</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x			x	x	x
<i>Oligotricha striata</i> (Linnaeus, 1758)	x		x							x						x	
<i>Hagenella clathrata</i> (Kolenati, 1848)					x					x							x
<i>Oligostomis reticulata</i> (Linnaeus, 1761)		x		x						x	x						x
Brachycentridae																	
<i>Brachycentrus submutilus</i> (Curtis, 1834)				x						x					x		x
<i>Micrasema setiferum</i> (Pictet, 1834)				x													
Apataniidae																	
<i>Apatania muliebris</i> (McLachlan, 1866)																	
Limnephilidae																	
<i>Ironoquia dubia</i> (Stephens, 1837)	x	x	x	x	x					x	x	x					x
<i>Drusus annulatus</i> (Stephens, 1837)	x		x														
<i>Drusus biguttatus</i> (Pictet, 1834)	x																
<i>Drusus trifidus</i> (McLachlan, 1868)	x																
<i>Ecclisopteryx dalecarlica</i> (Kolenati, 1848)	x		x														
<i>Ecclisopteryx madida</i> (McLachlan, 1867)				x		x								x			x
<i>Limnephilus affinis</i> (Curtis, 1834)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Limnephilus auricula</i> (Curtis, 1834)	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

3. táblázat (folytatás)

	Aggtelek	Balaton-felvidék	Bükk	Duna-Dráva	Duna-Ípoly	Fertő-Hanság	Hortobágy	Kiskunság	Kőrös-Maros	Örség	Boronka mell. TK	Kelet-Meesek TK	Kőszegi TK	Szatmár-Bereg TK	Szigetközi TK	Zempléni TK	Zselici TK
<i>Limnephilus bipunctatus</i> (Curtis, 1834)	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Limnephilus decipiens</i> (Kolenati, 1848)	x	x	x	x	x	x	x		x		x	x		x	x		x
<i>Limnephilus elegans</i> (Curtis, 1834)			x							x						x	x
<i>Limnephilus extricatus</i> (McLachlan, 1865)	x	x	x	x	x					x	x	x	x				x
<i>Limnephilus flavicornis</i> (Fabricius, 1787)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Limnephilus fuscicornis</i> (Rambur, 1842)	x																x
<i>Limnephilus griseus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Limnephilus hirsutus</i> (Pictet, 1834)	x	x	x	x	x		x			x		x	x			x	x
<i>Limnephilus ignavus</i> (McLachlan, 1865)	x	x	x	x	x	x				x	x	x	x			x	x
<i>Limnephilus incisus</i> (Curtis, 1834)	x	x	x	x	x	x			x	x			x	x	x		x
<i>Limnephilus lunatus</i> (Curtis, 1834)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Limnephilus nigriceps</i> (Zetterstedt, 1840)		x	x														
<i>Limnephilus politus</i> (McLachlan, 1865)			x														
<i>Limnephilus rhombicus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x		x	x
<i>Limnephilus sparsus</i> (Curtis, 1834)	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x				x	x
<i>Limnephilus stigma</i> (Curtis, 1834)	x			x													
<i>Limnephilus subcentralis</i> (Brauer, 1857)				x							x						
<i>Limnephilus tauricus</i> (Schmid, 1964)	x				x												
<i>Limnephilus vittatus</i> (Fabricius, 1798)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Limnephilus xanthodes</i> (Curtis, 1834)		x		x		x		x			x		x	x			
<i>Grammotaulius nigropunctatus</i> (Retzius, 1783)	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Grammotaulius nitidus</i> (Müller, 1764)	x	x	x		x	x		x					x			x	

3. táblázat (folytatás)

	Aggtelek	Balaton-felvidék	Bükk	Duna-Dráva	Duna-Ípoly	Fertő-Hanság	Hortobágy	Kiskunság	Körös-Maros	Őrség	Boronka mell. TK	Kelet-Mecsek TK	Közégi TK	Szatmár-Bereg TK	Szigetközi TK	Zempléni TK	Zselici TK
<i>Glyphotaelius pellucidus</i> (Retzius, 1783)	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Anabolia brevipennis</i> (Curtis, 1834)	x			x						x	x		x				x
<i>Anabolia furcata</i> (Brauer, 1857)	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Rhadicoleptus alpestris</i> (Kolenati, 1848)						x				x			x			x	x
<i>Potamophylax cingulatus</i> (Stephens, 1837)	x				x								x				x
<i>Potamophylax luctuosus</i> (Piller et Mitterpacher, 1783)				x						x		x	x				
<i>Potamophylax nigricornis</i> (Pictet, 1834)	x	x	x		x					x		x	x			x	x
<i>Potamophylax rotundipennis</i> (Brauer, 1857)	x	x	x	x	x	x				x	x	x	x			x	x
<i>Halesus digitatus</i> (Schränk, 1781)	x		x		x					x			x				x
<i>Halesus radiatus</i> (Curtis, 1834)			x													x	
<i>Halesus tessellatus</i> (Rambur, 1842)	x	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Platyphylax frauenfeldi</i> (Brauer, 1857)				x						x							x
<i>Melampophylax nepos</i> (McLachlan, 1880)			x														
<i>Parachiona picicornis</i> (Pictet, 1834)			x										x				
<i>Stenophylax meridionalis</i> (Malicky, 1980)		x		x								x		x		x	x
<i>Stenophylax permistus</i> (McLachlan, 1895)	x	x	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Stenophylax vibex</i> (Curtis, 1834)	x		x		x												x
<i>Micropterna caesareica</i> (Schmid, 1959)																	
<i>Micropterna lateralis</i> (Stephens, 1837)	x	x	x	x	x					x			x				x
<i>Micropterna nycterobia</i> (McLachlan, 1875)	x		x		x												x
<i>Micropterna sequax</i> (McLachlan, 1875)	x	x	x		x							x	x				x
<i>Micropterna testacea</i> (Gmelin, 1798)	x	x	x		x				x	x				x			x

3. táblázat (folytatás)

	Aggtelek	Balaton-felvidék	Bükk	Duna-Dráva	Duna-Ípoly	Fertő-Hanság	Hortobágy	Kiskunság	Kőrös-Maros	Örség	Boronka mell. TK	Kelet-Mecsek TK	Közégt. TK	Szatmár-Bereg TK	Szigetközi TK	Zempléni TK	Zselici TK
<i>Chaetopteryx fusca</i> (Brauer, 1857)	x	x	x	x	x					x			x				
<i>Chaetopteryx major</i> (McLachlan, 1876)		x		x						x	x	x	x				x
<i>Chaetopteryx rugulosa</i> (Kolenati, 1848)									x				x				
<i>Chaetopteryx schmidi mecsekensis</i> (Nógrádi, 1986)												x					
<i>Annitella obscurata</i> (McLachlan, 1856)	x																x
Goeridae																	
<i>Goera pilosa</i> (Fabricius, 1775)	x	x	x	x	x	x				x	x		x	x	x	x	x
<i>Lithax obscurus</i> (Hagen, 1859)	x		x	x	x					x	x	x					x
<i>Lithax niger</i> (Hagen, 1859)				x	x											x	x
<i>Silo nigricornis</i> (Pictet, 1834)				x	x											x	x
<i>Silo pallipes</i> (Fabricius, 1781)	x		x	x	x					x	x	x					x
<i>Silo piceus</i> (Brauer, 1857)	x			x						x	x	x				x	x
Lepidostomatidae																	
<i>Lepidostoma hirtum</i> (Fabricius, 1775)	x	x	x			x				x			x		x	x	
<i>Crunoecia irrorata</i> (Curtis, 1834)	x	x	x	x	x					x		x	x			x	x
<i>Crunoecia kempnyi</i> (Morton, 1901)													x				
<i>Lasiocephala basalis</i> (Kolenati, 1848)	x																x
Leptoceridae																	
<i>Athripsodes albifrons</i> (Linnaeus, 1758)	x		x	x						x				x	x		
<i>Athripsodes aterrimus</i> (Stephens, 1836)	x	x	x	x		x	x			x	x			x	x		x
<i>Athripsodes bilineatus</i> (Linnaeus, 1758)	x	x			x					x		x					x
<i>Athripsodes cinereus</i> (Curtis, 1834)		x		x	x	x			x	x				x	x		
<i>Athripsodes commutatus</i> (Rostock, 1874)						x											
<i>Ceraclea alboguttata</i> (Hagen, 1860)	x	x	x	x	x				x	x	x	x		x	x		x
<i>Ceraclea annulicornis</i> (Stephens, 1836)	x		x							x	x			x	x		x

3. táblázat (folytatás)

	Aggtelek Balaton-felvidék	Bükk	Duna-Dráva	Duna-Ipoly	Fertő-Hanság	Hortobágy	Kiskunság	Körös-Maros	Órség	Boronka mell. TK	Kelet-Mecsek TK	Kőszegi TK	Szatmár-Bereg TK	Szigetközi TK	Zempléni TK	Zselici TK
<i>Ceraclea aurea</i> (Pictet, 1834)			x		x				x	x			x	x		x
<i>Ceraclea dissimilis</i> (Stephens, 1836)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Ceraclea fulva</i> (Rambur, 1842)	x		x		x			x					x	x		x
<i>Ceraclea nigronevosa</i> (Retzius, 1783)															x	
<i>Ceraclea riparia</i> (Albarda, 1874)	x	x	x	x	x			x	x				x	x		
<i>Ceraclea senilis</i> (Burmeister, 1839)		x			x		x	x		x			x	x	x	x
<i>Mystacides azurea</i> (Linnaeus, 1761)				x	x	x		x	x				x	x		
<i>Mystacides longicornis</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x	x		x	x	x			x	x	x	x
<i>Mystacides nigra</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	x	x	x			x	x	x			x	x	x	x
<i>Triaenodes bicolor</i> (Curtis, 1834)	x		x	x				x	x	x			x	x		x
<i>Ylodes kawraiskii</i> (Martynov, 1909)				x				x	x							
<i>Ylodes simulans</i> (Tjeder, 1929)				x				x	x				x		x	
<i>Erotesis baltica</i> (McLachlan, 1877)	x	x								x						
<i>Oecetis furva</i> (Rambur, 1842)	x	x	x	x	x	x		x	x	x			x	x	x	x
<i>Oecetis lacustris</i> (Pictet, 1834)	x	x	x	x	x	x		x	x	x			x	x	x	x
<i>Oecetis notata</i> (Rambur, 1842)	x	x	x	x	x			x	x	x			x	x	x	x
<i>Oecetis ochracea</i> (Curtis, 1825)	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
<i>Oecetis testacea</i> (Curtis, 1834)					x				x							
<i>Oecetis tripunctata</i> (Fabricius, 1793)			x	x				x	x				x	x		
<i>Paroecetis strucki</i> (Klapálek, 1903)															x	
<i>Setodes punctatus</i> (Fabricius, 1793)	x	x		x	x	x		x	x	x	x		x	x		x
<i>Setodes viridis</i> (Fourcroy, 1785)				x					x							
<i>Leptocerus interruptus</i> (Fabricius, 1775)					x				x							
<i>Leptocerus tineiformis</i> (Curtis, 1834)	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x	x		x
<i>Parasetodes respersella</i> (Rambur, 1842)								x								
<i>Adicella balcanica</i> (Botosaneanu et Novák, 1965)													x			

3. táblázat (folytatás)

	Aggtelek	Balaton-felvidék	Bükk	Duna-Dráva	Duna-Ípoly	Fertő-Hanság	Hortobágy	Kiskunság	Körös-Maros	Őrség	Boronka mell. TK	Kelet-Mecsek TK	Kőszegi TK	Szatmár-Bereg TK	Szigetközi TK	Zempléni TK	Zselici TK
<i>Adicella filicornis</i> (Pictet, 1834)	x									x			x			x	
<i>Adicella reducta</i> (McLachlan, 1865)		x								x			x				
<i>Adicella syriaca</i> (Ulmer, 1907)				x													
Sericostomatidae																	
<i>Notidobia ciliaris</i> (Linnaeus, 1761)		x		x	x					x	x					x	x
<i>Oecismus monedula</i> (Hagen, 1859)	x		x					x								x	
<i>Sericostoma flavicorne</i> (Schneider, 1845)			x													x	
<i>Sericostoma personatum</i> (Kirby et Spence, 1869)	x		x		x					x			x			x	
Beraeidae																	
<i>Beraea maura</i> (Curtis, 1834)	x		x							x			x			x	
<i>Beraea pullata</i> (Curtis, 1834)	x	x	x	x	x					x	x	x	x			x	x
<i>Beraeodes minutus</i> (Linnaeus, 1761)					x					x	x		x			x	x
<i>Ernodes articularis</i> (Pictet, 1834)	x		x	x						x		x	x			x	
<i>Beraemyia hrabei</i> (Mayer, 1937)																	
Helicopsycidae																	
<i>Helicopsyche bacescui</i> (Orghidan & Botosaneanu, 1953)				x													
Odontoceridae																	
<i>Odontocerum albicorne</i> (Scopoli, 1763)	x		x										x			x	
kimutatott fajok száma	112	102	112	116	94	59	24	23	63	126	71	67	96	73	88	85	84

*

Köszönetnyilvánítás Ez úton fejezem ki köszönetemet Móra Arnoldnak a Hortobágyi NP és Kiskunsági NP területére vonatkozó publikálatlan tegzes-adatainak átengedéséért.

Irodalomjegyzék

- Andrikovics, S. (1973): Hidroökológiai és zoológiai vizsgálatok a Fertő hínárosaiban. – *Állattani Közlemények* **60** (1–4): 39–50.
- Andrikovics, S., Kiss, O., Mikus, L. & Vizslán, L. (1995): Adatok a Zempléni-hegység Trichoptera faunájának ismeretéhez. – *Acta Academiae Agriensis, nova series* **21** (Suppl. 1): 117–123.
- Andrikovics, S. & Újhelyi, S. (1983): Trichoptera of the Hungarian part of Lake Fertő (a faunistical and ecological treatise). – *Folia entomologica hungarica* **44** (2): 5–8.
- Chantaramongkol, P. (1983): Light-trapped Caddisflies (Trichoptera) as Water quality Indicators in Large Rivers: Results from the Danube at Verőce, Hungary. – *Aquatic Insects* **5** (1): 33–37.
- Kiss, O. 1979. The Trichoptera of the Bükk Mountains. – *Acta biologica Debrecina* **16**: 45–55.
- Magyar Közlöny 2001. 13/2001 (V. 09.) KÖM rendelet a védett és a fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közöttételéről. – *Magyar Közlöny* **13/2001** (V. 9.).
- Malicky, H., Krušnik, C., Moretti, G. & Nógrádi, S. (1986): Ein Beitrag zur Kenntnis der *Chaetopteryx rugulosa* Kolenati, 1848-Gruppe (Trichoptera, Limnephilidae). – *Entomofauna, Zeitschrift für Entomologie* (Linz) **7** (1): 1–27.
- Malicky, H., Waringer, J. & Uherkovich, Á. (2002): Ein Beitrag zur Bionomie und Ökologie von *Platyphylax frauenfeldi* Brauer, 1857 (Trichoptera, Limnephilidae) mit Beschreibung der Larve. – *Entomologische Nachrichten und Berichte* (Dresden) **46** (2): 73–80.
- Móra, A., Csabai, Z. & Müller Z. (2002): Makroszkópikus vízi gerinctelenek faunisztikai vizsgálata a Körös-Maros Nemzeti Park területén (Odonata; Coleoptera: Hydradephaga, Palpicornia; Trichoptera). – A Pusztai (A Nimfea Természetvédelmi Egyesület Évkönyve) 2000, 1/17: 90–138.
- Nógrádi, S. (1985): Caddisflies of the Barcs Juniper Woodland, Hungary (Trichoptera). – *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* **5**: 117–134.
- Nógrádi, S. (1987a): Caddisflies of the Eastern Mecsek Mountains, Hungary (Trichoptera). – *A Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* **30–31** (1985–86): 11–21.
- Nógrádi, S. (1987b): Néhány adat Szőce tegzesfaunájához (Trichoptera). Einige Angaben zur Trichopteren (Köcherfliegen-) Fauna von Szőce (Westungarn). – *Praenoria, folia historico-naturalis* (Szombathely) **2**: 113–118.
- Nógrádi, S. (1989): The Trichoptera fauna of Szőce and its environs (West Hungary). – *A Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* **33** (1988): 27–33.
- Nógrádi, S., Kiss, O. & Uherkovich, Á. (1994): *The Trichoptera fauna of the Bükk National Park*. – In: Mahunka, S. (ed.): *The fauna of the Bükk National Park, Vol. II*, pp. 397–403. (Természettudományi Múzeum, Budapest).
- Nógrádi, S. & Uherkovich, Á. (1985): A Bakony hegység és környéke tegzesfaunája I. (Trichoptera). Caddisfly fauna of the Bakony Mountains and environs, I. (Trichoptera) – *Folia Historico-naturalia Musei Bakonyensis* (Zirc) **4**: 107–128.
- Nógrádi, S. & Uherkovich, Á. (1990): The Trichoptera fauna of the Zselic Downs, Hungary. – *A Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* **34** 1989. 15–38.
- Nógrádi, S. & Uherkovich, Á. (1991): Caddisflies of the Eastern Mecsek Mountains, Hungary (Trichoptera), II. – *A Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* **35** (1990): 19–25.

- Nógrádi S. & Uherkovich Á. (1992a): A Béda-Karapancsa Tájvédelmi Körzet tegzesfaunája (Trichoptera). The Trichoptera of Béda-Karapancsa landscape-protection area, South Hungary. – *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* **6**: 155–164.
- Nógrádi S. & Uherkovich Á. (1992b): A Boronka-melléki Tájvédelmi Körzet és környéke tegzes (Trichoptera) faunája. The caddisfly (Trichoptera) fauna of Boronka region landscape-protection area and environs (South Hungary). – *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* **7**: 217–240.
- Nógrádi, S. & Uherkovich, Á. (1994). The Trichoptera of Balaton and its catchment area. – *A Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* **38** (1993): 27–45.
- Nógrádi S. & Uherkovich Á. (1995a): A Dráva magyarországi szakaszának tegzes (Trichoptera) faunája. The caddisfly (Trichoptera) fauna of the Hungarian reach of Dráva river. – *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* **8**: 117–137.
- Nógrádi S. & Uherkovich Á. (1995b): *Az Őrség tegzes (Trichoptera) faunája*. In: Vig, K. (szerk.): *Az Őrségi Tájvédelmi Körzet Természeti Képe I.* – Savaria, a Vas megyei Múzeumok Értesítője (Szombathely) **22/2** (1992–1995): 63–81.
- Nógrádi, S. & Uherkovich Á. (1996): Examinations on the Trichoptera along the Hungarian part of the river Fekete-Körös. – *A Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* **40**: 45–52.
- Nógrádi S. & Uherkovich Á. (1998): A Dráva magyarországi szakaszának tegzes (Trichoptera faunája), II. The caddisfly (Trichoptera) fauna of the Hungarian reach of Dráva river, II. – *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* **9**: 331–358.
- Nógrádi, S. & Uherkovich, Á. (1999a): *Protected and threatened caddisflies (Trichoptera) of Hungary*. – Proc. 9th Int. Symp. Trichoptera: 291–297. Faculty of Science, University of Chiang Mai, Thailand.
- Nógrádi, S. & Uherkovich, Á. (1999b): Studies on the Trichoptera of the Gemenc Landscape Protection Area (Duna–Dráva National Park), South Hungary. – *A Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* **43** (1998): 65–73.
- Nógrádi S. & Uherkovich Á. (2002): Magyarország tegzesei (Trichoptera). – *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* **11**: 1–386.
- Nógrádi, S., Uherkovich, Á. & Andrikovics, S. (1991): Foundation of the caddisfly (Trichoptera) fauna of the Visegrádi Mountains. – *Opuscula Zoologica Budapest* **24**: 143–158. [1992]
- Nógrádi S., Uherkovich Á. & Oláh, J. (1999): *The caddisflies (Trichoptera) of the Aggtelek National Park, North Hungary*. – In: Mahunka, S. (ed): *The fauna of the Aggtelek National Park*, p. 383–393.
- Oláh, J. (1964): Adatok a Zempléni hegység Trichoptera faunájának ismeretéhez. – *Folia entomologica hungarica* **17**: 75–86.
- Oláh, J. (1967): Untersuchungen über die Trichopteren eines Bachsystems des Karpaten. – *Acta biologica Debrecina* **5**: 71–91.
- Rakonczay Z. (szerk.) (1990): Vörös könyv. A Magyarországon kipusztult és veszélyeztetett növény- és állatfajok. – Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 360.
- Schmera D. (1999): Tegzesegyüttesek (Insecta: Trichoptera) közösség szerkezeti változásai a Berencei-patak (Börzsöny hegység) mentén. – *Természetvédelmi Közlemények* **8**: 173–183.
- Uherkovich, Á. (2004): Further studies on the caddisflies (Trichoptera) of the water system of rivers Mura and Kerka, Southwest Hungary. – *Folia Historico naturalia Musei Matraensis* (Gyöngyös) **28** [in print].
- Uherkovich, Á. & Nógrádi, S. (1988): The Trichoptera of the Bakony Mountains and environs II. (Hungary). – *Folia Historico-naturalia Musei Bakonyiensis* **7**: 35–48.
- Uherkovich, Á. & Nógrádi, S. (1990): The Trichoptera fauna of the Great Hungarian Plain, Hungary. – *Folia Historico Naturalia Musei Matraensis* **15**: 43–75.
- Uherkovich, Á. & Nógrádi, S. (1992a): Some data to the Trichoptera fauna of Drava river, Hungary. – *Somogyi Múz. Közl.* **9**: 269–278.

- Uherkovich, Á. & Nógrádi, S. (1992b): The Trichoptera fauna of Magyarszombatfa, West Hungary. – *A Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* **36** (1991), 13–30.
- Uherkovich Á. & Nógrádi S. (1996): *A Kisbalatoni Vízvédelmi Rendszer tegzes (Trichoptera) együtteseinek kialakulása és jelenlegi állapota. Development and recent status of the caddisfly (Trichoptera) communities of the Kisbalaton.* – In: Pomogyi P. (szerk.): 2. Kisbalaton Ankét. Összefoglaló értékelés a KBVR 1991–1995 közötti kutatási eredményeiről. Keszthely, Pannon Agrártudományi Egyetem kiadása, pp. 329–338.
- Uherkovich, Á. & Nógrádi, S. (1997): *Platyphylax frauenfeldi* Brauer, 1857 (Trichoptera, Limnephilidae) in Hungary. – *Braueria* **24**: 13–14.
- Uherkovich, Á. & Nógrádi, S. (1998): The caddisfly (Trichoptera) fauna of the Szatmár-Bereg Plain, Northeast Hungary. – *A Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* **41–42** (1996–1997): 49–62.
- Uherkovich, Á. & Nógrádi, S. (1999): Caddisflies (Trichoptera) of artificial water courses in the Bakony Mountains, Central Hungary. – *Braueria* **26**: 21–23.
- Uherkovich, Á. & Nógrádi, S. (2001): The Trichoptera of the Szigetköz, upper Hungarian Danube Region (Northwest Hungary), I. Compendium of the faunistical researches. – *Folia Hist.–nat. Mus. Matrensis* (Gyöngyös) **25**: 91–110.
- Uherkovich, Á. & Nógrádi, S. (2002): *On the caddisflies (Trichoptera) of the Fertő-Hanság National Park, NW Hungary.* – In: Mahunka, S. (ed.): The Fauna of the Fertő-Hanság National Park, pp. 321–328.
- Uherkovich, Á. & Nógrádi, S. (2003): Trichoptera of Szigetköz, upper Hungarian Danube Region (Northwest Hungary), II. Species composition and its changes in some water bodies. – *Folia Historico Naturalia Musei Matrensis* **27**: 23–44.
- Uherkovich, Á. & Nógrádi, S. (2004): Trichoptera of Szigetköz, upper Hungarian Danube Region (Northwest Hungary), III. Species composition and its changes in Moson Danube (Mosoni–Duna). – *Folia Historico Naturalia Musei Matrensis* (Gyöngyös) **28**: [in print].
- Újhelyi, S. (1974): Adatok a Bükk- és Mátra-hegység tegzesfaunájához. – *Folia historico naturalia Musei Matrensis* **2**: 99–115.
- Újhelyi, S. (1979): Adatok néhány rovarrendnek bakonyi elterjedéséhez. – *A Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* **14**: 85–93.
- Újhelyi, S. (1981a): Adatok néhány rovarrendnek az Alpokalja területén való előfordulásához. – *Az Alpokalja természeti képe. Közlemények (1976–1981)* **1**: 85–87.
- Újhelyi, S. (1981b): Adatok az Alpokalja szitakötő-, álkérés- és tegzesfaunájához. – *Savaria, a Vas megyei Múzeumok Értesítője* **11–12** [1977–1978]: 57–65.
- Újhelyi, S. (1981c): A Barcsi borókás recésszányú (Neuroptera) és tegzes (Trichoptera) faunájának alapvetése. – *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat* **2**: 59–63.
- Újhelyi, S. (1983): *The Trichoptera of the Hortobágy.* – In: Mahunka, S. (ed): The Fauna of the Hortobágy National Park, pp. 211–213.
- Újhelyi, S. (1986): *Ephemeroptera and Trichoptera from the Kiskunság National Park.* – In: Mahunka, S. (ed): The Fauna of the Kiskunság National Park, pp. 81–83.

Caddisflies (Trichoptera) in Hungarian national parks and other protected areas

Ákos Uherkovich

H-7633 Pécs, Építők útja 3/b. I. 6; Hungary; E-mail: uhu@ipisun.pte.hu

Altogether 210 caddisfly species occur in Hungary, almost all of them live also in protected areas. Caddisflies are studied systematically from eight of ten national parks. The number of caddisflies species may run to 102... 126 in well investigated parks. Caddisflies of seven landscape protection areas are also studied in whole, but others are known poorly or unknown totally. In Hungary eleven species are protected by law, they live also in national parks, thus their future seems to be secure. The Hungarian species were grouped by the level of their endangerment, into six groups. Some species have already vanished, they were not collected recently (during the past two decades). The group of „actually endangered” species is very large containing 67 members: they have only few, small and rather vulnerable populations. 36 common and widely distributed species (17 p.c. of all Hungarian species) are not threatened recently. They have strong populations, and they endure pollutions and regulation of waters.

The number of endangered species of different degrees can express a kind of natural protection value of each natural protection areas.

Keywords: Trichoptera, national park, endangered species

Az öves szkolopenda (*Scolopendra cingulata* Latr., 1829) magyarországi állományainak helyzete

Korsós Zoltán¹, Dányi László², Kontschán Jenő³ és Murányi Dávid¹

¹Magyar Természettudományi Múzeum Állattára
1088 Budapest, Baross u. 13.

²ELTE-TTK, Állatrendszertani és Ökológiai Tanszék
1117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/c.

³MTA–ELTE Zootaxonomiai Kutatócsoport, 1088 Budapest, Baross u. 13;
E-mail: korsos@nhmus.hu

Összefoglaló: Az öves szkolopendra (*Scolopendra cingulata* Latreille, 1829), Magyarország egyetlen védett soklábúja (Myriapoda). A faj a Mediterráneum lakója, legerősebb állományai a Balkán-félsziget országaiban találhatóak. Magyarországon bizonyítottan egyedül a Vértes napsütötte, meleg, ritkás karsztbokorerdeiben és sziklagyepjeiben fordul elő, s ez egyben a földrajzi elterjedés északi határa is. Korábban mindössze két helyről, a Csákvár melletti Haraszt-hegyről és Csókakőről voltak adatok, két éves kutatásunk alatt azonban további öt helyről, a Vértes belsejéből is kimutattuk életképes állományait. A populációk kevésbé tűnnek veszélyeztetettnek, élőhelyigényük alapján szinte minden déli kitettségű, akár kisebb területű sziklás lejtősztyeppfolt is képes megfelelő állományt fenntartani. A jövőbeli lehetséges veszélyeztető tényezők közé a karsztbokoreredőknek és a sziklagyepeknek a túlzott vadállomány (vaddisznó, muflon) okozta degradációját, valamint a potenciálisan működő, nyílt külszíni kőfejtéseket (pl. Gánt mellett) soroljuk.

Kulcsszavak: öves szkolopendra, Vértes, populációbiológiai adatok, természetvédelmi javaslatok

Bevezetés és célkitűzés

Az öves szkolopendra (*Scolopendra cingulata* Latreille, 1829) Magyarország egyetlen védett soklábúja (Myriapoda), a százlábúak (Chilopoda) osztályába tartozó, 15 cm-re is megnövő, hatalmas, ragadozó ízeltlábú (1. ábra). Elterjedését tekintve a Mediterráneum lakója, legnagyobb állományai a Balkán-félsziget országaiban (a volt Jugoszlávia területén, Bulgáriában, Románia déli részén) találhatóak, közel-keleti populációjánál pedig egy külön alfajt (*S. c. obscuripes* Porat, 1893) is elkülönítenek a törzsalak mellett. Legészakibb elterjedését hazánk és korábbi adatok szerint az ausztriai Lajta-hegység jelenti (Szalay 1956). Egyes régebbi források konkrét lelőhelyismertetés nélkül a Hanság területéről is említik, de bizonyítottan egyedül a Vértes napsütötte karsztbokorerdeiben és sziklagyepjeiben fordul elő Magyarországon. (Időről időre a Villányi-hegységből is felmerülnek az esetleges jelenlétét állító megfigyelések.) Korábban a Vértesből mindössze két helyről, a Csákvár melletti Haraszt-hegyről és Csókakőről voltak pontos adatok (Szalay 1956), de általánosságban úgy tartották, hogy a déli kitettségű, meleg fekvésű karsztbokoreredőkben és sziklagyepekben sokfelé él (Béni & Viszló 1996, Isépy *et al.* 1982).



1. ábra. Az öves szkolopendra (*Scolopendra cingulata*) a legnagyobb hazai százlábúnk – *Scolopendra cingulata* is the largest Hungarian centipede.

Kutatásunk céljával az esetleges újabb populációk, illetve a további potenciális élőhelyek felkutatását tűztük ki, tehát a faj Vértes-beli előfordulásainak pontos megismerését, az előfordulást korlátozó tényezőket, a vértesi populáció(k) hozzávetőleges nagyságát, veszélyeztetettségét. E tényezők megismerésével akartuk megállapítani, hogy mennyire tekinthető az öves szkolopendra stabilis helyzetűnek Magyarországon, szükséges-e valamilyen élőhelykezelő beavatkozás, s ha igen, annak milyen formában kell szolgálnia ennek a védett ízeltlábúnak a fennmaradását.

Anyag és módszer

A természetvédelmi kutatás két évében (2001- és 2002-ben) az öves szkolopendra éves aktív időszakában (azaz mintegy márciustól októberig) rendszeres terepbejárással kerestük a fenti kérdésekre a választ (Korsós *et al.* 2002).

Az első vizsgálati év (2001) során feltérképeztük az öves szkolopendra Vértes-beli előfordulásait, elvégeztük a faj további potenciális élőhelyeinek felkutatását. Az állatokat egyeléssel (kőforgatással, rostálással) kerestük, és minden lehetséges élőhelyre jelenlét-hiány adatokat gyűjtöttünk. Ugyanezen év során a megtalált állományoknál élvefogó, talajba ásott pohárcsapidák üzemeltetésével próbáltunk többé-kevésbé kvantitatív módszert kidolgozni a szkolopendra gyűjtésére.

A második (2002) év folyamán többszöri terepbejárást végeztünk a megismert populációk élőhelyein, amelyek alkalmával az egyelűes gyűjtéssel befogott állatok testméretadatait, illetve előkerülési helyeik mikroklimatikus paramétereit rögzítettük. A példányokat az adatfelvétel után minden esetben a helyszínen szabadon eresztettük. A többnyire kövek alatt megfogott egyedeknél lemértük a testhosszat és a fejszélességet, valamint a kő alatti búvóhely hőmérsékletét (1. táblázat). Feltételezésünk az volt, hogy a kifejlett példányok esetleges kánnibalizmusuk miatt veszélyt jelenthetnek a fiatalokra, melyet azok tér- és időbeli niche-szegregációval próbálnak meg elkerülni.

A kutatás második évében látogatást tettünk a Villányi-hegység és a Lajta-hegység területén, ahol a Vértesben már megismertekhez hasonló élőhelyeken igyekeztünk a szkolopendrák nyomára bukkanni. Ezek a vizsgálatok egyik tájegység esetében sem tudták a teljes területet felölelni, a jövőben még folytatásra szorulnak.

Eredmények

Elterjedés

A két éves vizsgálat alatt pontosabb képet kaptunk az öves szkolopendra jelenlegi Vértes-beli földrajzi elterjedéséről. A két korábban is ismert előfordulás mellett a *Scolopendra cingulata* további öt élőhelyét fedeztük fel a hegység területén (Csákvár: Nagy-Vásár-hegy, Szóló-kő; Szár: Nagy-Szállás-hegy; Gánt: Meleges, Kőbánya). Tisztáztuk, hogy összességében az öves szkolopendra elterjedése nem szorítkozik a Vértes déli oldalának lejtőire, hanem a hegység belsejében, sőt az északi részeken található déli kitétséggű, kisebb területű sziklás lejtősztyepek is életképes állományokat tartanak fenn (2. ábra).

Az élőhelyek jellemzőinek számba vétele kapcsán fontos tulajdonságnak találtuk: a délies kitétséget, a lejtősztyep jellegű vegetációtípust, valamint a talajból kilátszó mészkőszikla-kibújásokat, mozgatható kisebb köveket (3. ábra). Erdős területeken sehol nem tapasztaltuk a faj jelenlétét, még a szkolopendrapopulációk nyílt élőhelyeit körülvevő ligetes fás társulások között sem. Az irodalomban gyakran szereplő „karsztbokorerdő” (Loksa 1966) megnevezés tehát valójában nem a tényleges szkolopendra-élőhelyet jellemzi.



2. ábra. Az öves szkolopendra bizonyított elterjedése a Vértesben – Certified occurrences of *Scolopendra cingulata* in the Vértes Hills



3. ábra. Jellegzetes *Scolopendra cingulata* élőhely a Vértesben – Characteristic biotope of *Scolopendra cingulata* in the Vértes Hills

Morfológia

A *Scolopendra cingulata* teste a fejből és 21 egyforma törzsszelvényből áll, melyek egy-egy lábpárt hordoznak. Az állat a százlábúakra jellemző módon villámgyors mozgásra képes. Az öves szkolopendra ragadozó, általában éjjeli életmódot folytat, zsákmányát csápjaival érzékelve és lerohanva, a feje alatt elhelyezkedő, az első lábpárból módosult állkapcsi lábak segítségével ejti el. Az erőteljes harapás mellett jelentős szerep jut az ezek töizében termelődő s a harapáskor a zsákmányba fecskendezett méregnek, mely az embernek is tartós és igen kellemetlen fájdalmat szerezhet esetleges marás esetén (Demjén 1999). A ragadozók (pl. sün, menyét, madarak) elleni védekezést szolgálják a szkolopendra utolsó lábpárja, az ún. uszálylábak, melyek a csápokkal ellátott feji véghez hasonlítva részben megtévesztik a támadót, részben pedig az erőteljes karmokkal és tüskékkel felvértezve védekezik velük a százlábú.

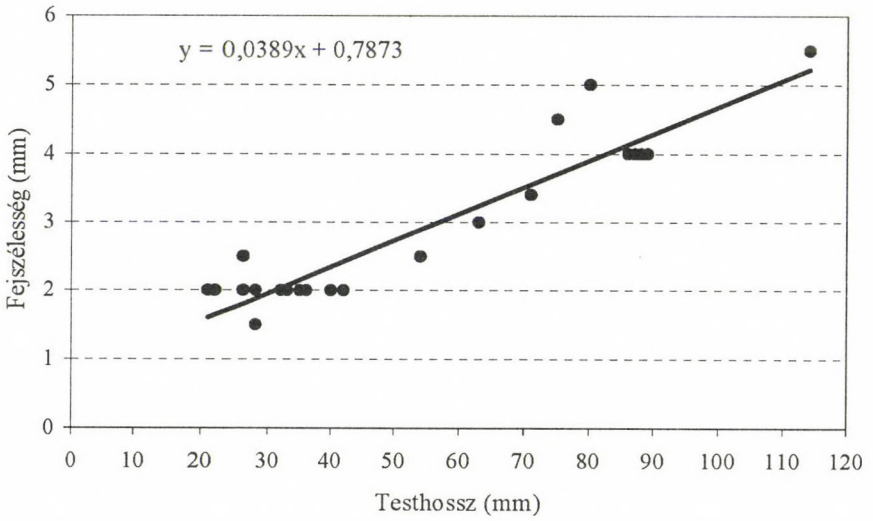
A fiatal szkolopendrák szelvényyszáma a petéből való kibújás után a vedlések során nem változik (21), ezért fejlődésük ún. epimorf módon zajlik. Színezetükben a fiatalok eltérnek az ivarérett egyedektől: testük kékes- vagy zöldes-szürke, fejük felső része (a *clypeus*) és farki végük élénk pirosas vagy narancsszínű. Az ivarok meghatározása csak az utolsó testszelvény tüzetes, mikroszkóp alatti vizsgálatával végezhető el, ez sajnos a terepen, élő állatnál nem lehetséges.

Populációvizsgálat

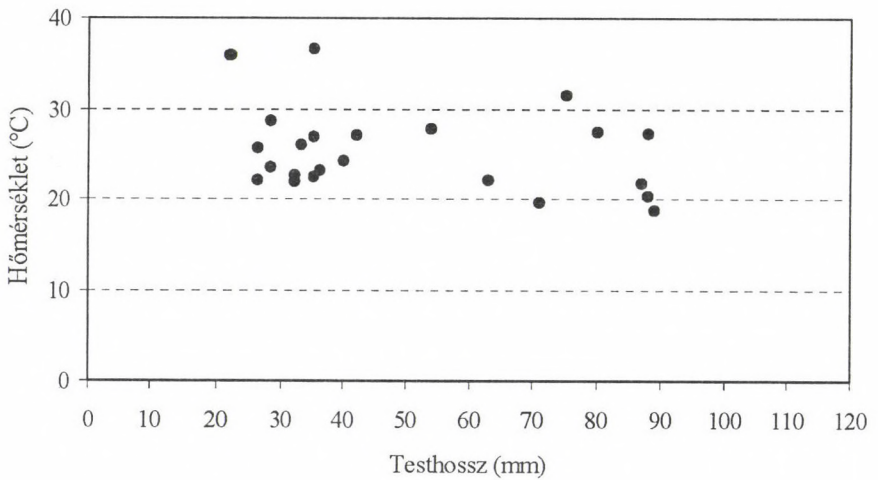
A 7 megvizsgált élőhelyen összesen 28 egyedet fogtunk, amelyek adatait az 1. táblázat tartalmazza. (A Csákvár: Szőlő-hegyről csak fogás nélküli megfigyeléseink vannak.) A *Scolopendra cingulata* testméretei alapján a fajnál nem sikerült kettőnél több korcsoportot tisztán elkülöníteni; a fiatal állatok jól láthatóan a 21-42 mm-es testhossz-, illetve a 2 mm körüli fejszélesség-tartományban csoportosulnak. A lemért 11 ivarérett példány testhosszúsága 63-114 mm között mozgott, leggyakrabban 80 és 90 mm közé esett, fejük szélessége az 5 mm-t is meghaladta (4. ábra). Feltételezésünk ellenére a testméretek, ill. az egyes korcsoportok esetében a széles tartományban variáló bűvőhely-hőmérsékletekkel nem találtunk összefüggést (5. ábra). Ez arra utalhat, hogy a fiatal állatok sem térben, sem időben nem különülnek el a környezeti tényezők alapján a számukra akár potenciális predátort is jelentő kifejlett szkolopendrától.

A kvantitatív adatok gyűjtésére, a populációk nagyságának meghatározására tett pohárcsapdás kísérletet a terepviszonyok, a talaj kövessége igen megnehezítették, és végül ezúton érdemi eredményeket nem sikerült elérnünk.

A populációk szerkezetéről szerzett információ alapját képezheti egy hosszabb távú populációbiológiai monitorozásnak, aminek segítségével pontosabban megbecsülhetjük a hazai szkolopendra-állományok szaporodásának stabilitását, az esetleges változások tendenciáját is.



4. ábra: A lemért szkolopendrák testhosszának és fejzélességének viszonya –Head width plotted against body length in *S. cingulata*



5. ábra: A búvóhelyek hőmérséklete a testmérettel nem mutatott összefüggést – No correlation was found between microhabitat temperature and body size

1. táblázat. A fogott *Scolopendra cingulata* egyedek mért adatai (összesen 28 pld.) Data of the captured *Scolopendra cingulata* individuals

Lelőhely, példányszám	Testhossz (mm)	Fejszélesség (mm)	Hőmérséklet (°C)
Csákvár: Haraszt-hegy, 2 pld.	33	2	-
	35	2	22,5
Csákvár: Nagy-Vásár-hegy, 1 pld.	22	2	35,9
Gánt: Meleges, 1 pld.	75	4,5	31,5
Gánt: Orbán Győző bányája, 2 pld.	32	2	21,9
	80	5	27,4
Szár: Nagy-Szállás-hegy, 11 pld.	28	1,5	28,6
	32	2	22,6
	35	2	36,6
	36	2	23,1
	42	2	27
	63	3	22,2
	71	3,4	19,7
	87	4	21,7
	88	4	20,3
	89	4	18,8
	114	5,5	-
Csókakő: Kopasz-hegy, 11 pld.	21	2	-
	26	2	25,6
	26	2,5	22,2
	28	2	23,5
	33	2	26,1
	35	2	26,9
	40	2	24,2
	54	2,5	27,8
	86	4	-
	88	4	27,3
	88	4	27,2

Természetvédelmi javaslatok

Az öves szkolopendra a Vértesben az újabb adatok fényében kevésbé tűnik veszélyeztetettnek. Az újonnan felfedezett populációk területi kiterjedtségük, valamint megfigyeléseink és a megfogott egyedek száma (1. táblázat) alapján életképes méretűnek tűnnek, a két korábban is ismert állomány esetében pedig biztató a hosszabb ideje meglévő stabilis jelenlét. Van azonban néhány nemkívánatos tényező, amely megfigyeléseink szerint az összes populáció esetében veszélyt jelenthet. Ezek az élőhelynek a – részben betelepített – vadállomány által okozott degradációjával függenek össze. Igen szembeötlő a vaddisznók gyepfeltúrásainak nagyarányú jelenléte az egyes területeken, és a valószínűleg muflonok által okozott, taposási kár, amelyek a karsztbokorerdők és a sziklagyeppek leromlását, esetleg teljes pusztulását eredményezik. A megoldást végső soron itt is a vadállomány körültekintőbb szabályozása, az egyedszám csökkentése jelentheti.

Egy másik, egyedi esetként veszélyeztető tényező a Gánt közelében működő külszíni fejtésű kőbánya, amely az itt található populáció élőhelyének nagyobbik részét máris teljesen megsemmisítette. Jelenleg az állatok a lefejtett rész közvetlen szomszédságában, egy mindössze tíz méter széles gyepsávban találtak menedéket, de a bánya végül az élőhely és vele együtt a szkolopendra-állomány teljes eltűnését eredményezheti. Javasoltuk az illetékes természetvédelmi hatóságnak a külszíni fejtés megállítását, és a még megmaradt sziklagyep teljes védelem alá helyezését.

A Vértes-beli vizsgálatokat követően érdemes lenne a fajnak a Lajta- és a Villányi-hegység területein való bizonytalan előfordulásáról is újabb adatokat szerezni.

*

Köszönetnyilvánítás A két éves kutatást a Környezetvédelmi Alap Célelőirányzata (027798/2001. sz.) támogatta. Köszönjük a Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóságának, valamint Béni Kornélnak és Viszló Leventének (Vértesi Natúrpark) a természetvédelmi kutatás területi engedélyezését.

Irodalomjegyzék

- Béni, K. & Viszló, L. (1996): *Egy cseppnyi Magyarország. A Vértes hegység és környéke.* – Pro Vértes Természetvédelmi Közalapítvány, [Bicske], pp. 90–91.
- Demjén, Zs. (1999): Egy százlábú házikedvenc. – *Terrarium* 1: 36–37.
- Isépy, I., Kiss, F. & Szabó, L. V. (1982): *A Vértes természeti értékei.* – Országos Környezet- és Természetvédelmi Hivatal, Budapest, pp. 32–33.

- Korsós, Z., Dányi, L., Kontschán, J. & Murányi, D. (2002): *Az öves szkolopendra magyarországi állományainak helyzete* – In: Lengyel Sz., Szentirmai I., Báldi A., Horváth M. & Lendvai Á. Z. (eds): *Az I. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia Program és absztrakt kötete*. – MBT, Budapest, p. 144.
- Loksa, I. (1966): *Die Flaumeichen-Buschwälder Südostmitteleuropas*. – Akadémiai Kiadó, Budapest, p. 127.
- Szalay, L. (1956): Über die geographische Verbreitung von *Scolopendra cingulata* Latr. (Chilopoda). – *Zoologischer Anzeiger* 157: 35–36.

On the Hungarian populations of *Scolopendra cingulata*

Korsós, Z.¹, Dányi, L.², Kontschán, J.³ & Murányi, D.¹

¹Hungarian Natural History Museum, Department of Zoology
H-1088 Budapest, Baross u. 13, Hungary

²Eötvös Loránd University, Department of Zootaxonomy and Ecology
H-1117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/c, Hungary

³MTA-ELTE Zootaxonomical Research Group
H-1088 Budapest, Baross u. 13, Hungary; E-mail: korsos@nhmus.hu

The scolopendromorph centipede, *Scolopendra cingulata* Latreille, 1829, is the only myriapod in Hungary under legal protection. Its geographic distribution predominantly covers the eastern Mediterranean region, with countries on the Balkan Peninsula in the focus. The nominal form reaches the northernmost border of its range in central Hungary, in the Vértes Hills. In addition to the previously known two localities, we added five more extant populations during our two-year nature conservation study. Suitable biotopes of the species are the south-faced limestone slopes, even small rocky grassland patches among bushy woodland on the karst. Although the populations seem to be stable and need no strict conservation measures, there are a few factors which may threaten the survival chances of this centipede species in the future. These include the vegetation and habitat degradation caused by the overpopulation of wildboar and the introduced mouflon, as well as the activity of occasional open limestone quarries.

Keywords: *Scolopendra cingulata*, Vértes-Hills, population biology, conservation measures

A borókarágást befolyásoló tényezők és hatásuk a Kiskunsági Nemzeti Park borókásaira

Markó Gábor¹, Gyuricza Veronika¹, Bernáth Jenő², Bisztray György Dénes³ és Altbäcker Vilmos¹

¹ELTE TTK, Etológiai Tanszék

1117 Budapest, Pázmány Péter stny. 1/c.

²BCE, KK, Gyógy- és Aromanövények Tanszék

1118 Budapest, Villányi út 29-43.

³BCE, KK, Genetika és Kertészeti Növénynevelés Tanszék

1118 Budapest, Villányi út 29-43.

Összefoglaló: A Kiskunsági Nemzeti Park (KNP) borókásaiban a növényzet és a növényevők kapcsolatrendszere több alapvető eltérést tartalmaz, más-más a nagytestű növényevők denzitása, illetve az ott táplálkozó fajok táplálék-összetétele. A szegényes táplálékkinálatban mérgező növények is szerepelnek, amelyek éppen a rágás miatt választhatnak ki emésztésgátló illóolajokat. A borókabokrokat Bugacon az üreginyulak, Orgoványban a birkák rágják, míg Bócsán egyáltalán nem rágottak e cserjék. Mi azt vizsgáltuk, hogy a borókák az illóolaj mennyiségével vagy minőségi összetételével védekeznek-e a rágás ellen. Eredményeink szerint a rágottság fordítottan arányos az illóolaj-tartalommal, a bokrok illóolaj-tartalma évszakosan változik, továbbá az illóolaj-tartalom nyáron a legalacsonyabb és a legmagasabb télen. Korábbi vizsgálataink szerint a magas illóolaj-tartalmú növényeket elkerülik az állatok, míg a kevésbé mérgező egyedek fogyasztását egymástól tanulják, ami szelektív borókapusztuláshoz vezethet. A borókák és a növényevők közötti evolúciós versenyfutás vezethetett oda a KNP több évtizedes történetében, hogy a különböző területek borókaállományai légifotóról is jól látható módon különböznek, annyira eltérő az egyes helyszíneken a méret- illetve korcsoport-eloszlás.

Kulcsszavak: növényevő, üreginyúl, birka, boróka, illóolaj

Bevezetés

A természetben megfigyelhető populációs interakciók közös vonása, hogy tartós egymásra hatás esetén párhuzamos vagy szekvenciális evolúciós folyamatokhoz vezetnek (Jermy 1976). Az egymás által kikényszerített evolúciót egyesek koevolúciónak, mások evolúciós versenyfutásnak nevezik (Rhoades & Cates 1976). A folyamat lényege a másik populáció hatásához történő adaptáció, ami kialakulhat ragadozó és zsákmánya, parazita és gazdája, valamint egy növény és specializált növényevője között is. Az evolúciós kölcsönhatás létének bizonyítása általában a két populáció tér- és időbeli változatosságának összevetésével indul, a kutatók helyi illetve szezonális illeszkedéseket keresnek az interakcióban. Nehezíti a megértést, hogy a kapcsolatrendszer lehet szimmetrikus és aszimmetrikus is, vagyis például egy ragadozó-zsákmány interakcióban eltérő a szelekciós nyomás, hiszen a préda az életéért, a ragadozó a táplálékáért harcol (Kareiva 1999).

Az evolúciós versenyfutás egyik intenzíven tanulmányozott területe a növény-növényevő interakció. E nézet szerint a másodlagos anyagcseretermékek felhalmozódásának funkciója a mérgező hatás, ami védelmet biztosít a növényevőkkel szemben (Rhoades & Cates 1976). Válaszlépésként egyes növényevőkben kialakulhat a mérgezés ellenszere, ami további védekezést indukál. E szekvenciális evolúciós folyamat (Jermy 1983) egyes lépései konkrét fajkapcsolatokon tanulmányozhatók. Az újonnan kialakult fajokban felhalmozódó speciális anyagok (pl.: alkaloidok, glikozidok stb.) erősen mérgezőek és hatékonyan csökkentik a rágást, míg az általánosan előforduló, ősbibb eredetű anyagoknak (pl.: alfa-pinén) csekély a repellens hatásuk, mert már számos növényevő képes azokat hatástalanítani. Így egy növény hatóanyagainak specifikussága abból mérhető le legjobban, hogy mennyire specializálódott fitofágjai vannak (Futuyma 1976). Tehát a "mérgező növény" kifejezés egy viszonylagos fogalom, mert amíg az egyik fogyasztó emésztését tönkreteszi, addig egy másik fajban csak enyhe tüneteket okoz (Freeland & Janzen 1974). A hatást a fogyasztott mennyiség is befolyásolja, így nemcsak a kémiai összetételtől, hanem a növény toxintartalmától is függ, ami élőhelyenként és szezonálisan is változhat (Vourc'h *et al.* 2001). Egy populáción belül az átlagosnál eleve magasabb méreganyag-tartalmú növényegyedek relatív védettséget élveznek, a növényevők elkerülik őket. Haukioja (1985) szerint a toxintartalom az egyedfejlődés során is változik. A sarki nyulak (*Lepus americanus*, Erxleber, 1777) időszakos felszaporodása fokozott rágást eredményezett, amire a regenerálódó nyírfák magasabb csersav-tartalommal válaszoltak a másodlagos hajtásaikban. A következő években a nyulak egy bizonyos koncentráció felett már nem tudtak alkalmazkodni a csersav-tartalomhoz, ami a termékenységük csökkenését és elhullásukat eredményezte. Ez az interakció lehet a kanadai tundrán megfigyelhető 11 éves ciklikus fluktuáció mechanizmusa (Bryant 1981). A kölcsönös adaptáció eredményeképpen a növények feltételezhetően arra az időszakra növelik meg méreganyag-tartalmukat, amikor az állati fogyasztás esélye a legnagyobb. Egy növény számára akkor kifizetődőbb méreganyagot termelni, amikor a szövetei magas tápértékűek, így a növény felé nagyobb mértékű a predációs kockázat (Coley *et al.* 1985). A tölgyek (*Quercus spp.*) és az amerikai szövőlepké (*Lymantria dispar*, Linnaeus, 1758) esetében is hasonló a helyzet, ugyanis a lárvák táplálékfogyasztását a növényben felhalmozódó csersavtartalom korlátozza. Ha a környezeti tényezők megváltoznak (pl. egy korai tavasz esetén), akkor a méreganyagok nélkül védtelen növényi részeket a korán kikelt lepkelárvák leleghetnek, ami csökkenti a növény túlélési esélyeit (Smith 1990).

A másodlagos növényi hatóanyagok hatásai igen változatosak. A terpenoid eredetű illóolajok a növényi fogyasztásra repellensek lehetnek, ugyanakkor nektár-komponensekkel keveredve a megporzást segítő rovarok számára attraktáns hatást fejtenek ki. A probléma összetettségét még tovább növeli, hogy a növény termelte hatóanyagok a legtöbb esetben kémiaiilag nem egységes ve-

gyületek, azonban a kifejtett hatásuk együttesen érvényesül (Kéry & Zámbo 2000). Ismert példa erre a kamillavirágzat gyulladáscsökkentő hatása, amit egy hatóanyag-együttes (flavonoidok, nyálka és illóolaj) közösen fejt ki (Bernáth 2000).

A növényi mérgezést a növényevő elkerülő stratégiái is mérsékelhetik. A legelő háziállatok mérgezés elkerülési mechanizmusait tanulmányozva kimutatták, hogy a kecskegidák és bányók ízérzékelésükkel és tanulásukkal kerülnek el a csersav-tartalmú növényi részeket (Provenza *et al.* 1990). Schwartz és munkatársai (1980a) amerikai füles szarvasoknak (*Odocoileus hemionus*, Rafinesque, 1817) különböző borókafajokat kínáltak fel, és azt tapasztalták, hogy a rágás mértéke az illóolaj-tartalommal fordítottan arányos. A részletes laboratóriumi vizsgálatok szerint az illóolajban levő oxigenált monoterpének és szeszkviterpének gátolják a szarvasok bendőjében zajló mikrobiális tevékenységet, így bizonyos koncentráció fölött mérgezés alakul vagy alakulhat ki (Schwartz *et al.* 1980b).

A hazai, közönséges boróka (*Juniperus communis*, Linnaeus, 1753) alkotó társulásokban jól ismert mind a növényzet (Kertész *et al.* 1993), mind a legelő állat közösség összetétele (Katona *et al.* 2004). A KNP különböző borókás területei között több különbség figyelhető meg a növényzetben, és a vizsgálatok szerint ez részben a növényevők eltérő rágási nyomására vezethető vissza (Altbäcker 1998). A fő növényevők tápláléka a hullatékuk mikrohisztológiai elemzése szerint (Katona & Altbäcker 2002, Mátrai *et al.* 1997) helyi és szezonális különbségeket mutat. A bugaci ősbörökásban az üreginyulak (*Oryctolagus cuniculus*, Linnaeus, 1758) fogyasztják a borókákat, orgoványi borókásban a birkák (*Ovis aries*, Linnaeus, 1758) rágják, míg a 10 kilométerre lévő Bócsa falu körzetében nem volt borókafogyasztás. Bugacon a nyulak borókafogyasztása a téli szezonban jelentős. Ezzel szemben nyáron az ugyancsak mérgezőnek tekintett kakukkfű (*Thymus sp.*) a fő táplálékuk (Mátrai *et al.* 1997). A bugaci terület borókarágásának okait részletesen is vizsgálták. A Bugacra áttelepített nem rágott borókákat az üreginyulak napok alatt lerágták, így a rágottságbeli különbség oka az állatokban lehet. Laboratóriumi kísérletekben kimutatták, hogy a fiatal nyulak anyjuktól tanulják, hogy melyek a fogyasztható növényfajok (Altbäcker *et al.* 1995), az anyanyúl táplálék-összetételével kapcsolatos információ az anyatejen keresztül jut a kicsinyekhez és e szociális tanulás révén helyfüggő táplálkozási tradíció alakulhat ki (Bilkó *et al.* 1994).

Jelen vizsgálatban a borókarágást befolyásoló tényezőket és annak következményeit tanulmányoztuk. Lehetséges okokként a helyileg illetve szezononként eltérő rágási nyomás, a borókák illóolajának egyedi, kémiai összetétele és ennek szezonális ingadozása merültek fel. Ennek megfelelően hasonlítottuk össze az egyes boróka-állományokat. A nyúlragás befolyásolta a borókák túlélését, a birkarágás viszont nem, ezért arra is kíváncsiak voltunk, hogy a rágási nyomás hosszú távú következményeként eltérő-e a borókások korösszetétele.

Anyag és módszer

A rágási nyomás hatása a borókák rágottságára

A rágási nyomás vizsgálatához a KNP-ban az orgoványi borókás területét (É 46° 47' 30"; K 19° 27' 34") választottuk ki. Az állomány szélén található juh-hodály és a borókás középpontja felé eső sávot három egyenlő részre osztottuk, amelyek egyenként kb. 1 hektáros területek. A részterületek középpontjából kiindulva spirális mintavétellel meghatároztuk 100-100 egyed rágottságát. Ezeket 5 kategóriába soroltuk az eredeti alakjukhoz viszonyított berágás mértéke alapján. A skála osztályai: „nem rágott” (bokor maximum 20 %-ig rágott), „enyhén rágott” (21-40 %-ig rágott), „közepesen rágott” (41-60 %-ig rágott), „jól rágott” (61-80 %-ig rágott), és a „nagyon rágott” (81-100%-ig rágott) kategóriák voltak.

A birkák borókarágása és az illóolaj-tartalom kapcsolata

A borókarágás és az illóolaj-tartalom vizsgálatához a KNP-ban az orgoványi borókás területét választottuk ki. A téli borókarágás kémiai különbségeinek kimutatásához a mintákat télen (2004. március elején) szedtük a birkalegetetésnek legjobban kitett területéről, ahonnan egyaránt véletlenszerűen választottunk ki (N=10-10) nagyon rágott és egyáltalán nem rágott borókákat (*Juniperus communis* L.). A mintákat az egész bokorról, keverten vettük met-szőöllő segítségével. Ezek a leveles hajtásvégek maximum 12-15 cm hosszúak és mintánként 120g tömegűek voltak. A hajtások kiszáradása ellen folpack fóliába csomagoltuk és hűtve szállítottuk őket. A vizsgálatot az ELTE Etológia tanszék illóolaj laboratóriumában végeztük el.

Az illóolaj lepárlása és a növény szárazanyag-tartalmának meghatározása a VII. Magyar Gyógyszerkönyv (1997) leírása szerint történt. A mintákat légszáraz állapotig szárítottuk 37±3 °C-on. A hajtásokat a tobozbogyók eltávolítása után 2-3 cm-es nagyságúra aprítottuk és 30-50 g anyagból Clevenger vízgőz-desztillálóval kinyertük az illóolajat, amit század milliliter pontossággal határoztunk meg. A lepárlás a forrástól számított 90 percig tartott. A kapott illóolajokat parafa dugóval lezárt üvegekécsövekben 5 °C-on tároltuk. A borókahajtás illóolaj-tartalmát a 105 °C-on, 3 órán keresztül szárított növényi rész 100 grammjára vonatkoztatjuk ml-ben, két tizedes pontossággal. A tömegkülönbséget analitikai mérleggel (Kern 410) ezred gramm pontossággal határoztuk meg.

A kapott illóolajminták gázkromatográfias vizsgálatát a BCE Kertészettudományi Kar Gyógy- és Aromanövények Tanszék gázkromatográfia-laboratóriumában végeztük el, Shimadzu GC-14B kapillár-kolonnás, lángionizációs (FID) gázkromatográf készüléken. Vivőgázként nagy tisztaságú nitrogént alkalmaztunk 1ml/min. 75:1 splitter aránnyal. Kolonna méret: 30 m×0,25 mm ID×0,25 µm SE-30 megosztó-folyadékfilm. Programozott kolonnatér hőmérséklet:

110 °C (3 min.) 8 °C/min fűtési sebességgel 220 °C (5 min), 21,75 perces analízis idővel, IB 220 °C, Det 250 °C. Lánghoz a hidrogént generátorral, vízbontással, a levegőt kompresszorral állítjuk elő. A számítógéppel vezérelt GC-készüléket a Shimadzu Class VP Chromatography Data System-rendszer működteti. A komponensek azonosítását C. Roth-féle GC-standardek segítségével, számos esetben csúcsaddíciós módszerrel végeztük el. A mennyiségi meghatározást belső normalizációs módszerrel kaptuk meg, a csúcs alatti területek intenzitása alapján.

A borókák szezonális illóolaj-tartalma

Azt feltételeztük, hogy a borókák illóolaj-tartalma szezonálisan ingadozik. Mivel ezt a rágás is befolyásolhatja, ezért egy biztosan legeltetett területről, az orgoványi borókás hodályhoz közeli területéről választottunk ki bokrokat (rágási kategóriánként 2-2 egyedet). Hasonló korú és magasságú (2-2,5 m) nőiváru bokrokat választottunk erre a célra. A mintavétel és az illóolaj-tartalom meghatározása megegyezett a fent már említettekével, azzal a különbséggel, hogy a bokrokról a mintákat a birkarágás magasságából (0,5-1,2 m) szedtük. A mintavételt minden évszakban megismételtük (nyári: 2003 július 9., őszi: 2003 október 29., téli: 2004 február 1., tavaszi: 2004 május 2.).

A rágási szokások hosszú távú következményei

A borókarágás hosszútávú hatásait a KNP bugaci (É 46° 38' 58"; K 19° 36' 38"), bócsai (É 46° 38' 56"; K 19° 27' 31") és orgoványi (É 46° 47' 30"; K 19° 27' 34") boróka-állományának korösszetételében vizsgáltuk meg. Az adatfelvételt 2003. május végén végeztük el. Az egyes területek 1:1000 léptékű légifotóján véletlenszerűen választottunk ki 5-5 pontot, amelyek körül spirális mintavétellel megmértük az első 100-100 borókaegyed törzsméretét. A törzsméretet a talajtól 10 cm-es magasságban mértük MEBA típusú tolómérővel, tized milliméter pontossággal. A bokrok korának meghatározásához a korábbi erdőtüz során elpusztult, és a KNP által régebben kivágatott bokrok tönkjeit használtuk fel, Gyuricza Veronika vizsgálatára támaszkodva. Különböző vastagságú törzsekből (1-150 mm) a talajtól 10 cm-re aprófogú illesztőfűrészsel friss keresztmetszeti korongokat (N=5) készítettünk, és ezek felületén megszármoltuk az évgyűrűket. Az évgyűrűk száma és a törzsméret viszonyát tartalmazó függvény ($y=3,8245X + 1,7753$) segítségével számítottuk ki a bokor korát. A kalibráló egyenes felhasználásával "X" helyére a milliméterben mért törzsméretet behelyettesítve megkapjuk a bokor becsült korát évben.

Eredmények:

A rágási nyomás és a borókák rágottsága

A vizsgálat eredményét a 2. ábra mutatja. A három mintaterület rágottsági kategóriáit χ^2 teszttel hasonlítottuk össze: $\chi^2(8)=46,143$; $p<0,0001$. Tehát az eredmények szerint a rágási nyomás a birkahodályhoz közelebb eső területeken a legnagyobb, amíg a rágott bokrok gyakorisága a juhhodálytól távolodva csökken.

A birkák borókarágása és az illóolaj-tartalom kapcsolata

A rágott és nem rágott borókák összes illóolaj mennyisége nem különbözött ($1,5\% \pm 0,3$ ill. $1,5\% \pm 0,3$). A komponenseket összehasonlítva azt találtuk, hogy szignifikánsan különbözik az alfa-pinén $t(10)=2,187$, $p=0,05$; a delta-3-carén $t(9)=3,061$, $p=0,01$; a béta-myrcén $t(17)=2,111$, $p=0,04$; és további két, eddig még nem azonosított vegyület, amiknek a retenciós idejük 11,14 $t(12)=2,488$, $p=0,02$; és 12,22 $t(12)=2,405$, $p=0,03$.

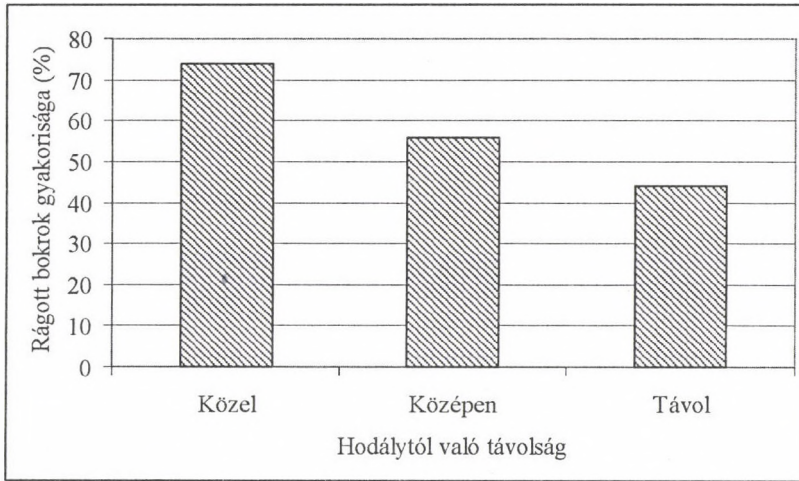
A borókák szezonális illóolaj-tartalma

A vizsgálat eredményét a 4. ábra mutatja, az adatokat kéttényezős ismétléses ANOVA-val értékeltük ki: Rágottság: $F(4,20)=10,43$ $p=0,001$; Évszak: $F(3,20)=14,35$ $p=0,001$; Interakció: $F(12,39)=0,44$ $p=0,92$.

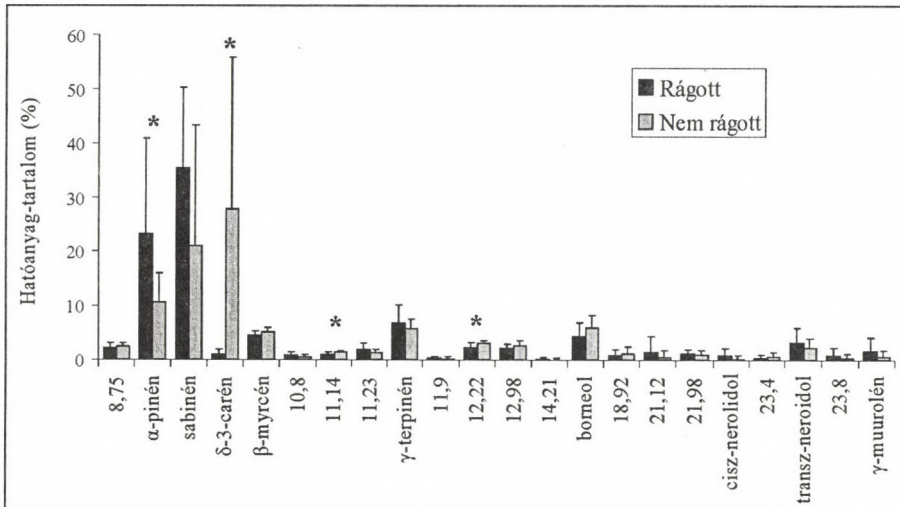
A rágottság fordítottan arányos az illóolaj-tartalommal, és a bokrok összes illóolaj-tartalma évszakosan változik, továbbá az illóolaj-tartalom nyáron a legalacsonyabb és a legmagasabb télen.

A rágási szokások hosszútávú következményei

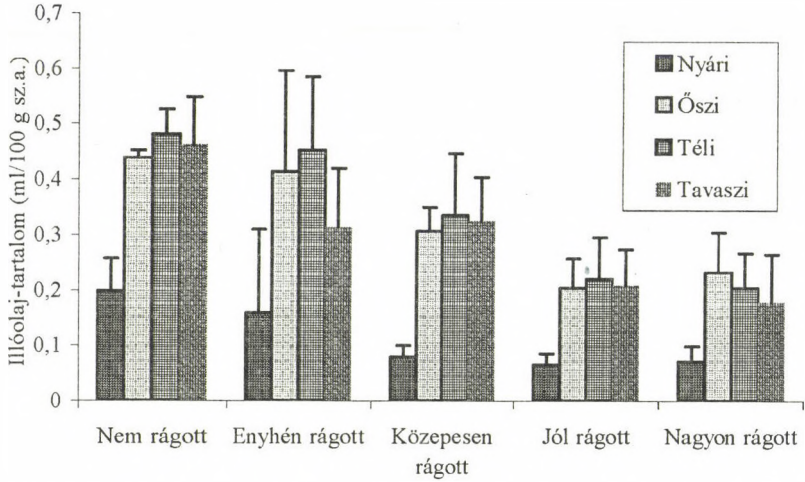
A borókások koreloszlása a helyi rágás hosszú távú, halmozott hatására torzulhat, mivel egyes időszakokban az erős rágás hatására sok, máskor kevesebb kisboróka pusztul el. A KNP három borókás állományának koreloszlását az 5. ábra mutatja, amit függetlenség vizsgálattal értékeltük ki: $\chi^2(28)=112,31$ $p<0,0001$. E szerint a különböző termőterületeken lévő boróka populációk életkor eloszlása eltérő. A nyúlragott borókásban (Bugac) kevés a kisboróka, így a borókák populációja öregedő a többi állományhoz képest (Bócsa, Orgovány).



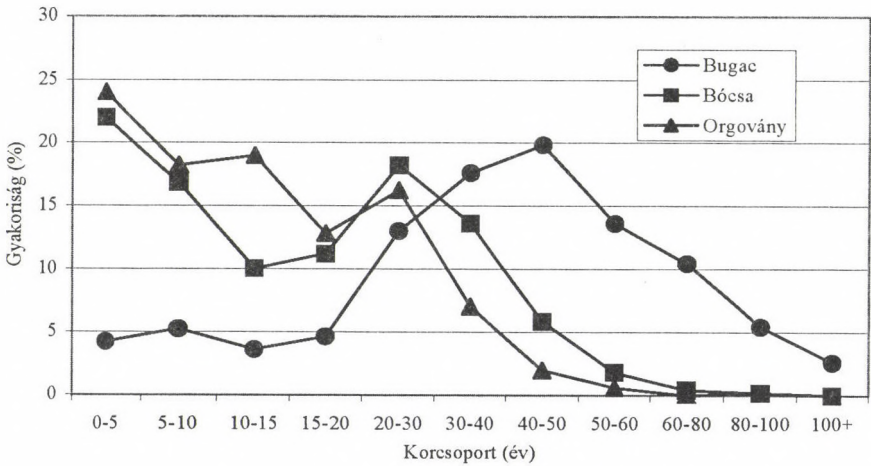
2. ábra. A rágott bokrok gyakorisága a hodálytól való távolság függvényében. A rágott bokrok gyakorisága csökken a hodálytól való távolsággal. (Mantel-Haenszel trend teszt a rágott-nem rágott arányra: $\chi^2(1)=14,248$; $p = 0,0002$.)



3. ábra. A rágott és nem rágott borókák illóolaj-hatóanyagai. Az illóolajok hatóanyag-tartalmában a csillaggal jelölt anyagoknál találtunk szignifikáns különbséget. Az ismeretlen hatóanyagoknál a retenciós idejük láthatóak.



4 ábra. A különbözően rágott borókák összes illóolaj-tartalom szezonális változása. A rágottság fordítottan arányos az illóolaj-tartalommal, a borkok illóolaj-tartalma évszakosan változik, továbbá az illóolaj-tartalom nyáron a legalacsonyabb és télen a legmagasabb. Rágottság: $F(4,20)=10,43$ $p=0,001$; Évszak: $F(3,20)=14,35$ $p=0,001$; Interakció: $F(12,39)=0,44$ $p=0,92$.



5. ábra. A bugaci, a bócsai és az orgoványi borókaállomány koreloszlása. A különböző termőterületeken lévő boróka populációk életkor eloszlása eltérő. A nyúlragott borókásban (Bugac) kevés a kisboróka, így a borókák populációja öregedő a többi állományhoz képest (Bócsa, Orgovány). $(\chi^2(28)=112,31$ $p<0,0001)$

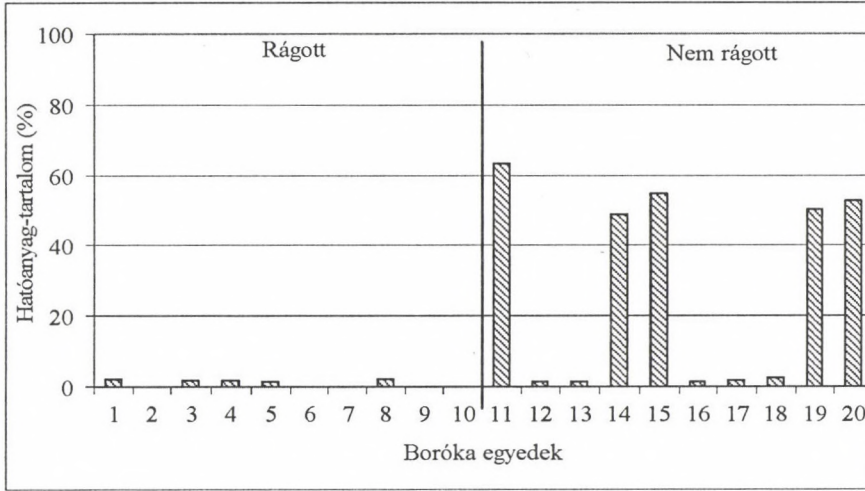
Értékelés

Érdeklődésünk középpontjában a borókarágás állt, aminek okait és következményeit terepi megfigyelésekkel vizsgáltuk. A bugaci borókás állomány öregedő korcsoport eloszlásában nagy szerepet játszhatott a korábban igen gyakori üreginyúl rágása. Ezt a jelen vizsgálatunk szerint a borókák kémiai összetétele is befolyásolhatta. Az illóolaj-tartalom ott és abban az időszakban volt a legmagasabb, ahol és amikor a borókák a legerősebb rágásnak voltak kitéve. A ciprusféléknél (*Cupressaceae*), mint a boróka rokonságába tartozó több növény esetében is, szezonális változást mutattak ki az illóolaj-tartalomban, továbbá a növények rágási magasságában, ahol hatóanyag-tartalomnövekedést észleltek (Zavarin *et al.* 1971). Más irodalmi adatok (Hassanali *et al.* 2004) szerint a hatóanyag-tartalom abban a szezonban a legmagasabb, amikor növényevők fogyasztják az adott növényt. A kakukkfű a bugaci fajszegény gyp egyik gyakori faja, amiben az is szerepet játszhat, hogy magas illóolaj-tartalma miatt az állatok csak keveset ehetnek belőle mérgezés nélkül. Ezt laboratóriumi etetési kísérletekkel is igazoltuk (Altbäcker *et al.* 1995). Legelő háziállatoknál más szerzők is azt tapasztalták, hogy az állat preferenciája fordítottan arányos lehet a növényfajok illóolaj-koncentrációjával, illetve ezen belül egyes illóolaj-komponensek részarányával (Provenza *et al.* 1990). Ezeket a megfigyeléseket borókán megismételve hasonló eredményre jutottunk. Ugyanis a borókák illóolaj-tartalma fordítottan arányos a rágottságukkal, mert a birkák az alacsony illóolaj-tartalmú bokrokat legelik jobban. A borókák a rágási esély növekedésével egyre több illóolajat termelnek. Ugyanakkor a rágás általános gyakorisága szintén hatással lehet a növényekre, mert a borókás belseje felé haladva egyre ritkábbak a birkarágás következtében kialakult torzult alakú bokrok. A torz alak mellett a borókák illóolajának kémiai összetétele is eltolódni látszik a legtöbb legelést elviselő szélső területeken, ami a rágás egyik középtávú következménye. Az illóolaj-tartalom az evolúciós versenyfutás koncepció predikcióinak megfelelően mind mennyiségében, mind összetételében változónak bizonyult. E fenotípusosan plasztikus tulajdonság helyi és szezonális ingadozásában elsődleges szerepe lehetett a közelmúltbeli növény-növényevő interakcióknak. A védekező képesség mind térben, mind időben arányosnak látszik a táplálék összetételből kikövetkeztethető rágási nyomással. Orgoványban a borókák rágottsága csökkent a hodálytól való távolsággal, és ezzel párhuzamosan illóolaj-tartalmuk is alacsonyabb lett (vö., 2. és 4. ábra), de minden szezonban sokkal magasabb volt, mint nyáron, amikor a birkák máshol és/vagy mást legeltek. A borókarágás most csökkent mértékű, de a korábbi sok évtizedes egymásra hatás eredménye jól látható a bokrok torz alakjáról, és tetten érhető a kémiai összetételben is. Vourc'h és munkatársai (2001) szerint a szarvasok által különböző intenzitással legelt területeken az óriás tuja (*Thuja plicata*, Donn ex D. Don in Lambert, 1824) illóolaj-tartalma és összetétele tükrözi a rágási nyomást. Szeretnénk a

három borókás állomány hatóanyagtartalom-eloszlását összehasonlítani, ami feltárhatja a helyi rágási nyomás által kikényszerített evolúciós válaszokat.

“Méregző növények” fogyasztása számos növényevő-populáció esetében megfigyelhető. Rákényszerülhetnek erre az állatok a téli táplálékhiány idején, sőt egyes kutatók szerint a beteg állatok kifejezetten keresik a gyógyónövényeket (Lozano 1998). A kiegyenlített, több fajra szétosztott táplálékbevitel megelőzi, hogy egy-egy méregből túl nagy mennyiség kerüljön az állat szervezetébe. Ez az úgynevezett kvantitatív védekezés vezethetett egyes gerincesek generalista táplálkozásmódjához, amivel optimalizálják az energia- és a táplálékbevitelt, de közben elkerülik a hasonló hatású toxinok felhalmozódását (Bryant *et al.* 1983). A növényevő emlősök élettana is tükrözi az ökológiai kényszerekhez történő adaptációt. A specialisták vizelete jobb pufferként viselkedik, így több méreganyagot tud semlegesíteni, mint a generalistáké (Dearing & Mangione 2000). A mérgezés elleni védekezés tanulás útján is javulhat, a növényevők néhány nap alatt áttérhetnek egy újonnan megjelenő növényre, vagy elkerülhetnek egy fontos tápnövényt, ha összetétele megváltozik, illetve jobb is akad nála. A Kiskunságban korábban igen gyakori üreginyulak mind egyedi, mind szociális tanulás révén módosíthatják táplálékukat (Bilkó *et al.* 1994), és ez nem csak a borókára, hanem más növényre, az ugyancsak magas illóolaj-tartalmú kakukkfűre is vonatkozhat (Altbäcker *et al.* 1995). A kakukkfű a bugaci nyulak fő nyári táplálékalkotója (Mátrai *et al.* 1997), ami abortív hatású timolt és karvakrolt tartalmaz nagy mennyiségben.

A legelő állatok táplálékválasztását több olyan terpénszármazék is befolyásolhatja, mely viszonylag ritkán fordul elő az örökzöldekben, de erősen legelt területeken viszonylag nagy mennyiségben megtalálható. Az általunk vizsgált orgoványi borókákban ilyen vegyület lehet a delta-3-karén is, amely ismert humán allergén (Cometto-Muniz *et al.* 1998) és amely egyes, a birkák által elkerült bokrokban bizonyos esetekben az illóolaj 50 százalékát is elérte (ld. 6. ábra). Az evolúciós versenyfutás elmélete szerint az erős rágási nyomás kényszere alatt olyan védekezési módszerek elterjedése várható, amelyekre a helyi növényevők még nincsenek felkészülve. A három borókásban a fiatal és öreg bokrok illóolaj-tartalmának összehasonlítása a delta-3-karén jelenlétének szempontjából fontos bizonyíték lehet a hatóanyag relatíve recens elterjedésére. Izgalmasnak ítéljük a birkák és a nyulak összehasonlítását is a régóta elterjedt, illetve recens hatóanyagok emészthetősége szempontjából. Várható, hogy a két fajban az utóbbiak fogyasztásában jelentősebb különbségek lesznek. Erre utaló jeleket figyelhettünk meg az ezzel kapcsolatos borókafogyasztásos előkísérleteinkben, hiszen az pozitív korrelációban volt az igen elterjedt alfa-pinén tartalommal, míg ellentétes összefüggést mutatott a delta-3-karén tartalommal. Ez megegyezik az evolúciós versenyfutás alapján jósolható összefüggésekkel (Hawkins & Cornell 2001).



6. ábra. A rágott és nem rágott borókák illóolajának delta-3-carén hatóanyagának százalékos összetétele. Jelentős egyedi különbséget figyelhetünk meg a rágott és a nem rágott bokrok illóolajának delta-3-carén tartalmában.

A szezonális változások ismerete alapvető a növény-növényevő kapcsolatokban. A lombhullatók anyagcseréjének szezonális ingadozását tükrözik az általunk is a kor meghatározásához használt évgűrűk. Emellett a téli lassúbb anyagcsere következtében sajátos mérgeanyagok és tartalék tápanyagok halmozódtak fel a téli nyugalomban lévő növények fás szöveteiben, amik a legelő állatok számára jellegzetes ízűek és egyúttal tápanyagforrást is jelentenek a sarkkörü erdőkben. A tundrai növények alacsony növekedési rátája a fizikai környezeti tényezőkkel szembeni alkalmazkodás eredménye, míg a másodlagos anyagcseretermékek a növényevőkkel szembeni kémiai védekezés lehetőségét biztosítják (Bryant *et al.* 1983).

Több olyan vegetációtípus létezik, ahol a helyi emlősöket a természetes rendszer részének tekintik, és kimutatták, hogy hatásuk nélkül degradációs folyamatok indulhatnak be (Clark 1981, Delibes & Hiraldo 1981). A kiskunsági borókásokban a munkacsoportunk eredményei szerint a legelő állatok és a növényzet kapcsolatrendszerének ismerete alapvető fontosságú a rendszer szempontjából. Összehasonlítva a koreosztást egy nyúlragott (Bugac), egy birkarágott (Orgovány) és egy nem rágott borókásban (Bócsa), következtethetünk a múltbeli kölcsönhatásokra. A társulás megújulása és fennmaradása szempontjából igen fontos, hogy a csemeték a növényevők legelését fiatal korukban túlélhessék. Ennek hiánya mutatkozik a bugaci állományban, ahol a fiatal bokrok gyakorisága lecsökken, amit a korábbi vizsgálatok szerint (Mátrai *et al.* 1997) a nyulak táplálkozási viselkedése okoz. A hozzávetőlegesen harminc évnél fiatalabb korcsoportokban a kis borókák jelenlétének erős csökkenése feltehetően az üregi-

nyulak rágásának következménye. A borókásokban alapvető változást hozott az üreginyúl állomány 1994-es összeomlása és a legeltető állattartás párhuzamos visszaszorulása. Az üreginyulak a táplálékhiány következtében szorultak rá a boróka fogyasztására, ami aztán a szociális tanulás révén fennmaradhatott. Az orgoványi borókás koreloszlása a korábbi birkalegeltetés és erőteljes borókarágás ellenére is hasonló maradt a rágásmentes bócsai területhez. Ennek oka a birka legelési viselkedésében keresendő, a birkák ugyanis elsősorban a tisztások gyepfelületén táplálkoznak, és nem bántják a nyárfák alatt sarjadzó kis borókákat. A gyepek kiritkulása után a birkák a felnőtt borókabokrok oldalán növényeket rágják, ami a bokor alakjának torzulásán túl nem okoz pusztulást. A bugaci nyulak viszont, éppen a bokrok és fák alatt, a talajszinten táplálkoznak, és ott a helyi táplálkozási tradíciónak megfelelően a téli hónapokban borókát is fogyasztanak. Ez vezet a kis borókák pusztulásához, illetve egyes öreg bokrok felkopaszításához (Mátrai *et al.* 1997). Ez utóbbi szintén nem okozza a borókapusztulást, azonban az orgoványi birkarágás 1,5 méteres magasságával szemben kb. 50 cm-ig kopaszítja fel a bokrokat. Nagyobb tér- és hosszabb időbeli viszonylatból kiindulva a rágási nyomás fluktuációja ökológiai értelemben igen fontos. Egy Alaszkában végzett vizsgálatban a sarki nyúlfajt (*Lepus americanus*) tanulmányozva (Bryant 1981) megállapították, hogy a nyulak egyedszáma hozzávetőlegesen 11 éves ciklikus változást mutat, aminek meghatározott szerepe van az ottani vegetáció dinamikájában. A vegetációt egyéb ritka hatások is érik, a Bugacon 1976-ban, Bócsán 1993-ban, Orgoványban 2000-ben pusztító erdőtüz nagy területen megsemmisítette a borókákat, és az égett területeken a regeneráció csak lassan halad. A még megmaradt érintetlen területek fennmaradásának illetve az égett területek borókás irányába történő regenerációjának elősegítése érdekében alapvető fontosságú a növény-növényevő kapcsolatrendszer ismerete, ehhez járulhat hozzá a kutatásunk is.

*

Köszönetnyilvánítás – Szeretnénk köszönetet mondani Kalapos Tibornak, hogy a laboratóriumi munkánkhoz a Növényrendszertan Tanszék eszközeit használhattuk. Köszönjük Gyuricza Veronika, Németh István és Katona Krisztián a borókák koreloszlásának meghatározásában nyújtott segítségét. A terepi kutatás a KNP engedélyével történt. Vizsgálataimat a Pro Renovanda Cultura Hungariae „Diákok a tudományért” Szakalapítvány támogatta. A kutatómunkához szükséges forrásokat az NKFP 3-B/0008 2002 pályázat biztosította.

Irodalomjegyzék

- Altbäcker, V. (1998): Növény-növényevő kapcsolatok vizsgálata homoki társulásokban. – In: Fekete G. (szerk.) *A közösségi ökológia frontvonalai*. – Scienia, Budapest, pp. 123–145.
- Altbäcker, V., Hudson, R. & Bilkó Á. (1995): Rabbit-mothers' Diet Influences Pups' Later Food Choice. – *Ethology*, **99**: 107–116.

- Bernáth, J. (2000): Speciális növényi anyagok (hatóanyagok) funkciói a növényvilágban. – In: Bernáth J. (szerk.): *Gyógy- és aromanövények*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 31–34.
- Bilkó, Á., Altbäcker, V. & Hudson, R. (1994): Food preference transmission in the rabbit: the means of information transfer. – *Physiology and Behavior* **56**: 907–912.
- Bryant, J. P. (1981): Hare Trigger. – *Natural History* **11**: 46–52.
- Bryant, J. P., Chapin, F. S. & Klein, D. R. (1983): Carbon/nutrient balance of boreal plants in relation to vertebrate herbivory. – *Oikos* **40**: 79–100.
- Clark, W. R. (1981): *Role of black-tailed jackrabbits in a North American shrub-steppe ecosystem*. – In: Myers, K. & McInnes, C. D. (eds.): Proceedings of World Lagomorph Conference, Guelph, Ontario, 1979, pp. 706–719.
- Coley, P. D., Bryant, J. P. & Chapin, F. S. (1985): Resource availability and plant antiherbivore defense. – *Science* **230**: 895–899.
- Cometto-Muniz, J. E., Cain, W. S., Abraham, M. H. & Kumarsingh, R. (1998): Trigeminal and Olfactory Chemosensory Impact of Selected Terpenes. – *Pharmacology Biochemistry and Behavior* **60**: 765–770.
- Dearing, M. D. & Mangione, A. M. (2000): Diet breadth of mammalian herbivores: nutrient versus detoxification constraints. – *Oecologia* **123**: 397–405.
- Delibes, M. & Hiraldo, F. (1981): *The rabbit as prey in the Iberian mediterranean ecosystem*. – In: Myers, K. & McInnes, C. D. (eds.): Proceedings of World Lagomorph Conference, Guelph, Ontario, 1979, pp. 614–622.
- Futuyma, D. J. (1976): Food plant specialization and environmental predictability in Lepidoptera. – *American Naturalist* **110**: 285–292.
- Freeland, W. J. & Janzen, D. H. (1974): Strategies in herbivory by mammals: the role of plant secondary compounds. – *American Naturalist* **108**: 269–289.
- Haukioja, E. (1985): Induced long-term resistance of birch foliage against defoliators: Defensive or incidental? – *Ecology* **66**: 1304–1308.
- Hassanali, N. B., Darab, Y., Sajed, M. A. & Fatemeh, N. (2004): Effects of spacing and harvesting time on herbage yield and quality/quantity of oil in thyme, *Thymus vulgaris* L. – *Industrial Crops and Products* **19**: 231–236.
- Hawkins, B. A. & Cornell, H. V. (2001): A compass for biological control. – *Trends in Ecology and Evolution* **15**: 37.
- Jermy, T. (1976): Insect–host plant relationship: coevolution or sequential evolution? – *Symposia Biologica Hungarica* **16**: 109–113.
- Jermy, T. (1983): Evolution of insect/host relationship. – *American Naturalist* **124**: 609–630.
- Kareiva, P. (1999): Coevolutionary arms races: Is victory possible? – *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* **96**: 8–10.
- Katona, K. & Altbäcker, V. (2002): Diet estimation by faeces analysis: sampling optimisation for the European hare. – *Folia Zoologica* **51**: 11–15.
- Katona, K., Biró, Zs., Hahn, I., Kertész, M. & Altbäcker, V. (2004): Abundance of European hares in a lowland area, Hungary: a long term ecological study in the period of the rabbit extinction. – *Folia Zoologica* **53**: 255–268.
- Kertész, M., Szabó, J. & Altbäcker, V. (1993): The Bugac Rabbit Project. Part I: Description of the study site and vegetation map. – *Abstracta Botanica* **17**: 187–196.
- Kéry, Á. & Zámbo, I. (2000): A hatóanyag fogalma. – In: Bernáth J. (szerk.): *Gyógy- és aromanövények*. – Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 29–31.
- Lozano, G. A. (1998): Parasitic stress and self-medication in wild animals. – *Advances in the Study of Behaviour* **27**: 291–317.
- Mátrai, K., Altbäcker, V. & Hahn, I. (1997): Seasonal diet of rabbits and their effect on juniper in Bugac Juniper Forest (Hungary). – *Acta Theriologica* **43**: 107–112.
- Provenza, F. D., Burritt, E. A., Clausen, T. P., Bryant, J. P., Reichardt, P. B. & Distel, R. A. (1990): Conditioned flavor aversion: A mechanism for goats to avoid condensed tannins in blackbrush. – *The American Naturalist* **136**: 810–828.

- Rhoades, D. F. & Cates, R. G. (1976): Toward a general theory of plant antiherbivore chemistry. – *Recent Advances in Phytochemistry* **19**: 168–213.
- Schwartz, C. C., Nagy, J. G. & Regelin, W. L. (1980a): Juniper Oil Yield, Terpenoid Concentration and Antimicrobial Effects on Deer. – *Journal of Wildlife Management* **44**: 107–113.
- Schwartz, C. C., Regelin, W. L. & Nagy, J. N. (1980b): Deer preference for Juniper forage and volatile oil treated foods. – *Journal of Wildlife Management* **44**: 114–120.
- Smith, R. L. (1990): *Ecology and Field Biology*, Fourth Edition – HarperCollins, New York, pp. 509–512.
- Vourc'h, G., Martin, J. L., Duncan, P., Escarré, J., & Clausen, T. P. (2001): Defensive adaptations of *Thuja plicata* to ungulate browsing: a comparative study between mainland and island populations. – *Oecologia* **126**: 84–93.
- Zavarin, E., Lawrence, L. & Thomas, M. (1971): Compositional variations of leaf monoterpenes in *Cupressus monocarpa*, *C. pygmaea*, *C. goveniana*, *C. abramisiana* and *C. sargentii*. – *Phytochemistry* **10**: 379–393.
- VII. Magyar Gyógyszerkönyv (1992): (Ph. Hg. VII.) Medicina Kiadó, Budapest, pp. 395–398.

Causes and consequences of juniper browsing in Kiskunsági National Park, Hungary

Markó, G.¹, Gyuricza, V.¹, Bernáth, J.², Bisztray, Gy.³ & Altbäcker, V.¹

¹Department of Ethology, Eötvös University

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

²Department of Herbs and Aromatic Plants, Corvinus University

H-1118 Budapest, Villányi út 29-43, Hungary

³Department of Genetics and Plant Breeding, Corvinus University

H-1118 Budapest, Villányi út 29-43, Hungary

We have observed local differences in the vegetation-herbivore interaction pattern in the Juniper shrublands of Kiskunsági National Park, Hungary. The density of herbivorous mammals differs in the Bugac, Bócsa and Orgovány forests, and their diet composition varies seasonally and spatially. We have found juniper browsing by the rabbits at Bugac, by the sheep at Orgovány, but no one fed on juniper at Bócsa. We studied whether juniper shrubs deter browsing via enhanced aromatic oil production or via specific chemicals reducing digestibility, and how chemical interaction is reflected in the age distribution of local stands.

By analyzing the chemical composition of shrubs in the three forests we found some significant differences both in the yield and the composition of essential oils related to the damage level. The shrubs produced the highest yield at Bugac and during the winter season when their consumption was most probable.

As we have shown that rabbits avoid junipers with high oil content and there are local traditions in diet composition due to social learning, these mechanisms might have contributed to the selective survival of juniper seedlings during the past decades. Such local interactions could be reflected by the skewed age distribution of junipers at Bugac where density of young age classes is much lower than expected.

Thus we found that selective feeding by herbivores contributes to the vegetation pattern even at the landscape level.

Keywords: herbivore, rabbit, sheep, Common juniper, essential oil

Az *Asclepias syriaca* L. három Pest megyei állományának szaporodásbiológiai vizsgálata

Bózsing Erika és Cseresnyés Imre

*Eötvös Loránd Tudományegyetem, Növényrendszertani és Ökológiai Tanszék
1117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/c, E-mail: era.b@freemail.hu*

Összefoglaló: A kezdetben dísznövénynek vagy mézelőnek ültetett selyemkóró hazánkban az 1980-90-es években fokozatos térhódításnak indult, mára veszélyes gyomnövény lett. További terjedése elsősorban az ország száraz, fátlan, vagy degradált területein, emellett új, eddig még el nem foglalt élőhelyein egyaránt várható.

Vizsgálatainkhoz egy felhagyott szőlőt és két parlagot választottunk, amelyekben a selyemkóró állományait (2×4 m-es kvadrátokban) az alábbi változókval jellemeztük: egyedszám, reprodukív példányok aránya, átlagos virágzatszám, átlagos tokszám, tok/összes virágzat egyedenként, tok/termést kötött virágzat egyedenként, termésenkénti magszám. Ugyanezen kvadrátokban a talaj magtartalmát is vizsgáltuk: 0-5 és 5-10 cm-es mélységekben.

Megállapítottuk, hogy a parlagokon kialakult két állomány kiterjedése, egyedszáma, a reprodukív példányok aránya és az átlagos tokszámuk nagyobb értékeket mutat a felhagyott szőlőben kialakult állományhoz képest.

A parlagok felső talajrétegében viszonylag sok selyemkóró magot találtunk (2750-18563 db/m²), míg az alsó talajrétegből (5-10 cm) csak az egyik parlagnál kerültek elő magok. A felhagyott szőlő talaja gyakorlatilag nem tartalmazott selyemkóró magokat.

Az állományok magprodukciója a parlagokon elérheti a hektáronkénti 70-100 milliót, ami rendkívül erős propagulum terhelést jelent a környező területek felé. Ezért a selyemkóróval fertőzött parlagok kezelésére különösen nagy gondot kell fordítani.

Kulcsszavak: állománysűrűség, felhagyott szőlő, magprodukció, reprodukív kapacitás, parlag, selyemkóró, talaj magtartalma

Bevezetés

Az észak-amerikai eredetű selyemkóró – amelyet tévesen neveztek el szíriainak (Varga 2003) – őshazájában széles körben elterjedt gyomnövény. Legnagyobb mértékben a szója, a kukorica, a zab és a cirok táblákban gyomosít, de az autóutak mentén húzódó mezsgyéken is meglehetősen gyakori (Cramer & Burnside 1982, Hartzle & Buhler 2000). Magyarországra kezdetben dísznövényként került be, így meghonosodásának pontos dátuma nehezen állapítható meg. Annyi bizonyos, hogy Borbás Vince az 1870-80-as években már elvadulva látta a Városligetben (Borbás 1897), és ugyanonnan Gönczy (1879) is jelzi. Ezidőtájt Eger, Zágráb és Veszprém mellől is előkerültek spontán példányai. Meghonosodását követően a faj viszonylag hosszan lappangott a hazai vegetációban, ami a behurcolt fajoknál nem ritka jelenség (Tamás 1999-2000).

Wagner János (1908) egyáltalán nem említi, de még a 2. Országos Gyomfelvételezés (1970) alkalmával sem került fel a rangsorolt gyomok listájára. Ezt követően azonban mindinkább elterjedt, és 1997-ben már a 76. legveszélyesebb gyomosítóként tartották számon (Csontos 2001a).

Mivel több, az ideális gyomokra jellemző (Newsome & Noble 1986) tulajdonsággal bír, például: évelő, vegetatív úton is jól szaporodik (Bagi & Szilágyi 1996), jó kompetitor, és feltehetőleg allelopatikus hatása is van (Kazinczi *et al.* 1999), további terjedése várható. Erre elsősorban az ország száraz, fátlan és valamilyen antropogén hatásra már degradálódott területei adhatnak módot (Bagi 1999).

Ugyanakkor Tobisch és munkatársai (2003) homoki akácokos lágyszárú szintjéből mutatták ki, de előfordulását megfigyelték már nyárasokban (Penksza & Kapocsi 1998) és *Pinus* ültetvények aljnövényzetében is. Ez arra utal, hogy a selyemkórú új, eddig még el nem foglalt élőhelyeken is megjelenhet a Pannonicum területén. Terjedése az új élőhelyek felé mindenekelőtt repítőkészülékes magvai által valósulhat meg. Ezért kvantitatív herbológiai munkánk során külön figyelmet fordítottunk a magprodukcióval összefüggő tulajdonságok vizsgálatára.

Anyag és módszer

Vizsgálatainkhoz három mintaterületet választottunk: Mogyoród, Ecsér és Szada települések határában. A mogyoródi terület növényzetét csenkeszes szárazgyeppel borított felhagyott szőlő képezte, az ecseri és szadai pedig parlagok voltak. Utóbbi területeken az *A. syriaca* állományok fő kísérő fajai a *Conyza canadensis* és az *Oenothera biennis* voltak. A felhagyott szőlőt a magszórást megelőzően, a parlagokat a magszórás részbeni megindulása idején kerestük fel. A területek alapadatait az 1. táblázat tartalmazza.

1. táblázat. A mintaterületek földrajzi helye, GPS-koordinátája, valamint az *Asclepias*-állományok jellemző adatai.

Mintaterület	GPS-koordináták			Állomány		
				összterülete	magassága	kitettsége
Mogyoród	N 47°35,324'	E 19°15,327'	270 m	200-250 m ²	70-90 cm	D-i lejtő (20°)
Ecsér	N 47°25,165'	E 19°18,980'	140 m	20-30 ha	90-110 cm	sík
Szada	N 47°36,733'	E 19°18,117'	235 m	8-10 ha	70-110 cm	sík

A mintavételezéshez egy-egy darab 2×4 m-es kvadrátot jelöltünk ki az állományok központjában. Meghatároztuk a kvadrátban lévő *Asclepias* egyedek számát (2. táblázat, a), majd az egyes egyedeken található virágzatok és a belőlük kifejlődött toktermések számát. A terepen felvett adatokból az alábbi változókat kalkuláltuk: reprodukív példányok aránya (b), átlagos virágzatszám (c), átlagos tokszám (d), tok/összes virágzat egyedenként (e), tok/termést kötött virágzat egyedenként (f), termésenkénti magszám (g). Egyedszámon a föld feletti hajtások számát értjük. Reprodukív példányoknak azokat a hajtásokat tekintettük, amelyeken volt virágzat. A vegetatív hajtások a további vizsgálatainkban nem játszottak szerepet. Az átlagos virágzatszám meghatározásához valamennyi, tehát a termést kötött és nem kötött virágzatok számát egyaránt figyelembe vettük. A tok/egyedenkénti összes virágzat meghatározásánál azt vizsgáltuk, hogy hogyan aránylik az egyeden lévő tokok száma az egyedenkénti virágzatok számához. A tok/egyedenkénti termést kötött virágzatok hányadosának megállapításával pedig arra kaptunk választ, hogy egy virágzatban átlagosan hány tok fejlődik. Végül minden populációból véletlenszerűen kiválasztott tíz növényről egy-egy felnyitlatlan toktermést begyűjtöttünk, majd ezekből meghatároztuk a termésenkénti magszámot.

A talaj magtartalmának mintavételezésére ugyanezekben a kvadrátokban került sor. A talaj felszínéről letisztítottuk az idej magszórásból származó magokat, majd ezt követően egy 80 cm² alapterületű mintavevő eszközzel 5 cm mélységű (azaz 400 cm³ térfogatú) hasábokat vágunk ki a talaj két rétegéből: 0-5 cm és 5-10 cm-es mélységekből. A vizsgálatainkhoz szükséges talajtérfogatot 800 cm³-ben határoztuk meg, amely meghaladja az irodalmi adatok szerint, pionír növényzetben minimálisan szükséges 500-600 cm³-t (Csontos 1997). A kívánt talajtérfogat eléréséhez 2-2 azonos rétegből kivett talajhasábot egyesítettük, és a továbbiakban ezt tekintettük talajmintának. A mogyoródi területről mindkét mélységből 1-1 db, az ecseri és szadai parlagokról pedig 2-2 db talajmintát szállítottunk nylon-zsákokban a laboratóriumba, ahol azokat 2 mm-es lyukbőségű szitán keresztül vízsugárral átmostuk, majd a visszamaradt törmelékből száradás után kiválogattuk és megszámláltuk a selyemkóró magvait.

Az egyes tulajdonságok átlagértékeinek eltéréseit a három termőhely között varianciaanalízissel vizsgáltuk (InStat 1997). Az adatok normál eloszlásának feltétele minden esetben teljesült, de a szórás-értékeket egyes tulajdonságok esetében különbözőnek találtuk (Bartlett próba). Ilyenkor a három termőhelyről származó adatok összehasonlítására Kruskal–Wallis tesztet végeztünk. Post-hoc tesztként az ANOVA után Tukey–Kramer tesztet, míg a többi esetben Dunn-tesztet alkalmaztunk. Szignifikáns különbséget $p < 0,05$ esetén fogadtunk el.

Eredmények és értékelésük

Az egyedszám az egyes állományokban 7,4 és 18,1 db/m² között változott (2. táblázat, a). Összehasonlítva az eredeti élőhelyen, Észak-Amerikában mért értékekkel (12-88 db/m²; Bhowmik & Bandeen 1976), látható, hogy az általunk mért egyedszámok a variációs tartomány alsó határán mozognak. Nyugat-Szlovákiában is az általunk vizsgált populációkénál magasabb egyedszámokat mértek (átlagosan 45 db/m²; Valachovic 1989).

A reproduktív példányok aránya átlagosan 95,5% volt (b), hasonlóan a szlovákiai eredményekhez, ahol a populáció 77-96%-a hozott virágokat, de a virágzó példányok ott magasabbak voltak (150-170 cm-esek), mint a hazai állományok, ahol 70-110 cm-es termetűre fejlődött a selyemkóró.

Az átlagos virágzatszám (c) az ecseri populációban (5,1 db/reproduktív egyed) szignifikánsan több ($p < 0,001$), mint a szadai (3,3 db) és a mogyoródi (3,1 db) esetében, amelyek viszont statisztikai értelemben azonosak. A szlovákiai mintaterületeken kevesebb (átlagosan 2,5) virágzatot találtak, de a jelleg meghatározásához a vegetatív és reproduktív hajtások összességét vették figyelembe. Az észak-amerikai mérések során átlagosan 2,2 db virágzatot találtak (Franson & Wilson 1983).

Az átlagos tokszám (d) Mogyoródon (1,8 db/reproduktív egyed) szignifikánsan kevesebb ($p < 0,001$), mint a két parlag területen (2,7 ill. 2,9 db). Észak-Amerikában ennél több, hajtásonként átlagosan 4,0 db tokot találtak.

Az egyedenkénti tok/összes virágzat (e) tekintetében Szadán találtunk szignifikánsan több ($p < 0,001$) termést, 0,9 db-ot. Ugyanez Mogyoródon 0,6, Ecseren 0,5 db-nak adódott. Eredményeink közel állnak a Szlovákiában mérthez, ahol átlagosan 0,5 db-ot találtak, viszont alul maradnak az Észak-Amerikában tapasztalt (átlagosan 1,8 db) értékekkel szemben.

Az egyedenkénti tok/termést kötött virágzat (f) tekintetében nem találtunk szignifikáns különbséget a három mintaterület esetében: átlagosan 1,4 db-ot számoltunk. Szintén nincs különbség a termésenkénti magszám (g) tekintetében: átlagosan 205 db magot számláltunk egy tokban. Ez jól illeszkedik a más területeken mért értékekhez és kevéssel meghaladja a korábbi hazai adatokat (v.ö. Varga 2003).

2. táblázat. Az állományok herbológiai jellemzői. A felső indexben lévő betűk a variancia-analízissel kapott csoportokat, a zárójelben lévő értékek a szórásokat mutatják.

Herbológiai jellemző	Mogyoród	Ecser	Szada
(a) Egyedszám; db/m ²	7,4	14,0	18,1
(b) Reproductív példányok aránya; %	89,8	98,2	98,6
(c) Átlagos virágzatszám; db/reproductív egyed	3,1 ^a (1,2)	5,1 ^b (1,5)	3,3 ^a (1,2)
(d) Átlagos tokszám; db/reproductív egyed	1,8 ^a (1,4)	2,7 ^b (2,1)	2,9 ^b (1,7)
(e) Tok/összes virágzat egyedenként; db	0,6 ^a (0,4)	0,5 ^a (0,4)	0,9 ^b (0,4)
(f) Tok/termést kötött virágzat egyedenként; db	1,4 ^a (0,5)	1,3 ^a (0,4)	1,5 ^a (0,9)
(g) Termésenkénti magszám; db	206,4 ^a (30,9)	206,9 ^a (31,9)	201,9 ^a (22,9)

A talaj 0-5 cm-es mélységi zónájában mindhárom területen találtunk magokat (3. táblázat), bár a mogyoródi minta elhanyagolhatóan keveset (1 db) tartalmazott. Ebben a mélységben a legnagyobb magtartalmat az ecseri parlagon találtuk (az A mintában 191, a B mintában 297 darabot). Szadán ugyanezek az értékek 58, illetve 44 darabnak adódtak. Az 5-10 cm-es mélységi zónában csak az ecseri parlagon fordultak elő magok, az A mintában 37, a B mintában 77 db, ami átlagosan mintegy 23,4%-a a felső 5 cm-ben talált magmennyiségnek. A magvak mélyebb talajrétegekbe való lejutását okozhatja a talajművelés, de megvalósulhat természetes eltemetődés útján is (Roberts 1981, Csontos 2001b). Az utóbbi eset – időigényessége révén – utalhat a faj perzisztens magbank kialakító képességére, de ennek bizonyításához több adatra és a magvak életképességének igazolására van szükség (Csontos 2000). Esetünkben az, hogy csak egyetlen, parlag területen találtunk az 5-10 cm-es rétegben magokat inkább a talajforgatás hatására utal.

Végül a mért adatokból kiszámítottuk az egyes állományok éves magprodukciónak (MP) négyzetméterre vonatkoztatva, az alábbi képlet alapján:

$$MP = a \times b/100 \times d \times g$$

(A betűk a 2. táblázat megfelelő változóira utalnak.)

Számításaink szerint így az éves magprodukciónak Mogyoródon 2468,8 db/m², Ecseren 7680 db/m², Szadán pedig 10449,4 db/m².

3. táblázat. A 800 cm³ ösztérfogatú talajmintákban talált *Asclepias syriaca* magok száma. A zárójelben feltüntetett értékek az 1 m²-re számított magszámot mutatják

Mélységi zóna	Mogyoród	Ecsér		Szada	
		A	B	A	B
0-5 cm	1	191	297	58	44
	(62,5)	(11938)	(18563)	(3625)	(2750)
5-10 cm	0	37	77	0	0
	(0)	(2313)	(4813)	(0)	(0)

A három mintaterületet összehasonlítva elmondható, hogy a parlagokon található ecseri és szadai állomány jelentősebb, mint a felhagyott szőlőben megjelent mogyoródi.

Az ecseri állomány volt a legnagyobb kiterjedésű, és itt találtuk az átlagos virágzatszámot és a felső talajréteg magszámát is a legtöbbnek. A három mintaterület közül pedig csak ebben kerültek elő magok a mélyebb talajrétegből.

Hasonlóan jelentős a második legnagyobb kiterjedésű állomány, a szadai, ahol a legnagyobb egyedszámot figyeltük meg és itt találtuk legtöbbnek az egyedenkénti tok/összes virágzatot is. A felső talajrétegben még jelentős magkészlet található, de 5 cm-nél mélyebben már nem fordulnak elő a selyemkóró magvai. A reprodukív példányok aránya és az átlagos tokszám mindkét parlagon kialakult populációban magasabb volt, mint a felhagyott szőlőben élő esetében.

A legkisebb kiterjedésű mogyoródi mintaterületen találtuk a legkisebb négyzetméterenkénti egyedszámot, és az egyedek összességükben alacsonyabbak voltak. Az egyedenkénti toktermések átlagos száma is itt volt a legalacsonyabb, és ez a terület az állományok összehasonlításában egyetlen mért tulajdonság tekintetében sem került az első helyre.

A külföldi populációkhoz viszonyítva, a hazaiak a négyzetméterenkénti egyedszám és az állománymagasság vonatkozásában elmaradnak azoktól, viszont a vegetatív egyedek (hajtások) aránya és az átlagos virágzatszám nálunk magasabb, ami kompenzálhatná az először említett változók alacsonyabb értékeit. Azonban a terméskötésnek az észak-amerikai populációkhoz viszonyított gyengesége – amit a toktermésekre vonatkozó változók jól mutatnak – végső soron az őshonos területen mutatkozóanál alacsonyabb propagációs képességet jelez. Ennek ellenére azonban a selyemkóró magtermelési képessége hazánkban sem mondható csekélynek, hiszen a parlagokon megfigyelhető hektáronkénti 70-100 millió mag óriási mennyiség. Ezért rendkívül fontos volna a parlagterületek megművelése, vagy ha arra nincs szükség, akkor megfelelő más irányú hasznosításukkal kell a gyomosodást megakadályozni. A faj elleni védekezésről írt részletes tanulmányában Varga (2003) is elsőrendűen fontosnak tekinti a megelőzést, kialakult gyomfertőzés esetén pedig a mechanikai és a vegyszeres védekezés kombinált alkalmazását ajánlja.

*

Köszönetnyilvánítás Dr. Csontos Péternek a terepi munka megszervezésében és kivitelezésében nyújtott segítségével, valamint a kézirat átolvasásáért, jobbító észrevételeiért mondunk hálás köszönetet. Köszönettel tartozunk Dr. Turcsányi Gábornak és Dr. Penksza Károlynak a selyemkóró állományok felkutatásában nyújtott segítségükért. A kézirathoz fűzött észrevételeiért Dr. Botta-Dukát Zoltánnak tartozunk köszönettel.

Irodalomjegyzék

- Bagi, I. & Szilágyi, Z. (1996): *Asclepias syriaca* klónok strukturális vizsgálata a Kiskunsági Nemzeti Park fülöpházi homokterületein. – *Bot. Közlem.* **83**: 170–171.
- Bagi, I. (1999): A selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) - Egy invazív faj biológiája, a védekezés lehetőségei. – *Kitaibelia* **4**: 289–295.
- Bhowmik, P. C. & Bandeen, J. D. (1976): Biology of Canadian weeds. 19. *Asclepias syriaca* L. Canadian. – *J. of Plant Sci.* **56**: 579–589.
- Borbás, V. (1897): Cím nélkül, a “Levélszekerény” rovatban. – *Természettudományi Közöny* **29**: 437–438.
- Cramer, G. L. & Burnside, O. C. (1982): Distribution and interference of common milkweed (*Asclepias syriaca*) in Nebraska. – *Weed Science* **30**: 385–388.
- Csontos, P. (1997): A magbank ökológia alapjai: definíciók és mintavételi kérdések. – *Természetvédelmi Közlemények* **5-6**: 17–26.
- Csontos, P. (2000): A magbank ökológia alapjai II. A talajminták feldolgozásának módszerei és alkalmazhatóságuk összehasonlító elemzése. – *Acta Agronomica Óváriensis* **42**: 133–150.
- Csontos, P. (2001)a: A számbogáncs (*Onopordum acanthium* L.) és a selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) magvainak túlélőképessége. – *Acta Agronomica Óváriensis* **43**: 83–92.
- Csontos, P. (2001)b: *A természetes magbank kutatásának módszerei*. – Scientia Kiadó, Budapest, p. 155.
- Franson, S. E. & Wilson, M. F. (1983): Seed predation and patterns of fruit production in *Asclepias syriaca* L. – *Oecologia* **59**: 370–376.
- Gönczy, P. (1879): *Pestmegye és tájéka viránya*. 2. Kiadás. – Magyar Királyi Egyetemi Nyomda, Budapest, p. 355.
- Hartzler, R. G. & Buhler, D. D. (2000): Occurrence of common milkweed (*Asclepias syriaca*) in cropland and adjacent areas. – *Crop Protection* **19**: 363–366.
- InStat (1997): *GraphPad InStat Demo, Version 3.00 for Win 95/NT*. – GraphPad Software Incl., San Diego.
- Kazinczi, G., Mikulás, J., Horváth, J., Torma, M. & Hunyadi, K. (1999): Allelopathic effects of *Asclepias syriaca* roots on crops and weeds. – *Allelopathy Journal* **6**: 267–270.
- Newsome, A. E. & Noble, I. R. (1986): Ecological and physiological characters of invading species. – In: Growes, R.H. & Burdon, J.J. (eds): *Ecology of biological invasions*. – Cambridge University Press, Cambridge, pp. 1–20.
- Penksza, K. & Kapocsi, J. (1998): A Maros-völgy edényes növényei I. – *Crisicum* **1**: 35–74.
- Roberts, H. A. (1981): Seed banks in soils. – *Advance in Applied Biology* **6**: 1–55.
- Tamás, J. (1999-2000): Az invazív fajok terjedésének törvényszerűségei egy magyarországi esettanulmány kapcsán - a betyárkóró. – *Bot. Közlem.* **86-87**: 169–181.
- Tobisch, T., Csontos, P., Rédei, K. & Führer, E. (2003): Fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) faállományok vizsgálata aljnövényzetük összetétele alapján. – *Tájökológiai Lapok* **1**: 193–202.

- Valachovič, M. (1989): Reproductive biology of *Asclepias syriaca* populations in Záhorská Nízina Lowlands. I, Notes on flower biology and fruit production. – *Biológia (Bratislava)* 44: 37–42.
- Varga, L. (2003): A selyemkóró (*Asclepias syriaca*) biológiája és a védekezés esélyei. – *Gyomnövények, gyomirtás* 4: 1–33.
- Wagner, J. (1908): *Magyarország gyomnövényei*. – Pallas Rt., Budapest, p. 384.

Reproductive biological studies of *Asclepias syriaca* L. stands in Pest County, Hungary.

Bózsing, E. & Cseresnyés, I.

Eötvös Loránd University, Department of Plant Taxonomy and Ecology
H-1117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/c, Hungary, E-mail: era.b@freemail.hu

In the beginning *Asclepias syriaca* was used as ornamental plant in Hungary. After escaping from cultivation it has become wide spread during last decades of the 20th century. Nowadays, it covers large areas especially on sandy soils, and its further appearance is expected on dry, treeless and degraded areas of the country.

For our research two uncultivated fields and one abandoned vineyard were selected. For sampling a 2 m by 4 m quadrat was used at each stand. The stands were characterized by the following variables: density, percentage of the reproductive specimens, average number of inflorescences, average number of fruits, fruits per all inflorescences on a stem, pods per fruited inflorescences on a stem, average number of seeds per fruit.

In the same quadrats the seed content of the soil was studied at two depths (from 0 to 5 cm and from 5 to 10 cm).

The results showed that the extent of area, density of stand, percentage of the reproductive specimens, average number of fruits were higher on the uncultivated fields than on the abandoned vineyard. In the upper soil-layer 2750-18563 seeds per m² were detected in the fallow lands, whereas in the lower soil-layer seeds were found only in one of the fallow lands. Common milkweed seeds were practically missing from the soil of the abandoned vineyard. The seed production of the fallow land population can reach 70-100 millions per hectare, which are very strong propagulum load on the surrounding areas. Therefore, the uncultivated areas occupied by *Asclepias syriaca* must be treated much more carefully.

Keywords: stand density, abandoned vineyard, seed production, reproductive capacity, fallow land, common milkweed, seeds in soil

A fenékpusztai Balaton-part botanikai értékei és a területen folyó természetvédelmi célú legeltetés hatása

Zentai Kinga¹, Benke Szabolcs² és Palkó Sándor (1959-2002)

¹1161 Budapest, Rózsa u. 8; E-mail: kinga@emk.nyme.hu

²8900 Zalaegerszeg, Átalszegett u. 57.

Összefoglaló: A fenékpusztai Balaton-part füves területeinek fenntartásához évszázadokon keresztül hozzátartozott a legeltetés is. Ennek abbamaradása, valamint az utóbbi évek szárazabb időjárása együtt vezetett a terület elgyomosodásához (*Solidago gigantea*), becserjésedéséhez. A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Zalai Helyi Csoportja felügyeletével, Palkó Sándor irányításával 1999-ben újból megkezdődött a terület immár természetvédelmi célú, a Balaton-felvidéki Nemzeti Park szürke marháival történő legeltetése, mely már néhány év elmúltával eredményesnek mutatkozott. A vizsgált területen ma (2003) összesen 25 védett növényfaj él, melyek egy részének állomány nagysága minden valószínűség szerint a kezelés hatására növekszik. 2002 őszén a Nemzeti Park Igazgatóság elszállította a szürke marhákat. A terület tisztító kaszással kombinált legeltetése a tapasztalatok alapján továbbra is feltétlenül kívánatos lenne.

Kulcsszavak: Fenékpuszt, legeltetés, szürke marha, védett növényfajok, természetvédelem

Bevezetés

A Balaton-part az elmúlt évtizedekben megnövekedett idegenforgalom hatására szinte teljes hosszában beépült. A kevés kivétel egyike a fenékpusztai Balaton-part. Ez a közel 3 km hosszú partszakasz csaknem érintetlenül maradt. A terület természetes állapotának és természeti értékeinek köszönhetően ma már a Balaton-felvidéki Nemzeti Park része. A természetes vegetáció fennmaradása, a Kis-Balaton közelsége miatt igen gazdag állatvilágnak ad otthont. Emiatt a Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Zalai Helyi Csoportja már 1985 óta folytat madárgyűrűzést a területen. Mintegy tizenöt év óta ez a természetvédelmi munka azonban már nem csupán a madármegfigyelésre korlátozódott. A terület fokozatos megismerésével egyre több értékes és védett növényfajt sikerült felfedezni, melyek érdekében már tudatos természetvédelmi célú kezelések is történtek.

A fenékpusztai Balaton-part gyepterületeit évszázadok óta legeltették, egészen az 1980-as évekig. A legeltetés felhagyásával a legelő lassan elkezdett becserjésedni, és az adventív magas aranyvessző óriási mennyiségben kezdte meghódítani a területet. Az 1999-es év őszén a Nemzeti Parkkal való együttműködés keretében megkezdődött a terület szürke marhákkal való legeltetése. Az állatok felügyeletét, valamint a legelőkezelés egyéb feladatait a Helyi Csoport

tagjai látták el 2002 őszéig, amikor a Nemzeti Park Igazgatóság elszállította a marhákat.

A Zalai Helyi Csoport természetvédelmi célú legeltetéssel kapcsolatos munkája szélesebb nyilvánosság előtt sajnos nem ismert, és minderről ez idáig írott anyag sem született. Fontosnak tartottuk összegyűjteni és leírni a fenékpusztai Balaton-parton folyó természetvédelmi célú legeltetés gyakorlatát és eredményeit, hogy már az első lépések dokumentálva legyenek, és ne menjenek feledésbe. Célunk volt bemutatni a terület jelenlegi állapotát, hogy összehasonlítási alapul szolgálhasson a további területkezelések hatásának vizsgálataiban.

Munkánk elkészítésének célkitűzései:

- a terület tájtörténetének megismerése, különös tekintettel az állattartásra,
- a területen 1999 óta folyó legeltetés és legelőápolás eseményeinek összegyűjtése és lejegyzése,
- a terület élőhelyeinek felmérése,
- a védett növényfajok állományának felmérése, előfordulási helyük térképezése,
- a legelési sajátosságok összegyűjtése,
- a legeltetési tapasztalatok értékelése, általános kezelési javaslatok megfogalmazása.

Kutatási előzmények

A régebbi botanikai kutatások eredményei nem csak a szorosan vett vizsgálati területre vonatkoznak, helymeghatározásuk nem mindig egyértelmű. Az utóbbi években nagy lélegzetű és rendszeres kutatások a Kis-Balatonban történtek, azonban ezek már többnyire nem terjedtek ki a védett Kis-Balaton tájegységhez tartozó fenékpusztai Balaton-partra.

Elsőként Kitaibel Pál járt a környéken. Árvay József Erneszt Keszthely környéki lelőhelyadatokat is tartalmazó két kisebb növényjegyzékét Kanitz Ágoston említi. Liebbald Gyula kutatómunkájának eredménye egy keszthelyi flóramű. Wierzbicki Péter Flora Keszthelyensei címmel készített flóraművet. Szenczy Imre, Hutter Mihály és Wierzbicki Péter közös kézírata 1842-ben született, mely szintén tartalmaz Keszthely környéki adatokat. Simonkai Lajos 1873-ban kutatót Keszthely környékén (Vidéki *et al* 2001).

A Magyar Földrajzi Társaság Balaton-bizottságának felkérésére Borbás Vince 1891 és 1897 között tanulmányozta a Balaton és partmellékének növényzetét (Virág 1997). Borbás (1900) számos adatot közöl a Zala és a Kis-Balaton, elsősorban a Zala-torkolathoz (Fenékpuszt) eső részének flórájával és

vegetációjával kapcsolatosan. Soó Rezső 1925 és 1935 között folytatott botanikai kutatásokat a Balaton környékén (Virág 1997). Boros Ádám (1927) *A Balaton vizének és partjának néhány növényéről* c. munkájában számol be kutatásai eredményeiről. 1981-ben született meg az első vegetáció-térkép a Kis-Balaton területéről. Az OKTH megbízásából készült el a Kis-Balaton Természetvédelmi Terület flóralistája (Vidéki *et al.* 2001). A Kis-Balaton Tájvédelmi Körzetről 1994 óta írnak éves jelentéseket, melyekben a védett növények állományának meglétét, esetleg nagyságát is jellemzik. A Balaton-felvidéki Nemzeti Park megalakulása előtt készült el egy botanikai állapotfelmérés a leendő nemzeti park területeiről (Vidéki *et al.* 2001). Vörösházi Krisztina 1999-es szakdolgozata többek közt a kis-balaton orchideafajok elterjedésével foglalkozik, ebben fenékpusztai adatok is szerepelnek. Szabó István több tanulmányában foglalkozik a Balaton és a Kis-Balaton flórájával és vegetációjával. *A Balaton természetvédelmi botanikai kutatása, különös tekintettel a parti lágyszárú növényállományokra* c. cikke (Szabó 2000) fenékpusztai adatokkal is szolgál.

Vidéki Róbert és munkatársainak 2001-ben elkészült florisztikai kutatási jelentése (Vidéki *et al.* 2001) a Kis-Balaton II. üteméről ad részletes és átfogó képet. Ebben a fenékpusztai Balaton-part védett fajainak 2001-es adatai is bemutatásra kerültek.

Anyag és módszer

A vizsgált terület a fenékpusztai Balaton-part, melynek északi határa a Csókakői-patak, déli határa a Zala folyó, nyugati határa a 71-es országút, keleti határa a Balaton. A területen belül a legelő a balatonai nádas szárazföldi szélétől a vasút vonaláig húzódik a Zala és a Csókakői-patak között, valamint egy keskeny sávot legeltetnek a vasút és a 71-es út között. A legeltetett terület harminc hektár.

A fenékpusztai Balaton-part tájtörténetének feldolgozásához a könyvekben, folyóiratokban megjelenteken kívül az Országos Levéltár Festetics Gyűjteményének iratait és térképeit, a katonai felmérések térképeit, régi kataszteri térképeket (Országos Levéltár), valamint a keszthelyi Balaton Múzeum fényképeit használtuk fel. A II. világháborút követő időkről a ma is a fenékpusztai majorban élő, egykori termelőszövetkezet volt üzemegység-vezetője, Horváth János adott információkat.

A természetvédelmi munkák és a legelőkezelésre vonatkozó adatok a szerzők tapasztalatai, feljegyzései, megfigyeléseinek eredményei.

Az élőhely-felmérés terepi bejárással történt. Az élőhely-mintázat elkészítéséhez felhasználtuk a Németh Zsolt által sárkányrepülőről 2001 júliusában készített légifényképeket, valamint a Földmérési és Távérzékelési Intézet 2000-ben készült fekete-fehér légifelvételeit. Használtuk továbbá az 1:10000 méret-

arányú ingatlan nyilvántartási térképet, valamint az 1:10000 méretarányú (EOTR) topográfiai térképszelvényt.

A terepbejárások során megismert védett növényfajok előfordulási helyeit az 1:10 000 méretarányú (EOTR) topográfiai térképre vittük fel.

Eredmények

Tájtörténeti, kezeléstörténeti adatok

A tájtörténeti kutatások alapján elmondható, hogy a Festetics család birtokaként legelőként hasznosították a területet az 1700-as évek végétől a II. világháborúig. Erről árulkodnak a Festetics Gyűjtemény összeírásai, levelezései. Szimentáli és magyar szürke marha fajtát tartottak a keszthelyi uradalomhoz tartozó gazdaságban. A régi térképek Fenékpusztta környéki helymegnevezései is arra utalnak, hogy a vidéket elsősorban legelőként hasznosították. A Balatoni Múzeum fényképgyűjteményéből előkerült egy kép, melyen szürke marha gulya legel a fenékpusztai Balaton-parton. Sajnos a kép készítésének pontos dátuma nem ismert, a XX. század első felében, talán a század elején készült.

A fenéki majorban élő Horváth Jánossal folytatott beszélgetésből is kiderült, hogy a II. világháború után is legeltették a Balaton-partot. A termelőszövetkezet létrejöttével megnőtt a fenékpusztai állatállomány száma. Először magyartarka, majd néhány évig még holsteinfρίζ fajtát tartottak. 1983-ig folyt legeltetés a területen.

A Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület Zalai Helyi Csoportja 1985-től végez természetvédelmi tevékenységet a fenékpusztai Balaton-parton Palkó Sándor vezetésével. Ez kezdetben főként a madárgyűrűzésre korlátozódott, majd 1987-től az első természetvédelmi célú beavatkozásokra is sor került.

A Balaton-part 1986. december 10-től lett a Kis-Balatoni Tájvédelmi Körzet része, mely 1997. október 1-jétől beolvadt a Balaton-felvidéki Nemzeti Parkba.

A Zalai Helyi Csoport a területet 1999. október 22-től a Nemzeti Park Igazgatóság akkori igazgatójának, Márkus Ferencnek köszönhetően a Nemzeti Park Igazgatóság szürke marháival legeltette. 2002 őszén az Igazgatóság Salföldre szállította az állatokat, azzal az ígérettel, hogy 2003 tavaszán egy részük visszakerül a területre, ami azonban eddig még nem történt meg. A Balaton-parton jelenleg csak két, magántulajdonban levő jóság maradt.

Természetvédelmi munkák, legelőkezelés

A Zalai Helyi Csoport 1987-ben kezdte az első természetvédelmi célú beavatkozásokat a területen az élőhelyek és a védett fajok védelme érdekében.

A legelső munkák között szerepelt a tövises iglice (*Ononis spinosa*), a mezei iringó (*Eryngium campestre*), valamint a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) irtása. A terület megismerésével fokozatosan feltérképezésre kerültek a védett növényfajok: megtörtént állomány nagyságuk felmérése és előfordulási helyük kijelölése.

A kis holdruta (*Botrychium lunaria*) és a pókbangó (*Ophrys sphegodes*) élőhelye a '90-es évek közepe óta rendszeresen le lett kaszálva, és a széna a területről lehordásra került.

A legeltetés 1999-es megkezdésével még nagyobb gondot fordítottunk a legelő karbantartására. Feltérképeztük és felmértük az adventív kolonizáló növényfajok számát és állomány nagyságát a (Csókakői-patak, a Balaton, a Zala és a 76-os út által bezárt) területen. Összeírtuk az adventív fás- és lágyszárú növényfajokat.

A magas aranyvessző visszaszorítását általában a legeltetés előtt a vegetációs időn kívüli szárazúzózással kezdtük, majd a sarjadó növényre engedjük rá a jószágot. Kísérleteztünk a földi bodza (*Sambucus ebulus*) legelőről való kiszorításával: egyrészt kaszálással, másrészt nagy körültekintéssel végzett vegyszeres gyomirtással. Sikeresen próbálkoztunk a kisebb lekaszált aranyvessző polikormonok angolperjével történő felülvetésével.

Az adventív fászfűszárúak közül csak azok kerültek kivágásra, melyek agresszíven terjeszked(het)nek a területen. A legelőn visszavágtuk a száradást jelző kolonizáló fászfűszárúakat /kutyabenge (*Frangula alnus*), veresgyűrűsom (*Cornus sanguinea*)/, valamint azokat a fűzbokrokat (*Salix* spp.), akácokat is, melyeket a jószág lekérgezett, lecsupaszított.

Fontos természetvédelmi szempont volt annak elérése, hogy a náddepók és nádválogató („tisztító”) helyek a gyepről a felhagyott szántóra kerüljenek. Az itt hagyott több köbméter nádat elégettük. Felmértük a területen illegálisan lerakott hulladék helyét, mennyiségét, majd összegyűjtése után elszállítottuk.

A legeltetés a területen szakaszos módszerrel történik. A legeltetett terület az évek során folyamatosan bővült észak és dél felé. A legelőbővítés, a villanypásztor áthelyezések, valamint a nagyobb volumenű legelőkezelések pontos időpontját és helyét egyaránt összeírtuk, így bármely legelőrésztől kikereshető, hogy mióta legeli a jószág, s mikor milyen kezelés történt rajta (tisztító kaszálás, bokorirtás, szárazúzózás stb.). A legelőszakaszokon a legelés, taposás által veszélyeztetett védett növények állományai ki vannak kerítve a legelőből vagy a növények egyedi védelemben részesülnek. A legelő ápolásához a legeltetés mellett hozzátartozik a szelektív kaszálás is gépi, illetve kézi motoros fűkaszával. Ez a jószág által le nem legelt fajokra, legelőrészekre irányul. A területen az állatlétszám 2002 őszéig maximálisan 28 db jószág volt, közülük 5 volt 2 évesnél idősebb.

Az élőhelyfelmérés eredménye

A vizsgálat során részletesen felmértük a fenékpusztai Balaton-part élőhelyeit, jelenlegi állapotukat, ami később összehasonlítási alapul szolgálhat a területen bekövetkezett változások nyomán követésére. Ezek részletes ismeretetésére területi korlátok miatt itt nem kerülhet sor. Elmondható, hogy a terület élőhelyei igen sokszínűek. A legeltetett gyepek nedvesebb foltjai a fehér-típpanos mocsárrét, a szárazabbak csenkeszes nedves kaszálórét maradványainak tekinthetők. Értékes élőhelyek a zombéksásosok, valamint a magassásos és nádas területek. Az Ambrus-kerti fás legelő a Balaton-part meghatározó tájképi értéke. Erdősávok és becserjésedett foltok teszik még változatosabbá a területet. A felhagyott, visszagyepesedő szántókon még sok zavarástűrő faj él.

Sisák István 2002. szeptember 20-án talajmintákat vett a Balaton-parti legelő egyes pontjain, ezek alapján a talaj a magasabb térszíneken mindenhol homokos, csak a mélyedésekben figyelhető meg tözegesedés.

A védett növényfajok előfordulása

Az alábbiakban a fenékpusztai Balaton-part védett növényfajait ismertetjük, attól függetlenül, hogy a legelőn vagy azon kívül található. A területen összesen 27 védett növényfaj található, ebből kettő (a házi berkenye és a konkoly) telepített. A legeltetett területen fordul elő 18 faj. A terület legnagyobb botanikai értéke a fokozottan védett pókbangó (*Ophrys sphegodes*), melynek állománya feltehetően a legeltetés hatására növekedett meg.

Kis holdruta – Botrychium lunaria (L.) Sw. in Schrad.

A kis holdruta állományát a vasút és az országút közötti, ún. „kisholdrutás” legelőn találjuk, a vasútállomástól északra körülbelül 100-150 m-re, homokon, homoki gyeptársulásban, 200-300m²-en belül. A területet a korábbi években lekaszálták, és a lekaszált szénát eltávolították. 1999-ben a területen a kora tavaszi kaszálást követően a szénát elégették, amelynek következtében az akkor szemmel még nem látható levelek károsodtak. A sérült levélsúcsokat csak a növény kihajtása után lehetett észlelni, s mivel tudjuk, hogy abban az évben fagy nem károsíthatta a növényeket, nyilvánvalóan a tűz okozta a sérülést.

2000-ben 20-30 db 10-12 cm-es példány került elő. 2000 ősze óta legelő ezen a legelőszakaszon a jószág, de a kis holdruta állomány (egy 300-400 m²-es terület), – melyben több tő agárkosbor, 1 tő pókbangó és 1 tő őszi fűzértékercs is él – villanypásztorral van kikerítve. 2001-ben 30-50 tő hajtott ki, 4-8 cm-es példányok. 2001 tavaszán a száraz időjárás miatt 3 alkalommal jelentős mennyiségű vízzel locsoltuk az élőhelyét, majd kaszálva volt a terület. A kis holdruta állománya 3 éve ki van kerítve a legelő többi részétől, csak a vegetációs időn

kívül legelhet itt a jószág. 2002-ben a kis holdrutának csak 2 egyedét találtuk meg, melyek 3-4 cm-esek voltak. Ez valószínűleg a jelentős csapadékhiánynak tudható be.

A megfigyeltek alapján az állomány nagyságát jelentősen befolyásolja a csapadékjárás. Mivel ezen az élőhelyen igen nehéz észrevenni a növényt, a továbbiakban is csak alapos vizsgálódás után tanácsos az állomány méretét becsülni.

Nádi boglárka – Ranunculus lingua L.

Fenekpusztán a nádi boglárka több előfordulási helye ismert. 2000-ben 70-100 tő volt az állomány nagysága, 2001-ben 50-100 tő. Megtalálható az északi legelőn a legelő és a Balaton között a Kilátós fa magasságában a magas-sásosban és a nádasban (2002-ben 100-150 virágzó tő), az Ambrus-kert mögött a legelő és a Balaton között a nádasban (5-10 virágzó tő). Ezeken kívül néhány tő található a hálósornál a nádasban (3), valamint a pókbangós rét magasságában a nádasban (2 virágzó tő). Feltételezhető, hogy újabb példányok kerülnek elő.

Fehér tündérrózsa – Nymphaea alba L.

A fenékpusztai Balaton szakaszon a fehér tündérrózsa két helyen fordul elő nagyobb foltban az Ambrus-kert magasságától a Zala-torok felé: a Körnád part felé eső szélén levő babásodott nádban és a Körnád mögött a Zala felé eső öbölben, valamint a Zalán felfelé mindkét part mentén kisebb foltokban. 2001-ben 500m²-re becsültük a két előbb említett állományt. 2002-ben ezek kiterjedése nem változott.

Házi berkenye – Sorbus domestica L.

Érdekeség, hogy az i.sz. V. század közepén leégett fenékpusztai római kori erődben végzett régészeti feltárások során a kútban és környékén a felfedezett gabonaleletekkel egykorú gyümölcsök magjait, termésdarabkáit is megtalálták. Előkerült a nagyon későn érő házi berkenye magja is (Füzes 1978).

A házi berkenye öt példányát 2001 tavaszán telepítettük. Pontos helye: a régi balatoni partoldal, illetve a régi part teteje a vasúti megállóhoz vezető lépcső tetejétől délre, a szántóföld és a vasút között. Telepítéskor ügyeltünk arra, hogy a szántón dolgozó gépek neohy kárt tehessenek bennük. Sajnos a balatoni kerékpárút nyomvonalát 2002-ben a fenékpusztai majornál bevezették a vasút mellé, s most a sínekkel párhuzamosan fut a Zala irányába. Ennek az építésnek áldozata lett az egyik berkenyefa.

Mocsári lednek – Lathyrus palustris L.

Palkó Sándor 2001 augusztusában találta meg a mocsári ledneket az Ambrus-kerti legelő északi részén a nádas és a legelő közötti magasságokban, egy körülbelül 30m²-es foltban 10-15 tővet. 2002 márciusában ez a terület bekerült a legelőbe, aminek következtében a jószág lelegette a növényt, így virágzó példányt nem találtunk.

Sulyom – Trapa natans L.

A sulyom 2 foltban fordul elő, a vasúti átjárótól északra az északi vízügyes stégnél, valamint ettől északra 50-100 m-re. 2000-ben és 2001-ben 200m²-nyire becsültük a sulyom állományát. Ez 2002-re sem változott.

Gázló – Hydrocotyle vulgaris L.

A gázló 2000-ben 3 foltban volt megtalálható, mindegyik az északi legelőn. Az egyik folt a vasút mellett, a Balaton-part felé egy mélyedésben, valamikori kubikgödörben rekettyefűzek alatt (észak felé indulva a síneken a vasút menti első nyírfánál a part felé) volt. További két kisebb, egymáshoz közeli állománya ismert a villanypásztoron kívül eső Balaton felőli magasságokban, az iszaptározó töltéséhez közel, attól délre. Ez a 3 állomány összesen mintegy 100m²-nyi területű volt.

2001-ben összesen 250m² területet tett ki a két folt, az egyik magasságokban található állomány nem volt megtalálható. 2002-ben a vasút melletti állomány teljesen eltűnt. Ennek oka egyrészt a hosszan tartó csapadékhiány lehet, másrészt a lelőhely bekerült 2001 nyár végén a legelő területébe. Így erőteljes taposásnak lett kitéve, mert a jószág igen kedveli a fűzbokrok hajtásait, s a gázló állománya feletti fűzeket is lecsupasztották. A villanypásztor 2001 szeptemberében körülbelül 15-20 méterrel kijebb került a Balaton felé, így a gázló másik élőhelye részben bekerült a legelőbe, illetve a villanypásztor vonala alá. Ennek következménye a legelés és a villanypásztor alatti kaszálás miatt az lett, hogy az állomány egy része eltűnt, a legelőn nem maradt meg. A villanypásztor alatt, illetve a legelőn kívüli termőhelyén még fellelhető. 2002-ben a gázló állománya összesen 50m².

Gyilkos csomorika – Cicutavirusosa L.

2000-ben és 2001-ben körülbelül 10-20 tőre becsültük a gyilkos csomorika állományát. Ezeket a példányokat a nádas azon részeiről ismerjük, ahová könnyen be lehet menni, így pl. a vasúti átjárónál levő kék vízügyes bódétól a vízhez vezető móló végén, a hálósor végén. A Zala-torkolatban szintén ismertük a lelőhelyeit (további körülbelül 20 tő).

2002-ben a gyűrűzőállomási példányok változatlanul megvoltak. A Zala-

torkolatban Benke Szabolcs és Bódis Judit vizsgálták a csomorika elterjedését, és megállapították, hogy továbbra is megtalálható az állomány, a jobb parton nagyobb mennyiségben. Benke Szabolcs alaposan átvizsgálta az eddig nem kutatott nádszegélyt a gyűrűzőállomástól a Zaláig. Megállapította, hogy a hálósortól elindulva 400-500 m-en keresztül szórványosan fordul elő, majd egyre nagyobb gyakorisággal. Állománya így összesen több száz példányra tehető.

Kisfészkü aszat – Cirsium brachycephalum Juratzka

Palkó Sándor 2001-ben fedezte fel a kisfészkü aszat 20-25 példányos állományát, az északi legelőn a Kilátós fától a Balaton felé, már a legelőn kívüli magasságosban. 2002-ben mintegy 10 tövet találtunk az ismert helyén.

Vetési konkoly – Agrostemma githago L.

2002 kora tavaszán vetettünk konkolymagot keleti szarkalábbal (*Consolida regalis*) egy 2 m²-es területen a vasútállomásra vezető lépcső tetejénél, attól északra a szántó föld közvetlen szomszédságába. Kérdés, hogy a vegyszeres gyomirtás eléri-e a következő évi állományt, ezért július közepén, illetve végén a mag egy része összegyűjtésre került.

Az i.sz. V. században elpusztult fenékpusztai római kori erődített településen az ásátások leleteit archeobotanikai elemzéseknek is alávetették, melynek során kiderült, hogy a leletben kevés volt a gyommag, de ezek közül legnagyobb mennyiségben a konkoly magja fordult elő. (Meg kell jegyezni, hogy „ez semmi különösét nem jelent, hiszen az újkőkortól ez az egyik leggyakoribb gyomunk a vetésekben.”) (Füzes 1978).

Árokvirág – Samolus valerandi L.

Almádi László „néhány évtizede még látta Fenékpusztán”. (Almádi *ex verbis* 2002) 2002 szeptemberében az északi legelőn, a jószágnak ásott, kiszáradt itató csupasz talajfelszínén találta meg a növény két példányát Almádi László és Bódis Judit (Bódis *ex verbis* 2002). Az itatót 2000-ben ásták, majd 2001-ben mélyítették. A csapadékhiány, s ezzel összefüggésben a Balaton vízszintjének jelentős csökkenése miatt azonban a víz eltűnt belőle. 2001 tavaszán körülbelül július elejéig, valamint 2002-ben tavasszal volt víz az itatóban; ezt követően kiszáradt.

A növény a talajfelszíntől mintegy 60-70 cm mélyen az árok oldalán található. Benke Szabolcs október elejei alaposabb vizsgálatkor további 14 példányt talált egészen az itató aljában és körülbelül 100 cm mélyen a talajfelszíntől. Többsége néhány leveles növényke volt.

Lápi csalán – Urtica kioviensis Rogow.

A fenékpusztai Balaton-parton a lápi csalán sokfelé előfordul a nádasban. A 2001-ig ismert előfordulások nem következetes keresés eredményei, hanem olyan lelőhelyek, amikre a mindennapokban bukkantunk rá. Becslés szerint ez néhány tíz tő. Ezek a példányok megtalálhatók a vasúti átjáróval szembeni víz-ügyes bódétól bevezető stég végében, a Nagyfánál, valamint a hálósor vége felé. Benke Szabolcs 2002 szeptemberében a Csókakői-patak és a Zala-torok közötti nádasat vizsgálva állományát néhány 100 töves nagyságúra teszi. A gyűrűzőállomástól északra csak néhány helyen akadt nyomára. A Zala-torkolat felé gyakoribb, de itt sem fordul elő sehol tömegesen. Több helyen talált néhány m²-es területen 10 tő körüli állományt.

Szarvashagyma – Allium carinatum L.

A fenékpusztai legelőn Palkó Sándor 2000-ben találta meg először a növényt: 10 virágzó tövet, az Ambrus-kertben a régi közhasznú út vasúttal párhuzamosan futó szakasza mellett, a vasút felé eső oldalon elszórtan.

Az Ambrus-kerti legelőrész legeltetése 2000 őszén kezdődött. A 2000/2001-es telet a szürke marhák ezen a területen töltötték. A 2001. évben, a vegetációs idő nagy részében az állatok ezen a legelőn voltak, mert vízhiány miatt a többi legelőrészre nem lehetett őket átengedni. A szarvashagymát a jószág lelegelte. Emiatt 2001-ben csak egyetlen virágzó tövet sikerült felfedezni. 2002 februárjában a további legelés megakadályozása miatt a feltételezett termőhelyen 50-70 m²-nyi terület a legelőből ki lett kerítve villanypáasztorral. Az így bekerített részen egész évben nem volt legeltetés.

A 2002 szeptemberében a 2001-ben meglévő tőtől mintegy 5 m-re néhány m²-es területen Benke Szabolcs 50-80 tő szarvashagymát talált (a legelőből kikerített részen). Közben kiderült, hogy a 2000-ben megtalált tövek valójában kívül estek ezen, és így a jószág feltehetően azt a foltot lelegelte. A többi lehetséges termőhelyen 2002-ben sem került elő, valószínűleg a legeltetés és kaszálás miatt.

Kardos madársisak – Cephalanthera longifolia (L.) Fritsch

Fenékpusztán Palkó Sándor 2002 tavaszán találta meg az északi legelőn. /Ha az iszaptározó déli végét gondolatban meghosszabbítjuk a vasút felé, az így kapott, a vasútra merőleges vonaltól kissé délre található, a vasút közelében (körülbelül 10 méterre), a jegenyék előtt./ Az összesen 6 példány a következő eloszlásban fordul elő: 3 db és másik 2 db egymás mellett, egy pedig magányosan. 2001-ben került a növény termőhelye a legeltetett területen belülre. Virágzás kezdetén a virágok nagy részét bundásbogarak rágták le, mindösszesen csak egy toktermés fejlődött ki.

Mocsári nőszőfű – Epipactis palustris (L.) Crante

A fenékpusztai állomány már viszonylag régen ismert. Az északi legelőn található a Kilátós fa és a vasút között, s innen északra, körülbelül 30 méterre. 1999-ben állománya 3 kisebb foltban tenyészett. 2000-ben az állomány 35 m²-nyi volt. 2001-re a legkisebb folt a legeltetés következtében megsemmisült, így összesen mintegy 30 m² kiterjedésben maradt meg a mocsári nőszőfű. A két nagyobb folt 2001-ben ki lett kerítve a legelőből. 2002-ben a nagyobb, 20-22 m²-nyi foltban 170-200 virágzó hajtás, míg a kisebb foltban 40-50 virágzó hajtás volt. Ezen kívül a közelben egy-egy hajtás még fellelhető.

Széleslevelű nőszőfű – Epipactis helleborine (L.) Crantz

Fenékpusztán 2001 szeptemberében Palkó Sándor fedezett fel két, már elvirágzott példányt az északi legelő bokorfüzes északi részén, egy öreg törékeny fűz tövében. (Itt kanyarodik az eddig a vasúttal párhuzamos árok a Balaton felé.) A közvetlen közelében lévő öreg törékeny fűzet a marhák vakarózásra használják, valamint a marhacsapás is éppen a két tő felett vezet el, így a jelentős taposás miatt 2002-ben a növény nem hajtott ki vagy a jószág kitaposta.

Békaöntő – Listera ovata (L.) R. Br.

A békaöntő Fenékpusztán három legelőrészen található meg. 2000-ben a pókbangós legelőn került elő két tő, a mesterséges partifecske-fal melletti galagonyabokortól a vasúti átjáró felé. Ezeket azóta is minden évben megtaláltuk. 2001-ben az északi legelő bővítésekor aranyvesszős foltban került elő újabb 4 tő, körülbelül a vízügyes stégtől a vasút felé húzott, vasútra merőleges vonalban. 2002-ben 1000-2000 példány került elő az Ambrus-kerttől a Zala felé eső aranyvesszős területen. A faj előkerülésében valószínűleg nagy szerepet játszott 2001. decemberében az aranyvessző szárazúzózása, majd az azt követő februári nád- és gyeptűz is.

A tüzet követően a területen lehetővé vált a legeltetés, mert a több éves náddepók, valamint a sokéves aranyvesszőkórók nagy része is megsemmisült. A villanypásztoros legelőbővítés április 12-13-án készült el, a legeltetés április 16-án kezdődött. A faj nagymértékben károsodik a taposás és rágás hatására, a legnagyobb kártételt a taposás okozza. Rágási kár azokat a töveket érte, amelyek virágoztak: virágzás kezdetén a virágzati tengelyt csípték ki a marhák.

A területen az aranyvessző igen nagy borítású, sok helyen az itt élő rekettyefűzek közé is behúzódik. Megfigyelhető, hogy a békaöntő elsősorban aranyvesszőkóró-törmeléktől, fásodó szárrészekről mentes talajfelszínen nő, ahol a talaj takarva van, az avar megakadályozza a kihajtását. A szárazúzózás és az égetés jótékony hatással volt a növényre, mert letisztította a talajfelszínt, megsemmisítve az évek során felhalmozódott aranyvesszőkóró alkotta avart. A nem szárazúzózott, le nem égett aranyvesszős, rekettyefűzes társulásban egyálta-

lán nem található békakonty (és vitézkosbor sem).

Tapasztalható, hogy a békakonty a sásosban kisebb egyedszámmal fordul elő, és kisebb méretű, mint az aranyvesszőben, illetve a rekettőfűzek alatt.

Őszi füzértekeres – Spiranthes spiralis (L.) Chevall

A növény a kis holdrutás legelőn található, a vasútállomástól északra, mintegy 100-150 m-re. A legelőnek egy 300-400 m²-nyi része a kis holdruták miatt ki van kerítve, ezen él a füzértekeres is. Benke Szabolcs egyetlen példányát 2001 januárjában találta meg. A növény körülbelül 15 cm magas volt. Az őszi füzértekeres 2002 októberéig nem hajtott ki.

Az őszi füzértekeres legközelebbi ismert lelőhelye a területtől délre körülbelül 5-6 km-re van az ún. Balatonszentgyörgyi legelőn. Itt az egykori több százas nagyságrendről száz alá csökkent az egyedszáma (Vidéki *et al.* 2001), 2001-ben 20 tő virágzott.

Pókbangó – Ophrys sphegodes Mill.

Fenekpusztától nem messze a balatonszentgyörgyi és a balatonberényi legelőn egyaránt előfordul, a fenekpusztainál jóval nagyobb egyedszámmal.

Állománya a gyűrűzőállomás közelében, a vasút és a bejáró út között van a Nagyfa magasságában, a Nagyfától a vasútra vezető (vasútra merőleges) ösvénytől északra. Élőhelye egy kicsit magasabban fekszik a legelő többi részénél. 2001-ben a kisholdrutás réten is találtunk egy példányt, mely azonban nem virágzott. 2002-ben egy példányt találtunk az ösvénytől délre, a nagy szürkenyáráktól keletre. Az egyedeket minden évben egy-egy kis karóval jelöljük meg. Az egyedek számlálását összel kezdjük, és folyamatosan figyeljük a töveket egészen magérlelésig.

2000-ben összesen 24 pókbangó tő hajtott ki, ebből 13 virágzott. 2001-ben 60 egyedből 33 hozott virágot. 2002-ben 120 tövet találtunk, ebből 69 virágzott. Benke Szabolcs 2002. november végén már 133 fotoszintetizáló tövet talált.

Ez a látványos állománynövekedés feltételezhetően a legeltetésnek köszönhető, bár az évek óta tartó szárazabb időjárás sem kizárt. Kaszálás már a '90-es évek közepétől volt az előfordulási helyen, s a szénát minden esetben eltávolították. A terület a tölevelek megjelenésétől a magérlelésig (körülbelül júliusig) ki van zárva a legeltetésből. 2000 nyarán kézzel kaszálták le a területet, s késő őszig legelt rajta jószág (csak 4 tinó és 1 tehén!). 2001 júliusában szintén legeltetve volt egy hétig (már 28 marhával!), majd a hónap végén le lett kaszálva a terület kézi motoros fűkaszával. 2002-ben csak szeptemberben lett a területre engedve a jószág (2 napig 26 marha), majd közvetlenül a legeltetés után tisztító kaszálás történt kézi motoros fűkaszával.

Ennek a késői legeltetésnek (szeptember) a tanulsága a következő volt: a területen maradó, hosszú ideig tartó növényborítás (magas méretű fajokból) a

mezei pocok állomány felszaporodásának kedvezett. A pocokjáratok és -lyukak elhelyezkedése alapján feltételezhetően több gumóban kárt tettek.

Agárkosbor – Orchis morio L.

Az agárkosbor a kisholdrutás legelőn (a vasútállomástól északnyugatra, a vasút és az országút közötti legelőrészen), a pókbangós legelőn (a vasút és a bejáró út között a Nagyfa magasságában, a Nagyfától a vasútra vezető ösvénytől északra), valamint az északi legelőn a vízügyes stég magasságában fordul elő.

Legjelentősebb a kisholdrutás legelőn levő állomány, ami 2001-ben 35 tő volt. Ezek a példányok a kisholdruta állománnyal azonos helyen vannak. Az északi legelő fent említett részén 2001-ben 25 tő virágzott, a pókbangósoson 2-3 tő. 2002-ben az északi legelőn 16 tő, a kisholdrutás legelőn 82 tő (ebből 46 virágzó), a bangós legelőn 9 tő került elő, összesen tehát 107 tő.

Poloskaszagú kosbor – Orchis coriophora L.

A poloskaszagú kosbor az északi legelőn található: ha az iszaptározó déli végét gondolatban meghosszabbítjuk a vasút felé, az így kapott, a vasútra merőleges vonaltól délre található a terület, a jegenyék előtt, egy 150-200 m²-en belül.

2000-ben 3 tő virágzott, 2001-ben nem találtuk meg, 2002 júniusában pedig 7 db virágzó töre bukkantunk. A tövek karóval meg lettek jelölve, így a szürke marhák nem legelték és nem taposták le.

Vitézkosbor – Orchis militaris L.

A vitézkosbor legnagyobb állománya a fenékpusztai Balaton-parton 2002-ben került elő a legelő bővítésének köszönhetően. Ez az állomány az Ambrus-kerttől délre a Zala irányában található, magas aranyvessző állományban, valamint rekettyefűzek alatt, sok helyen békakonttyal együtt.

Az északi legelőn három foltban: a vízügyes stég magasságában, valamint attól kissé északra 150-200 m-re található, valamint a vasúti átjáró északkeleti oldalán egy mélyedésben, kálmossal együtt fordul elő. 2001-ben az északi legelőn 8 tő virágzott, ezen kívül 20-30 nem virágzó tövet lehetett megtalálni. 2002-ben ezeken a részeken 14 tő nyílt, 40-50 maradt virág nélkül. Előkerült innen néhány fehér színváltozat is.

Az Ambrus-kerti legelőn a vitézkosbor előfordulási helyén az aranyvessző 2001 őszén le lett szárazúzóva, majd a téli nádtűz megsemmisítette az összevágott kórót. Ezeken a letisztított felszíneken hajtott ki tömegesen: összesen 100-150 példány, elszórtan. A teljes állomány nagyság 250-350 töre becsülhető.

Mocsári kosbor – Orchis laxiflora Lam. subsp. palustris (Jacq.) A. et G.

A mocsári kosbor egyik nagyobb állománya az északi legelőn, a másik az Ambrus-kerti legelőn található. Utóbbin egy jól körülhatárolható foltban található az Ambrus-kert és a gyűrűzőállomás közötti mélyebb fekvésű sásos területen, hússzínű ujjaskosborral együtt. Az északi legelőn elszórtabb az előfordulása: megtalálható az iszaptározó déli töltésétől délre levő zombéksásos mélyedésben, attól délre, valamint a kormos csátésban. Az állomány méretét 2001-ben összesen 80-100 töre becsültük. 2002-ben az Ambrus-kerti legelőn a virágzó tövek száma 38 volt, az északi legelőn pedig 80-100 tő, összesen tehát 120-140 tő.

Hússzínű ujjaskosbor – Dactylorhiza incarnata (L.) Soó

A hússzínű ujjaskosbor legjelentősebb állománya magassásos társulásban található, de előfordul a legelőn, valamint zombéksásosban. A legnagyobb állomány az északi legelő mellett, a Balaton felőli oldalon él hosszú elnyúló sávban a vasúti átjárótól északra a vízügyes stégig húzódik. Ezen kívül az északi legelőn még megtalálható elszórtan, sűrűbben a mélyebben fekvő részekben, így a kormos csátésban és az iszaptározó déli töltésétől délre fekvő zombéksásos mélyedésben. Az állomány másik része a gyűrűzőállomás és az Ambrus-kert közötti mélyebb fekvésű területen él két foltban, mocsári kosborral vegyesen.

2000-ben 150-200 töre, 2001-ben 300 töre becsültük az egész fenékpusztai Balaton-parti állományt. 2002-ben az Ambrus-kerti legelő állománya 25-30 tő volt. Az északi legelőn a villanypásztoron belül elszórtan 100-130 tő virágzott, ebből a kormos csátésban 40 tő. A legelőn lévő virágzó állománya 2002-ben néhány 10 tővel gyarapodott a tavalyihoz képest. Az északi legelő mellett a Balaton felől a magassásosban 250-300 tő nyílt. Ez a terület a legelő része volt azelőtt, de 2001 nyarán a Vízügyi Igazgatóság utasítására nagyrészt ki kellett venni a legelőből, mivel területe már a Balatonhoz tartozott. Itt 2002. évben a tavalyinál kevesebb tő virágzott, mivel a növényzet visszahódította a területet. A kaszálás hatására vagy elmaradása miatt az állomány nagyság látványosan változhat, mint ezt más megfigyelések megerősítik. (Vidéki *et al.* 2001) Mindösszesen tehát 2002-ben 400-450 tő virágzott.

Kormos csáté – Schoenus nigricans L.

A kormos csátét az északi legelőn találjuk meg, a vízügyes stég vonalától kezdődően északra, a vasúttól 50 méternyire. Palkó Sándor figyelt fel 2000-ben az akkor 200-300 m²-es összefüggő állományra. 2001-ben a növény összefüggő állományt mintegy 200 m²-en alkotott az említett mélyedésben, és további 400-600 m²-nyi, szintén mélyebb fekvésű területen csak elszórtan, feldarabolódva található meg, aranyvessző állomány között. Termőhelye 2001 júliusában került bele a legeltetett területbe a legelőbővítés során, aminek hatására állománya

tovább darabolódott, ugyanis a jószág teljesen lelegelte. 2002 tavaszán a legelés kezdete előtt az erősen degradálódott összefüggő állomány egy része (50-70 m²) ki lett kerítve a legelőből. A 2002. év végére a legelő többi részén az állomány tovább degradálódott, néhány helyen pedig teljesen elszáradt, illetve eltűnt, így ma körülbelül 200 m²-nyi területen van meg kisebb foltokban. Az állomány leromlásához a legeltetésen kívül nagyban hozzájárult az évek óta tartó csapadékhiány, így a talajvízszint süllyedése, ami megnehezíti a regenerációt. Ezt alátámasztja az a megfigyelés is, hogy a kikerített állomány sem regenerálódott teljesen.

Bugás sás – Carex paniculata Jusl.

A gyűrűzőállomáson nem tartottuk számon előfordulását 2002-ig. 2002 augusztusában Bódis Judit fedezte fel 3-5 zsombékját az északi legelő mellett az északi vízügyes stéghez bevezető palló végénél. (Bódis *ex verbis* 2002). Feltételezhetően még további előfordulások fognak előkerülni a vízpart alapos átvizsgálása után.

Kálmos – Acorus calamus L.

A kálmos a fenékpusztai Balaton-parton sokféle előfordul, a legelő partvonal felőli szélén szinte mindenütt: az északi és az Ambrus-kerti legelőn egyaránt. Ezek a sávok kissé mélyebben fekszenek a legelőnél. Az Ambrus-kert és a gyűrűzőállomás között a legelő mély fekvésű részében tömeges. Egy kisebb foltban a vasúti átjáró északkeleti oldalán levő mélyedésben is él.

2000-ben és 2001-ben állománya 1200 m²-nyi volt. A villanypásztor Balaton felé való kijebbi telepítése hatására (2002. március, Ambrus-kerti legelő), amivel az állomány egy része bekerült a legelőre, a kálmos állomány megnőtt, körülbelül 1500 m²-t tesz ki. A szürke marhák nem legelik le, feltehetően a növény mérgező volta miatt. A taposási kár sem jelentős, talán terjeszkedését is elősegíti.

Legelési sajátosságok

Fenékpusztán is jól megfigyelhető a szürke marha – az irodalomban olvasható (Kelemen *et al.* 1997) – szelektív legelési hatása a gyepre. A jószág egyáltalán nem, vagy alig legel le egyes növényfajokat. Ezek között sok a degradáltságra utaló, zavarástűrő faj, például a gyalogbodza (*Sambucus ebulus*), a fekete üröm (*Artemisia vulgaris*) és a gyalogakác (*Amorpha fruticosa*). Megfigyeltük, hogy az első ízben a területre érkezett jószágok, melyek gyengébb, illetve már teljesen lelegelt legelőről kerültek ide, az első időkben még elfogyasztották a nagy csalánt (*Urtica dioica*), amihez később egyszer sem nyúltak hozzá. Nem legelik a szürös legelőgyomokat, de például a tövises iglice (*Ononis*

spinosa) kaszálás utáni friss, puha hajtásait legeli a jószág, valamint az útszéli bogáncs (*Carduus acanthoides*) alkalmi legelését is megfigyeltük. Nem lelegett nedves élőhelyekhez kötődő fajok például a borzas füzike (*Epilobium hirsutum*), a közönséges lizinka (*Lysimachia vulgaris*), a réti füzény (*Lythrum salicaria*), az orvosi ziliz (*Althea officinalis*). A legelő szárazabb területein előforduló nem legelt fajok például a herehurafű (*Trifolium arvense*), a pasztinák (*Pastinaca sativa*), a magyar imola (*Centaurea pannonica*), a magyar szegfű (*Dianthus giganteiformis subsp. pontederiae*) (ezt néha legelik) stb. A fűfélék közül kevésbé legelik a siska nádtippant (*Calamagrostis epigeios*). A nem legelt növények között védett fajok is vannak: nem legelik a kálmost (*Acorus calamus*), a vitézkosbort (*Orchis militaris*) és a hússzínű ujjaskosbort (*Dactylorhiza incarnata*).

A szürke marhák néhány növényfajt különösen kedvelnek. Ilyen például a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*). Nemcsak a leveleit eszik, hanem a kérget is szívesen lehántják. A fűzek (*Salix spp.*) friss hajtásait, kérget szintén előszeretettel fogyasztják. A hajlékony ágakat mellső lábuk közé fogva lehajtják, ha másként már nem érik el a leveleket. A szarvukat is ügyesen használják az ágak lehajtására. Megfigyeléseink szerint előszeretettel kicsipkedik a békakonty (*Listera ovata*) virágtengelyét. Ugyancsak kedvelik a kormos csátét (*Shoenus nigricans*), melynek összefüggő állománya a tapasztaltak óta ki van kerítve a legelőből. Igen kedvelik a nád (*Phragmites australis*) friss, fiatal hajtásait.

A magas aranyvesszőt (*Solidago gigantea*) elsősorban tavasszal legelik le: a kihajtó, friss hajtásokat. A leszárzózott aranyvessző állományban szívesebben eszik a sarjadó növényt, majd folyamatosan visszacsípi a hajtáscsúcsokat. A már virágzó növényt nem kedvelik. A tapasztaltak szerint a gyepről ilyen módon való kiszorítása eredményes. A villanypásztorral körülvett legelő bővítése szakaszosan történt, így a különbség szembeötlő volt: a legeltetett részen a növény alacsony marad és nem virágzik szemben a nem legeltetett részekkel. Ennek a kezelésnek köszönhetően a rizóma tartaléktápanyagai ki fognak merülni, ami a növény teljes visszaszorulásához vezet. Nem elhanyagolható egyébként már a magszórás megakadályozása sem.

Elmondható azt is, hogy a szürke marha a téli kiegészítő takarmányozás mellett télen is legeli a gypet, leginkább azokon a területeken, amelyek újabban kerültek a legelőbe. A cserjésedést akadályozzák azzal, hogy a tavaszi nedvke-ringés megindulásakor szívesen lehántják a fásszárúak kérget. A felhalmozódott trágya helyén keletkezett gyomos foltokat nem legelik le. Ezért is próbálkoztunk a trágya szétszórásával, elgereblyezésével fogas borona segítségével. Jól megfigyelhető a jószág azon tulajdonsága is, hogy a még nem legelt, s emiatt nem trágyázott területeket sokkal jobban kedveli. Emiatt szívesen tépdesi a növényzetet a villanypásztor alatt, illetve azon kívül, akár letérdelve is.

Általános természetvédelmi megfontolások, kezelési javaslatok

A fenékpusztai Balaton-part a Balaton még viszonylag természetes partszakasza, ahol sok, a régi Balaton-partra jellemző élőhely, társulás fenn tudott maradni. A terület 1986-os védetté nyilvánítása azonban még nem elegendő a táj értékeinek megőrzéséhez.

A vízparti gyepterületek fenntartásához évszázadokon keresztül hozzátartozott a legeltetés is. Ennek abbamaradása, a Balaton vízszintjének szabályozása, valamint az utóbbi évek szárazabb időjárása együtt vezetett a terület elgyomosodásához, becserjésedéséhez. A Balaton-part újbóli legeltetésének és kezelésének megkezdése már néhány év elmúltával eredményesnek mutatkozik.

A felhagyott legelőkön sok helyütt gyomosodás és bokrosodás tapasztalható, ami a degradálódás első jele. Az egyáltalán nem hasznosított legelők esetében ez a folyamat rendkívül gyors, a gyepek 15-20 év alatt ligetes erdő-társulásokká alakulnak (Haraszthy *et al.* 1997). A fenékpusztai Balaton-parton is megfigyelhető ez a folyamat. Ha csak a természetes szukcesszió egy következő fázisa jelenne meg, természetes folyamatnak tekinthetnénk, s a be nem avatkozás is elfogadható lenne. Azonban az adventív fajok megjelenése miatt nem beszélhetünk a természeti rendszerek zavartalan működéséről.

A legeltetés olyan tevékenység, amely megfelelően végezve nemhogy nem károsítja a legelőn élő növény- és állatfajokat, hanem éppen hogy fenntartja azok életfeltételeit (Nagy 1992). A fenékpusztai Balaton-part gyepterületeinek néhány éve megkezdett legeltetését folytatni kell, mely az egyetlen lehetséges eszköz a legnagyobb problémát okozó magas aranyvessző visszaszorítására. A megkezdett legeltetés abbamaradása a gyomborítás növekedését is eredményezheti, mert a terület tápanyag-ellátottsága a marhák trágyázása miatt megnőtt. A jószárg állandó jelenlétével biztosítja az egyensúly fennmaradását. Kelemen (1997) az aranyvessző visszaszorítására a virágzás előtti kaszálást, a megfelelő vízszint biztosítását és a tápanyagdúsulás megakadályozását tanácsolja (Kelemen *et al.* 1997). Kutatások szerint a kaszálásnak nincs egyik évről a másikra áthúzódó hatása (Botta-Dukát Z. & Dancza I. *ex verbis* 2002). A tapasztalatok alapján évi egynél többször nemigen kaszálják le az aranyvesszős területeket. A legeltetés során a szürke marhák folyamatosan lecsipik a hajtásvégeket, így az nem tud virágozni, rizómái pedig valószínűleg lassanként kimerülnek.

A nedves területek legeltetéséről az irodalomban megoszlanak a vélemények. Kelemen (1997) javaslatait nem választja szét talajtípusok szerint, illetve láp- és mocsárrétekre vonatkozóan, hanem együttesen taglalja. Szerinte a nedves rétek legeltetését célszerű elkerülni, mert az erősen gyomosít, valamint taposási károkat okozhat (Kelemen *et al.* 1997). A vizsgált területen végzett talajvizsgálatok eredménye alapján a fenékpusztai legeltetett gyeptalaját szinte kizárólag homok alkotja, tőzegesedés csak a kevés mélyebb fekvésű részén, s ott is kis mennyiségben tapasztalható. Ebből következik, hogy a gyeptalaj tapo-

sási kár nem várható, s eddig nem is volt megfigyelhető. Nagy (1992) szerint a nedves időben taposással okozott károk csak a löszgyepeket és a szikeseket veszélyeztetik (Nagy 1992). Kelemen is megjegyzi azonban, hogy mocsárréteken a legeltetés „elsősorban a fehértippanos rétek szárazabb típusaiban jöhet szóba, de csak ott, ahol hosszabb ideje ezt a művelési módot alkalmazzák”. Ezeken a területen javasolja a legeltetés kaszálással való kombinálását és a szakaszos legeltetést. Fenékpusztán a legeltetett gyepek nagy része ebbe a gyeptípusba sorolható, s tájtörténeti kutatások alapján nyilvánvaló, hogy hagyományosan legeltetett a terület. Az eddigiekben a fenti kezelési mód valósult meg: a gyomok visszaszorítására évenkénti tisztító kaszálást alkalmaztunk, a legelő pedig villanypásztorral szakaszokra osztott.

A legeltetést helyettesítő kizárólagos kaszálás feltehetően – az özöngyomok ellenére – ma még sokszínű gyepek homogenizálását eredményezné, nem kedvezne a nagyszámú védett fajnak. A legelő állatok szelektívek, azaz viselkedésokológiai sajátágaik következtében a legelő egyes részeit különbözőképpen legelik, ezért a legelő vegetációja bizonyos mértékig mozaikos jellegű, ami növeli a terület diverzitását (Kelemen *et al.* 1997).

A legeltetés önmagában nem elegendő a terület ápolására, nyár végén vagy ősszel szükséges a gépi tisztító kaszálás elvégzése a gyomos területeken. A kisebb foltokban kézi motoros fűkaszát lehet alkalmazni. A még aranyvessző dominálta legelőszakaszokat szárazúzózni szükséges. A rossz időpontban történő kaszálás megakadályozza a magszórást, s ezáltal olyan védett növények elterjedését, amelyek csak mag útján szaporodnak (Haraszthy *et al.* 1997, Kelemen *et al.* 1997).

A szárazítás során a gyepekben élő madár- és emlősfajok védelme érdekében olyan módszert kell választani, ami kifelé szorítja az állatokat, így például a sávokban történő levágást. Fontos a hektáronkénti állatlétszám szabályozása, mert a nyári, csapadékszegény időben túllegeltethető a terület. A tapasztalatok szerint ezen a harminchektáros területen az ideális 20 növendék marha legeltetése lenne.

A legelésre, taposásra érzékeny növényállományok állandó (kormos csáté) vagy ideiglenes (orchideák, kis holdruta) kikerítését a legeltetett területből meg kell oldani. Az eddigi gyakorlat szerint a szakaszos módszerrel, villanypásztorral történő legeltetési mód alkalmazható a területen. A legeltetés kizárólag állandó, lelkiismeretes és folyamatos felügyelettel történhet.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönettel tartozunk Bódis Juditnak sokoldalú segítségével, Sisák Istvánnak a talajvizsgálatokért. Köszönet illeti Vidéki Róbertet a terület botanikai kutatására vonatkozó irodalmi adatokért és tanácsaiért, valamint Bartha Dénest segítő megjegyzéseikért.

Irodalomjegyzék

- Borbás, V. (1900): *A Balaton tavának és partmellékének növényföldrajza és edényes növényzete*. A Balaton Tudományos Tanulmányozásának Eredményei. – Magyar Földrajzi Társaság Balaton Bizottsága, Budapest, p. 432.
- Boros, Á. (1927): A Balaton vízének és partjának néhány növényéről. – *Archivum Balatonicum*, Tihany, pp. 178-180.
- Füzes, M. (1978): A fenékpusztai „gabonatemető” - Egy római katonai expedíció növényi bizonyítékai. – *Élet és Tudomány* 25: 787-790.
- Haraszthy, L. & Márkus, F. & Bank, L. (1997): A fás legelők természetvédelme. – *WWF-füzetek* 12. Budapest, p. 23.
- Kelemen, J. (szerk.) (1997): *Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez*. – Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, p. 388.
- Nagy, Sz. (1992): Füves élőhelyek természeti értékei és védelme az Alföldön. – *WWF-füzetek* 2. Budapest, p. 22.
- Szabó, I. (2000): A Balaton természetvédelmi botanikai kutatása, különös tekintettel a parti lágyszárú növényállományokra. – *Magyar Vízivád Közlemények* 6: 65-110
- Vidéki, R., Somodi, I., Zólyomi, Sz. & Megyasszai, T. (2001): Florisztikai vizsgálatok a Kis-Balaton II. ütem területén. – *Kézirat*.
- Virág, Á. (szerk.) (1997): *A Balaton múltja és jelene*. – Egre Nyomda Kft., Eger, pp. 306-629.
- Vörösházi, K. (1999): A Kis-Balatonon előforduló orchideafajok élőhelyei, különös tekintettel az *Ophrys sphecodes*-re. – Szakdolgozat, Pannon Agrártudományi Egyetem, Keszthely, p. 51.

The botanical values of the Balaton side at Fenékpusztá and the effect of the nature-conservation aimed grazing on the area

K. Zentai¹ & Sz. Benke² & S. Palkó (1959-2002)

¹H-1161 Budapest, Rózsa u. 8, Hungary; E-mail: zkinga@galamb.net

²H-8900 Zalaegerszeg, Átalszegett u. 57, Hungary.

In the maintenance of the grassy areas at the Fenékpusztá Balaton side the grazing was one of the methods for centuries. The abandonment of it and the dry weather of the last years together caused that the area became weedy (*Solidago gigantea*) and shrubby. The nature conservation aimed grazing by the gray cattle owned by the Balaton Upland National Park was started in 1999 by the conservancy of the Hungarian Ornithological and Nature Conservation Association under the supervision of Sándor Palkó. This grazing seemed to be successful after several years. On the examined area today (2003) 25 protected plant species can be found, and the stock of some of them is increasing, presumably because of the treatment. In the fall of 2002 the National Park Directory carried the gray cattle away. According to the experiences, the grazing combined by cleaning mowing of the area would be definitely necessary in the future as well.

Keywords: Fenékpusztá, grazing, gray cattle, protected plant species, nature conservation

Egyszerűen kivitelezhető módszer és program ponttérképek készítéséhez és a koordináták számításához

Feró Orsolya

*Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék
Viselkedéskökológiai Kutatócsoport
4010 Debrecen, Egyetem tér 1; E-mail: feroo@vocs.zool.klte.hu*

Összefoglaló: Az ökológiában gyakran szükséges a megfigyelt jelenségek térbeli mintázatának és az azt kialakító tényezőknek a vizsgálata. Ehhez sokszor fontos egy térkép elkészítése a mintázatot alkotó elemek elhelyezkedéséről, hogy alapos elemzésnek tudjuk alávetni az adatokat. A térképezés egy egyszerű, olcsó, szakértelmet nem kívánó és meglehetősen pontos módja a távolságmérési módszer, amelynek egyetlen nehézsége a koordináták háromszögeléssel való meghatározása a mérési adatokból. A gyakorlati alkalmazáshoz szeretnék segítséget nyújtani e módszer részletes ismertetésével, valamint egy saját fejlesztésű, szabadon felhasználható, a koordináták kiszámítását végző számítógépes program bemutatásával.

Kulcsszavak: térképezés, térbeli mintázat, háromszögelés, távolságmérés

Bevezetés

Az ökológiai kutatások nagy részének célja a vizsgált populáció vagy biológiai jelenség térbeli, időbeli szerkezetének tanulmányozása és a szerkezetet kialakító faktorok feltárása. A térbeli mintázat körültekintő elemzése lényeges, amint az Fortin és szerzőtársai (2001) munkájában olvasható, hiszen legtöbbször az adatok az adatgyűjtéskor alkalmazott térbeli skálától függően valamilyen fokú térbeli autokorrelációt mutatnak (tehát az egymáshoz közelebbi helyekről vett minták hasonlóbbak, mint a távolabbi helyekről származók, és így nem függetlenek), s ez a térbeli szerkezetet kialakító faktorok eloszlására ugyanúgy jellemző. Így a felbontást változtatva (növelve illetve csökkentve a léptéket) más-más mintázatot figyelhetünk meg, amely a különböző térbeli skálán ható tényezők eredőjét tükrözheti.

A térbeli mintázat vizsgálatakor első lépésként a vizsgált objektumok (pl. egyedek, fészkek) feltérképezésére, illetve a szűkebb környezetük jellemzésére van szükség. Az elsődleges cél természetesen nem egy hagyományos értelemben vett térkép elkészítése, hanem az, hogy az objektumok térbeli helyzetét felhasználva lehetőség nyílik összehasonlító statisztikai elemzésekre, amelyek segítségével jellemezhető és magyarázható a térbeli mintázat és annak időbeli változása.

Az adatgyűjtés talán legegyszerűbb módja, ha a mintaterületet egy négyzethálával kvadrátokra osztjuk fel és a felvett (pl. egyedekre vagy fészkekre vonatkozó) adatokat a megfelelő kvadráthoz rendeljük hozzá. Gyakran használt módszer még a legközelebbi szomszéd(ok) adatainak (távolságuk vagy számuk egy bizonyos távolságon belül) feljegyzése. Ezek a módszerek gyorsak, egyszerűek, de a statisztikai eredményeket jelentősen befolyásolhatja a kutatás tervezésekor megválasztott lépték (kvadrát nagysága, figyelembe vett szomszédok száma), és az így nyert adatok csak korlátozott statisztikai elemzések elvégzését teszik lehetővé.

Az említett hátrányok miatt sok esetben érdemes lehet a vizsgált objektumok (pl. fészkek, fák) abszolút vagy relatív koordinátáit pontosan meghatározni. A pontos koordináták ismeretében lehetőség nyílik geostatisztikai módszerek szélesebb körű alkalmazására (az ökológiában használható geostatisztikai módszerekről ld. Rossi *et al.* 1992), melyeket akár többször is elvégezhetünk, utólag kiválasztott, tetszőleges finomságú skálázást alkalmazva. Továbbá a koordinátákat felhasználva bármilyen, a predikcióink teszteléséhez leginkább megfelelő típusú származtatott adatot nyerhetünk, mint pl. helyi denzitás, foltos eloszlás esetén távolság a geometriai középponttól, a súlyponttól vagy a folt szélétől, átlagos távolság, szomszédok távolsága, stb. Így esetleg olyan információkhoz juthatunk, amelyek a korábbi módszereket alkalmazva (pl. rosszul megválasztott módszer vagy nem megfelelő térbeli felbontás miatt) rejtve maradtak.

A térképezés a legkönnyebben GPS segítségével végezhető el. Ez a megoldás viszont sok esetben nem kifizetődő vagy nem elég pontos, illetve bizonyos helyzetekben (pl. relatíve kis mérettartományok esetén) nem alkalmazható.

A koordináták meghatározásának egy másik lehetősége a távolságmérési módszer, amely ugyan több munkával jár, de olcsón kivitelezhető, bármely mérettartományban alkalmazható, és rugalmasan, a helyzettől függően állítható be az elérni kívánt pontosság. A terepi mérésekből a koordináták kiszámítása, valamint a mérések során adódó hibák kiszűrése időigényes feladat, amihez elengedhetetlen egy erre alkalmas számítógépes program használata. Ezután a kapott koordinátákat felhasználva könnyen kiszámíthatók a származtatott adatok, elvégezhetőek a kívánt statisztikai elemzések, illetve a térkép megjelenítése, kinyomtatása is lehetővé válik.

Jelen írás célja, hogy gyakorlati segítséget nyújtson a térképezés elvégzéséhez a távolságmérési módszer ismertetésével és egy saját fejlesztésű, szabadon terjeszthető, nyílt forráskódú térképezőprogram, a MAPPER bemutatásával.

A távolságmérési módszer elve

A távolságmérésen alapuló térképezés során ismert koordinátájú pontokból (az alappontokból) kiindulva újabb pontok (célpontok) koordinátái határozhatók meg a közöttük lemért távolságok felhasználásával. Elméletben a meghatározandó pont helyzetének háromszögeléssel történő kiszámításához elegendő ismerni két, már ismert ponttól (a referenciapontoktól) való távolságát és a három pont által alkotott háromszög körüljárási irányát.

A gyakorlati alkalmazás során három referenciapontot szokás használni, így a célpont koordinátái, a referenciapontokat sorban páronként véve, három egyszerű háromszögeléssel számíthatók ki (1. ábra). A célpont koordinátáiként a három számítás során kapott pontok koordinátáinak átlagát elfogadva valamelyest kivédhető a mérési módszerből eredő kisebb pontatlanságok felhalmozódása. Ellenőrzésként a célpont koordinátájával kiszámíthatók a referenciátávolságok, és azokat a mért távolságokkal összevetve lehetővé válik a durva mérési hibák kiszűrése. Pontosabb megoldást adhatna a geodéziában megszokott hálózatkiegyenlítés módszere (Hazay 1957, Bácsatyai 2002), de az ott megkövetelt pontosságra az ökológiai igényű felméréseknél általában nincs szükség.

A már meghatározott célpont a továbbiakban felhasználható újabb célpontok referenciapontjaként, és így láncszerűen a teljes területen végighaladva az összes pont helyzete meghatározható.

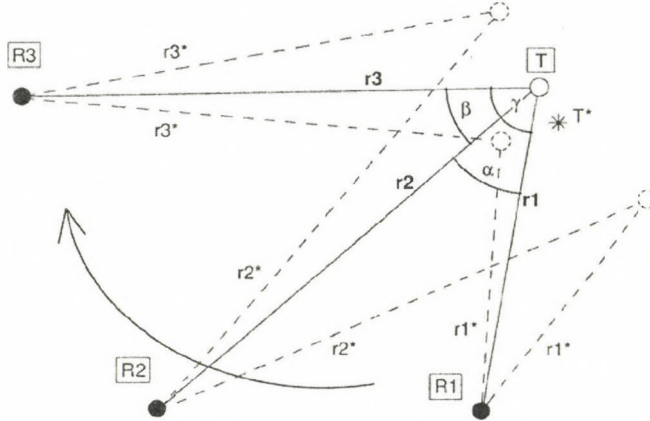
Ha földrajzi térképen elhelyezhető, térképészeti koordinátákkal rendelkező térképre van szükség, akkor a három alappontnak ismert térkép-koordinátájú pontokat kell kiválasztani, vagy GPS segítségével az alappontok helyzetét ki kell mérni. Legtöbbször azonban megfelelő egy relatív térkép is, amelyen az alappontok koordinátája (tehát az alkalmazott koordináta-rendszer) az egymástól mért távolságokat figyelembe véve tetszőlegesen megválasztható. A relatív térkép ugyanúgy felhasználható a terebeli mintázat elemzésére, és szükség esetén (két megfelelő pont térképészeti koordinátáinak kimérésével) átszámítható abszolút térképpé.

Tesztelés a gyakorlatban

A térképezés e módjának egy változatát, az "interpoint módszert" Boose és munkatársai (1998) a gyakorlatban tesztelték. Az interpoint módszer a Rohlf és Archie (1978) által javasolt térképezési mód továbbfejlesztett változata, amely fák koordinátáinak meghatározására optimalizált, és a számításokhoz a fák törzsei közötti távolságok és az egyes fák átmérőjének lemérésére van szükség.

Boose és munkatársai (1998) a Massachusetts-beli Harvard Forest hét mintaterületén 200-900 fa koordinátáját határozták meg az interpoint módszerrel, majd számítógépes szimulációval is modellezték a térképezés menetét. Azt

találták, hogy a módszer meglehetősen pontos, és a mérési pontatlanságból eredő hibák csak kis mértékben akumulálódnak. A MAPPER program tervezésekor és a gyakorlati kivitelezés bemutatásakor (kisebb változtatásokkal) az általuk közölt tapasztalatokat tekintetem irányadóknak.



1. ábra. Minden ismeretlen koordinátájú célpont (T) meghatározása három, már ismert helyzetű referenciaponttól (R1, R2, R3) való távolsága (r_1 , r_2 , r_3) lemérésevel történik. A célpontnál a referenciapont-párok által bezárt szögek (α , β , γ) lehetőleg ne legyenek 20° -nál kisebb illetve 160° -nál nagyobbak. Fontos a megfelelő (a MAPPER program használatakor órajárás szerinti) körüljárási irány betartása (az ábrán nyíl jelöli). A mérések (r_1^* , r_2^* , r_3^*) pontatlansága miatt a referenciapontokkal páronként számolva három különböző megoldás (szaggatott körvonalú körök) adódik a célpont koordinátáira, amelyek átlagát (T^*) fogadjuk el végeredményként.

A távolságmérések gyakorlati kivitelezése

Első lépés a három alappont kiválasztása és páronként az egymástól vett távolságaik lemérése (és esetleg a térkép-koordináták meghatározása GPS-el). Fontos, hogy ne legyen túl nagy különbség a távolságok között és a méréseket a lehető legpontosabban végezzük, hogy a lehető legkisebb legyen a mérési pontatlanságból eredő eltérés. Az is lényeges, hogy az alappontok megfelelőek legyenek referenciapontként a továbbiakban felvenni kívánt pontokhoz (ld. lejjebb). Az alappontokat és minden kimért pontot tartós, egyedi azonosítóval (legegyszerűbben sorszámokkal) kell ellátni. Ha a feltérképezendő pontok már rendelkeznek egyedi jelöléssel, hasznos a már meghatározott pontokat még egy jelzéssel is ellátni, hogy a referenciapontok kiválasztása egyszerűbb, gyorsabb legyen.

A területen fokozatosan haladva az újabb pontok meghatározása három, már meghatározott ponttól (a referenciapontoktól) való vízszintes távolságuk kimérésevel történik (1. ábra). Nem érdemes olyan referenciapontokat válasz-

tani, amelyek páronként a célpontnál (mint szögcsúcsnál) 20° -nál kisebb vagy 160° -nál nagyobb szöget zárnak be, mivel az ilyen esetek jelentősen felnagyítják a mérési hibákat. Távolságméréskor fel kell jegyezni a referenciapontok körüljárási irányát a célponthoz képest (pl. mindig az órajárásnak megfelelő irányban írjuk fel azokat). Erre azért van szükség, mert a koordináták kiszámításakor a körüljárási irány ismeretében választható ki egyértelműen a helyes megoldás.

A méréseket az objektumok (célpontok) függőleges tengelyei között, vízszintesen, feszesen tartott mérőszalaggal (vagy egyéb mérőeszközzel), mindig ugyanabban a magasságban kell végezni. Az előbbieket miatt a módszer nem, vagy csak megszorításokkal alkalmazható olyan területen, ahol nagy szintkülönbségek vannak. Az ökológiai kutatásoknál azonban sokszor nem a vízszintre vetített, pontos térkép a cél, hanem az objektumok egymáshoz viszonyított elhelyezkedése, távolsága, ezért a módszer ugyanolyan jól használható lehet egy egyenes lejtésű területen, vízszintes helyett a felszínnel párhuzamos mérésekkel. Az így meghatározott pont (és szigorúan csak a már meghatározott pont) a későbbiekben referenciapontként használható.

A terepmunkával egyidejűleg el kell kezdeni az adatfeldolgozást, tehát a koordináták kiszámítását is. Ez azért fontos, mert ha egy mérési vagy jegyzetelési hiba miatt egy pont koordinátáinak kiszámítása sikertelen, vagy túl nagy lesz az eltérés a részeredmények között, akkor az adott pontra hivatkozó összes pont kiszámítása lehetetlenné vagy pontatlanná válik. Célszerű minden terepnapi végén az aznapi mérési eredményeket feldolgozni, így az esetleges hibák hamar kiderülnek és azok a következő nap elején újraméréssel korrigálhatók.

Adatfeldolgozás a MAPPER-rel

A MAPPER C nyelven írt, folyamatosan fejlesztett, kis erőforrás-igényű program. Jelenleg a térképezési adatok tárolásához a szabadon hozzáférhető MySQL adatbáziskezelő rendszert (<http://www.mysql.com>) használja. Felhasználóbarát, az adatbevitel könnyen elsajátítható, a munkát részletes magyar és angol nyelvű dokumentáció segíti. A program a GNU GPL (General Public License, <http://www.gnu.org/copyleft/gpl.html>) feltételei szerint szabadon elérhető (<http://vocs.zool.klte.hu/mapper>) és terjeszthető. Jelenleg Linux alatt fut, de érdeklődés esetén könnyen átültethető MS Windows alá is. (Windows rendszerekre jelenleg ajánlható a Boose és munkatársai (1998) által fejlesztett INTERPNT program.)

A MAPPER a különböző térképekhez tartozó adatokat külön adatbázisokban tárolja. Minden új térképnél meg kell adnunk a mérések mértékegységét és egy hibahatárt (az adott mértékegységben), amelynél nagyobb eltérést nem engedünk meg a mért és számított távolságok között. Ez az elérni kívánt pon-

tosságtól, a mérés módjától, és a mért távolságok átlagos hosszától függően változhat, általában az átlagos mért távolság kb. 1-2%-a megfelelő.

Az adatokat ezután (kezdvé az alappontok egymástól mért távolságainak ill. koordinátáinak megadásával) a mérés sorrendjében haladva gépeljük be. Minden új ponthoz megadjuk az egyedi azonosítóját, a három referenciapont azonosítóját és a célpont tőlük mért távolságát az órajárással megegyező körüljárási irányt követő sorrendben. Csak már felmért pontokat tudunk referenciapontként megadni. Lehetőség van arra, hogy három helyett csak két referenciapontot adjunk meg. Ezt azonban csak nagyon indokolt esetben (pl. három referenciapont felvétele fizikailag kivitelezhetetlen, vagy csak két referencia-távolság ismert és már nem lehetséges új mérés) és csak alkalmyszerűen tegyük, mivel ilyen esetekben nem lehetséges a hibák kiszűrése.

A program figyelmeztet, ha valamelyik referencia-pontpár 20° -nál kisebb vagy 160° -nál nagyobb szöveget zár be, ilyenkor eldönthető, hogy folytatjuk-e (ez általában nem javasolt) vagy új referenciapontokat választunk.

Előfordulhat, hogy a program nem talál megoldást a megadott adatokkal vagy túllépjük a megengedett hibahatárt. Ezt legtöbbször nem mérési pontatlanság okozza, hanem a referenciapontok sorrendjének felcserélése (gyakran előforduló hiba), ill. a referenciapont vagy a távolság lejegyzésekor vétett hiba. Ilyenkor az adott pontot referenciapontként használó célpontokat nem tudjuk feldolgozni, amíg a hibát ki nem javítjuk.

A már megadott adatokat jelenleg nem lehet megváltoztatni. A módosítás egyetlen módja, ha töröljük a változtatni kívánt pontot, ezután újra rögzítjük a módosított adatokkal. A program megjeleníti a törölni kívánt pont függőségeit (azokat a rekordokat, amelyek referenciaként használják az adott pontot). Egy rekord törlése csak a tőle függő rekord-láncok törlésével együtt lehetséges.

A kiszámított koordináták megjeleníthetők és egyszerű, tabulátorokkal tagolt szövegfájlba exportálhatók, amelyet a legtöbb táblázatkezelő, statisztikai vagy térinformatikai program be tud olvasni.

Lehetőség van továbbá a koordináták más koordináta-rendszerbe való átszámítására két ismert pont új koordinátájának megadásával, így nyerhető például egy relatív térképből "valódi" térképészeti koordinátákkal rendelkező térkép.

A MAPPER eddigi alkalmazásai

A MAPPER-t sikerrel használtuk a Debreceni Egyetem Viselkedésökológiai Kutatócsoport (DE VÖCS) keretein belül egy szálahalmi vetési varjú (*Corvus frugilegus*) költőtelep (Hortobágyi Nemzeti Park) fészkes fáiról egy relatív térkép elkészítéséhez (térbeli és időbeli szerkezet tanulmányozásához), amely egyben a módszer és a program tesztje is volt.

A MAPPER segítségével készültek el az egyik költési időszakban felmért Kelemen-széki gulipán (*Recurvirostra avosetta*) telepek (Kiskunsági Nemzeti Park) fészkeinek térképészeti koordinátákkal rendelkező térképei is.

Folyamatban van továbbá egy debreceni pokoli cselőpók (*Lycosa vultuosa*) populáció vizsgálata, amelyhez a póklyukak relatív helyzetének meghatározása is ezzel a programmal fog elkészülni.

Tervezett fejlesztések

A program jelenlegi, kezdeti verziója csak akkor engedi az új célponthoz tartozó adatokat bevinni, ha az azokhoz tartozó referenciapontok koordinátái rendben vannak, tehát a célpont koordinátái kiszámíthatók és az eltérések nem lépik túl a hibahatárt. A következő verzióban az adatok bevitele ezután is lehetséges lenne és ahol lehet, a koordináták is kiszámításra kerülnének, de a problémás rekordok és a hiba oka jelölve lennének. Ezekben a rekordokon sorban haladva kell újraméréssel ellenőrizni az adatokat, majd módosítás után újraszámoltatni a koordinátákat, és folytatni az ellenőrzést a következő hibás rekorddal.

Ennek egy további lehetősége, hogy akár még nem ismert koordinátájú referenciával rendelkező célpont-adatokat is be lehessen vinni, és később lehetséges "hivatkozási utakat" keresve kiszámolni a koordinátákat. További egyszerűsítésként (bár ez növeli a hibák előfordulásának esélyét) opcionálisan elhagyható lenne a körüljárási irány ismerete, hiszen arra (eltekintve néhány speciális esettől) három helyesen mért referenciátávolság ismeretében jól lehet következtetni.

Az is hasznos lehet, ha össze lehetne olvasztani két olyan adatbázist, amelyekben van legalább három közös, ismert koordinátájú pont. Ez a relatív térkép esetén érdekes, ilyenkor meg lehetne adni a "fő" adatbázist, amelynek koordinátáihoz igazítva kerülnének átszámolásra a másik adatbázis koordinátái az egyesítés előtt. Így több, különböző alappont-háromastól kiindulva lehetne térképezni a területet, majd a közös pontokhoz érve egyesíteni őket.

Az előbbi fejlesztési tervek viszont már szükségessé tehetik a hálózati-egyenlítés alkalmazását is, növelve a pontosságot és a megbízhatóságot.

Ha egy egyenletes lejtésű területen kell a méréseket végezni, de vízszintes vetületű térképre van szükség, akkor, ha az kényelmesebb, lehetne a vízszintes helyett a felszínnel párhuzamosan végezni a távolságmérést, valamint a területre egy átlagos lejtésszöveget és irányt megadni, és ezután számításakor a program módosítaná a mért távolságokat.

Célszerű lenne, ha nem feltétlenül kellene sorban begépelni az adatokat, hanem a távolságméréseket egy bemeneti fájlként megadva is elvégezhető legyen az adatelemzés. Szélesebb körű felhasználást jelenthetne az is, ha a program az adatbázis-kezelőtől függetlenül is működne (még ha ez a biztonság és a

feldolgozás terén hátrányt is jelentene), hiszen az adatok nem alkotnak bonyolult adatstruktúrát és egyszerű szövegfájlokként is tárolhatók.

A könnyebb, egyszerűbb kezelhetőség érdekében tervben van bizonyos egyéni beállítási lehetőségek biztosítása, valamint igény esetén egy platformfüggetlen web- és/vagy egy ablakos felület kialakítása is.

Összegzés

A bemutatott, távolságmérésen és háromszögelésen alapuló térképezés egyszerűsége és pontossága ellenére az ökológiában nem túl elterjedt módszer. A gyakorlati alkalmazást kívántam megkönnyíteni a mérési adatokból a koordinátákat kiszámító MAPPER program elkészítésével és elérhetővé tételével.

A módszert saját tapasztalataink alapján minden olyan kutatáshoz ajánlom, amelyben fontos a vizsgált elemek mintázatának elemzéséhez a pontos koordináták ismerete.

*

Köszönetnyilvánítás – Köszönetemet fejezem ki dr. Barta Zoltánnak a kézirat elkészítésében nyújtott segítségével, Bán Miklósnak a hasznos megjegyzésekért, valamint Horváth Ferencnek és Király Gézának a benyújtott kézírathoz fűzött értékes javaslataikért.

Irodalomjegyzék

- Bácsatyai, L. (2002): *Geodézia I-II.*, Kézirat. – NYME EMK, Sopron
- Boose, E. R., Boose, E. F. & Lezberg, A. L. (1998): A practical method for mapping trees using distance measurements. – *Ecology* 79: 819–827.
- Fortin, M. J., Dale, M. R. T., Hoef, D. & Hoef, J. (2001): Spatial analysis in ecology. – In: El-Shaarawi, A. H. & Piegorisch, W. W. (eds): *Encyclopedia of Environmetrics*. – Wiley, Chichester, 4, pp. 2051–2058.
- Hazay, I. (1957): *Geodéziai kézikönyv I-II.* – Közgazdasági és Jogi Kiadó, Budapest, pp. 1956–1957.
- Rohlf, F. J. & Archie, J. W. (1978): Least-squares mapping using interpoint distances. – *Ecology* 59: 126132.
- Rossi, R. E., Mulla, D. J., Journel, A. G. & Franz, E. H. (1992): Geostatistical tools for modeling and interpreting ecological spatial dependence. – *Ecological Monographs* 62: 277–314.

A simply feasible method and a program to create dot maps and calculate the co-ordinates

O. Feró

Department of Evolutionary Zoology and Human Biology, Behavioural Ecology Research Group
H-4010 Debrecen, Egyetem tér 1, Hungary; E-mail: feroo@vocs.zool.klte.hu

To reveal ecological processes it is often necessary to examine the spatial relationship among the investigated entities. In many such cases creating a map of the components can be the best strategy because a map allows a great variety of post priory analyses. An inexpensive and fairly accurate method of mapping, which does not require proficiency, is based on simple distance measurements. Its only difficulty is to calculate the coordinates from the measured distances by triangulation. In this paper I advocate this method by reviewing its methodology and by introducing a newly developed, freely distributable computer application that performs the calculations of the coordinates.

Keywords: mapping, triangulation, distance measurements, computer program

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 szóközüket is), összefoglaló (max. 10 sor, irodalmi hivatkozások nélkül), kulcsszavak (max. 8), bevezetés (témakijelölés, témaindoklás, előzmények stb.), anyag és módszer, eredmények, értékelés, köszönetnyilvánítás, irodalomjegyzék, valamint angol nyelvű cím, szerzők, szerzők címe angolul, angol nyelvű összefoglaló és kulcsszavak.

A szövegközi 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 p. Könyvrésztetek 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 könyvismertetőket szívesen látunk. Itt az összes bibliográfiai adatot kérjük feltüntetni (szerző, szerkesztő, teljes cím, kiadás éve, kiadó neve, ISBN ill. ISSN szám, terjedelem, (ha az adathordozó nem papír, akkor kérjük megadni annak típusát, pl. CD, hanglemez, video stb.), hozzáférhetőleges árát. 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. Használjanak SI mértékegységeket. A táblázatok esetében is vegyék figyelembe az oldaltükör (12,6 x 18 cm) méretét, kerüljék a túl széles (túl sok oszlopból álló) táblázatokat! Szóközüket ne használjanak a táblázatok kialakításához, az egyes oszlopok között csak egy tabulátor 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, ehelyett inkább különböző sraffozásokat alkalmazzunk, ha szükséges! Kerüljék az egyszerű kör- és oszlopdiaagramok alkalmazását is, melyeket lényegében azonos, táblázatos formával helyettesíthetünk! 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 helyezzük el az ábraalírásban. Az ábrák, fényképek mérete vagy aránya igazodjon az oldaltükhöz (12,6 x 18 cm). Az ábraalírásokat, feliratokat, jelmagyarázatokat a közlemények végén külön listázva is kérjük elhelyezni! A képeket ne illesszék bele a szövegfájlbba, vagy azokat mellékeljék külön is. A digitális fényképek 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 sorközrel kinyomtatva kérjük benyújtani. A cikket és ábrákat, ha számítógéppel készültek (TIF, CDR, HPGL, JPG, GIF stb. formátumban) kérjük számítógépes formában is eljuttatni a szerkesztőség címére IBM-kompatibilis lemezen (floppy disc), vagy e-mailen (attachmentként) az alábbi címre:

Magyar Természettudományi Múzeum
1083 Budapest, Ludovika tér 2.
E-mail: baldi@nhmus.hu vagy erdos@nhmus.hu

A kísérőlapon adja meg a használt programok nevét és verziószámát. Szövegfájlokat, ha lehet, Winword 2.0-s vagy 6.0-s verzióban küldje be. A bekezdések előtt semmiképpen se használjunk szóközöket vagy tabulátorokat, behúzáshoz (beütés) használja a szövegszerkesztő indent utasítását. Formázó utasításokat ne használjanak, kivéve a latin fajnevek esetében (dőlt betű). Gondolatjelek helyett és számok között használjon két kötőjelet.

Felhívjuk figyelmüket, hogy csak formai és tartalmi szempontból megfelelő cikkeket van módja a szerkesztőbizottságnak elfogadnia. Az elfogadott, esetleges javításokon átesett kéziratok hasábkorrektúrára visszakerülnek a szerzőkhöz. Ekkor már csupán apró javításokra van lehetőség. Több, egész mondatot, ábrát vagy táblázatot érintő változtatást csak a szerző költségére tudunk elvégezni. További útmutatásért, illetve tájékoztatásért, valamint a szerkesztéssel kapcsolatos egyéb problémákkal forduljanak közvetlenül a technikai szerkesztőhöz (Erdős Sarolta).

Contents

Szép, T. and Nagy, K.: Status of natural values in Hungary at the joining to the EU on the base of common bird monitoring (MMM) program of the MME for the 1999-2005 period	5
Tóth, Z. and Báldi, A.: The impact of organic farming on biodiversity	17
Bartha, D.: Evaluation of the naturalness and authenticity of forests	35
Bartha, D.: Evaluative methods of the forest naturalness	47
Mihók, B., Erős-Honti, Zs., Gálhidy, L., Bela, Gy., Illyés, E., Tinya, F., Erős-Honti, J., Molnár, Á, and Szabó, R.: The status of the South-Borsod Floodplain from the viewpoint of local people and ecologists. An interdisciplinary research on traditional ecological knowledge (TEK)	79
Kenyeres, Z.: The road of an insect group from systematic control to the Red Data Book	105
Lakatos, F.: The impact of sanitary cutting on the protected and/or endangered bark and wood boring beetles in coniferous forests (Coleoptera)	123
Uherkovich, Á.: Caddisflies (Trichoptera) in Hungarian national parks and other protected areas	133
Korsós, Z., Dányi, L., Kontschán, J. and Murányi, D.: On the Hungarian populations of <i>Scolopendra cingulata</i>	155
Markó, G., Gyuricza, V., Bernáth, J., Bisztray, Gy. D. and Altbäcker, V.: Causes and consequences of juniper browsing in Kiskunsági National Park, Hungary	165
Bózsing, E, and Cseresnyés, I.: Reproductive biological studies of <i>Asclepias syriaca</i> L. stands in Pest County, Hungary.	179
Zentai, K., Benke, Sz. és Palkó, S. (1959-2002): The botanical values of the Balaton side at Fenékpusztá and the effect of the nature-conversation aimed grazing on the area	187

Feró Orsolya: A simply feasible method and a program to create dot maps and calculate the co-ordinates	207
Útmutató a Természetvédelmi Közlemények szerzői részére	217
Contents	219

