

MIKROCÖNOLÓGIAI MÓDSZEREK A TÁJI VEGETÁCIÓ ÁLLAPOTÁNAK VIZSGÁLATÁRA

Zólyomi Bálint születésének 100. évfordulójára

BARTHA Sándor
MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete
2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.
e-mail: sanyi@botanika.hu

Kulcsszavak: fajkombinációk diverzitása, természetvédelmi kezelések, térsorozati elemzés, transzsekt

Összefoglalás: A hektáros vagy négyzetkilométeres térléptékű emberi beavatkozás következményét leggyorsabban és legérzékenyebben a beavatkozás térléptékénél finomabb (négyzetméteres, négyzetdeciméteres) léptékben, mikrocönológiai módszerek lehet kimutatni.

A közelmúltban olyan terepi mintavételi és adatfeldolgozási módszereket fejlesztettünk, amelyekkel a mikrocönológiai vizsgálatok munkai igényét több nagyságrenddel sikerült lecsökkenteni. Ezáltal lehetővé vált több tucat vagy akár több száz állomány igen részletes (az egyszerűbb biodiverzitási paraméterek mellett a szerkezeti sokféleség és a térbeli rendezettség vizsgálatára is kiterjedő) összehasonlító vizsgálata. A felvételezés során növényfajok jelenlétét rögzítjük 5×5cm-es mikrovadrátokban. A részletes mintavétel 51,2 m hosszú, ellipszis alakú transzsekt mentén történik, amely 5×5 cm-es mikrovadrátok összefüggő sorozatából áll (1024 db). Az egyszerűsített, csak 160 mikrovadrátból álló rövid lineákon alapuló módszerrel pedig ezernél is több mintavételi helyszín mikrocönológiai állapota rögzíthető, illetve monitorozható a tájban.

Bevezetés

A fitocönózis (növénytársulás) és az élőhely a növényzet makromintázatait leíró és osztályozó Zürich-Montpellier iskola (klasszikus fitoszociológia, Soó 1964–1980, BORHIDI 1996, 2003, BORHIDI és SÁNTHA 1999) és az abból származó élőhelyosztályozás (FEKETE et al. 1997) központi fogalmai. Definíció szerint ezek „a vegetáció törvényszerűen ismétlődő, állandó megjelenésű, faji összetételű és meghatározott környezeti igényű szerveződési egységei” (JAKUCS és PRÉCSÉNYI 1981, TURCSÁNYI 2001). A tájat társulások, illetve élőhelyek mozaikjaként fogjuk fel, következésképpen az egységeken belüli változatosságot elhanyagoljuk.

Nagy területek növényzete a klasszikus fitoszociológia módszereinek segítségével gyorsan és viszonylag egyszerűen dokumentálható. Az elhanyagolásból eredően azonban a módszer nem érzékeny a szerveződési állapot finom változásaira, a térbeli és az időbeli átmenetekre, emiatt nem elég hatékony a dinamikai és evolúciós aspektusok vizsgálatában (FEKETE 1995, BAGI 1997, 1998, ZALATNAI et al. 2008).

A táj hierarchikus szerkezetén belül a vegetációt érintő emberi beavatkozások rendszerint az állomány léptékében vagy annál nagyobb térléptékben történnek. Az ennek nyomán fellépő folyamatok (szerkezeti és funkcionális változások) azonban a szerveződési hierarchia minden szintjén jelentkeznek (TURNER 1989, TURNER et al. 2001). A folyamatok térbeli és időbeli léptékei összefüggenek, durvább térléptékben általában lassúbb folyamatokat észlelünk. A gyakorlat azonban gyors válaszokat követel. Ehhez tudni kell, hogy a már 3–5–10 év alatt is megfigyelhető vegetációs változások rendszerint

finomabb térléptékben jelentkeznek (WIENS 1989). A hektáros vagy négyzetkilométeres térléptékű emberi beavatkozások következményét leggyorsabban és legérzékenyebben a beavatkozás térléptékénél finomabb, négyzetméteres, négyzetdeciméteres léptékben lehet kimutatni. Erre a célra a mikroökológiai módszerek a legmegfelelőbbek.

A mikroökológia a társulások belső változatosságával és rendjével, a fajok együttélésének módjaival és feltételeivel foglalkozik. Segítségével kvantitatívan leírhatók a szerveződési állapot változásai, a vegetáció térbeli és az időbeli átmenetei, a dinamikai és funkcionális aspektusok (JUHÁSZ-NAGY 1980, VIRÁGH 2000, 2002, 2007). A mikroökológiai megközelítés hátránya a területegységre jutó munkaigény.

A közelmúltban azonban olyan terepi mintavételi és adatfeldolgozási módszereket fejlesztettünk, amelyekkel a mikroökológiai vizsgálatok munkaigényét több nagyságrenddel sikerült lecsökkenteni. Ezáltal lehetővé vált, hogy a mikroökológia érzékeny és hatékony módszerei a táji léptékű vizsgálatokban is alkalmazást nyerjenek.

A jelen tanulmány célja, hogy ismertesse a mikroökológiai megközelítést és az alkalmazás új lehetőségeit.

A vegetáció mikroökológiai állapotjelzői és a JNP modellek

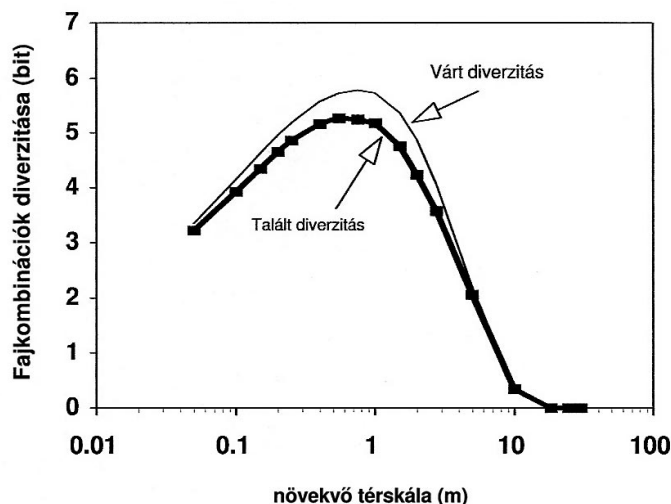
Általánosan elfogadott, hogy a diverzitás (sokféleség) az ökológiai rendszerek egészségi állapotának fontos indikátora (JUHÁSZ-NAGY 1980, 1986). Egy tájrészlet, élőhely, illetve azok életközösségeinek sérüléseit rendszerint a diverzitás mértékének csökkenésével fejezzük ki (TÓTHMÉRÉSZ 1994a). A diverzitás a közösségi mintázat egy állapotjellemzője (JUHÁSZ-NAGY 1980, 1986), amelynek változása az adott ökológiai rendszerben zajló folyamatok és funkciók megváltozásával jár együtt (TILMAN 1999, VIDA 2001). Az emberiség szempontjából a diverzitás csökkenésének legfontosabb következménye a természet nyújtotta ökológiai szolgáltatások sérülése (DAILY 1997, VIDA 2001).

Juhász-Nagy (korát messze megelőzve) fedezte fel, hogy maga a diverzitás is sokféle (JUHÁSZ-NAGY 1980, 1986), és a diverzitás-mértékek az életközösségek legkülönbözőbb tulajdonságainak (pl. belső komplexitás, rendezettség, kötődés bizonyos környezeti mintázatokhoz) a reprezentálására alkalmasak. A legújabb eredmények szerint a növényzet diverzitása és funkciói közötti összefüggés a korábbiaknál sokkal pontosabban mérhető, ha a választott diverzitás-mérték (Juhász-Nagy nyomán) nem csak a komponensek számát és relatív mennyiségét, hanem a életközösség belső szerkezetét (mintázatát) is reprezentálja (CSILLAG et al. 2001).

A társulások állományain belül a fajok együttélési viszonyait legrészletesebben és legpontosabban a fajkombinációk diverzitása (Florális diverzitás, FD) jellemzi. Ez egy olyan diverzitásfüggvény, ahol a gyakoriságeloszlás kategóriái nem a fajok, hanem a fajkombinációk. A fajkombinációk összeszámolásával mérjük az együttélési viszonyok részleteit. Előfordulhat ugyanis, hogy bizonyos fajok, bár egyszerre jelen vannak az állományban, egymással mégsem társulnak, egymás közelségét kerülik. Ez a jelenség az állományléptékű felmérésből nem derül ki, de a fajkombinációk finom felbontású vizsgálatokor egyértelműen látszik abból, hogy ezek a fajkombinációk a vártnál ritkábban fordulnak elő. Az állományon belüli együttélési módokra vonatkozó várakozás null modellekkel fejezhető ki (GOTELLI és GRAVES 1996). Legegyszerűbb esetben feltételezzük, hogy az egyedek pontszerűek és a gyakoriságaik arányában véletlenszerűen találkoznak (ekkor találkozási valószínűségük az előfordulási valószínűségeik szorzatával fejezhető ki).

Realisztikusabb azonban, ha figyelembe vesszük a fajok eltérő méreteiből, morfológiájából, illetve adott esetben a klonális architektúrából adódó kényszereket is (BARTHA és KERTÉSZ 1998). A belső szerkezetet (rendezettséget) a fajkombinációk várt előfordulási gyakoriságaitól való eltéréssel jellemezzük. A rendezettséget mérő függvény (Asszociátum, A_s) a fajkombinációk gyakoriságeloszlásából számolt Shannon diverzitás várt és talált értékeinek a különbségeként adódik. Juhász-Nagy módszereivel (JNP-modellek, JUHÁSZ-NAGY 1980, 1993) az állományok belső mintázati állapotát jellemezte, és ezzel megalapozta a mikrocönológia tudományát.

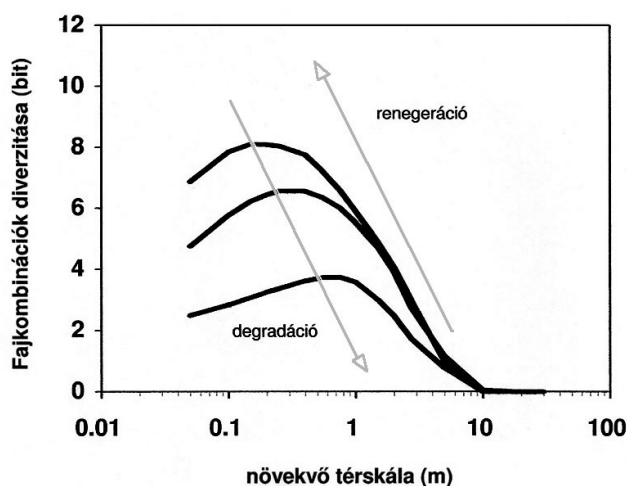
A fajkombinációk jellege és gyakorisága léptékfüggő. Kis területegységben általában kevés egyed, illetve kevés faj „fér el”, ezért ebben a finom felbontásban kevés fajból álló fajkombinációkat találunk, míg az állomány léptékében megkapjuk a teljes fajlistát. Ha a mintavételi egységek méretét szisztematikusan növeljük, azaz ún. térsorozati elemzést hajtunk végre (PODANI 1992, TÓTHMÉRÉSZ 1994a) a fajkombinációk diverzitása egy jellegzetes maximum görbét ír le (1. ábra). A gyakorlatban (különösen, ha sok állományt hasonlítunk össze) ennek a görbének a maximum értékeit használjuk állapotjellemzőként (BARTHA et al. 1998a).



1. ábra A fajkombinációk diverzitása a mintavételi egységek méretének a függvényében
 Figure 1. Florula Diversity as a function of increasing spatial scale

A fajkombinációk diverzitása igen érzékeny indikátora a közösség állapotváltozásainak. Ha az együttélést semmi nem akadályozza és a fajok lokális előfordulásaik során szabadon kombinálódnak, akkor a függvény értéke maximális, maximuma pedig finom térléptéknél jelenik meg (2. ábra). Ha egy növényközösséget zavarás ér, akkor először a finom térléptékű együttélések szerkezete bomlik fel, a vegetáció mozaikossá válik, a mozaik egy-egy foltján belül pedig jelentősen lecsökken az együtt előforduló fajok kombinációinak változatossága. Ilyenkor a fajkombinációk diverzitását leíró függvény értéke kisebb lesz, a maximum pedig a nagyobb térléptékek felé tolódik, jelezve, hogy egymáshoz közel, kis térrészletben már nem vagy csak kevésbé képesek együtt élni a fajok. Egy szukcessziós folyamatban, amikor a társulás regenerálódik, a fajkombinációs diverzitás

maximumának növekedése és a finomabb térléptékek felé való eltolódása figyelhető meg. A szukcessziós folyamat trendje tehát a degradációval ellentétes irányú (JUHÁSZ-NAGY és PODANI 1983, 2. ábra).

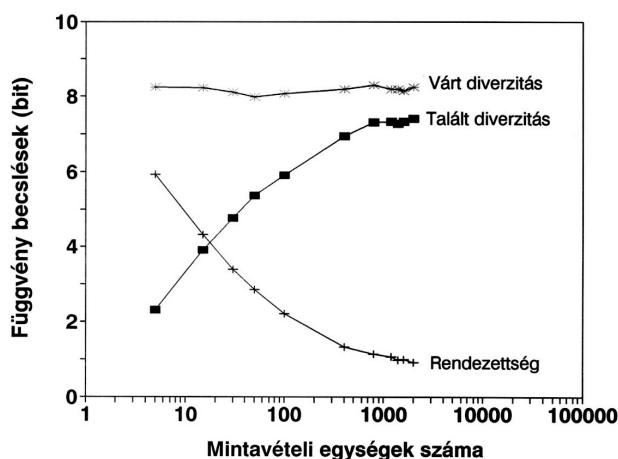


2. ábra A fajkombinációk diverzitásának tipikus változásai degradációs, illetve regenerációs folyamatokban
Figure 2. Transformations of Florula Diversity during degradation and succession

A fajkombinációk talált (becsült) diverzitását igen erősen befolyásolja a mintavételi egységek száma. Kis minták esetén az együttélési módok diverzitását alulbecsüljük, mivel a talált együttélések számát a minta mérete korlátozza. Ha csak 5–10 kvadráttal dolgozunk, akkor maximálisan csak 5–10 féle fajkombinációt találhatunk, akkor is, ha valójában sok ezer féle együtt-előfordulás valósul meg az állományban. Azért van szükség sok mintavételi egységre, mert a fajkombinációk száma (NRC) a fajszámmal (S) exponenciálisan nő ($NRC=2s$).

A fajok gyakoriságai és egyéni mintázatai ezzel szemben már viszonylag kicsi mintákból is jól becsülhetők. Az együttélési módok várt diverzitását a fajok egyéni mintázataiból is számolhatjuk (becsülhetjük), feltételezve, hogy a fajok között nincs térbeli asszociáltság. Ez a becslés már kis minták esetén is kellően pontos (3. ábra). Ha a pontosan becsült várt diverzitásból a talált diverzitás alulbecsült értékét vonjuk ki, ezáltal a különbséget (a rendezettséget mérő Asszociátumot) túlbecsüljük. A torz, alulbecsült diverzitás következménye a túlbecsült rendezettség (3. ábra). Mivel a természetben a meg nem valósult („tiltott”) fajkombinációk valamilyen kényszert, kölcsönhatást fejtenek ki, a torz becslés következtében téves értékelés és szemlélet alakulhat ki.

Ez a probléma túlmutat a mikrocönológia léptéktartományán és a JNP modellek használatán. Közismert, hogy a Zürich-Montpellier iskola kis mintákkal dolgozik és egy vegetációs egységet gyakran csupán 5–10 ismétléssel jellemez. Ezért joggal feltételezhető, hogy a vegetációnak a klasszikus fitoszociológia eredményei által sugalmazott képe, a természetes vegetációs egységek viszonylag kis száma és jól áttekinthető hierarchikus rendje, a mintavételi eljárásnak is a következménye (FEKETE 1995). Mindez kevés hibát okoz addig, amíg a mintavétel célja a gyors áttekintés, jellemzés és kincskezesés, azaz a jobb állományok megtalálása és megvédése. Egészen más a helyzet, ha a



vegetáció dokumentálásának a célja finom különbségek kimutatása, pl. egy jó és egy

3. ábra A mikrocönológiai állapotváltozók becslési pontosságának a változása a növekvő mintaelemszám függvényében. A talált diverzitás: a fajkombinációk diverzitásának részletes vizsgálatokkal a terepen becslült értéke (max. Florális diverzitás). A várt diverzitás: (max. Lokális disztingváltság) a fajkombinációk diverzitása a fajok egyéni mintázataiból számolva, azzal a feltétellel, hogy a fajok térben függetlenek (Asszociátum=0). A rendezettség (max. Asszociátum), a várt és a talált diverzitások különbsége. (Az adatok egy nyílt dolomit sziklagyepből származnak, Odvas hegy déli lejtő, SZOLLÁT és BARTHA 1991)

Figure 3. The effect of increasing sample size on the estimation of maximum Florula diversity, maximum Local Distinctiveness, and maximum Associatum. (Field data sampled in a natural dolomite grassland, at Odvas-hill South facing slope, Hungary, SZOLLÁT és BARTHA 1991)

kicsit még jobb állomány között kell különbséget tennünk, vagy egy természetvédelmi célú kezelés hatékonyságát kell rövid idő alatt eldönteni (BARTHA 2003). Ezekben az esetekben a vegetáció térbeli és az időbeli átmeneteit és szerveződési állapotváltozásait kell mérni, amihez érzékenyebb módszerekre van szükség.

Juhász-Nagy módszerei sokak érdeklődését vonzották itthon (PODANI 1984, SZOLLÁT és BARTHA 1991, TÓTHMÉRÉSZ és ERDEI 1992, PODANI et al. 1993, MARGÓCZI 1995, PODANI és CZÁRÁN 1997, TÓTHMÉRÉSZ 1994ab, 1995, HORVÁTH 1998, 2002, LÁJER 2000, ÓDOR és STANDOVÁR 2001, SZIGETVÁRI 2002, RUPRECHT et al. 2003, 2007, VIRÁGH et al. 2006, KUN et al. 2007, FÓTI 2008, SZENTES 2008) és külföldön (CANULLO és CAMPETELLA 2005, 2006, RICOTTA és ANAND 2006) egyaránt. Elterjedésének mégis sokáig gátat szabott a módszerek alkalmazásának rendkívüli munkaigénye.

Az alkalmazott módszerek

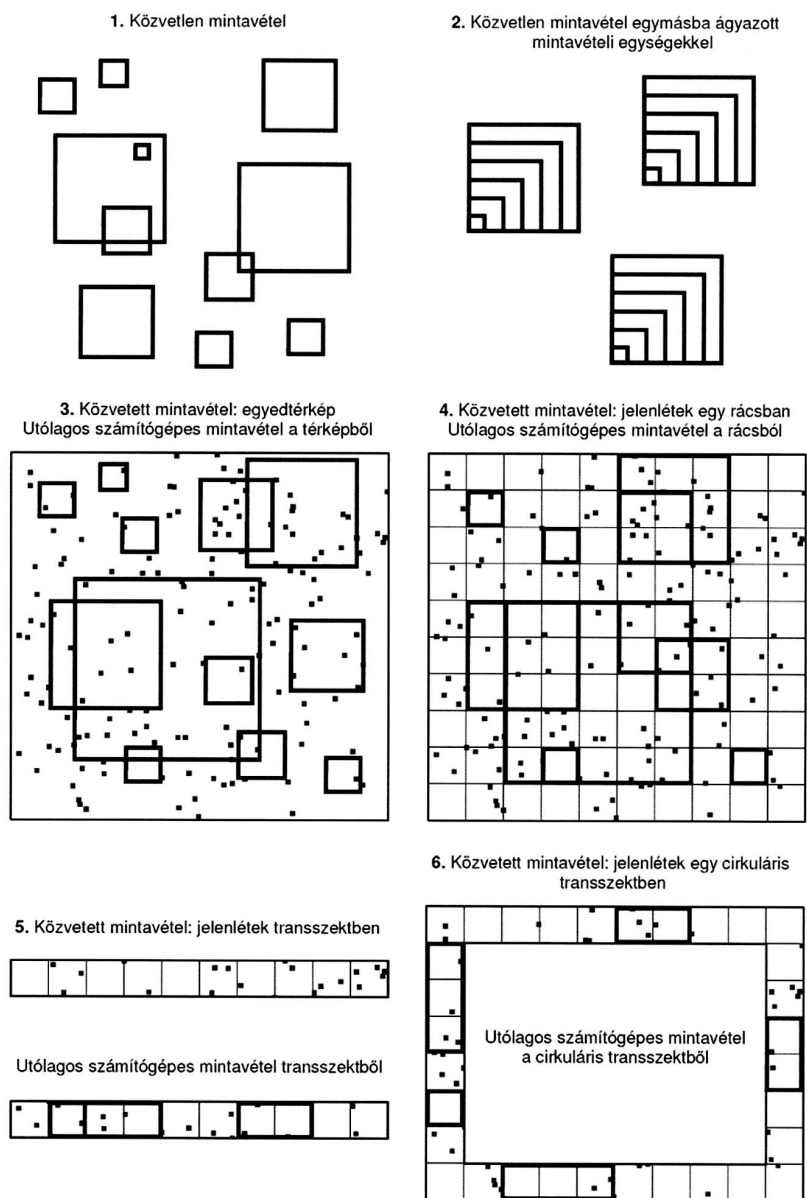
Gyors, sorozatvizsgálatokra is alkalmas rutinmódszerek

Egy növényzeti állomány mikrocönológiai állapotának pontos méréséhez általában ezer-nél is több mintavételi egység szükséges, mivel egy-egy növényközösségekben sok száz vagy sok ezer fajkombináció realizálódik (BARTHA et al. 2004). Olyan gyakoriságel-oslásokat kell tehát becsülnünk, amelyek sok száz, esetleg sok ezer kategóriából (fajkombinációból) állnak. A feladatot tovább nehezíti, hogy a fajkombinációs diverzitás skála-

függése miatt a mintavételt 6–10 különböző térléptékben (azaz különböző mintavételi egység méreteknél) kell megismételni (vö. térsorozati elemzés, 1. ábra). Egyetlen állománon belül ezért összesen tízezer mintavételi egységre is szükség lehet, amelynek terepi felvételezése (egy felvételezővel számolva) 4–5 hétig tartó munka. A módszert kifejlesztő Juhász-Nagy Pálnak ennyi időbe telt az első ilyen típusú mintavétel (JUHÁSZ-NAGY személyes közlés). Az időigényen túl további probléma a sok ezer mintavételi egység véletlenszerű kihelyezése során elkerülhetetlen zavarás (taposás), aminek hatására a vizsgált állomány komolyan sérülhet.

Szerencsére az évek során születtek olyan mintavételi eljárások, amelyek a terepi mintavételhez szükséges időt és a mintavétel okozta zavarást egyaránt jelentősen csökkentették (4. ábra). A közvetlen mintavétel (4.1. ábra) felel meg az eredeti verziónak. Ennél valamivel gyorsabb a második eljárás, amikor egy véletlen pozícióból egyszerre több mintát is veszünk azonos középponttal, de egyre növekvő méretekké (4.2. ábra). Az azonos mérethez tartozó mintavételi egységek egymástól függetlenül vannak kihelyezve, de adott ponthoz több különböző méretű mintavételi egység tartozik, ezek tehát már nem függetlenek. Egy fajgazdag gyepállomány mintavételezését végző kutató ezzel a módszerrel (8 térsorozati lépést és 2000 ismétlést feltételezve) már 2–3 hét alatt elkészülhet a munkával. Igazi áttörést a számítógépes módszerek megjelenése és a közvetett mintavétel kidolgozása hozott (SZŐCS 1977, PODANI 1984a, 1984b). Ennél a módszernél terepen először egy igen részletes egyedalapú mikrocönológiai térkép készül az állományról, ahol a növényegyedek (rametek) koordináta pozícióit pont- vagy folttérkép formájában pontos rajz vagy fotó rögzíti (4.3. ábra). Ezt a térképet digitalizáljuk, majd számítógéppel elemezzük. Egy reprezentatív térkép rajz formájában való elkészítése már csupán 2–3 napi munka. A módszer további előnye, hogy az utólagos számítógépes mintavétel során a térfolyamati lépések számát és a minta elemszámát (továbbá esetleg a mintavételi egységek alakját, elrendezését) tetszőlegesen változtathatjuk – ezt a mintavételt már a számítógép végzi (PODANI 1984b). Magas, zárt, nagy fajdenzitású gyepes esetében (mint pl. a sztyepprétek) a vegetációs mintázat rajzolással vagy fotózással való rögzítése nem lehetséges. Ebben az esetben is készíthetünk azonban térképet úgy, hogy a fajok jelenlétét mikrovadrátokból álló rácsokban rögzítjük (BARTHA és HORVÁTH 1987, OBORNY 1988, HORVÁTH 2002, 4.4. ábra). A felvételezés munkáigénye ebben az esetben is 2–3 nap állományonként.

Ez az időigény még tovább csökkenthető az "egydimenziós" térképként is felfogható transzsekt mintavétel bevezetésével, amikor a fajok jelenlétét egy vegetációs szelvény mentén elrendezett mikrovadrátok sorozatában rögzítjük (BARTHA és HORVÁTH 1987, MARGÓCZI 1995, HORVÁTH 2002, SZIGETVÁRI 2002, 4.5 és 4.6 ábrák). Tapasztalataink szerint (1024 db érintkező 5×5 cm-es mintavételi egységből álló transzsektek alkalmazása esetén) ezzel a módszerrel naponta egy-két állomány mintavételezhető. Az így kapott mintákból minden részletes analízis kellően pontosan, tudományos igényességgel elvégezhető (BARTHA et al. 2004, VIRÁGH et al. 2006). A transzsekt mintavételnek a gyorsaságon kívül még két további előnye is van. Az 1024 db 5×5 cm-es mikrovadrát összefüggő sorozatából álló transzsekt hossza 51,2 m, ami összemérhető egy homogén állományfolt átlagos méretével, tehát azt reprezentatív módon képes megmintázni. Az azonos számú és méretű mikrovadrátból álló kétdimenziós 32×32-es rács azonban csak 1,6 m×1,6 m lenne, ami túl kicsi terület, és a legtöbb esetben az állományra nézve nem



4. ábra A mikrocönológiai vizsgálatokban használt főbb mintavételi típusok
Figure 4. Types of sampling designs used in fine-scale vegetation analyses (microecology)

reprezentatív. A másik előny, hogy a transzszekt mentén való munka lényegesen kisebb zavarással jár, mint a kétdimenziós rács felvételezése. Előfordulhat, hogy a megminta-zandó homogén vegetációfolt átmérője 50 m-nél kisebb. Ekkor ún. körkörös transzszekt alkalmazható (4.6. ábra). Azon túl, hogy az 51,2 m hosszú transzszekt így kisebb területen

is elhelyezhető, a cirkuláris elrendezés előnye még, hogy esetében a terepi mintázatok többféle számítógépes randomizációja is lehetséges, ami megkönnyíti az adatelemzést (BARTHA és KERTÉSZ 1998).

Egy kisebb munkacsoport (8 fő) munkájával számolva, a transzsekt módszerrel egy vegetációs időszakban 60–120 állomány felvételezése is megoldható. Ez már elegendő ahhoz, hogy a módszert tájökológiai vizsgálatokban is sikerrel alkalmazzuk. Az első ilyen táji léptékű vizsgálat Kovácsné-Láng Edit vezetésével készült, amikor magyar és amerikai gyepek több száz km hosszú környezeti gradiensek mentén mutatott viselkedését hasonlítottuk össze 81 állományfolt részletes elemzésével (GOSZ et al. 2000). Az 1024 db 5×5 cm-es mikrokvadrátból álló 51,2 m transzsekt a félsivatagtól a sztyepprétekig a legkülönbözőbb száraz és félszáraz gyepársulásokban bevált (BARTHA és KERTÉSZ 1998, MUCINA és BARTHA 1999, VIRÁGH et al. 2006, RUPRECHT et al. 2007, KUN et al. 2007). Ezért ez a módszer standard mintavételi eljárásként ajánlható ezekben a vegetációtípusokban az összehasonlító mikrocönológiai vizsgálatok számára. Erdők aljnövényzetének vizsgálatából is gyűlnek a tapasztalatok (ÓDOR és STANDOVÁR 2001, CANULLO és CAMPETELLA 2005, 2006), de itt még nem alakult ki standard mintavételi eljárás.

Mintavétel rövid lineákkal

A standardizált mintavételi eljárás előnye, hogy az objektumok széles körében alkalmazható. Az adott objektum szerkezetére és dinamikájára vonatkozó ökológiai tudás felhasználásával, illetve feladat-orientáltan (pl. gyepek kezelésének monitorozásakor) azonban a mintavételi eljárás tovább egyszerűsíthető (intelligens mintavétel).

A természetvédelmi célú kezelések a legtöbb esetben közvetlenül az állományok domináns fajainak mintázatára hatnak. A védeni, segíteni kívánt ritkább fajok életlehetőségeit a domináns fajok alkotta mátrix szerkezete határozza meg. Ezért a kezelések hatásmonitorozása során elegendő lehet csak a domináns fajok és néhány más szerkezeti elem (pl. a fűavar és az állományon belüli zavarások) állapotváltozásainak a nyomkövetése. Amennyiben nincs szükség a sok száz fajkombináció közvetlen meghatározására, akkor a szükséges minta nagysága (a mikrokvadrátok száma) kb. a tizedére csökkenthető. Száraz gyepeken például 160 db mikrokvadrát már elegendő lehet a domináns fajok gyakoriságainak és egyéni mintázatainak kellően pontos nyomkövetésére. Hangsúlyozni kell azonban, hogy a 160 db mikrokvadrátból álló rövid linea a társulás- vagy koalíciós szintű cönológiai szerkezetek becslésére nem alkalmas. A mintázati változások egyszerű dokumentálására (hasonlóan a foto-dokumentációhoz) azonban ajánlható, így pl. a domináns fűvek klonális architektúrájának dokumentálására, vagy pl. a mikro-élőhelyek, az avar-, és az állományon belüli zavarások mintázatának rögzítésére és nyomkövetésére. Tapasztalataink szerint a rövid lineákban történő gyakoriságbecslés a hagyományos, állandó kvadrátokban történő borításbecslésekhez képest pontosabb. Ezért a rövid lineákkal a gyakori fajok mennyiségeinek időbeli változásai jól becsülhetők és érzékenyen, pontosan követhetők (BARTHA et al. 2006).

A rövid lineákkal történő egyszerűsített és célorientált mintavétel segítségével akár több ezer állomány mikrocönológiai felmérése, illetve nyomkövetése is megoldható. Ezért ez a módszer regionális- vagy országos léptékű feladatoknál is alkalmazható.

Helyettesíthetők-e egyszerűbb módszerekkel a szerkezetvizsgálatok?

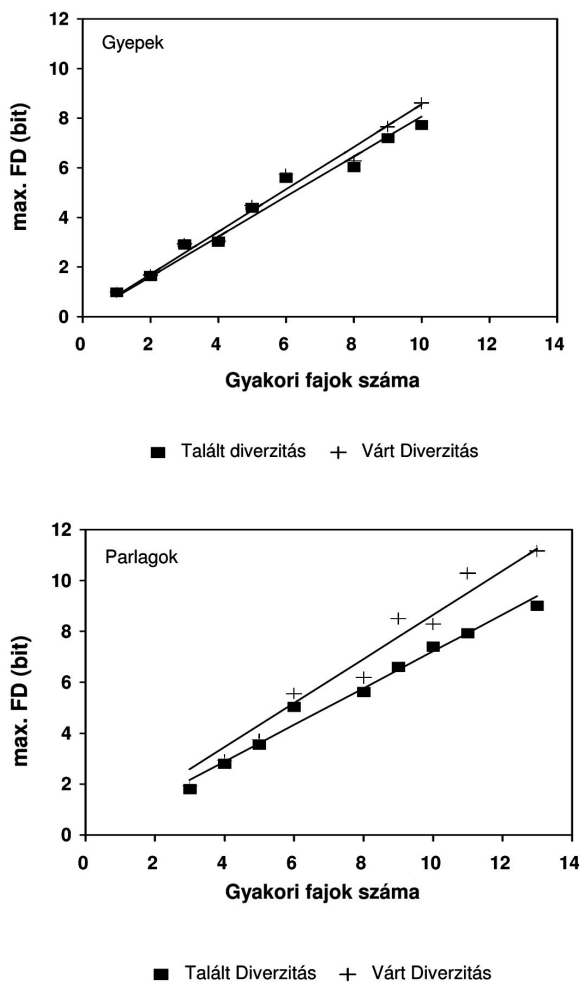
A mikrocönológiában használatos állapotváltozók nem függetlenek egymástól, relációik matematikai formában megadhatók (JUHÁSZ-NAGY 1980). A fajszám például összefügg a fajkombinációk számával és diverzitásával. Felmerül a kérdés, hogy a terepen könnyen becsülhető fajszám felhasználható-e a vele összefüggő és terepen nehezebben meghatározható állapotváltozók becslésére? Az elméleti összefüggés ún. korlátozási reláció, a fajszám csak a fajkombinációk számának és diverzitásának a maximumát jelöli ki. Ha egy állomány 5 fajból áll, akkor a fajkombinációk száma maximum 32 lehet, míg 6 faj esetén 64. Ebből azonban nem következik, hogy terepen is 32, illetve 64 fajkombinációt fogunk találni, mert elvben 1 és a maximum között bármelyik eset előfordulhat. (1 a fajkombinációk száma, ha valamennyi mintavételi egységben az összes faj előfordul.)

Az elméleti várakozással szemben a terepi vizsgálatokban gyakran lineáris az összefüggés a fajszám és a fajkombinációk diverzitásának maximuma között (BARTHA et al. 1995, BARTHA 2008). Az összefüggést két különböző, 9-9 állományból származó adatsoron fogom bemutatni (1. táblázat).

1. táblázat A módszertani vizsgálatok során felhasznált terepi adatok jellemzése
Table 1. Field data used in the methodological analyses

Típus	állomány (db)	alapkőzet	helyszín	ország	referencia
beállt gyeptársulások:					
nyílt gyep	3	homok	Kiskunság	Magyarország	(GOSZ et al. 2000)
nyílt gyep	1	dolomit	Keszthelyi hegység	Magyarország	(BARTHA et al. 1998b)
zárt gyep	1	dolomit	Vértes hegység	Magyarország	(BARTHA et al. 1998b)
zárt gyep	1	mészkö	Sibillini hegység	Olaszország	(BARTHA et al. 1998b)
zárt gyep	1	lösz	Gödöllői dombság	Magyarország	(HOCHSTRASSER 1995)
zárt gyep	2	agyag	Erdélyi Mezőség	Románia	(KUN et al. 2007)
Parlagszükscesszió középső stádiumaiba tartozó regenerálódó gyepek:					
parlag	4	homok	Kiskunság	Magyarország	(RUPRECHT et al. 2007)
parlag	2	agyag	Erdélyi Mezőség	Románia	(RUPRECHT et al. 2007)
parlag	3	homok	Minnesota	USA	(BARTHA 2001)

A pontosabb becslés érdekében csak a 10%-nál gyakoribb fajokkal számoltam. Az egyik adatsort száraz gyepek természetes, beállt állományában gyűjtöttük (HOCHSTRASSER 1995, BARTHA et al. 1998b, GOSZ et al. 2000, KUN et al. 2007). A másik adatsor parlagok regenerálódó állományából származik (BARTHA 2001, RUPRECHT et al. 2007). Ezekben a vizsgálatokban is erős lineáris összefüggéseket kaptunk (5. ábra). A fajkombinációk diverzitásának terepen mért maximumán (terep maxFD) kívül egy null modell alapján becsült maximumot (várt maxFD) is vizsgáltam. A null modellt (a maximum Lokális Disztingváltságot, Juhász-Nagy 1980) a fajok egyedi gyakoriságai és egyedi térbeli mintázatai alapján becsültem, ami annak az esetnek felel meg, amikor a fajoknak lehet saját térbeli foltossága, de közöttük nincs térbeli asszociáltság ($A_s=0$). Az eredményül kapott összefüggések igen erősek (2. táblázat), a determinációs koefficiens (R^2) minden esetben nagyobb, mint 0,95. Az összefüggés kicsit szorosabb a null modelleknél, mint a



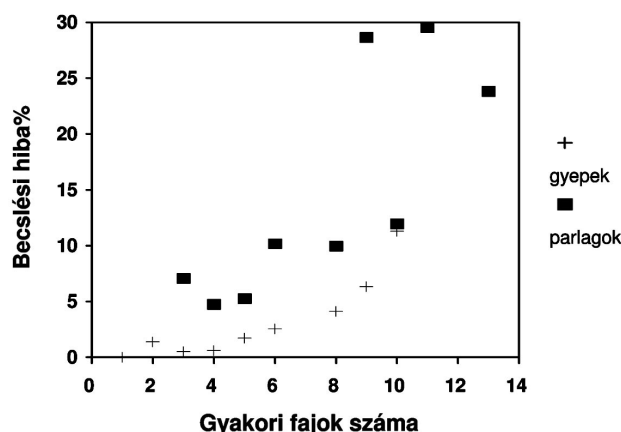
5. ábra A fajkombinációk diverzitása és a 10%-nál gyakoribb fajok száma közötti összefüggés. A talált diverzitás: a fajkombinációk diverzitásának részletes vizsgálatokkal a terepen becsült értéke (max. Florális diverzitás). A várt diverzitás: (max. Lokális disztíngváltság) a fajkombinációk diverzitása a fajok egyéni mintázataiból számolva, azzal a feltétellel, hogy a fajok térben függetlenek (Asszociátum=0).

Figure 5. Relationship between the number of frequent species (fr%>10) and the maximum Florula Diversity (expected and found) in natural grasslands and oldfields.

terepen. A terepen meghatározott fajkombinációs diverzitásokat összevetve pedig szorosabb a beállt gyeppek esetében, mint a parlagokon. A null modellre és a terepi fajkombinációs diverzitásokra illesztett egyeneseket összevetve látható, hogy a várt és a talált értékek eltérése is lényegesen nagyobb a parlagok esetében (5. ábra). Ha a becslés relatív %-os hibáját a

$$100 * (\max FD_{\text{becsült}} - \max FD_{\text{terep}}) / \max FD_{\text{terep}}$$

képlet alapján adjuk meg, látható, hogy a becslési hiba 0% és 30% között ingadozik (6. ábra). A becslés hibája a gazdagabb, összetettebb társulásokban nagyobb, tehát ott, ahol több faj is szerepet játszik a térbeli szerkezeti váz kialakításában. Az becslési hiba emellett lényegesen nagyobb az éppen változó, átszerveződő, átmeneti állapotban lévő parlagok esetében.



6. ábra A fajkombinációk diverzitásának becslési hibája és a 10%-nál gyakoribb fajok száma közötti összefüggés. A becslési hiba a várt és a talált diverzitások standardizált különbsége
 Figure 6. Relationship between the number of frequent species ($fr\% > 10$) and the Estimated error
 Estimated error is expressed by the standardized difference between expected and found diversity

2. táblázat A fajkombinációk diverzitásának maximuma (max FD) és a gyakori fajok száma (S) közötti lineáris összefüggés paraméterei ($maxFD = b * S$) beállt gyepekben és parlagokon (As = Asszociátum)

Table 2. Parameters of the linear relationship between maximum Florula Diversity (max FD) and the number of frequent species (S), ($FD = b * S$) in natural grasslands and oldfields (As is the overall spatial association)

Vegetáció-típus	cönológiai állapotjelző	b	R ²
beállt gyp	várt maxFD, ha As=0	0.856	0.982
beállt gyp	terepen mért maxFD	0.807	0.972
parlag	várt maxFD, ha As=0	0.722	0.982
parlag	terepen mért maxFD	0.865	0.966

Mivel a fajszámok és a fajkombinációs diverzitások közötti lineáris összefüggés paraméterei adatsoronként különbözőek, ezért, ha csak a fajszámokat ismerjük, abból még nem tudunk következtetni a fajkombinációs diverzitás értékeire. Ha a fajszámon kívül a fajok relatív gyakoriságait és egyéni mintázatait is ismerjük (ezek rövid lineákkal kis mintákból is becsülhetőek), akkor a várt fajkombinációs diverzitások (azzal a feltétellel, hogy a fajok közötti asszociáltságokat nullának tekintjük) már becsülhetőek. A becslési hiba (aminek nagysága példánkban 0% és 30% között ingadozott) az állomány térbeli rendezettségével (szervezettségével) arányos. Tapasztalatok szerint már igen kicsi (néhány %-nyi hibának megfelelő) térbeli rendezettség is erősen befolyásolhatja a

közösség időbeli dinamikáját, mivel a mintázat okozta apró eltérések időben összeadódnak (BARTHA 2008). Mindez alátámasztja a tanulmány elején tett állítást, hogy a mikrocönológia módszerekre elsősorban akkor van szükség, ha a szerkezet és a dinamika (mintázatok és folyamatok, TURNER 1989) összefüggéseire vagyunk kíváncsiak, azaz a feladat a változó, átszerveződő vegetációs állományok leírása és nyomkövetése.

Élőlényközpontú léptékek – a tájfogalom általánosítása

A tájökológia hagyományosan emberközpontú léptékválasztását (MŐCSÉNYI 1968, CSEMEZ 1996, TÓTH 2003, CSORBA 2004) indokolja az emberi környezet válsága és a válságkezelés gyakorlati igénye. Ugyanakkor az is nyilvánvaló, hogy az ökológiai rendszerek különböző méretű és különböző sebességgel élő, működő élőlényei igen különböző skálákon és módokon kommunikálnak a külvilággal (WIENS és MILNE 1989, PADISÁK 1992, REYNOLDS 1995). Az ökológiai rendszerek különböző környezetű élőlénycsoportok kölcsönhatásaiból szerveződnek (multiplurális környezet-elv, JUHÁSZ-NAGY 1986). Ha tudni szeretnénk, hogy egy emberi beavatkozás (pl. egy természetvédelmi célú kezelés) segíti-e az adott élőlénycsoportot, meg kell tanulnunk az adott csoport „szemével látni” és az adott csoport igényei szerint gondolkodni.

A földben gyökerező növényegyedek döntően a közvetlen szomszédságukból érkező jelekre reagálnak (plant's eye view, TURKINGTON és HARPER 1979). A kísérleti eredmények szerint egy növényegyed hatása a szomszédos egyedekre a távolság függvényében exponenciálisan csökken, ezért az effektív kölcsönhatási zóna viszonylag kicsi (MACK és HARPER 1977, PURVES és LAW 1992). Egy gyepten a vonatkozó léptéktartomány néhány cm-től néhány m-ig terjed. A kölcsönhatások lokális jellege és a terjedés korlátozottsága alapvetően meghatározza a növényzet dinamikáját és a fajok együttélésének feltételeit (DURETT és LEVIN 1994, TILMAN és KAREIVA 1997, CZÁRÁN 1998, CHESSON 2000). A növényegyedek is „élik a tájat”. Az általuk érzékelt táj szerkezetei meghatározzák az együttélési folyamatokra, és a körülményektől függően segíthetik vagy gátolhatják az együttélést (LAW et al. 2003, BOLKER et al. 2003, SNYDER és CHESSON 2004). Egy természetvédelmi kezelés során a cél a növények által érzékelt táj, a növényzeti állomány belső szerkezetének a megfelelő alakítása. Sajnos egyelőre igen keveset tudunk a növények számára releváns táji elemekről, mikroélőhelyekről (SCOTT és WALLACE 1978, FOWLER 1988, GIGON és LEUTERT 1996, NAEEM et al. 1999, BARTHA 2001). Fitométer növények segítségével kimutatták, hogy a beültetett fitométer egyedek növekedését döntően a szomszédság fajösszetétele befolyásolta, míg a környező biomassza össz mennyisége nem (HERBEN et al. 2007). Az egyed körüli fajkombinációk minősége, sokfélesége (az ún. szomszédsági diverzitás, OKSANEN 1997) tehát funkcionális szempontból is fontos. A Juhász-Nagy féle modellek jelentősége abban áll, hogy segítségükkel modellezhetővé válik a *mikrocönológiai tájkép*. A finom térléptékű szerkezetvizsgálatokkal leírható az állományon belüli mikro-élőhelyek (fajkombinációk) sokfélesége és rendezettsége.

Kitekintés

Egyszerű, gyors, standardizált mérési módszerek kidolgozása nélkül összehasonlító vegetációs vizsgálatok nem lehetségesek. Éppen egyszerűsítő konvenciói révén volt képes a klasszikus fitoszociológia hazánk vegetációjának sikeres osztályozására (SOÓ 1964–1980, BORHIDI 1996, 2003, BORHIDI és SÁNTHA 1999) és feltérképezésére (ZÓLYOMI 1967). Az egyszerűsítő feltételek miatt azonban előfordulhat, hogy a kapott eredmény pontatlan vagy nem elegendően részletes.

A gyakorlati igények nyomán az ország vegetációjának legutóbbi felmérésekor (MÉTA program, MOLNÁR et al. 2007) a cél már az aktuális, sok esetben az egyensúlytól távoli, degradált, vagy éppen regenerálódó dinamikai állapotú vegetáció megragadása volt. A MÉTA programban számos új vegetációs attribútum került bevezetésre (BÖLÖNI et al. 2003, 2008, SEREGÉLYES et al. 2008), amelyek a klasszikus fitoszociológia hagyományain messze túlmutatva, már az állomány, illetve a táj folyamataira, működésére vonatkoznak (pl. Természetesség, Regenerációs potenciál, vagy Szomszédosság). A gyakorlatban már bevezetett új szemléletű vegetáció-minősítési attribútumok részletes „bevizsgálása” és módszertani alapozása azonban még a jövő feladata. A rutinvizsgálatokban is alkalmazható új indexek módszertani alapozásához táji léptékű vegetációdinamikai terepkísérletekre, és azok mikrocönológiai módszerekkel történő monitorozására lenne szükség.

Praktikus okokból a nagy területre kiterjedő vizsgálatok rendszerint durvább felbontással készülnek. Ennek azonban az a nagy veszélye, hogy a durva felbontás miatt a folyamatok és dinamikák alig észlelhetők. Az itt bemutatott mikrocönológiai módszerek előnye, hogy velük egyszerre tudunk nagy kiterjedésben, ugyanakkor finom felbontásban (sőt a térsorozati elemzés segítségével egyszerre többféle felbontásban is) dolgozni. Mindez jelentősen növelheti a monitorozás hatékonyságát.

Köszönetnyilvánítás

A kézirat átolvasásáért és hasznos tanácsaikért Fekete Gábornak és Molnár Zsoltnak tartozom köszönettel. Horváth Andrásnak köszönöm a 4. ábra elkészítésében nyújtott segítségét. A kutatás az OTKA K 72561 pályázat támogatásával készült.

Irodalom

- BAGI I. 1997: A vegetációtérképezés elméleti kérdései. Kandidátusi Értekezés, JATE, Szeged
- BAGI I. 1998: A Zürich-Montpellier fitocönológiai iskola lehetőségei és korlátai a vegetáció dokumentálásában. *Tilia* (Sopron) 6: 239–252.
- BARTHA S. 2001: Spatial relationships between plant litter, gopher disturbance, and vegetation at different stages of old-field succession. *Applied Vegetation Science* 4: 53–62.
- BARTHA S. 2003: A természetvédelmi kezeléseket megalapozó vegetációkutatásokról. In: BARTHA S., MOLNÁR Zs. (szerk.): A természetvédelmi kezelési tervek készítéséhez szükséges vegetációdinamikai, természetességi és regenerációs kérdésekről. Tanulmány a Természetvédelmi Hivatal számára. MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 4–48.
- BARTHA S. 2008: Beyond trivial relationships: on the hidden aspects of biodiversity. *Folia Geobotanica* (in press)

- BARTHA S., HORVÁTH F. 1987: Application of long transects and information theoretical functions to pattern detection. I. Transects versus isodiametric sampling units. *Abstr. Bot.* 11: 9–26.
- BARTHA S., KERTÉSZ M. 1998: The importance of neutral models in detecting interspecific spatial associations from 'trainsect' data. *Tiscia* 31: 85–98.
- BARTHA S., COLLINS S. L., GLENN S. M., KERTÉSZ M. 1995: Fine-scale spatial organization of tallgrass prairie vegetation along a topographic gradient. *Folia Geobotanica and Phytotaxonomica* 30: 169–184.
- BARTHA S., CZÁRÁN T., PODANI J. 1998a: Exploring plant community dynamics in abstract coenostate spaces. *Abstr. Bot.* 22: 49–66.
- BARTHA S., RÉDEI T., SZOLLÁT Gy., BÓDIS J., MUCINA L., 1998b: Északi és déli kitettségű dolomit sziklagyeppek térbeli mintázatainak összehasonlítása. In: CSONTOS P. (szerk.): Sziklagyeppek szünbotanikai kutatása. Zólyomi Bálint professzor emlékének. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 159–182.
- BARTHA S., CAMPATELLA G., CANULLO R., BÓDIS J., MUCINA L. 2004: On the importance of fine-scale spatial complexity in vegetation restoration. *Int. J. Ecol. Environ. Sci.* 30: 101–116.
- BARTHA S., HORVÁTH A., VIRÁGH K., MOLNÁR E., ILLYÉS E., TÜRKE I. 2006: Mikrocönológiai monitorozás – módszertani vizsgálatok. *Bot. Közlem.* 93: 126.
- BOLKER B.M., PACALA S.W., NEUHAUSER C. 2003: Spatial dynamics in model plant communities: what we really know? *Am. Nat.* 162: 135–148.
- BORHIDI A. 1996: Critical revision of the Hungarian Plant Communities. JPTE, Pécs.
- BORHIDI A. 2003: Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- BORHIDI A., SÁNTA A. (szerk.) 1999: Vörös könyv. Magyarország Növénytársulásairól 12., TermészerBúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- BÖLÖNI J., KUN A., MOLNÁR Zs. 2003: Élőhely-ismereti Útmutató. Kézirat, MTA ÖBKI, Vácraót.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR Zs., HORVÁTH F., ILLYÉS E. 2008: Naturalness-based habitat quality of the Hungarian (semi-)natural habitats. *Acta Botanica Hungarica (Suppl.)* (leadva)
- CANULLO R., CAMPATELLA G. 2005: Spatial patterns of plant species, guilds and biological types in the regenerative phase of a beech coppice (Torricchio Mountain Nature Reserve, Apennines, Italy). *Acta Bot. Gallica* 152: 529–543.
- CANULLO R., CAMPATELLA G. 2006: Structural and dynamic variables in regenerating and primary phytocoenoses of the Tilio-Carpinetum community in Bialowieza National Park. *Polish Botanical Studies* 22: 123–135.
- CSEMEZ A. 1996: Tájtervezés-tájrendezés. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- CHESSON P. 2000: Mechanisms of maintenance of species diversity. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 31: 343–366.
- CSILLAG F., KERTÉSZ M., DAVIDSON A., MITCHELL S. 2001: On the measurement of diversity-productivity relationships in a northern mixed grass prairie (Grassland National Park, Saskatchewan, Canada). *Community Ecology* 2: 145–159.
- CSORBA P. 2004: Tájökológia. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen.
- CZÁRÁN T. 1998: Populáció- és társulásdinamika térben és időben: tömeg- és objektum-kölcsönhatási modellek. In: FEKETE G. (szerk.): A közösségi ökológia frontvonalai. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 35–58.
- DAILY G. C. (ed.) 1997: Nature's services. Island Press, Washington D.C.
- DURETT R., LEVIN S. A. 1994: The importance of being discrete (and spatial). *Theor. Pop. Biol.* 46: 363–394.
- FEKETE G. 1995: Tudományterületi áttekintések. Fitocönológia és vegetációtan: hazai aspektusok. *Bot. Közlem.* 82: 107–127.
- FEKETE G., MOLNÁR Zs., HORVÁTH F. 1997: A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer 2. Budapest.
- FÓTI Sz., 2008: Gyeppek CO₂-gázcserejének finomléptékű térbeli variabilitása és mintázata. PhD Értekezés, Gödöllő.
- FOWLER N.L. 1988: What is a safe site?: Neighbor, litter, germination date, and patch effects. *Ecology* 69: 947–961.
- GIGON A., LEUTERT A. 1996: The Dynamic keyhole-key model of coexistence to explain diversity of plants in limestone and other grasslands. *Journal of Vegetation Sciences* 7: 29–40.
- GOSZ J., PETERS D., KERTÉSZ M., KOVÁCS-LÁNG E., KRÖEL-DULAY Gy., BARTHA S. 2000: Organization of grasslands along ecological gradients: US-Hungarian LTER Grassland cooperation. In: LAJTHA K., VANDERBILT K. (szerk.): Cooperation in Long term Ecological Research in central and eastern Europe: Proceedings of the ILTER Regional Workshop, 22–25 June, 1999. Budapest. Hungary. Oregon State University. Corvallis. OR. pp. 67–76.

- GOTELLI N.J., GRAVES G.R. 1996: Null models in ecology. Smithsonian Institution Press, Washington
- HERBEN T., BREZINA S., SKÁLOVÁ H., HADINKOVÁ V., KRAHULEC F. 2007: Variation in plant performance in a grassland: species-specific and neighbouring root mass effects. *Journal of Vegetation Sciences* 18: 55–62.
- HOCHSTRASSER T. 1995: The structure of different loess grassland types in Hungary, Diploma work, Vácrátót
- HORVÁTH A. 1998. INFOTHEM program: new possibilities of spatial series analysis based on information theory methods. *Tiscia* 31: 71–84.
- HORVÁTH A. 2002: A mezőföldi löszevegetáció términtázati szerveződése. *Synbiologia Hungarica* 5, Scientia Kiadó, Budapest
- JAKUCS P., PRÉCSÉNYI I. 1981: A fitocönózisok. In: HORTOBÁGYI T., SIMON T. (szerk.): *Növényföldrajz, társulástan és ökológia*. Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 192–263.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1980: A cönológia koegzisztenciális szerkezeteinek modellezése. *Akadémiai Doktori Értekezés*, Budapest
- JUHÁSZ-NAGY P. 1986: Egy operatív ökológia hiánya, szükséglete és feladatai. *Akadémiai Kiadó*, Budapest
- JUHÁSZ-NAGY P. 1993: Notes on compositional diversity. *Hydrobiologia* 249: 173–182.
- JUHÁSZ-NAGY P., PODANI J. 1983: Information theory methods for the study of spatial processes and succession. *Vegetatio* 51: 129–140.
- KUN A., RUPRECHT E., BARTHA S., SZABÓ A., VIRÁGH K. 2007: Az Erdélyi Mezőség kincse: a gyepevegetáció egyedülálló gazdagsága. *Kitaibelia* 12: 88–96.
- LAW R., MURRELL D.J., DIECKMANN U. 2003: Population growth in space and time: spatial logistic equations. *Ecology* 84: 252–262.
- LÁJER K. 2000: Associatum can be greater than florula diversity. *Acta Bot. Hung.* 42: 205–209.
- MACK R. N., HARPER J. L. 1977: Interference in dune annuals: spatial pattern and neighborhood effects. *J. of Ecology* 65: 345–363.
- MARGÓCZI K., 1995: Interspecific associations in different stages of the vegetation in a Hungarian sandy area. *Tiscia* 29: 19–26.
- MOLNÁR Zs., BARTHA S., SEREGÉLYES T., ILLYÉS E., TÍMÁR G., HORVÁTH F., RÉVÉSZ A., KUN A., BOTTA-DUKÁT Z., BÖLÖNI J., BIRÓ M., BODONCZI L., DEÁK J.Á., FOGARASI P., HORVÁTH A., ISÉPY I., KARAS L., KECSKÉS F., MOLNÁR Cs., ORTMANN-NÉ AJKAI A., RÉV Sz. 2007: A grid-based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). *Folia Geobotanica* 42: 225–247.
- MÓCSÉNYI M. 1968: A táj és a zöldterület fogalmi problémái a tájrendezés nézőpontjából. *Településtudományi Közlemények* 21: 66–76.
- MUCINA L., BARTHA S. 1999: Variance in species richness and guild proportionality in two contrasting dry grassland communities. *Biologia, Bratislava* 54(1): 67–75.
- NAEEM S., TJOSSEM B.D., BRISTOW Ch., LI S. 1999: Plant neighborhood diversity and production. *EcoScience* 6: 355–365.
- OBORNY B. 1988: Természetes társulások rezisztenciája idegen fajok ellen (az allelopátia szerepe). *Szakkolgozat*, ELTE, Budapest.
- ÓDOR P., STANDOVÁR T. 2001: Richness of bryophyte vegetation in near-natural and managed beech stands: the effects of management-induced differences in dead wood. *Ecological Bulletins* 49: 219–229.
- OKSANEN J. 1997: Plant neighbour diversity. *Journal of Vegetation Sciences* 8: 255–258.
- PADISÁK J. 1992: Spatial and temporal scales in phytoplankton ecology. *Abstr. Bot.* 16: 16–24.
- PODANI J. 1984a: Spatial processes in the analysis of vegetation. Theory and review. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* 30: 75–118.
- PODANI J. 1984b: Analysis of mapped and simulated vegetation: theory and review. *Acta Bot. Hung.* 30: 75–118.
- PODANI J. 1992: Space series analysis of vegetation: processes reconsidered. *Abstr. Bot.* 16: 25–29.
- PODANI J., CZÁRÁN T. 1997: Individual-centered analysis of mapped point patterns representing multi-species assemblages. *Journal of Vegetation Sciences* 8: 259–270.
- PODANI J., CZÁRÁN T., BARTHA S. 1993: Pattern, area and diversity: the importance of spatial scale in species assemblages. *Abstr. Bot.* 17: 37–51.
- PURVES D.W., LAW R. 2002: Fine-scale spatial structure in a grassland community: quantifying the plant's-eye view. *J. of Ecology* 90: 121–129.
- REYNOLDS C.S. 1995: The intermediate disturbance hypothesis and its applicability to planktonic communities. Comments on the views expressed in Padis k -v- Wilson. *New Zealand Journal of Ecology* 19: 219–225.

- RICOTTA C., ANAND M. 2006: Spatial complexity of ecological communities: Bringing the gap between probabilistic and non-probabilistic uncertainty measures. *Ecol. Modelling* 197: 59–66.
- RUPRECHT E., KUN A., SZABÓ A. 2003: Száraz gyepek térbeli mintázatainak összehasonlítása az Erdélyi-Mezőségben. *Múzeumi Füzetek* 12: 91–113.
- RUPRECHT E., BARTHA S., BOTTA-DUKÁT Z., SZABÓ A. 2007: Assembly rules during old-field succession in two contrasting environments. *Community Ecology* 8: 31–40.
- SCOTT D., WALLACE A.R. 1978: Effects of ground cover and tussock proximity on legume establishment, N.Z. *J. of Agricultural Research* 21: 93–105.
- SEREGÉLYES T., MOLNÁR Zs., BARTHA S., CSOMÓS Á. 2008: Regeneration potential of the Hungarian (semi-) natural habitats. *Acta Botanica Hungarica (Suppl.)* (leadva)
- SOÓ R. 1964–1980: A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve. *Synopsis systematico-geobotanica florae vegetationsque Hungariae*. I–VI. Akadémiai Kiadó, Budapest
- SNYDER R.E., CHESSON P. 2004: How the spatial scales of dispersal, competition, and environmental heterogeneity interact to affect coexistence. *Am. Nat.* 164: 633–650.
- SZENTES Sz. 2008: A legeltetés hatásának gyeptársulások kialakulási és természetvédelmi vizsgálata Tapolcai- és Káli-medencei legelőkön, réteken és kaszálókon. SZI MKK kari TDK dolgozat, Gödöllő.
- SZIGETVÁRI Cs. 2002: Az invázió késeperje, *Cleistogenes serotina* (L.) Keng. szerepe nyílt homokgyepek társulásszerveződésében. *Kitaibelia* 7: 119–139.
- SZOLLÁT Gy., BARTHA S. 1991: Pattern analyses of dolomite grassland communities using information theory models. *Abstr. Bot.* 15: 47–60.
- SZÓCS Z. 1977: Újtípusú számítógép-orientált módszerek a vegetáció szerkezetének elemzésére. kandidátusi Értekezés, Vácrátót.
- TILMAN D. 1999: The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology* 80: 1455–1474.
- TILMAN D., KAREIVA P. (eds.) 1997: *Spatial ecology: the role of space in population dynamics and interspecific interactions*. Princeton Univ. Press, Princeton.
- TÓTH A. 2003: A tájfogalom jelentőségéről. *Tájékológiai Lapok* 1: 125–134.
- TÓTHMÉRÉSZ B. 1994a: Diverzitási rendezések és térsorozatok. *Doktori Értekezés*, Debrecen.
- TÓTHMÉRÉSZ B. 1994b: Statistical analysis of spatial pattern in plant communities. *Coenoses* 9: 33–41.
- TÓTHMÉRÉSZ B. 1995: Density dependent and density independent representation of indirect spatial series analysis. *Acta Botanica Hung.* 39: 43–50.
- TÓTHMÉRÉSZ B., ERDEI Zs. 1992: The effect of species dominance on information theory characteristics of plant communities. *Abstr. Bot.* 16: 43–47.
- TURCSÁNYI G. (szerk.) 2001: *Mezőgazdasági növénytan*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- TURNER M.G. 1989: Landscape ecology: The effect of pattern on process. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 20: 171–197.
- TURNER M.G., GARDNER R.H., O'NEILL R.V. 2001: *Landscape ecology in theory and practice*. Springer-Verlag, New York
- TURKINGTON R.A., HARPER J.L. 1979: The growth, distribution and neighbour relationships of *Trifolium repens* in a permanent pasture. I. Ordination, pattern and contact. *J. of Ecology* 67: 201–218.
- VIDA G. 2001: *Helyünk a bioszférában*. Typotex, Budapest.
- VIRÁGH K. 2000: Vegetációdinamika és szukcessziókutatás az utóbbi 15 évben. In: VIRÁGH K, KUN A. (szerk.): *Vegetáció és dinamizmus*. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 53–79.
- VIRÁGH K. 2002: Vegetációdinamikai kutatások. In: FEKETE G., KISS KEVE T., KOVÁCSNÉ-LÁNG E., KUN A., NOSEK J., RÉVÉSZ A. (szerk.), *Az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete 50 éve (1952–2002)*. Vácrátót, pp. 65–91.
- VIRÁGH K. 2007: Vegetációdinamikai folyamatok térben és időben. In: HORVÁTH A., SZITÁR K. (szerk.): *Agrártájak monitorozása. A hatás-monitorozás elméleti alapjai és gyakorlati lehetőségei*. MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 72–114.
- VIRÁGH K., HORVÁTH A., BARTHA S., SOMODI I. 2006: Kompozíciós diverzitás és términtázati rendezettség a szálfaperjés erdőssztyepprept természetközeli és zavart állományaiban. In: MOLNÁR E. (ed.): *Kutatás, oktatás, értéktartás*. MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 89–111.
- WIENS J. A. 1989: Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3: 385–397.
- WIENS J. A., MILNE B. T. 1989: Scaling of 'landscape' in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle perspective. *Landscape Ecology* 3: 87–96.
- ZALATNAI M., KÖRMÖCZI L., TÓTH T. 2008: Community boundaries and edaphic factors in saline-sodic grassland communities along an elevation gradient. *Tiscia* 36: 7–15.
- ZÓLYOMI B. 1967: *Rekonstruált növénytakaró 1:1,500,000 – Magyarország Nemzeti Atlasza*, 21., Budapest.

NEW METHODS OF FINE-RESOLUTION VEGETATION ANALYSES APPLICABLE FOR
LANDSCAPE-SCALE SURVEYS AND MONITORING

For the memory of Bálint Zólyomi

Sándor BARTHA
Institute of Ecology and Botany of the Hungarian Academy of Sciences
H-2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.
e-mail: sanyi@botanika.hu

Keywords: Diversity of species combinations, Restoration and conservation management, Spatial processes, Transect sampling

Short-term consequences of landscape-scale vegetation changes appear at fine spatial scales. We propose a sampling designs (a version of the line-intercept sampling) where presence of plant species are recorded along 52 m long circular belt transects of 1040 units of 0.5 cm×0.5 cm contiguous microquadrats. Various aspects of fine-scale organization, i.e. the structural complexity and spatial dependence of species combinations can be calculated from these baseline data by using information theory models. Information theory measures are estimated across a range of scales from 5 cm×5 cm to 5 cm×25 m by merging two, then three, then four, ...etc. consecutive microquadrats by subsequent computerised samplings from the baseline transect data sets. Transect sampling is much faster than other sampling methods. By the application of transect sampling, the time necessary to perform the sampling in a particular vegetation stand has been reduced to one day, even in species-rich grasslands. Thus, a research team of 6–8 people is able to collect large comparative data sets, sampling 50–60 transects within a single sampling period. Therefore, these methods are effective also at landscape-scale surveys and for long-term monitoring with tolerable sampling disturbance.

A MAGYAR REPCSÉNY (*Erysimum odoratum* EHRH.) CSÍRÁZÁSBIOLOGIÁJÁNAK VIZSGÁLATA

CSONTOS Péter¹, SIMKÓ Hella²

¹ MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézete, 1022 Budapest, Herman O. út 15. és
MTA-ELTE Elméleti Biol. és Ökol. Ktcs., 1117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/c.;

² Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Környezettudományi szak,
1117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/c.
e-mail: cspeter@ludens.elte.hu

Összefoglalás: A magyar repcsény (*Erysimum odoratum* Ehrh.) magjainak csírázókéességét különböző környezeti feltételek között vizsgáltuk, valamint kísérleteket állítottunk be a szobahőmérsékleten végzett, eltérő ideig tartó, száraz tárolás csírázókéességére gyakorolt hatásának kimutatására is. A kísérletekhez sterilizált felszínű magokat használtunk. Egy Petri-csészébe minden esetben 40 db mag került, az egyes kísérleteket 5 vagy 10 Petri-csészés ismétlésekkel hajtottuk végre. Az eredmények értékeléséhez a megfelelő paraméteres vagy nem-paraméteres statisztikai eljárásokat alkalmaztuk, szignifikáns különbséget $P < 0,05$ esetén fogadtunk el.

Eredményeink szerint a magyar repcsény 11 hónapos száraz tárolás után hidegkezelés mellett (88%) és hidegkezelés nélkül (78%) is egyaránt jól csírázik. A két átlagérték között szignifikáns különbség nem volt. A csírázás fényben és sötétben egyaránt lezajlott, és a beállított kétféle állandó hőmérséklet (+7 °C és +21 °C) sem befolyásolta szignifikánsan a csírázás mértékét.

A hosszabb tárolási időszakok (14, 18, 20 és 71 hónap) csökkentették a csírázási százalékot (49,8%-ot, 68,5%-ot, 63,8%-ot és 3,8%-ot tapasztaltunk az említés sorrendjében), de a csökkenés a 11. hónap után elvetett magtételéhez viszonyítva csak a 14. és természetesen a 71. hónapban vetett tételek esetében volt szignifikáns.

Eredményeink szerint az *E. odoratum* hazai populációi mag-génbanki tárolásra alkalmasak. A faj természetben mutatkozó talaj magbank fenntartó képessége vélhetően legalább a rövid távú perzisztens típusba esik, de ennél hosszabb ideig elnyúló magtúlélése sem zárható ki.

Kulcsszavak: száraz tárolás, *Erysimum odoratum*, csírázás, magtúlélés, fajmegőrzés

Bevezetés

A védett fajok csírázási tulajdonságainak ismerete fontos szempont lehet egy sikeres fajvédelmi program megtervezéséhez. Az *ex situ* konzerváció napjainkban egyre gyakoribb módja az alacsony hőmérsékleten történő magbanki megőrzés (PÉREZ-GARCIA et al. 2007). Ez a módszer azonban csak akkor nyer értelmet, ha ismerjük az elraktározott magvak csírázási tulajdonságait (van SLAGEREN 2003, ZSIGMOND és CSONTOS 2006).

Magyarországon eddig csak kis számú védett fajjal végeztek csírázásbiológiai kísérleteket (PAPP 1989, KERESZTY és GALÁNTAI 1994, ILLYÉS et al. 2005, CSONTOS et al. 2006), a magyar repcsényt, amely karsztbokorerdőkben és sziklagyepekben élő védett fajunk, eddig ebből a szempontból senki sem vizsgálta. Vizsgálataink során a szárazon tárolt magok túlélőképességének és csírázási körülményeinek megállapításával célunk az volt, hogy a magyar repcsény csírázásbiológiai viszonyait jobban megismerjük, és ezzel adatokat szolgáltassunk a faj *in situ* és *ex situ* védelméhez.

Anyag és módszer

A felhasznált magminták a Balatonyörök melletti Papp-hegyről (2001 augusztusi gyűjtés), illetve a budapesti Hárshegy utca mellől (2006 augusztusi gyűjtés) származnak. Felhasználásukig a magmintákat papírzacskókban, száraz helyen tároltuk. A különböző növényről, de egyazon földrajzi helyről származó magokat a vizsgálataink során nem különböztettük meg. Csíráztatásuk előtt a magokat 10 percig, 5%-os nátrium-hipoklorit-oldatban sterilizáltuk. Ezután 9 cm átmérőjű Petri-csészéket háromrétegű vattapapírral béleltünk ki, amit csapvízzel nedvesítettünk, majd ráhelyeztük a sterilizált magokat. Minden egyes Petri-csészébe 40 db, sértetlennek és egészségesnek látszó mag került. Kezelésként 5 vagy 10 ismétlést alkalmaztunk. Az így előkészített magtétélekkel az 1. táblázat szerinti kísérleteket végeztük el.

A nem hidegkezelte magok esetében a csíráztatás az ELTE Ökofiziológiai Laboratóriumában történt, természetes fényen, +21 Celsius-fokon, 24–28 napon át. Ezalatt a Petri-csészékben a vizet szükség szerint pótoltuk.

A sztratifikált magokat egy +7 Celsius-fokot biztosító hűtőszekrényben, 50 napig tartó hidegkezelésnek vetettük alá úgy, hogy a Petri-csészéket mindvégig kétrétegű alufóliába csomagolva védtük a fénytől (1. táblázat, 1. és 2. kísérlete).

A tárolási idő hatását a csírázóképességre azonos eredetű magtétélek különböző időpontokban történt vetésével vizsgáltuk (1. táblázat, 3., 4. és 5. kísérlete).

1. táblázat. Az *Erysimum odoratum* magjaival végzett csíráztatási kísérletek (1.–5.) típusai.
Table 1. Types of germination experiments (1.–5.) on seeds of *Erysimum odoratum*
a protected species in Hungary.

<i>Kezelt csoport (Treatment)</i>	<i>Kontroll csoport (Control)</i>
1. 2001-ben gyűjtött magok csíráztatása csíráztatása sötétben végzett hidegkezelés után, term. fényen, 2007.07.11-én (5 ismétlés)	2001-ben gyűjtött magok hidegkezelés nélkül, természetes fényen 2007.07.11-én (5 ismétlés)
2. 2006-ban gyűjtött magok csíráztatása sötétben végzett hidegkezelés után, term. fényen, 2007.07.11-én (5 ismétlés)	2006-ban gyűjtött magok csíráztatása hidegkezelés nélkül, természetes fényen 2007.07.11-én (5 ismétlés)
3. 2006-ban gyűjtött magok csíráztatása természetes fényen 2007.10.27-én (10 ismétlés)	
4. 2006-ban gyűjtött magok csíráztatása természetes fényen 2008. 02.14-én (10 ismétlés)	A 3., 4. és 5. kísérlethez a viszonyítási alapot szintén a 2. kísérlet kontroll csoportja jelentette.
5. 2006-ban gyűjtött magok csíráztatása természetes fényen 2008. 04.03-án (10 ismétlés)	

A kísérletek értékeléséhez a csírázási adatokat *t*-próbával vagy Kruskal-Wallis-tesztel hasonlítottuk össze. Utóbbi esetben poszt-tesztként Dunn-tesztet alkalmaztunk. Az adatok normál eloszlásának meglétét Kolmogorov-Smirnov teszttel ellenőriztük, míg

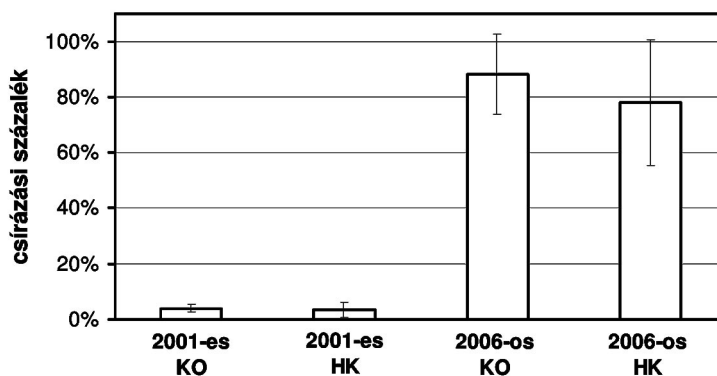
a szórások azonosságát F-próbával vizsgáltuk. A szórások különbözősége esetén a t -próbát Welch-korrekcióval végeztük el. Szignifikáns különbségeket $P < 0,05$ esetén fogadtunk el (InStat 1998).

Eredmények

A sötétben alkalmazott hidegkezelések eredményeit az 1. ábra szemlélteti. Látható, hogy a hidegkezelés sem a friss szedésű, sem a hat éve tárolt magtétel esetében nem növelte a csírázási százalékot. A 2001-es szedésű, nem hidegkezelt csoportban 4%-os volt a csírázási arány, míg ugyanitt a hidegkezelt csoportban 3,5%. A két csoport adatainak átlagértékei t -próbával vizsgálva is azonosnak tekinthetők ($n_{2001\text{hidegkezelt}} = 5$, $n_{2001\text{kontrol}} = 5$, sz.f. = 8, $t_{\text{számított}} = 0,3536$). A 2006-os szedésű nem hidegkezelt csoportnál szintén valamivel jobb csírázási teljesítményt kaptunk, mint a hidegkezelt csoportnál (88 százalékos, illetve 78 százalékos átlagértékekkel). A t -próba azonban e két átlag között sem mutatott ki szignifikáns különbséget ($n_{2006\text{hidegkezelt}} = 5$, $n_{2006\text{kontrol}} = 5$, sz.f. = 8, $t_{\text{számított}} = 0,8290$).

Feltétlenül említést érdemel még az is, hogy az *E. odoratum* magjai már a hidegkezelés ideje alatt csírázásnak indultak. Ezek a magtételek a hidegkezelés 50. napjára, a fényvédő alufóliák eltávolításának idejére már a végső csírázási eredményeik 98%-át elérték.

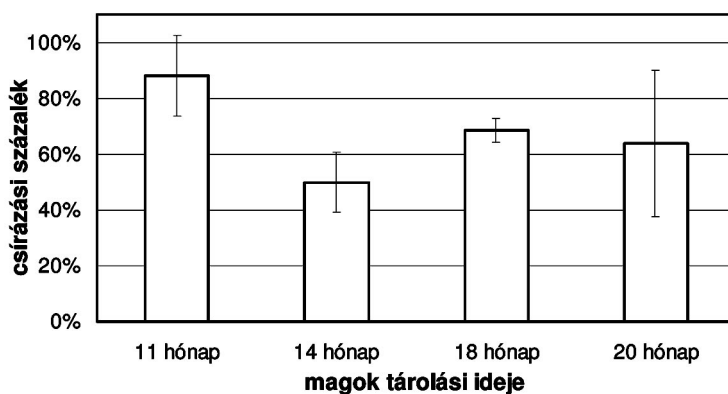
A statisztikai értékelés második lépéseként az azonosnak mutatkozott kezelt és kontrol csoportok adatait az azonos maggyűjtési évek szerint összevontuk, és az így létrehozott csoportok alapján megvizsgáltuk a tárolási idő hosszának hatását az *E. odoratum* csírázására. A Welch korrekcióval elvégzett t -próba igazolta, hogy a hatéves, szobahőmérsékleten történt tárolási idő szignifikánsan csökkentette a magyar repcsény magjainak csírázási százalékát ($n_{2001} = 10$, $n_{2006} = 10$, sz.f. = 9, $t_{(\text{Welch})\text{számított}} = 13,289$, ami egyébként a grafikus ábrázolásban is egyértelműen mutatkozik (1. ábra).



1. ábra Az *Erysimum odoratum* 2001-ben és 2006-ban gyűjtött magmintáinak hidegkezelt (HK), illetve kontrol (KO) csoportjainál tapasztalt átlagos csírázási értékek, konstans +21 °C-os hőmérséklet és természetes megvilágítottság mellett.

Figure 1. Average germination percentages of *Erysimum odoratum* seeds collected in 2001 and 2006. Germination tests were carried out in 2007 at constant +21 °C temperature under natural light conditions. HK= preliminary cold treatment (+7 °C, 50 days); KO= control (without cold treatment).

A második grafikonon a 2006-os magtételnek négy időpontban megvizsgált csírázó-képességének százalékos átlageredményeit ábrázoltuk (2. ábra). Látható, hogy legjobban (88,0%-kal) a 11 hónapos tárolás után elvetett magok csíráztak, 14 hónap elteltével 49,8%-os, 18 hónap után 68,5%-os, 20 hónapnyi tárolást követően pedig 63,8%-os átlagos csírázási értékeket tapasztaltunk (2. ábra). A statisztikai elemzés szerint (Kruskal-Wallis-teszt majd Dunn-teszt) szignifikánsan csak a 14 hónap elteltével (2007. októberében) vetett magvak csírázási százaléka tért el a frissen vetett magtétel eredményétől ($P < 0,01$). A 2008-as év télvégi-tavaszi időszakában vetett magtétel, bár láthatóan gyengébben csíráztak mint a 11 hónap után elvetett minták (19,5%-kal, illetve 24,2%-kal alacsonyabb átlagot értek el), mégis statisztikai értelemben vett rosszabb csírázásukról nem beszélhetünk (2. ábra).



2. ábra Az *Erysimum odoratum* 2006-ban gyűjtött magtételének csírázási teljesítménye különböző hosszúságú, szobahőmérsékleten történt tárolást követően, konstans +21 °C-os hőmérséklet és természetes megvilágítottság mellett.

Figure 2. Germination percentages of *Erysimum odoratum* seeds following various length of dry storage at room temperature. Germination tests were carried out at constant +21 °C temperature under natural light conditions.

Az eredmények értékelése

Az eredmények egyértelműen jelzik, hogy a magyar repcsény friss szedésű magjai +20 °C-os állandó hőmérsékleten, fénynek kitett helyen előzetes hidegkezelés nélkül is jól csíráznak, azaz a magvak hideghatásra feloldódó tartós dormanciával nem rendelkeznek. Emellett az is nyilvánvalóvá vált, hogy a csírázás ennél jóval alacsonyabb, +7 °C-os állandó hőmérsékleten is végbemegy, és ehhez a növény fényt sem igényel.

Ezeket a csírázási tulajdonságokat a fajnak az élőhelyéhez történő sikeres adaptációjaként értelmezhetjük. A délies lejtők sziklagyeppei, sztyeprétjei és karsztbokorerdői, valamint a száraz tölgyesek, ahol az *Erysimum odoratum* nagyobb mennyiségben fordul elő (Soó 1968, SZERDAHELYI 1991, PENKSZA et al. 1995, 1996) leginkább a tavasz első felében biztosítanak elegendően nedves viszonyokat a csíranövények sikeres fejlődéséhez. Az év ezen időszakában még gyakoriak az alacsonyabb hőmérsékletű napok (hetek), ezért a faj számára nagyon előnyös, ha ilyen körülmények között is képes csírát

zásra. Ugyanakkor a délies lejtőkön a mikroklímátikus viszonyok (talajközeli léghőmérséklet, feltalaj hőmérséklete) derült idő esetén meglehetősen szélsőségesek lehetnek (DRASKOVITS és KOVÁCS-LÁNG 1968). Ehhez való adaptációként értékelhető, hogy a magyar repcsény +20 °C-on gyakorlatilag ugyanolyan jól csírázik, mint +7 °C-on.

A sötétben, illetve megvilágítás mellett egyaránt sikeres csírázást a faj generalista jellemével hozhatjuk kapcsolatba (BORHIDI 1995). Eszerint alaphelyzetben a talajba eltemetődő magok sötétben csíráznak, de a magyar repcsény „gap”-jellegű élőhelyeken is megjelenhet, és ilyenkor a talajfelszínre keveredő magjai is jól csíráznak. Ezzel összhangban gyakran figyelhető meg erdőszegélyekben és kaszttbokorerdők rétfoltjaiban. Karsztbokorerdők helyére telepített, tűzkárt szenvedett feketefenyvesben szintén nagy mennyiségben fordult elő (TAMÁS 2001), amiben szerepet játszhatott az, hogy az elégett tűvar és a fenyők részleges koronakárosodása következtében a talajra a korábbinál több fény érkezhethet, valamint a talaj tápanyagtökéje is megváltozik (Halbritter et al. 2005a,b).

A nemzetség egy gyom jellegű, egyéves fajánál, az *E. cheiranthoides*-nél a „gap”-detektálást kimondottan elősegítő, csak fényhatásra bekövetkező csírázást mutattak ki (KARLSSON és MILBERG 2002).

A magyar repcsény 2006-os szedésű magjait 11-, 14-, 18- és 20 hónap után elvetve azt tapasztaltuk, hogy az idő előrehaladtával a csírázási százalék lecsökkent, de egyrészt ez a csökkenés nem érte el a szignifikáns eltérés mértékét, valamint egyértelmű trendet sem rajzoltak ki az adatok. Így például a 2008. februári és áprilisi csírázási eredmények (18. és 20. hónap) felülmúlták a 2007. októberében elvetett, tehát csak 14 hónapig tárolt magminták eredményét. Ennek egyik lehetséges magyarázata az lehet, hogy a magok valamilyen belső magnyugalmi ciklus alapján a sikeres csírázáshoz legkedvezőbb, tavaszi időszakban aktivizálódnak a legnagyobb százalékban. Ez az aktív és dormans állapot közötti ciklus, ha létezik, akkor is csak részlegesnek tekinthető, hiszen csírázást még az októberi teszt során is csaknem 50%-ban regisztráltunk, és az ekkor tapasztalt átlagérték statisztikus vizsgálatban nem tért el szignifikánsan a két későbbi magvetés eredményeitől.

Hosszú távú száraz tárolás viszont a magyar repcsény magjainak csírázókéességét szignifikánsan csökkentette. Kísérletünkben a 6 év (71 hónap) tárolást követően a magoknak csak mintegy 4 %-a maradt csírázóképes, ami azt jelenti, hogy az ilyen korú, vagy ennél idősebb, hagyományosan tárolt magtégeket már nem érdemes későbbi felhasználásra megőrizni, vagy modern génbanki tárolási körülmények közé helyezni. Természetesen, ha a magvakat kezdettől fogva a modern génbanki tárolás feltételei szerint raktározzák, akkor a csírázókéességük sok éven át megmaradhat. Az *Erysimum cheiranthoides* kapcsán MARKOVA (1976) már évtizedekkel ezelőtt igazolta a hidegben teletetés kedvező hatását a csírázókéességre, szemben a laboratóriumi körülmények között tárolt magokkal. Újabban pedig PÉREZ-GARCIA és mtsai (2007) közöltek adatokat négy *Erysimum* faj, köztük az *E. odoratum* 38-39 évig mag-génbankban tárolt magtégeleinek sikeres csíráztatásáról.

Jelen eredményeink alapján valószínűsíthető, hogy a természetben a magyar repcsény legalább rövid távú perzisztens magbankkal rendelkezik (THOMPSON 1993). Erre utaló eredményeink: a szárazon tárolt magvak egy évnél hosszabb ideig megőrzött jelentős csírázókéessége (20. hónapban 63,8%), illetve ennek gyakorlatilag bekövetkező elvesztése a tárolás hatodik évére (71. hónapban 3,8%).

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük TAMÁS Júlia és ISÉPY István segítségét a magminták összegyűjtésében. CSISZÁR Ágnesnek és DANCZA Istvánnak a kézírathoz fűzött jobbító észrevételekért tartozunk köszönettel.

Irodalom

- BORHIDI A. 1995: Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. *Acta Bot. Hung.* 39: 97–181.
- CSONTOS P., BÓZSING E., KÓSA G., ZSIGMOND V. 2006: Csírázóképeség vizsgálata természetes flóránk fajainak hagyományos gyűjteményekben őrzött magvain. *Botanikai Közlemények* 93: 93–102.
- DRASKOVITS R., KOVÁCS-LÁNG E. 1968: Mikroklímamessungen in Kalkstein- und Dolomittfelsenrasen. *Annales Universitatis Scientiarum Budapestinensis, Sectio Biologica* 9–10: 115–129.
- HALBRITTER A., CSONTOS P., TAMÁS J., ANTON A. 2005a: Van-e a feketefenyves-telepítésnek hatása a dolomitváztalajok minőségére?. In: ANTAL K., MICHÉLI E., SZABÓNÉ KELE G. (szerk.) *Talajtani Vándorgyűlés, Kecskemét, 2004. augusztus 24–26.* (a Talajvédelem különszáma) Talajvédelmi Alapítvány, Budapest, pp: 250–258.
- HALBRITTER A., TAMÁS J., ANTON A., UZINGER N. 2005b: Mikroelemtartalom-vizsgálatok dolomitsziklagyep és feketefenyves talaján. *Tájökológiai Lapok* 3: 63–73.
- ILLYÉS Z., RUDNOY Sz., BRATEK Z. 2005: Aspects of in situ, in vitro germination and mycorrhizal partners of *Liparis loeselii*. *Acta Biologica Szegediensis* 49: 137–139.
- INSTAT 1998: GraphPad InStat, Version 3.00, for Windows. GraphPad Software Inc., San Diego.
- KARLSSON L. M., MILBERG P. 2002: Stratification responses in the late-germinating summer annual weed *Erysimum cheiranthoides*. *Journal of Applied Botany* 76: 172–175.
- KERESZTY Z., GALÁNTAI M. 1994: Hazai védett növényfajok ex-situ konzervációja. *Botanikai Közlemények* 81: 141–155.
- MARKOVA S. A. 1976: The effect of wintering conditions on the germination of Treacle Mustard seeds and the development of the plants. *Byulleten' Moskovskogo Obshchestva Ispytatelei Prirody Otdel Biologicheskii* 81: 108–112.
- PAPP M. 1989: Phenology and seed production of *Pulsatilla pratensis* ssp. *hungarica*. *Acta Biologica Debrecina* 21: 5–12.
- PENKSZA K., BENYOVSZKY B. M., ÖTVÖS E., ASZTALOS J. 1995: Phytosociological studies of the cliff Fehérszirt, Near Keszthely, Hungary. *Acta Bot. Hung.* 39: 71–95.
- PENKSZA K., KÁDER F., BENYOVSZKY B. M. 1996: Vegetációtanulmány a Balatonalmádi (Vörösberény) melletti Megye-hegyről. *Botanikai Közlemények*, 83: 71–90.
- PÉREZ-GARCÍA F., GONZÁLEZ-BENITO M. E., GÓMEZ-CAMPO C. 2007: High viability recorded in ultra-dry seeds of 37 species of Brassicaceae after almost 40 years of storage. *Seed Science and Technology* 35: 143–153.
- SOÓ R. 1968: Synopsis Systematico-Geobotanica Florae Vegetationisque Hungariae III. Akadémiai Kiadó, Budapest, 506+51 pp.
- SZERDAHELYI T. 1991: Cenological position of the *Dracocephalum austriacum* L. (Labiatae) in the Aggtelek National Park (Hungary). *Annls. hist.-nat. Mus. natn. hung.* 83: 225–237.
- TAMÁS J. 2001: Tűz utáni szukcesszió vizsgálata feketefenyvesekben. Egyetemi doktori értekezés kézírata, ELTE, Budapest, 140 pp.
- THOMPSON K. 1993: Seed persistence in soil. In: HENDRY G. A. F., GRIME J. P. (eds), *Methods in comparative plant ecology*. Chapman and Hall, London, pp. 199–202.
- van SLAGEREN M. W. 2003: The Millennium Seed Bank: building partnerships in arid regions for the conservation of wild species. *Journal of Arid Environments* 54: 195–201.
- ZSIGMOND V., CSONTOS P. 2006: Előkészületek a hazai természetes flóra magbanki megőrzésére. In: KORSÓS Z., GYENIS Gy., PENKSZA K. (szerk.) 16. Vándorgyűlés, előadások összefoglalói, 2006. november 9–11. Magyar Biológiai Társaság - Fővárosi Állat- és Növénykert, Budapest, pp: 183–190.

GERMINATION STUDIES ON *Erysimum odoratum* EHRH. (BRASSICACEAE) IN HUNGARYP. CSONTOS¹, H. SIMKÓ²

¹ MTA Res. Inst. of Soil Science and Agricultural Chemistry, Herman O. út 15.
H-1022 Budapest, Hungary and MTA-ELTE Res. Group in Theoretical Biol. and Ecol.
Pázmány P. stny. 1/c., H-1117 Budapest, Hungary;

² L. Eötvös University, Fac. of Natural Sciences, Course of Environmental Science
Pázmány P. stny. 1/c., H-1117 Budapest, Hungary
e-mail: cspeter@ludens.elte.hu

Germination characteristics of *Erysimum odoratum* Ehrh. seeds were studied under various environmental conditions. Effect of long term dry storage at room temperature on the germination capacity was also investigated. Surface of the seeds was sterilized in 5% NaOCl solution for ten minutes prior to germination tests. In each experiment 40 seeds per Petri-dishes were incubated and five or ten Petri-dishes were used as replicates. Results were evaluated by suitable parametric or non-parametric statistical methods. Significant differences were accepted at $P < 0.05$. Following eleven months dry storage *E. odoratum* seeds germinated at 88% when preliminary cold treatment (50 days, +7 °C) was applied, and at 78% without cold treatment. However, the effect of cold treatment was not significant. Germination capacities under natural daylight regime and in dark were equally good. Also, the two applied levels of continuous temperature (+7 °C and +21 °C) did not make any significant difference in the germination rate. Longer periods of dry storage (14, 18, 20 and 71 months) resulted decrease in germination rates (49.8%, 68.5%, 63.8% and 3.8%, respectively), however, statistically significant decrease were proved only for cases of 14 and 71 months dry storage, compared to the shortest storage length (11 months), as reference. According to the results, Hungarian populations of *E. odoratum* seems to be a promising object for seed-genebank conservation. Regarding maintenance of a natural soil seed bank of the species, our results predict the short term persistent soil seed bank type as the minimum, but longer natural seed survival is also possible.

Key words: dry stored seeds, *Erysimum odoratum*, germination, seed longevity, species conservation

NEMZETI- ÉS SZÍVÜGYÜNK II. A MAGYAR KAJSZI

SURÁNYI Dezső

Ceglédi Gyümölcsstermesztési Kutató-fejlesztő Intézet Kht.
2700 Cegléd, Pf. 33., e-mail: suranyi.dezso@cefrucht.hu**Kulcsszavak:** Magyar kajszi fajta termesztése, sárgabarack diverzitás, történeti-pomológia

Összefoglalás: A szerző vizsgálta az egyik legrégebbi, meghonosodott gyümölcsfajtánk, a 'Magyar kajszi' történeti, ökológiai és diverzitásbeli sajátosságait. Bemutatta tanulmányában a sárgabarack történeti helyzetét, allokációját és néhány jellemzőjét. A vizsgálatok egyik részében, termő ültetvényben értékelte a C. 235 és a C. 1618 Magyar kajszi produkciósbiológiai sajátosságait 44-féle (őszibarack, barackmandula, tengeribarack, myrobalán és szilva) alanyfajtán.

A tengeribarackhoz, valamint az őszibarack és a kökényszilva közti „spektrumban” szignifikáns különbséget talált egyes kombinációk között. Ezek az alanyok indukálta környezet hatások (területi, edafikus diverzitás), de a genetikai diverzitásra vonatkozott a klónfajták közti különbségek. A második vizsgálatsorozatban a Magyar kajszi klónok max. 20%-nyi eltérést adtak a virágrészek méretében, de a pollenkihajtás és a termő-nélküliség különbségei és évjáratú ingadozása e régi fajtánk változékonyságát igazolja. Ez a fő érv arra, hogy nem szabad e fajta géntartalékait beszűkíteni, mert akkor kiveszhet, mint az Ananász, Ambrózia vagy Breda.

Bevezetés

A sárgabarack, mind gyümölcs népszerűsége, mind faj- és fajta gazdagsága nyelvészeti, történeti tisztázást kíván (MEHLENBACHER et al. 1992). Az MTA-nál szervezett konferencián (SURÁNYI 2005a) vázlatosan bemutattuk a nyelvi és taxonómiai nehézségeket, problémákat. Először is tisztázandó, mi a kajszi(barack)? Botanikai értelemben *Armeniaca vulgaris* convar. *vulgaris*, vagyis taxonómiailag jól elkülöníthető a többi convarietas-tól és más *Armeniaca*-fajok kultúrfajtáitól, s rasszaitól. E kiváló gyümölcs narancssárga húsú, édes-zamatos, leves és a magbele édes, nyár elején érik (BÁRCZI és ORSZÁGH 1978–1979). Más sárgabarackok viszont ettől nagyban különbözhetnek, így meg is különböztethetők azoktól (pl. szalmasárga, sárgásfehér mezokarpium, kevésbé leves ill. lisztes állomány, magbele keserű, duránci jellegű stb.). Viszont mindenféle sárgabarackot nálunk a 20. sz. első fele óta – helytelenül – kajszi-barack szóval illetik.

Mi lehet az oka a köznyelvi-kertészeti és a botanikai elnevezésbeli következetlenségeknek? A Kárpát-medencében magleletből korábban ismert a sárgabarack (GYULAI 2001), de termesztett növényként már a török korból ismerjük a kajszit is (Az első *kaysî* „fiakat”, oltóvesszőket 1541/42-ben egy török hajórajrról rakodták ki Tolna városánál.) (NYUJTÓ és TOMCSÁNYI 1959, NYUJTÓ és SURÁNYI 1981). A kajszi valójában nem is török, hanem perzsa eredetű szó (*quaysî*, u.m. korán érő gyümölcs, ld. BÁRCZI 1980). Tovább bonyolítja a kérdést, hogy létezik a volt-Szovjetúnióban egy 'Kajszi' nevű fajta (KOSZTINA 1936), továbbá török területeken minden barackot kajszinak neveznek – bár azok valóban kajszik (ASMA 2000, 2004). Tény, hogy EVLIA CSELEBI híradása szerint – néhány év eltéréssel 'kajszi' termesztését említi Malatyából (ASMA 2004) és magyar területekről (CSELEBI 1985) is. Erre a kajszi nevű sárgabarackra vonatkozhat tehát az elnevezés, a meghonosodása miatt a „magyar” jelző használata is indokolt e konkrét kultivár kapcsán.

Honnan eredhet a jelentésbeli „zavar, kuszaság”? Az ámbrás cet sárgaszínű csontját régóta használták a női viseleteknél, amelyet kajszín névvel illetnek (vagyis ámbraszínűnek is nevezték pl. kajszín katrinca – 1893–1901). Eltérő eredetű két alapszó, eltérő írásmódban, de hasonlóvá lett írásmód SZINNYEI (1893–1901) nem törölte el a jelentéstartalom különbségét. A régi pomológiai művek kajszín-barackja nem mást, mint „csak” sárgabarackot jelent. De mivel létezett „kajszí” is, a kétféle tartalmú szó kajszí és kajszín formálisan összeolvadt – hibásan. Bővebben ezt a kérdést két nyelvi szótár (BÁRCZI és ORSZÁGH 1978–1979, BÁRCZI 1980–1984) és magunk, *A kajszí terjedése és a Selyemút* c. tanulmányban dolgoztuk fel (SURÁNYI 2005a). Korábban e nyelvészeti kérdés részleteivel többen is foglalkoztak (pl. Bárczi, Beke, Kakuk, Ligeti és Rapaics – cit. BÁRCZI és ORSZÁGH 1978–1979), az újabb botanikai szakirodalomban BORHIDI (1995), TURCSÁNYI (1995) és PENKSZA (2001) használja helyesen a fajnevet.

1561-ből való a kajszí gyümölcs említése GESNER-nél (1561): „*Magna et optima*”, de a ’Magyar legjobb’ (vagy ’Ungarische Beste’) sárgabarack (cit. LÖSCHING és PASSECKER 1954), s a „Magyar kajszí” meglete bizonyos, viszont a két fajta nem szinonim, ezt HARSÁNYI (1978) statisztikailag igazolt vizsgálatai megerősítették. Bár e neveket gyakran váltakozva használják, pedig ezt NYUJTÓ és TOMCSÁNYI (1959), majd NYUJTÓ és SURÁNYI (1981) LÖSCHING és PASSECKER (1954) és BRÓZIK (1960) leírása alapján elvégezték az összehasonlítást: a különbségek igazolhatók.

1621-beli tájszóként a sárgabarack már kajszín barack néven szerepelt, a tengeribarack (ez egy másik sárgabarackféle, az *Armeniaca vulgaris* convar. *minor*) egy másik fajta ugyancsak (NYUJTÓ és SURÁNYI 1981). LIPPAY viszont 1667-ben mindenféle sárgabarackra a nyáribarack közszót használta, amit a 20. sz. elején még ismertek és használtak (GALGÓCZI 1912), szemben egy másik fajra vonatkozó elnevezéssel, MIKES (új kiad.: 1973)-től ered. Igaz, az érési időben olyan változatosságot produkáltak a nemesítők, hogy sem a nyári, sem az őszi barack sem fedti az érési idő szerinti taxonómiai tartalmat.

A 19–20. században viszont már a „kajszik elnevezése” és termesztése dominált. 1933 után (GYOE működése következtében) (MURAKÖZY et al. 1963, bővebben JESZENSZKY 1995) csak ezt a szót használták a gyümölcsstermesztésben, ami taxonómiai helytelen. Bár jóval később három fontos növényiszótár (CSAPODY és PRISZTER 1966, PRISZTER 1986 és 1998) sem szakított ezzel a szóalakkal, mint ahogy az eddigi termesztési-pomológiai könyvek sem (KOVÁCS 1948, OROSZ 1958, NYUJTÓ és TOMCSÁNYI 1959, BRÓZIK 1960, TERPÓ 1974, NYUJTÓ és SURÁNYI 1981, PÉNZES és SZALAY 2003); SOLTÉSZ (1998) szerkesztette kézikönyvben, erre mégis kísérletet tettünk (SURÁNYI 1998a).

A Magyar kajszí fajtákat fajtakörnek tekintik a pomológiai könyveink, sokkal helyesebb lenne azonban fajtacsoporthoz nevezni azokat. NYUJTÓ és TOMCSÁNYI (1959) számos magyarnak látszó fajtát vont a Magyar kajszí fajtakörébe – így a Magyar legjobb fajtát is. Nézetük szerint Magyar kaszi valahol az Alföldön, a Duna-Tisza közén, pontosabban a hódoltsági területen (pl. szpáhi birtokon) keletkezett. Fája erős növekedésű, levelei nagyok, valamivel rövidebb a levélnyele, a virága nagy, 3 cm átmérőjű, a termője 18 mm hosszú, s a porzók száma 28 körüli.

Gyümölcse középnagy, 15% körüli a refrakciója, savtartalma 1,4%. Magbele édes, többek között ebben is eltér a fajtakörtől a Magyar legjobb. Öntermékenyülő, bár méhjárás miatt, hibridizációja is lehetséges. Mivel régen kizárólag magról szaporították, elég változékony. LÖSCHING (1954) és BRÓZIK (1960) adatai alapján 5–50%-nyi különb-

ség mutatható ki a (Gönci) Magyar kajsz és az Ungarische Beste között. Mint NYUJTÓ és TOMCSÁNYI (1959) utalt rá, KOSZTINA (1936) és LÖSCHING (1954) mérései még nagyobb különbséget mutattak.

RUDAI MOLNÁR (1900), majd ANAGYAL (1926) már mindegyik sárgabarackot kajszibaracknak tekintett. Sőt megjelent a Rózsakajsz elnevezés is. A Magyar kajsz első pomológiai leírója HARSÁNYI (1979) szerint LUCAS (1879) volt, ANGYAL (1926) nyomán RAPAICS (1940) viszont STOLL-nak (1884) tulajdonította. GLOCKER (tévesen több szerző Glockert írt) Enyingen (ugyancsak hibásan szerepel a szakirodalomban Enyedként) (NYUJTÓ és TOMCSÁNYI 1959, BRÓZIK 1960, HARSÁNYI 1979 és KERÉK 1998). Végül megállapítható, hogy sem a régi, sem az újabb pomológiai munkák alapján nem tudtuk a problémát teljes mértékben tisztázni. Ezért igyekszünk a rendelkezésre álló adatok alapján legalább azt meghatározni, hogy a Magyar kajsz klónfajták egyes bélyegeire milyen méret-értékek a jellemzők.

Anyag és módszer

A Magyar kajsz alapfajta diverzitásának vizsgálatához két olyan kísérletsorozatot használtunk fel, amelyek alkalmasak a klónfajták közti különbségek bemutatására. Egyben felhívja arra is a figyelmet, hogy az utóbbi két évtizedben a fajtapolitikánk mennyire csak a nemzetközi igényekre vált nyitottá, ezzel beszűkítve a Magyar kajsz genetikai spektrumát, holott a legnagyobb baracktermesztő törökök, a nemzeti fajtájukkal – *kaysî* – képesek a világtermelés élénjárói lenni.

Az első vizsgálatosorozat két Magyar kajsz klónfajtát 44–44 alany-nemes kombinációban értékelt 16 éven át. Az egyes kombinációk 5 fás parcellákban helyezkedtek el, ismétlés nélkül. Amennyiben valamelyik fa kipusztult gutaütés vagy mechanikai kár miatt, pótlásra került.

a/ C. 235 és C. 1618 Magyar kajsz klónok produkciósbiológiai vizsgálata (1958–1974 között):

- Gyökérnyakba oltott fák különféle típusalanyokon
tengeribarack (tb) (kontroll): C. 809 tb, C. 1299 tb, C. 1870 tb, C. 2556 tb; *őszi-barack* (őb): C. 333/1 őb, C. 932 őb, C. 2207 őb; *barackmandula* (bm): C. 410 bm, C. 465 bm, C. 1585 bm; *myrobalán*: C. 682 sárga móra (sm), C. 707 sárga móra (sm); C. 686 piros móra (pm), C. 767 piros móra (pm); C. 819 sárga myrobalán (smy), C. 836 sárga myrobalán (smy); C. 720 piros myrobalán (pmy), C. 837 piros myrobalán (pm); *Besztercei szilva* (Bsz): C. 979 Bsz, C. 1844/I Bsz, C. 1844/II Bsz; *Bódi szilva* (Bósz): C. 816/1 Bósz, C. 816/2 Bósz, C. 816/3 Bósz; *Duránci szilva* (Du): C. 1046 Du, C. 2018 Du, S. 18 Du; *Fehér szilva* (Fsz): C. 815 Fsz, C. 1760 Fsz; *Potyó szilva* (Psz): C. 2075 Psz, S. 75 Psz; *Vörös szilva* (Vsz): C. 1859 Vsz, C. 2029 Vsz, S. 30 Vsz; *egyéb szilvák*: C. 885 kökényszilva (ksz), S. 216 Tarka szilva (Tsz)
- Kétszer oltott fák (alanyfajta+törzsképző)
tengeribarackon szilva törzs: C. 809 tb/C. 1844/II BSz, C. 1870 tb/C. 1844/II BSz, C. 2556 tb/C. 1844/II BSz; *myrobalán, kétszer oltva*: C. 364 my/C. 801 my, C. 679

my/C. 801 my, C. 801 my/C. 801 my; *Beszterecei szilva, kétszer oltva*: C. 1859 Bsz/C. 979 Bsz, C. 2029 Bsz/C. 979 Bsz.

A második vizsgálatsorozat olyan értékelést mutat be, amelyek már egyes publikációkban – más szempontok szerint már szerepelt, vagyis mint virágbiológiai vizsgálatok. A kísérleti körülményekre vonatkozó információkat az eredmények táblázataiban mutatjuk be, mindegyik esetben az ismétlésszám pedig 30–50 volt:

- b/ Magyar kajszi klónok virágbiológiai vizsgálata (1968–1990 között)
- C. 256 és C. 302 Magyar kajszi (1968–1971 és 1977–1981)
 - C. 235, C. 256, C. 1646, C. 1789 és Paksi Magyar kajszi; ÉE-6 Gönci és ÉE-8 Gönci Magyar kajszi (1980–1984 és 1980–1988)
 - C. 235, C. 256, C. 1646, C. 1789 és Paksi Magyar kajszi; ÉE-6 Gönci és ÉE-8 Gönci Magyar kajszi (1977–1984)
 - C. 235, C. 256, C. 1646, C. 1789, C. 1792 és Paksi Magyar kajszi; ÉE-6 Gönci és ÉE-8 Gönci Magyar kajszi (1981–1988)
 - C. 235/C. 359 myrobalán fák: 4/16, 4/17, 5/17, 6/17, 8/18, 9/18 és 9/19 (1983–1990)
 - C. 235 Magyar kajszi: Burdett Angelina, C. 359 myrobalán, C. 410 barackmandula, C. 809 tengeribarack és C. 2630 őszibarack alanyon (1977–1981).

Az eredményeket statisztikailag elemeztük, és szükséges esetekben a variációs spektrumot is meghatároztuk (SVÁB 1981, SURÁNYI 2002).

Eredmények és megvitatásuk

1895 óta vezetnek Magyarországon fa-statisztikai adatokat – többek között – a sárgabarack körében is. 1895-ben 1.031 ezer, 1935-ben 2.846 ezer, 1951-ben 2.517 ezer, 1959-ben 5.942 ezer és 1965-ben 6.662 ezer db barackfát írtak össze, amelyből – a legóvatosabban is számítva – kb. 60%-nyi esett a Magyar kajszi. A leginkább részletekre kitérő felmérés a tagosítások előtt készült, eszerint az alföldi (ezen belül a Duna-Tisza közi régió) és észak-dunántúli és a borsodi termőtáj volt a meghatározó (1. táblázat).

Az 1959-ben készült felmérésből olyan településeket emeltünk ki, ahonnan a legfontosabb Magyar kajszi, Óriás kajszi, Bíborkajszi és Rózsabarack fajtáink származnak (HARSÁNYI 1979) (vö. 2. táblázat). Ez arra irányítja a figyelmet, hogy új formák, változatok létrejöttében nem lehet csak fa-statisztikai adatsorokra támaszkodni. Legalábbis az Óriás kajszi klónfajták (Cegléd, Nagykőrös, Nagyszentjános, Pécs, Szeged) létrejöttében, akár csak a Magyar kajszi széleskörű (egykori) változatállományának kialakulásában geológiai-edafikus tényezőknek kiemelkedő szerep jut (FAUST et al. 1998). Viszont az elmúlt három évtizedben az ökológiai alapon kialakult természetű körzeteket ökonómiai, mostanság pedig főleg támogatási-pályázati okokból a gazdaságpolitika igyekszik átrajzolni (KSH 2002).

44-féle alanykombinációban tehát két Magyar kajszi klónfajtát együtt értékeltünk 5 szempont szerint, egy hagyományos művelésű kísérleti ültetvényben (8×7 m-es kőtésben, ágcsoportos koronaszervezettel, s a '70-es évek szerinti növényvédelmi technoló-

giák alkalmazásával). A Magyar kajsz leggyakoribb természetes koronaformáját az 1. ábra mutatja be. Ehhez képest az egyes alanyfajták nagy eltérést okoztak a kombinációk között, produkcióban a C. 235 és C. 1618 klónfajta maximum 17,9%-os eltérést mutatott (1. ábra).

1. táblázat Az országos sárgabarack faállomány 1959-ben (KSH 1961)
Table 1 Statistical data of apricot trees in Hungary (1959)

Országgrész, termőtáj	Házikerti	Szőlőkben	Üzemi	Szórvány	Összes
Dunántúl	751.211	318.791	344.113	190.606	1.604.901
Alföld	1.424.899	1.398.517	501.446	424.981	3.749.843
Észak	363.737	81.047	79.438	62.895	587.117
Összesen	2.539.847	1.798.535	924.997	678.482	5.941.861
É-Dunántúli	522.494	175.389	199.470	107.956	1.005.219
Ny-Dunántúli	114.316	45.585	6.667	33.485	200.053
Dél-Dunántúli	264.928	123.191	176.176	70.498	634.793
Duna-Tisza köz	589.915	1.190.628	330.849	278.251	2.389.643
Tiszántúli	563.456	125.648	138.729	93.456	921.289
Szabolcsi	99.704	28.373	14.012	5.490	147.579
Felvidéki	385.124	109.721	59.094	89.346	643.285
Összesen	2.539.847	1.798.535	924.997	678.482	5.941.861

2. táblázat Tájfajta származási települések sárgabarack fa-statisztikája 1959-ben (KSH, 1961)
Table 2 Statistical data of birth's place of local apricots in 1959

Országgrész, termőtáj	Házikerti	Szőlőkben	Üzemi	Szórvány	Összes
Andornaktálya	1.917	315	14	318	2.564
Cegléd	11.994	32.509	6.005	2.898	53.406
Csongrád	7.326	5.340	570	5.839	19.075
Gönc	6.879	17	1.052	845	8.793
Hetényegyháza	148	27.932	3.021	1.914	33.015
Izsák	652	37.404	7.190	4.168	49.414
Kecskemét	9.720	118.333	5.417	18.822	152.292
Kiskunhalas	11.150	38.367	30.666	34.538	114.721
Nagykőrös	3.794	15.386	19.320	2.363	40.863
Nagyszentjános	768	485	0	50	1.303
Paks	3.316	6.179	30.200	4.097	43.792
Pécs	22.940	7.407	1.232	2.713	34.292
Szeged	28.416	447	4.190	7.787	40.840
Tiszkécske	2.090	29.822	5.260	1.292	38.46
Összesen	111.110	319.943	114.137	87.644	632.834



1. ábra Magyar kajszi jellegzetes koronaformája (BRÓZIK 1960)
 Figure 1 Natural crown form of cv. Magyar kajszi

Az alanyok szerinti magas szignifikancia miatt, a 3. táblázat csak ezeket az adatso-
 rokat tartalmazza, a két klónra való bontást, azonban nem. Az őszibarack és barack-man-
 dula alanyok erősebb növekedést indukálnak, mint a legtöbb szilvaalany-féleség. A ko-
 ronaátmérő az éves növekedés mértékével pozitív kapcsolatban volt, de a fánkenti ter-
 més és az átlagos gyümölcsméret korrelációja nem egyértelmű. A gutaütéses pusztulás
 és az alany-nemes összeférhetlenség esetei integrálódtak, így csak az alacsony pusztu-
 lási % emelendő ki (3. táblázat).

Az öt szempont szerint az alanyok között, mint említettük, szembevető különbséget
 találtunk: évi hajtásnövekedés mértéke esetén 222,2%, koronaátmérőnél 192,4%, átlag-
 os termésnél 362,9%, gutaütéses és inkompatibilitási fapusztulás alapján 671,1%, de
 átlagos gyümölcsméretben csak 104,8% az alanyfajták közti átlagos különbség.
 PROBOCSKAI (1969) joggal állapította meg, hogy az alanyfajta a legfontosabb környezeti
 tényező.

A virágmorfológiai jellemzőkre szűkítettük másféle vizsgálatainkat. A C. 235
 Magyar kajszi négyféle alanyon meglepő különbségeket produkált. A virágrügy-berakó-
 dás mértéke és termékenyülése, az ágrendszer sajátosságai, a fák vegetatív teljesítménye
 alapján a C. 809 tengeribarackra szemzett Magyar kajszi adott legtöbb termést. A virá-
 gmorfológiai jellemzők nagyjából ennek magyarázatát is adták (SURÁNYI 1989a)
 (4. táblázat).

3. táblázat C. 235 és C. 1618 Magyar kajszai klónok viselkedése különböző oltási kombinációkban 1958–1974 között (SURÁNYI 1976)
 Table 3 Productional expression of Magyar kajszai C. 235 and C. 1618 types grafted on different combination between 1958 and 1974

Kombinációk	Évi átlagos hajtásnövekedés cm	Korona átmérő cm	Átlagos termés kg/fa	Átlagos gyümölcsméret mm	Gutaités %
<i>Őszibarack</i> (őb) típusok gyökérnyakba oltva	72,0•	575***	41,3*	42,6	19,7
C. 333/1 őb	70,0•	581***	39,7*	42,4	18,9
C. 932 őb	71,5•	574***	41,3*	42,7	20,2
C. 2207 őb	74,6*	571***	43,0*	42,6	20,0
<i>Barackmandula</i> (bm) típusok gyökérnyakba oltva	78,2*	578***	42,6*	42,5	18,8
C. 410 bm	82,0**	583***	40,4*	42,5	19,4
C. 465 bm	74,4*	571***	45,0**	42,3	20,3
C. 1585 bm	78,2*	580***	42,3*	42,6	16,6
<i>Tengeribarack</i> (tb) típusok gyökérnyakba oltva (K)	<u>55,2</u>	<u>454</u>	<u>20,2</u>	<u>42,9</u>	<u>25,4</u>
C. 809 tb	54,9	460	23,7	41,8	20,1
C. 1299 tb	52,0	432	18,9	42,1	32,7
C. 1870 tb	63,6	478	25,0	42,0	26,2
C. 2556 tb	50,3	448	12,4	43,3	22,3
<i>Tengeribarackon szilva törzs</i>	51,2	503•	30,1	42,9	82,4
C. 809 tb/C. 1844/II BSz	52,6	525*	28,6	43,4	84,0
C. 1870 tb/C. 1844/II BSz	50,4	498	32,2	42,4	77,2
C. 2556 tb/C. 1844/II BSz	49,9	491	29,5	43,0	85,9
<i>Myrobalán</i> (m és my) típusok gyökérnyakba oltva	60,0	509•	36,2•	43,7	16,1
C. 682 sárga móra (sm)	59,7	513	39,5*	43,3	18,1
C. 707 sárga móra (sm)	58,9	494	36,4*	43,4	19,0
C. 686 piros móra (pm)	63,0	534**	37,4•	43,5	14,6
C. 767 piros móra (pm)	64,4	517*	36,3•	43,5	12,8
C. 819 sárga myrobalán (smy)	56,6	486	37,0•	42,9	17,2
C. 836 sárga myrobalán (smy)	57,3	479	38,0*	43,0	18,4
C. 720 piros myrobalán (pmy)	62,1	523**	32,6	43,4	14,9
C. 837 piros myrobalán (pm)	63,6	529**	32,2	43,7	13,5
<i>Myrobalán törzs kétszer oltva</i>	60,2	505•	41,4*	42,8	19,5
C. 364 my/ C. 801 my	59,8	516*	36,4•	42,2	20,1
C. 679 my/ C. 801 my	61,1	535**	44,6**	43,2	21,5
C. 801 my/ C. 801 my	62,0	523**	43,3*	42,8	16,9
<i>Besztercei</i> (Bsz) típusok gyökérnyakba oltva	50,2	414	15,0	42,3	22,5
C. 979 Bsz	54,8	429	13,2	42,1	25,0
C. 1844/I Bsz	49,2	405•	14,6	42,5	20,4
C. 1844/II Bsz	51,0	408	17,2	42,0	22,1
<i>Besztercei kétszer oltva</i>	53,2	510•	27,3	43,4	33,3
C. 1859 Bsz/C. 979 Bsz	55,9	524*	27,0	43,1	34,1
C. 2029 Bsz/C. 979 Bsz	50,5	496•	27,6	43,8	32,5

3. táblázat folytatásaa
Contd. Table 4

<i>Kombinációk</i>	<i>Évi átlagos hajtásnövekedés cm</i>	<i>Korona átmérő cm</i>	<i>Átlagos termés kg/fa</i>	<i>Átlagos gyümölcsméret mm</i>	<i>Gutaütés %</i>
<i>Bódi</i> (Bósz)szilva típusok gyökérnyakba oltva	40,2•	331***	17,6	43,0	46,8
C. 816/1 Bósz	41,4	347***	18,4	43,0	46,6
C. 816/2 Bósz	42,3	343***	16,3	43,1	46,7
C. 816/3 Bósz	36,9*	303***	18,1	42,8	46,8
<i>Duránci</i> (Du) szilva típusok gyökérnyakba oltva	53,7	529**	18,9	42,4	36,9
C. 1046 Du	52,2	525*	20,1	42,4	37,0
C. 2018 Du	54,0	536**	19,0	42,3	39,1
S. 18 Du	54,9	527*	17,6	42,6	34,5
<i>Egyéb szilva</i> típusok gyökérnyakba oltva	41,2	413	23,1	42,2	33,4
C. 885 Kőkényszilva (ksz)	40,1•	406•	23,8	42,0	31,4
S. 216 Tarka szilva (Tsz)	42,2	419	22,4	42,4	36,3
<i>Fehér szilva</i> (Fsz) típusok gyökérnyakba oltva	56,5	429	23,4	42,6	33,3
C. 815 Fsz	52,8	412	22,0	42,8	37,7
C. 1760 Fsz	60,2	446	24,6	42,2	28,9
<i>Potyó szilva</i> (Psz) típusok gyökérnyakba oltva	47,7	399•	25,4	42,4	28,4
C. 2075 Psz	48,2	394•	26,6	42,2	29,4
S. 75 Psz	47,1	404•	24,1	42,5	27,0
<i>Vörös szilva</i> (Vsz) típusok gyökérnyakba oltva	53,2	400•	24,4	42,5	30,4
C. 1859 Vsz	63,9	437	26,4	42,0	26,8
C. 2029 Vsz	55,0	403•	27,2	43,1	27,5
S. 30 Vsz	40,7	360**	19,6	42,0	37,0
• SzD10%	14,65	47,63	14,31	3,42	–
* SzD5%	17,67	56,52	17,26	4,12	–
** SzD1%	23,87	74,60	23,32	5,56	–
*** SzD0,1%	31,80	96,12	31,06	7,41	–

4. táblázat A C. 235 Magyar kajszi virágok változatossága különféle alanyfajtákon
(1977–1981) (SURÁNYI 1989a)

Table 4 Diversity of C. 235 Magyar kajszi's flowers on different rootstocks (1977–1981)

<i>Vizsgálat</i>	<i>Burdett Angelina</i>	<i>C. 359</i>	<i>C. 410</i>	<i>C. 809</i>	<i>C. 2630</i>
Termőhossz, mm	17,1	16,7	17,8	17,4	16,8
Porzós szám, db	31,9	31,5	33,0	32,2	30,1
Relatív porzós szám, db/mm	1,89	1,85	1,89	1,82	1,80
Apisztília, %	9,3	3,6	1,4	0,7	1,4
Polikarpia, %	3,6	0,0	7,8	1,4	1,5

Az 5. táblázat azt a célt szolgálta, hogy hosszú évek során, egyes Magyar kajsz klónfajtákra vonatkozó virágmorfológiai jellemzőket együtt mutassa be. A belyegek intervallumát és az átlagos szórásukat tartalmazza az összeállítás. Többek között – az derült ki, hogy a virágrészek alapján a klónfajták között 10% alatti különbség figyelhető meg, a pollenkihajtás mindig lényegesen nagyobb ingadozást mutat (20,4–31,9%); a 2. ábra egy jellegzetes Magyar kajsz virágrügy fejlődési sorozatot mutat be (2. ábra). A pollenkihajtásnál is sokkal nagyobb a termő hiánya és az ikertermőjűség évjáratiról függése, utalva arra, hogy mind a termőhely, mind az alany fontos tényező e fenotipusos jellegek tekintetében. Ehhez hasonló évjáratiról érzékenységet mutat a virágrügyek berakódottsága, de kevésbé azok morfológiai védőszerve (pikkelylevelek).



2. ábra A Magyar kajsz virágrügyfejlődési stádiumai és virága (BRÓZIK 1960)

Figure 2 The flower bud stages and flower of cv. Magyar kajsz

A legjobb C. 235 klónfajta egyed-diverzitását is értékeltük egy korábbi közleményünk adatai alapján (SURÁNYI 1991, 1996). 1,3–7,2%-ot kaptunk CV-értékre, amely mind a Ceglédi bíborkajszhoz (5,2–11,4%), mind a Ceglédi óriáshoz (8,1–14,4%) képest a variabilitása kicsi volt, ha a legjobb 7–9 egyedet hasonlítottuk össze (SURÁNYI 1996) (6. táblázat).

A kapott főbb eredményeket a klónfajták alapján a 7. táblázatban összegeztük. Mind egy termő fa, mind annak virágai alapján számottevő eltérések vannak az egyes klónok között. Lényegében ez a legfőbb igazolása annak, hogy valóban figyelemkeltő különbségek vannak az azonos korú és alanyfajtájú klónok között.

5. táblázat Magyar kajszi klónfajták virágmorfológiai stabilitása
 Table 5 Stability of floral morphological traits of 'Magyar kajszi' clones

<i>Ültetvény, vizsgálat</i>	<i>Intervallum</i>	<i>CV, %</i>
Régi fajtagyűjtemény (1968–1971, n=2)		
Termőhossz, mm	16,5–18,5	5,7
Porzós szám, db	30,2–30,8	2,5
Relatív porzós szám, db/mm	1,64–1,87	6,6
(SURÁNYI 1977, 1978a és 1978b)		
Új fajtagyűjtemény (1977–1981, n=2)		
Csészecső-átmérő, mm	6,5–6,9	4,0
Sziromlevél közép méret, mm	10,6–11,0	3,7
Termőhossz, mm	15,6–16,3	4,3
Bibeátmérő, μ	1089–1128	6,0
Porzós szám, db	31,9–32,1	2,2
Pollenkihajtás, %	73,8–78,6	31,9
Relatív porzós szám, db/mm	1,95–2,05	4,6
(SURÁNYI 1992a)		
Törzsültetvény (1980–1984, n=7)		
Sziromlevél közép méret, mm	10,3–12,1	5,6
Termőhossz, mm	16,4–18,3	4,1
Bibeátmérő, μ	983–1279	7,9
Porzós szám, db	28,3–32,6	3,7
Pollenkihajtás, %	36,4–64,9	23,2
Relatív porzós szám, db/mm	1,60–2,15	8,5
Apisztília, %	1,2–8,8	39,9
(SURÁNYI 1988)		
Törzsültetvény (1980–1988, n=7)		
Sziromlevél közép méret, mm	10,0–12,4	5,0
Termőhossz, mm	16,1–18,5	4,3
Bibeátmérő, μ	965–1312	8,5
Porzós szám, db	27,5–33,6	6,9
Pollenkihajtás, %	44,1–66,7	23,2
Relatív porzós szám, db/mm	1,58–2,20	7,1
Apisztília, %	1,3–9,2	34,1
(SURÁNYI 1992b)		
Törzsültetvény (1981–1988, n=12)		
Virágrügy pikkelylevélszám, db	13,0–15,8	5,4
Virágrügy-berakódottság, 0>5	2,08–3,48	17,6
(SURÁNYI 1989b)		
Törzsültetvény (1977–1984, n=7)		
Csészecső-átmérő	6,4–7,9	7,9
Sziromlevél közép méret, mm	10,0–12,1	6,3
Termőhossz, mm	16,4–18,3	3,9
Bibeátmérő, μ	980–1305	7,8
Porzós szám, db	28,8–31,4	3,0
Pollenkihajtás, %	39,6–67,0	20,4
Relatív porzós szám, db/mm	1,63–1,93	8,0
Apisztília, %	1,1–9,0	39,8
Polikarpia, %	0,2–4,0	87,4
Staminódia, %	0,0–2,0	132,6
(SURÁNYI 1995)		

6. táblázat A kiemelt klónfajta-egyedek produkciósbiológiai jellemzése (1983–1990)
(SURÁNYI 1991 és 1996)Table 6 A productional characteristic of selected 'Magyar kajszzi' apricot individuals
(1983–1990)

Egyedi jelölés	Virágzás mértéke, 1→5	Termés kg/fa	Átlagos gyümölcs- méret, mm
IV/16	1,8	22,2	38,0
IV/17	2,1	21,7	37,4
V/17	1,9	22,4	38,5
VI/17	1,9	21,9	37,5
VIII/18	1,8	23,6	37,3
IX/18	2,1	22,9	38,1
IX/19	1,9	23,1	38,0

7. táblázat A legfontosabb bélyegek mérettartománya a Magyar kajszzi klónfajtáknál

Table 7 The interval of main traits on different 'Magyar kajszzi' clones
and their bearing trees and flowers

Vizsgálat	Intervallum	%
Fertilis fa		
Évi hajtásnövekedés, cm	36,9–82,0	37,9
Koronaátmérő, cm	303–583	31,6
Átlagos termés, kg/fa	12,4–45,0	56,8
Átlagos gyümölcsméret, mm	41,8–43,8	2,3
Gutaütés, %	12,8–85,9	74,1
Virág		
Termőhossz, mm	16,1–18,5	6,9
Bibeátmérő, μ	965–1312	15,2
Apisztília, %	1,1–9,2	78,6
Porzós szám, db	27,5–33,6	10,0
Relatív porzós szám, db/mm	1,60–2,20	15,8
Pollen kihajtás, %	36,4–78,6	36,7

Egy fa produkciós adatainál átlagosan 40,4%, de a virágok tekintetében is 27,2% volt a variációs intervallum. Mindez megerősíti a nézetünket, hogy egy olyan fontos fajtánál, amelyet számos országban nemesítési alapanyagnak is használnak pl. Jaltában (KOSZTINA 1936), Kisinyevben (SZMÜTKOV 1974), Pitestiben (BORDEAIANU et al. 1967, COCIU 1993), vagy Čačakon (PAUNOVIČ et al. 1983), nem szabad lemondani e fajtában rejlő pomológiai és genetikai lehetőségekről, a török nemesítők és termesztők sikerei különös nyomatékot adnak e kérdés fontosságának (ASMA 2000 és 2004).

Korábban HARSÁNYI (1979) is hangsúlyozta, hogy a Magyar kajszzi kialakulása nem feltétlen a Kárpát-medencében ment végbe. Főleg a 'Krasznoscokij' fajtakör és a 'Magyar kajszzi' fajtakör hasonlóságai alapján. NYUJTÓ 1973. évi szovjet tanulmányútja során már megállapította a két fajtakör azonosságát, amit előtte KOSZTINA megfigyeléseit és nézetét (cit. NYUJTÓ és SURÁNYI 1981) erősítette meg: „a Krasznoscokij és

Magyar kajszii többféle változata található Moldáviában, Ukrajnában, a Krímben és az Észak-Kaukázusban.” – s tegyük hozzá, nálunk is. A változatok, klónfajták tekintetében mind HARSÁNYI (1978), mind a mostani vizsgálataink anyaga gazdagabb génanyagot kínált, mint ami mostanra jellemző.

Ebben az is segítségünkre volt, hogy több neves szakember is foglalkozott korábban a Magyar kajszii szelekciójával (KORPONAI, BRÓZIK és ZATYKÓ I. Budatétényben, NYUJTÓ Cegléden, Debrecenben BALLA és SOLTZ) (HARSÁNYI 1978), volt eredménye... Gönci Magyar kajszii, Gönci sárga, Korai Magyar kajszii, C. 2551, C. 256, C. 235, Andornaktályai, Csongrádi, Paksi stb. klónfajták már csak a 80-as éveki diverzitást tükrözik, pedig a három műhelyben és a Kertészeti Faiskola Kamaraerdei gyümölcsösében közel százféle Magyar kajszii szerepelt az összehasonlító kísérletekben.

Ma úgy látjuk a Magyar kajszii eredetét és jövőjét – a mostani adatsorokkal együtt – , meghatározni, s értékelni az információkat. A FAUST- emlékülésen (SURÁNYI 1998b), majd az MTA-ban rendezett konferencián is (SURÁNYI 2005a) hangsúlyoztuk, hogy a 'kajszii' semmiképpen, s a 'Magyar kajszii' csak lehetségesen alakult ki a Kárpát-medencében. A kajszii általában, mint fajtacsoport keletkezése igen érdekes és nehéz történeti kutatást kíván, mivel az Oszmán-birodalom kezdetéig nyúlik vissza. Akkor sem a mai törökországi területek, sokkal inkább bizonyos iráni és iraki vidékek szerepe emelendő ki. A vizsgálatainkban addig jutottunk, hogy a kajszii őse a tengeri Selyemúton jutott el Irakba, majd a kontinens belsejébe (SURÁNYI 1998b, 2005). A tengeribarack eredete egészen más kérdés, sőt elég biztosnak látszik, hogy sem az esetleges ideérkezése és azóta pedig elterjedése különbözik a kajsziiétól és egyéb sárgabarackokétól. Hasonló disztinkciót tesznek a török kutatók is (ASMA 2000, 2004).

Ezért NYUJTÓ és TOMCSÁNYI (1959) nézetével azonosulva, a kajszii állandósult területének tekinthetjük a Kárpát-medencét, ahová sok irányból, számos időszakban érkeztek nem-kajszii jellegű sárgabarackok is (pl. tengeribarackok, nyáribaracknak mondott nem-kajszii stb.). Az elmúlt évszázadoktól összegyűlt megfigyelések, a tapasztalt sokféleség indokolja az óvatos, így nem mindenféle régi fajtát, pl. így a Magyar kajszii is mellőző radikális fajtaszerkezet-változtatást. Ha pedig kilépünk a Magyar kajszii fajtakörből, s a többi kajszira is figyelünk, az Óriás kajszii jóvoltából modern piacos portékával, a Bíborkajszii által viszont igazi „ízbombával” is rendelkezünk. Az európai és világpiacon fel kell lépni a beltartalmi értékeken nyugvó követelmények kiépítésére az agrárpiacon, hiszen a magyar gyümölcs nem kizárólag esztétikai látvány, hanem értékes és ízletes árucikk (SURÁNYI 1998b).

A kidolgozott vizsgálati módszerünk birtokában a meghonosodás folyamatának mérésére, intenzitására nézve is gyűjtöttünk régóta adatokat. Korábban alig, újabban egymástól függetlenül SURÁNYI (2002, 2005a), illetve TERPÓ (2003), mind az Alföldön, mind a Dunántúlon megfigyelte mind a tengeribarack, mind bizonyos Magyar kajszii változatok kivadását. Az elhamarkodott birtokrendezések és a gyors fajtaváltások – sajnos – számos, érdekes eset dokumentációját és növényanyagát segítették eltűnni (SURÁNYI 2005c), mégis bízva, hogy a génanyag jelentékeny változása nem megy mutációs készség rovására és talán mégsem vesztek el a régi fajták a fajtacserék során – megmarad e hungaricum-fajtánk is.

Irodalom

- ANGYAL D. 1920: Gyümölcsismeret. Pátria Nyomda, Budapest.
- ASMA B. M. 1990: Kayisi yetiştiriciliği. Baski Evin Ofset, Malatya.
- ASMA B. M. 1994: Mişmiş. Baski Evin Ofset, Malatya.
- BÁRCZI G. (főszerk.) 1980–1984: Magyar nyelv történeti-etimológiai szótára (MNYTESz) I. (p. 414–415.) – II. (p. 704.) köt. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- BÁRCZI G., ORSZÁGH L. (főszerk.) 1978–1979: Magyar nyelv értelmező szótára (MNYÉSz) I. (p. 244.) és III. (p. 309.) köt. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- BEKE L. 1938: Kivitel gyümölcsfáink. Külker Hiv., Budapest.
- BORDEIANU et al. (edit.) 1967: Pomologia Rep. Soc. Rom. V. Caisul- Piersicul. Edit. Acad. Rep. Soc. Rom., Bucuresti.
- BORHIDI A. 1995: A zárwatermők fejlődéstörténeti rendszertana. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- BRÓZIK S. 1960: Termesztett gyümölcsfajtáink – Csonthéjas termésűek. Kajszai – szilva. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- COCIU V. (edit.) 1993: Caisul. Editura Ceres, Bucuresti.
- CSAPODY V., PRISZTER SZ. 1966: Magyar növénynevek szótára. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- CSELEBI, E. 1985: Török világutazó magyarországi utazásai 1660–1664. ford. Karácson I. Gondolat, Budapest.
- ENTZ F. 1859: Kertészeti füzetek XII. Herz János Nyomdája, Pest.
- FAUST M., SURÁNYI, D., NYUJTÓ F. 1998: Origin and dissemination of apricot. Hort. Rev. New York 22: 225–266.
- GALGÓCZY K. 1912: A kertészet kézikönyve VIII. kiad. Franklin Társulat, Budapest.
- GYULAI F. 2001: Archeobotanika (A kultúrnövények története a Kárpát-medencében a régészeti-növényzeti vizsgálatok alapján). Jószöveg Kézikönyvek, Budapest.
- HARSÁNYI J. 1978: Kajszifajták klónjainak értékelése fajtakísérletekben. Fajtakísérletezés 1976: 159–178.
- HARSÁNYI J. 1979: Kajszibarack. in: TOMCSÁNYI P. (szerk.): Gyümölcsfajtáink (Gyakorlati pomológia). Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. pp. 224–265.
- JESZENSZKY Á. 1995: A magyar kertészet története – ahogy megéltem. Magánkiadás, Budapest.
- KÁRPÁTI Z., TERPÓ A. 1968: Alkalmazott növényföldrajz. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- KEREK M. M. 1998: Kajszibarack. in: SOLTÉSZ M. (szerk.): Gyümölcsfajta-ismeret és-használat. Mezőgazda, Budapest. pp. 234–253.
- KOSZTINA K. F. 1936: Abrikosz. Izd. Vseszozjuz. Akad. Sz. Nauka, Leningrad.
- KOVÁCS F. 1948: Jövedelmező kajszitermesztés. Petőfi Könyvnyomda, Kecskemét.
- KSH 1961: Az 1959. évi gyümölcsfaösszeírás községi adatai. KSH, Budapest.
- KSH 2002: Gyümölcsös ültetvények Magyarországon 2001. Összefoglaló adatok. KSH, Budapest.
- LIPPAY J. 1667: Gyümölcsös kert. Cosmerovius Máté Könyvnyomtatója, Bécs.
- LUCAS E. 1879: A gyümölcstenyésztés tana ford. Medicus F. Rautmann Nyomda, Budapest.
- LÖSCHNIG J., PASSECKER F. 1954: Die Marille und ihre Kultur. Öster. Agrarverlag, Wien.
- MEHLENBACHER A. A., COCIU V., HOUGH L. F. 1992: Apricots (*Prunus*). in: MOORE J. N., BALLINGTON J. R. jr. (edit.): Genetic resources of temperate fruit and nut crops I–II. pp. 65–107.
- MIKES K. 1973: Törökországi levelek. Áll. Irod. és Műv. Kiadó, Bukarest.
- MURAKÖZY T., OKÁLYI I., TIMÁR ZS. (szerk.) 1963: Kertészeti lexikon. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- NYUJTÓ F., SURÁNYI D. 1981: Kajszibarack. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- NYUJTÓ F., TOMCSÁNYI P. 1959: A kajszibarack és termesztése. Mezőgazdasági, Kiadó, Budapest.
- OROSZ T. 1958: A kajszai termesztése. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- PÉNZES B., SZALKAY L. 2003: Kajszai. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- PRISZTER SZ. 1986: Növényneveink (Magyar-latin szógyűjtemény). Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- PRISZTER SZ. 1998: Növényneveink (A magyar és a tudományos növénynevek szótára). Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- PROBOCSKAI E. 1969: Faiskola. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- PAUNOVIĆ S. A. et al. 1983: The influence of parent cultivars on fertilization, fruit setting, seed germinations, vitality and the juvenile phase in apricot hybrids in the F1-generation. Genetika (Beograd) 15: 57–63.
- PENKSZA K. (szerk.) 2001: A hajtásos növények ismerete. – Nemzeti tankönyvkiadó Budapest.
- RAPAICS R. 1940: A magyar gyümölcs. KMTT, Budapest.

- RUDINAI MOLNÁR I. 1900–1909: Magyar pomológia I–V. füz. FM, Budapest.
- SOLTÉSZ M. (szerk.) 1998: Gyümölcsfajta-ismeret és -használat. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- STOLL R. 1884: Oesterreichisch-Ungarische Pomologie. Kosterneuburg-Wien.
- SURÁNYI D. 1977: A kajszibarack virágszerveződésének sajátosságai. Bot. Közlem. 64: 125–133.
- SURÁNYI D. 1978a: Morfogenetikai tulajdonságok és összefüggéseik a *Prunoideae* alcsalád néhány nemzetiségének porzó- és termőtájában. Egyetemi doktori értekezés (kézirat), Kertészeti Egyetem, Budapest.
- SURÁNYI D. 1978b: Characteristics of the flower-organization of apricot. Acta Hort. Hague 85: 217–221.
- SURÁNYI D. 1988: A virág mint fajtabélyeg a kajszibarack- és szilvafajtáknál. Kertgazdaság 20: 15–27.
- SURÁNYI D. 1989a: Az alany mint virágszerveződést befolyásoló tényező kajszibarackfákon. Kertgazdaság 21: 37–45.
- SURÁNYI D. 1989b: Kajszibarack- és szilvafajták virágrügyeinek pikkelylevélszáma. Kertgazdaság 20: 72–82.
- SURÁNYI D. 1991: Megfigyelések három kajszifajta termőképességéről. Kertgazdaság 23: 81–89.
- SURÁNYI D. 1992a: Újabb eredmények a kajszibarack fajták virágmorfológiai kutatásaiban. Kertgazdaság 24: 36–46.
- SURÁNYI D. 1992b: Floral morphological characteristics of Hungarian apricot varieties. Acta Hort. Hague 293: 303–309.
- SURÁNYI D. 1995: New results in morphogenetic studies of flower on apricot varieties. Acta Hort. Hague 384: 379–384.
- SURÁNYI D. 1996: Clone selection and characterisation of three apricot cultivars on the basis of flower morphological traits. Acta Agron. Hung. 44: 331–338.
- SURÁNYI D. 1998a: Kajszibarack (sárgabarack). in: SOLTÉSZ M. (szerk.): Gyümölcsfajta-ismeret és -használat. Mezőgazda, Budapest. p. 254–256.
- SURÁNYI D. 1998b: Paradigmaváltás vagy a történeti módszer meghonosodása az agrobotanikában. Dr. Faust Miklós-emlékülés, KÉE. Budapest. (1998. okt. 27.) p. 30.
- SURÁNYI D. 2002: Gyümölcsöző sokféleség (Biodiverzitás a gyümölcsstermesztésben). Akcident Kft, Cegléd.
- SURÁNYI D. 2003: A kajszibarack jelentősége, termesztésének története és helyzete. in: PÉNZES B., SZALAY L. (szerk.): Kajszibarack. pp. 11–29.
- SURÁNYI D. 2005a: A kajszibarack elterjedése és a Selyemút. Eleink 4: 40–48.
- SURÁNYI D. 2005b: Tengeribarack és myrobalán alanyfajták morfogenetikai változásai évszázadok függvényében. VIII. Növénytanat. Szimp., (Pécs) pp. 114–115.
- SURÁNYI D. 2005c: A pomológiai értékek (hungarikumok) jövője a kárpótlások utáni helyzetben. Utóparaszti hagyományok és modernizációs törekvések a magyar vidéken. MTA Néprajztud. Int. – MTA Társad. kut. Központ. pp. 395–407.
- SVÁB J. 1981: Biometriai módszerek a kutatásban. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- SZINYEI J. 1893–1901: Magyar tájszótár I–II. köt. MTA, Budapest.
- SZMŰKOV V. K. 1983: Kul'tura abrikosza, v neoroszaemüch uszlovijah Moldavii tom. 1–2. Izd. Stiinca, Kisinyev.
- SZÓTS S. 1941: Kajszibarack termesztés. Magyar Gyümölcs Kiadó, Budapest.
- TERPÓ A. 1974: Gyümölcsstermő növényeink rendszertana és földrajza. in: GYÚRÓ F. (szerk.): A gyümölcsstermesztés alapjai. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. pp. 139–219.
- TERPÓ A. 2003: A mérsékelt égövi gyümölcsfajok rendszertani és növényföldrajzi áttekintése. in: PAPP J. (szerk.): 1. Gyümölcsstermesztési alapismeretek. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp. 35–64.
- TURCSÁNYI G. (szerk.) 1995: Mezőgazdasági növénytan Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest.

THE 'MAGYAR KAJSZI' APRICOT AS PATRIOTIC AND LOVE LABOR II.
(A HISTORIC POMOLOGICAL STUDY)

D. SURÁNYI

Fruit Research Institute

H-2701 Cegléd, POB. 33., e-mail: suranyi.dezso@cefrucht.hu

Key words: production of 'Magyar kajszzi', diversity of apricots, historical pomology of cultivated apricots

The author studied one of the oldest historical introduced varieties, 'Magyar kajszzi' apricot and its historical, ecological and diversity characteristics. Historical situation, allocation and some of the typical traits of this apricot are presented. One part of the trials evaluated production biology characteristics of the C. 235 and the C. 1618 Hungarian apricots on 44 sorts of rootstock cultivars (of peach, amygdalopersica, wild apricot and different plum species) in growing plantations. Significant differences were found between singular combinations in case of the wild apricots as control as well as in the „spectrum” of the peach and the insitia. These rootstocks induced environment potencies (viz. territorial and edificial diversity), but the genetic diversity respected the clone cultivars amidst differences. In the second range of investigations maximum 20% deviation has been detected between the 'Magyar kajszzi' clones considering sizes of parts of the flower, but the differences in pollen germination and the apistilly odds and annual fluctuation certify type versatility. This is the main argument for the fact that the gene resources of this breed may not be narrowed, since then it may disappear such as cv. 'Ananas', 'Ambrosia' or 'Breda'.

DEVELOPING A SYSTEM OF SUSTAINABILITY INDICATORS FOR THE LAKE BALATON REGION

László PINTÉR¹, Livia BIZIKOVA¹, Károly KUTICS², Anna VÁRI³

¹International Institute for Sustainable Development
(IISD, 161 Portage Avenue east, Winnipeg, Manitoba, Canada, R3B 0Y4)

²K+F Consulting Kft.

³Hungarian Academy of Sciences Institute of Sociology

¹lpinter@iisd.ca, lbizikova@iisd.ca

Keywords: economic indicators, social indicators, tourism, Balaton Lake

Abstracts: Studied area is the Lake Balaton region, where we had to go back to re-clarify issues as we were trying to find suitable indicators. This initiative showed that developing an indicator system is a fairly demanding process. However, identifying local trends and linking them to policy-making are crucial, because lack of comprehensive information accessible in a timely manner can severely constrain successful adaptation efforts. Although our work represents only an initial step, the indicator system developed in the project will hopefully inspire concerned citizens and organizations in the region to take interest in this issue and continue working on indicators beyond this project.

Introduction

In order to help society translate sustainability from theory into practice, we need tools that can help to define and track progress towards social, environmental and economic goals and priorities. In many jurisdictions, sustainability indicators are becoming an integral part of the policy agenda, often developed through participatory processes involving both specialists and non-specialists and drawing from the knowledge possessed by each group (REED et al. 2006; 2008, KING et al. 2000). In general, indicators are characterized as quantitative information to help explain changes in key system attributes over time.

Traditional measures of performance were often limited to economic indicators. Economic output, employment, the rate of inflation are some of the typical measures that have been included on socio-economic report cards, often mistaken, implicitly or explicitly, as overall measures of progress. By now, there is a well established literature that points out that these indicators provide only a narrow perspective. By design, they often miss key (positive and negative) externalities, and provide only limited view of why particular trends are occurring and do not necessarily reflect the situation of a particular industry, society or area (HART 1999, SIRGY et al. 2006).

Broadening the narrowly defined set of economic indicators, sustainability indicators have been developed with a primary aim to measure progress at the local, national or international level towards socio-economic and environmental goals. In this view, sustainability indicators are key levers not only in the sense that they help diagnose problems and understand their underlying causes, but also in that they help identify sustainable solutions, define goals for the future, help monitor progress to determine whether goals and targets are met, hold decision-makers accountable to their commitments, and motivate people to take action. Developing such a comprehensive set of

sustainability indicators that directly speak to local situations, issues and trends can only be possible with active participation from local communities contributing to the identification, evaluation, and selection of relevant indicators (BOSSEL 2001, FRASER et al. 2006).

Lake Balaton is one of Hungary's and the wider Central European region's most treasured natural assets. It is also a region with tremendous tangible and symbolic value to both Hungarians and the many international guests visiting the lake every year. Lake Balaton, like all natural ecosystems, is continually evolving due to the combined effects of natural and anthropogenic change. Like many natural ecosystems around the world, anthropogenic impacts are playing an increasingly important role in the state and dynamics of Lake Balaton and the life of people that depend on it for their livelihoods and wellbeing. While changes in the past when the area was sparsely settled could be more easily tolerated, changes today can have major repercussions. To help improve the understanding of the social, economic and environmental forces of change that are shaping the Lake Balaton region, the *Lake Balaton Integrated Vulnerability Assessment, Early Warning and Adaptation Strategies* project (Balaton Adaptation Project or BAP, in short) was launched in 2005¹. Within the framework of this project a set of indicators were developed to help answer the following questions:

- What is happening to the environment and the socio-economic system in the Lake Balaton region based on the most relevant facts?
- What are the main forces of change?
- How do global and local forces of change combine to contribute to the region's vulnerability?

This paper provides an overview of the indicator system development process, based on existing data. The indicators were developed in collaboration with both the expert community and key stakeholders in the Lake Balaton region. First, we outline key steps of the indicator system development process followed by the characteristics of the selected indicators. We also provide selected examples of economic, social and environmental indicators and their interactions in the Lake Balaton region. Finally, we conclude by discussing major challenges encountered during the indicator system development, data collection and analysis process.

The process of developing an indicator system

While indicators are only means to an end – the end being more intelligent decision-making – the process of developing them is important in its own right, since it can help make people's worldviews, knowledge and opinions explicit and build ownership of results (MEADOWS 1988 in BOSSEL 2001). There is no gold standard for designing an indicator system development process, but there are some best practices and principles that can be taken into account (DITOR 2001)². Furthermore, there are many partially overlapping criteria to aid the selection of appropriate indicators.

¹ The BAP project is a collaborative effort of the Lake Balaton Development Coordination Agency (LBDCA), the United Nations Environment Programme (UNEP) and the International Institute for Sustainable Development (IISD). The project is supported by the Global Environment Facility (GEF) and managed by the United Nations Development Programme (UNDP).

² See e.g. the Bellagio Principles. < <http://www.iisd.org/measure/principles/progress/bellagio.asp>>

Based on these notions, the following were taken into account when designing the process and our approach for the Lake Balaton region:

Participation: If indicators are grounded in a participatory process and reflect the views expressed, there is a better chance they will be accepted and used. During the project, we conducted a number of participatory sessions with local experts, practitioners and members of civil society to identify a set of key indicators that could be employed in an analysis of local trends, including social, economic and environmental processes.

Precedents: There is now a vast amount of available literature on indicator systems³. Although earlier attempts have been made to develop a comprehensive indicator system for the Lake Balaton region under the National Environmental Assessment Programme (KÉP) of the Hungarian Academy of Sciences, expectations that the Balaton segment of the project would be completed have not been realized⁴.

Conceptual framework: Before selecting indicators, a conceptual framework needs to be defined that basically sets out the main sustainability issue categories and their interconnections, within which more specific issues and indicators will be identified. In the case of this project, the conceptual framework adopted is based on economic, social and environmental categories. This framework is consistent with the capital accounting framework, which is widely accepted in the sustainable development literature and practice and serves, at least in the environmental domain as a basis for developing an extended set of national accounts by statistical agencies around the world (e.g. BARTELMUS 1999).

The process of indicator development included the following steps:

Issue selection: Once there was agreement on the conceptual framework, we focused on identifying priority issues during a facilitated focus-group session. Examples include lake-water quality, biodiversity, condition of the riparian zone, unemployment, demography, awareness, etc. The long initial list of issues identified was then iteratively collapsed into shorter lists of priorities either by eliminating issues of marginal importance or merging similar ones. The issues were clearly defined.

Definition of indicator selection criteria: To aid indicator selection, a set of criteria was used. There is no gold standard for indicator selection criteria, but there are many common ones that appear across many different sets (e.g., DITOR 2001). The most important ones for our exercise were the following:

- Validity: is the indicator scientifically valid and does it describe the underlying issue / phenomenon accurately?
- Measurability: is the indicator actually measurable?
- Data availability: are data likely to be available? We did not automatically eliminate indicators with no available data, but preferred to focus on those that already had data.
- Cost: can we access data without incurring extra cost?
- Understandability: is the indicator understandable by our intended audiences?

³ <http://www.iisd.org/measure/compendium/>

⁴ The KÉP project was completed in 2007 (VÁRI et al., 2008).

Generating and refining the set of indicators: We established three working groups focused on ecological, economic and social indicators and held a series of both small and larger group discussions to generate and refine an initial set of indicators. The indicator development process for the Lake Balaton region took place between 2006 July and 2007 December. In total, 11 regional stakeholders and ca. 10 experts took part in the process. We envisioned limiting the number of indicators to around 40, because we believed longer indicator sets produce diminishing returns and they would significantly complicate the communication of results or ability to update with new data in the future. For all indicators, we provided a basic definition, applicable unit of measurement and period covered (see Table 1). The list of selected indicators is fairly diverse, which is inevitable if we would like to reflect on complex trends in the region leading to changes in local vulnerability.

Data collection and processing: Data collection involved identifying and contacting primary data holders, and acquiring the raw data where available. In cases where data were not available or were too expensive to obtain, we tried to identify second-best alternatives. As expected, data collection was difficult and slow, because data were often in scattered sources, of poor quality, and in the wrong format. Data compilation required extracting the required series, storing them in a simpler Microsoft Excel template and plotting the required charts. Finally, we narrowed down the indicator's list to 32 indicators.

Indicator analysis: Indicators were analyzed based on a common template using the following questions:

- How is this indicator defined?
- What is happening in the region?
- How is society responding?
- What could be anticipated in the future?

To increase the accessibility of the collected data to local users, the analysis of trends will also appear in electronic format in an innovative new database. The database not only provides everyone easy access to the results, but also keeps the information in one place where it can be updated on an ongoing basis as new data and observation results become available⁵.

⁵ www.balatonrend.org (to be available from Fall 2008)

Table 1. Overview of the Lake Balaton region indicator system

<i>Issue</i>	<i>Indicator</i>	<i>Basic definition</i>	<i>Unit of measurement</i>	<i>Period</i>
Ecological				
1. Lake-water quality	1.1 Composition of algal biomass	Percentage of blue-green (nitrogen fixing) algae biomass compared to total algae biomass	Percentage of blue-green algae to total algal biomass	1998–2006
	1.2 Water-quality index	Water quality on a five-level scale (1=best, 5=worst). The index is an average of 5 indicators: BOD, COD, TP, PO ₄ , TN and Chl-a	Average water quality on a five-level scale (1=best, 5=worst)	1968–2006
2. Pollutant loading from the watershed	2.1 Phosphorus load	Total phosphorus load as yearly averages for the whole lake from 1975 until 2006	Tons per year	1975–2006
	2.2 Erosion potential	Erosion potential aggregated on the basin level as follows: Northern, Southern and Zala catchments in 2005. It shows four grades of soil erosion in the following categories: 1) non or insignificantly eroded areas; 2) weakly eroded areas (less than 30% of the original surface layer is eroded); 3) moderately eroded areas (30–70% of the original surface layer is eroded); 4) strongly eroded areas (more than 70% of the original surface layer is eroded)	Percentage of eroded land in four categories	2005

Contd. Table 1.

<i>Issue</i>	<i>Indicator</i>	<i>Basic definition</i>	<i>Unit of measurement</i>	<i>Period</i>
3. Hydrological conditions of the lake and watershed-water quantity	3.1 Water level	Water level based on daily averages calculated at two points: Balatonakali and Tihany	Lake average in cm	1996–2005
	3.2 Precipitation level	Changes in precipitation as an indicator of climatic and hydrological conditions in the region. They present daily precipitation levels during the monitored years	Mm	2002–2006
	3.3 Groundwater level in karst aquifers and wells	Water level in monitoring wells at three measurement points in the Northern and Southern parts of the lake. The indicator also presents the water level in karst aquifers at three measurement points	cm below the surface	1991–2006
4. Biodiversity	4.1 Species composition of fish	This indicator describes fish harvests for all catches of fish and for carp only (<i>Abramis</i> sp.)	Kg	1994–2003
	4.2 Number and composition of wintering bird populations	Total number of wintering birds at Lake Balaton during the migratory season	Number of birds	Four migrating seasons from 2003–2004 to 2006–2007
5. Shoreline condition	5.1 Ratio between natural and built-up shoreline	Rate of change in built-up shoreline	Km	1970–2005
	5.2 Fragmentation of reed beds	Amount of harvested reed	Ha	1995–2005

Contd. Table 1.

<i>Issue</i>	<i>Indicator</i>	<i>Basic definition</i>	<i>Unit of measurement</i>	<i>Period</i>
6. Landscape structure and land-use	6.1 Land-use change	Amount of different land use types compared to total land-use	Percentage per land-use type	2005
7. Environmental infrastructure and material consumption	7.1 Sewage discharge	Total amount of sewage discharged into the sewage system	m ³	1991–2006
	7.2 Greenhouse gas emissions per year	Total amount of greenhouse gas (for Hungary as a whole)	Gigagrams (Gg) of CO ₂ equivalent	1985–2004
	7.3 Per-capita solid waste production	Total amount of waste generated, in tons. The indicator focuses on the largest tourist resort in the region, located around the town of Siófok	Tons	2000–2007
8. Transportation	8.1 Traffic intensity in lakeside municipalities	Number of vehicles (passenger cars, trucks and buses) on the major roads in the area	Number of vehicles	1990–2004
9. Climate	9.1 Water temperature	Water temperature from 2002 to 2006 measured at the Balatonakali station. The data show average and maximum water temperature	°C	2002–2006
	9.2 Wind speed	Average and maximum wind speed on a monthly basis	m/s	2002–2006
	9.3 Air temperature	Average temperature in the region. The indicator also presents monthly averages	°C	2002–2006

Contd. Table 1.

<i>Issue</i>	<i>Indicator</i>	<i>Basic definition</i>	<i>Unit of measurement</i>	<i>Period</i>
Economic				
10. Economic development	10.1 Settlement economic potential (SEP)	Per capita GDP in the region as compared to national and rural, corrected for inflation	Ft per capita	1994–2004
11. Employment and seasonality	11.1 Unemployment	Proportion of unemployed persons compared to the total number of economically active persons in the population	Percentage	1990–2006
12. Economic diversity	12.1 Share of tourism in the economy	Proportion of operating enterprises in the hotel and restaurant industry and the portion of companies in partnerships with the hotel and restaurant industry	Percentage	1999–2004
13. Tourism	13.1 Proportion of domestic versus foreign tourism	Number of foreign tourists compared to domestic visitors	Number of visitors	1990–2005
	13.2 Tourism during the main season	Number of foreign tourists compared to domestic visitors during the main tourist season (July and August)	Percentage	1994–2006
14. Agriculture	14.1 Area of cultivated vineyards	Area of cultivated vineyards	Ha	2002–2006
Social				
15. Subsistence and poverty	15.1 Percent of people who receive local government welfare aid	Number of residents who receive regular welfare (during a given year)/ number of residents older than 18	Percentage	1993–2005

Contd. Table 1.

<i>Issue</i>	<i>Indicator</i>	<i>Basic definition</i>	<i>Unit of measurement</i>	<i>Period</i>
16. Awareness	16.1 Number of civil society organizations per 1,000 residents	Number of environmental civil society organizations per 1,000 residents	Unit/1,000 persons	2000–2006
17. Demographic issues	17.1 Balance of migration	The difference in the number of people migrating to and from the settlement (in a given year) x 1,000 compared to the number of permanent residents	Unit/1,000 persons	1990–2005
	17.2 Rate of dependency	Number of residents younger than 14 and number of residents older than 60 compared to the number or residents aged 15–59	Percentage	1990–2005
18. Crime and security	18.1 Number of property-related crimes per 10,000 inhabitants	Number of reported property-related crimes x 10,000 compared to the number of residents (5-year average)	Unit/10,000 persons	2002–2005
19. Education	19.1 Percent of people who completed at least elementary school	Number of people who completed at least elementary school compared to the number of residents older than 18	Percentage	2002–2005
20. Public health	20.1 Life expectancy	The expected age at death calculated on the basis of mortality data of various age groups	Five-year averages	1990–2000

Examples for indicators

In the following, examples for indicators in each category are presented.

Ecological indicators

Ecological conditions around Lake Balaton are of interest to both tourists visiting the region and the local population. Given the central role of the lake, water quality and quantity in the lake itself are the most discussed ecological issues. Besides water quality, water level also emerged as an important issue in its own right, particularly since the sensitivity of Balaton to water level changes became clear in the early part of the decade.

Water level

How is this indicator defined?

This indicator describes the water level in centimetres based on daily averages from two standard water level monitoring points at Balatonakali and Tihany. Data are available for the period of 1997 to 2006 (Figure 1).

What is happening in the region?

Lake Balaton, with its surface area of 594 km² and 3.3 m average depth, is an extremely shallow lake with high sensitivity to changes in weather patterns, ecological impacts and management decisions. Direct water use in the Lake Balaton catchment can be assigned to four categories: 1) drinking water, 2) industrial supply, 3) irrigation, and 4) fish ponds. Interestingly, this direct use of lake water is negligible when considering the lake's entire water budget and the fact that a considerable part of drinking water supply to the area's inhabitants is drawn from groundwater. There are 13 facilities that extract drinking water from the lake, however, and two that extract water for irrigation. Given the small volumes involved, none of these direct uses exert significant pressure on the water and the soil balance of the lake (ISTVÁNOVICS et al. 2002; JORDAN et al. 2005; GLEN et al. 1998; BARCZI et al. 1996, 1999; PENKSZA et al. 2003).

Local climate is continental to sub-mediterranean and typically moderately wet, which significantly influences the lake's water level. A major impact on the lake ecosystem and the land use around it was the engineered lowering of water levels in the 1860s to reduce flood risks to shoreline infrastructure and to increase the area available for development. Water was drained through the Sió Canal in Siófok where a weir was constructed in 1863. In recent years, based on local regulations, water level should be in the range of 70–110 cm, allowing a range of 40 cm for adjustments.

How is society responding?

As shown on Figure 2, the period between 2000 and 2003 was atypical, with below-average precipitation resulting in water levels well below the lower regulatory limit. Based on 81 years of records, a long-term precipitation average is about 621 mm/yr, while the average precipitation was 557 mm in 2001 and 485 mm in 2002 (LARSEN 2005). During these years, lower-than-average precipitation combined with above-average evaporation resulted in a significant and sustained lowering of the water level. 2001 was the first year since the introduction of systematic water budget monitoring in 1921 that the natural water budget (i.e. precipitation+inflow-evaporation) of the lake became negative. Negative water balance continued for four years.

The sustained drop in water level initiated a discussion about potential responses, which generally focused on opportunities to bring additional water from neighbouring watersheds. Most of these options were considered unfeasible due to differences between the characteristics of external water sources compared to that in the lake, which might have had significant impacts on local biodiversity. However, more recent studies (ISTVÁNOVICS et al., 2002) have proven that the chemical water quality of those rivers considered for water transfer was better than the water quality of Zala river, the main tributary of the lake. Biodiversity issues related to water transfer are under intensive study at present, since former statements on this issue had little, if any, supporting data.

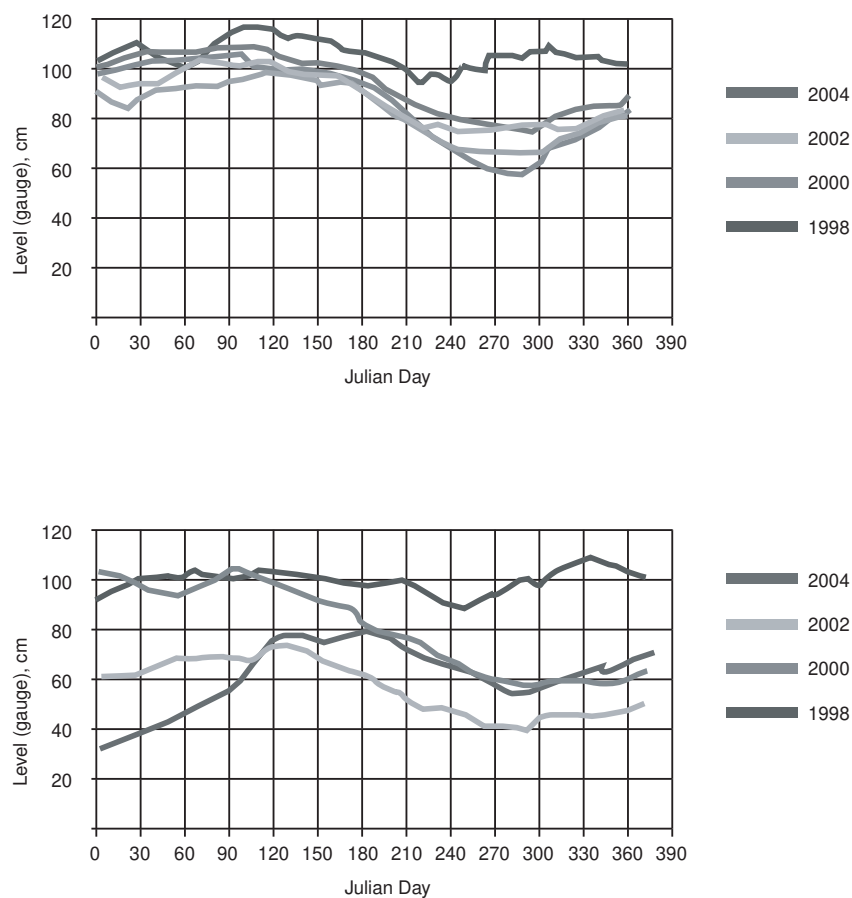


Figure 1. Changes in the mean level of Lake Balaton, 1997–2005

What could be anticipated in the future?

Increasingly frequent and severe water balance problems, such as the ones that occurred in the 2000–2003 period, would have significant impacts on biodiversity, particularly in the riparian zone and for aquatic species. Severe and enduring water-level problems would also affect revenues from tourism that is generated only during a very short tourist season.

Economic indicators

Lake Balaton's local economy is based on tourism activities that are strongly dependent on the quality of the local environment. For more than 100 years, the region has maintained its position as Hungary's best established holiday destination. As in other similar areas, tourism is characterized by a high degree of seasonality and systematic underreporting of tourism income. Transition from socialism to market economy over the 1990s and changes in weather patterns over the past few years have also had significant impacts on the number of tourists. The future of tourism and other economic issues such as economic diversity and agriculture have been a subject of many local and national dialogues. One of the key indicators that informs many of these dialogues is related to the share of tourism in the economy.

Share of tourism in the economy

How is this indicator defined?

This indicator describes the proportion of enterprises operating in the hotel and restaurant industry in terms of percentage and the proportion of companies in partnerships with hotels and restaurants from 1999 until 2004.

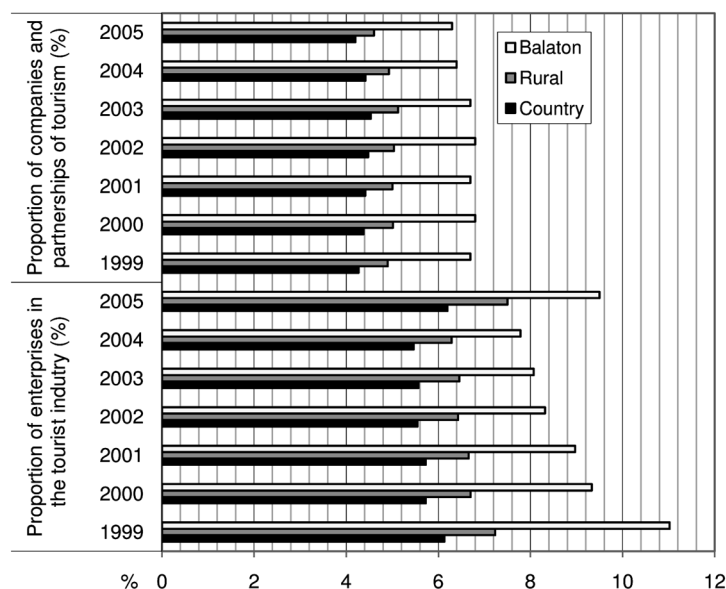
What is happening in the region?

After Budapest, the Balaton region has the second best developed tourism infrastructure in Hungary. The Balaton region has tourism as the highest portion of its the economy overall and also the highest level (about 26%) of the country's total number of hotels, mostly concentrated around the lake. This number is actually even higher, as private accommodations are usually not included in the statistics. The average proportion of the hotel and restaurant industry in the region is about 9.2%; an additional 6.2% refers to industries developed around the tourist sector between 1999 and 2004. Although this is a relatively moderate share, tourism, including private accommodation, represents a major source of revenue and employment in the region.

In 2005, some 8,900 enterprises were operating in the tourism industry, a number that is gradually increasing, although it still falls below 1999 levels when according to records the area had 1,120 enterprises. Municipalities located around the lake are not always the direct beneficiaries, however, as only 13 to 15% of the revenues stay within the Balaton region (Figure 27). The reason for this is that of the small and medium-sized enterprises (SMEs), only 12 to 13% reported their revenues within the region, because they were registered elsewhere. These enterprises usually operate only during Lake Balaton's main tourist season.

How is society responding?

Increasing competition and the short main recreation and tourist season provide a signal to the local tourist industry to reduce its reliance on tourism as a major source of revenue. There are other sources of revenues available to local entrepreneurs, however, including extending the season by providing conference and spa tourism and expanding local vineries, local agricultural production and small and medium sized companies benefiting from being in the vicinity of Budapest. As these activities are developed, they should adapt to local conditions and take into account the overall development of the tourist industry in other parts of the world.



Source: KSH (Central Office of Statistics)

Figure 2. Proportion of hotel and restaurant enterprises in the economy (%) and the portion of companies in partnerships with the hotel and restaurant industry (%) between 1999 and 2004.

What could be anticipated in the future?

Tourism is a strong driver of the local economy and it has a significant impact at the national level as well. This heavy dependence on a single sector during the main summer season increases the region's vulnerability to the impacts of climate change and creates serious challenges for managing tourism. Diversification of tourist attractions, extending the short peak summer season and better incorporating tourism into local development priorities are ways that could both provide economic resilience and increase the quality of life of local residents e.g., by spreading traffic intensity more evenly. Such measures may also help spread climate risk in the sense that an extended tourist season is less likely to be sensitive as a whole to the effects of extreme climatic events.

Social indicators

In the Lake Balaton area, like in other parts of the country, certain groups of people or certain communities may be more vulnerable to changes than others. For example, people living in poverty and/or lacking appropriate knowledge and skills tend to have a lower degree of resilience and coping capacity than those with access to financial resources and education. Children, the aged, the disabled, the seriously ill, and the socially isolated are also more vulnerable than young or middle-aged, healthy, and socially connected groups. Communities with strong social cohesion and civil society and high levels of awareness and security are likely to be more resilient, as well. Indicators chosen to express social vulnerabilities are related to the above issues. In the following, one demographic indicator central to social vulnerability, the balance of migration is introduced.

Balance of migration

How is this indicator defined?

This indicator describes net migration calculated per 1,000 residents from 1990 to 2005 (Figure 3).

What is happening in the region?

Over the past decade, the balance of migration has fluctuated in the Balaton region. In the early 1990s, it was negative, at approximately -5‰ per year. As the political transition process progressed, however, the migration balance turned slightly positive, at 10 to 17‰ per year in the period between 1993 and 2003. During the last couple of years, net migration has returned to negative, dropping to -5‰ once again.

Demographic processes are spatially uneven. On the one hand, as a result of a low birth rate, there was a natural and significant decline in the population of settlements near the lake between 1990 and 2001, whereas population numbers in settlements further away from the lake shore showed modest growth. On the other hand, in-migration has created a positive balance in the region, primarily in lakeside communities, where large numbers of the elderly have settled. Simultaneously, a significant number of young people left the region over the past decade, and as indicated earlier, the birth rate is also relatively low, below even the already low national average. Consequently, the region is characterized by a rapidly aging population (OLÁH 2006).

The size and direction of migration is primarily determined by economic and social factors. Before 1990, the region had a relatively high level of population influx. The main reason for the rapid development, particularly that of industrial centres, was that they attracted the young workforce from neighbouring agricultural areas, and later on, from more distant ones (GORLACH and KOVÁCS 2006).

After the political transition, the region's economic structure underwent significant changes. Industrial and agricultural production dropped steeply and lost jobs could not be compensated for by the expanding service sector. Employment opportunities in tourism fluctuated from season to season. These forces led to the out-migration of young people, which along with the in-migration of retirees to some areas, contributed to the significant ageing of the population (GORLACH and KOVÁCS 2006; PUCZKÓ and RÁTZ 1998, 2000, JORDAN et al. 2005).

The balance of migration shows major territorial differences. In 2005, the highest positive balance was 62.7‰, and the highest negative balance was 57.3‰. A general observation is that in-migration was relatively characteristic of settlements closest to the lake and of towns, whereas out-migration was typical of settlements further away from the lake and of smaller settlements.

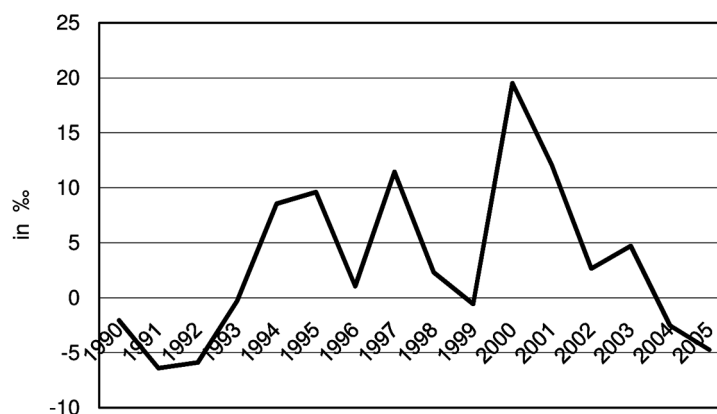
How is society responding?

For the most part, young people moving out of the region have higher levels of qualification and they are driven to leave by "push" rather than "pull" forces. According to recent surveys, the main reason for out-migration is the lack of jobs that ensure a reasonable year-round income as well as a dearth of affordable housing (OLÁH 2006). Economic expediency is also the main reason for in-migration. The majority of new residents are retirees who choose to settle permanently in their second homes in holiday resorts and to sell their former homes or give them to their children. Other groups of

elderly in-migrants, including a large number of foreigners, have been attracted by the region's favourable environmental conditions and its thermal spas.

What could be anticipated in the future?

It is likely that if the country's economy strengthens, the migration balance will recover. In-migration from foreign countries could be significant but is likely to be accompanied by a significant aging of the population (HABLICSEK 2003). It will be important to address the different needs of the growing number of aging inhabitants as they will be increasingly in need of health and social services. This is likely to create new jobs and decrease unemployment.



Source: KSH (Central Office of Statistics)

Figure 3. Balance of migration in the Balaton region (%), 1990–2005

Key challenges to long-term sustainability in the Lake Balaton region

The Lake Balaton area has had a unique and eventful history in economic development and water management. Communities quickly adjusted to political and environmental change over the last 100 years, thus shaping the social, economic, and natural environments we see today. Unplanned development, high density of tourists concentrated in a very short peak tourist season, water-quality deterioration and disruption of the natural fishery, however, have now placed the region and its inhabitants under high social and economic pressure. In the short term, people benefited economically from rapid industrial development, but in the long run, ecosystems have suffered and there is now a dangerous socio-economic dependency on only one sector of the economy-tourism.

Lake Balaton is at a turning point in its development and decisions and actions taken today can help determine the future sustainability of the area. The indicator system and trend analyses identified areas of key vulnerability around the lake. The following issues are based on the socio-economic and environmental changes drawn from the analysis of indicators.

Changes in water levels

Lake Balaton's historical long-term water budget has been positive: tributary inflow was roughly equal to evaporation (900 lake mm/year), and outflow almost equal to direct precipitation (600 mm/year), since water use is only 30 to 50 mm/year. Water budget figures have been less favourable over the last 20 years and particularly unfavourable during the 2000–2003 period (no outflow, see also Figure 1). Climate change may result in an increase in water temperature and drop in lake water level. Higher water temperature increases the risk of planktonic blue-green algae blooms, while low lake level favors the bloom of filamentous benthic algae in shallow water and, together with stronger winds, higher resuspension frequency of the bottom sediments resulting in more intensive phosphorus exchange with the sediment. Low lake level also favors higher macrophyte production rates that interfere with bathing and sailing.

Figure 4 compares water temperature and the amount of phytoplankton estimated through the concentration of chlorophyll-a in the Keszthely basin at higher than 16 °C water temperature. The figure shows that there is very low correlation between algal concentration and temperature ($R^2=0.016$), which is due to time lags needed to create all the necessary preconditions for algal blooms including food supply, light, temperature and lack of consumer organisms. When taking into account the impact of temperature from the previous week and the level of algae from the following week⁶, we concluded that water temperature probably influences algal blooms in the lake, although the extent of the correlation is uncertain.

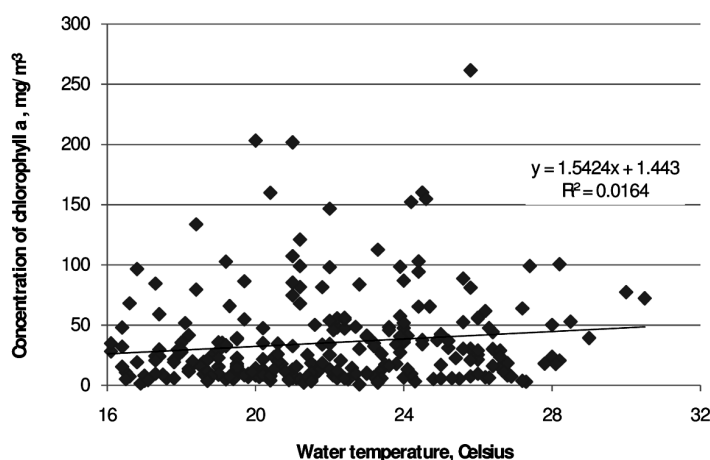


Figure 4. Correlation of algal concentration and water temperature under warm conditions (1984–2006, Keszthely, middle zone of the lake)

Note: Because of only weekly data collection of chlorophyll 'a' concentration, we try to account for the impacts of two (T_{w2}) and one (T_{w1}) week ago temperatures on the algae growth. The calculated temperature based on the three consecutive measures of temperature is called transformation of temperature [$T_{tr} = (T_w + 5.5T_{w1} + 4.5T_{w2})/11$]. After using this equation to calculate the correlation, the correlation is a bit stronger ($R^2=0.16$) compared to using only the weekly temperature, but the regression is rather weak to stipulate a significant trend. We can state that we can expect increased algae growth with the increasing temperature however the extent of the growth is uncertain.

⁶ Chlorophyll is measured weekly.

Shoreline development

The state of the shoreline surrounding the lake has a significant impact on the lake's ecology and water quality. However the region has been subject to rapid changes in shoreline development including expansion of paved surfaces, agricultural land-use, and increased reed-bed fragmentation with significant impacts on biodiversity. As infrastructure continues to develop along the lake's shore, protecting high quality reed ecosystems must be a permanent priority. The dominant species in reed beds is common reed [*Phragmites australis* (Cav.) Trin.], but narrow leaf cattail (*Typha angustifolia* L.) has been expanding in some areas of Lake Balaton, to the detriment of the original ecosystem.

Socio-economic changes in the region have contributed to modifications in fish stocks. Serious research efforts are needed to address the population dynamics of fish species and to suppress foreign and invasive species. Figure 5 presents the relationship between the ratio of shoreline development and fish catches from 1970 till 2000. There is an absence of reliable information about shoreline development prior to 1970, although a preliminary comparative analysis or aerial photographs from the early 1950s with recent satellite images clearly demonstrate the growth of built-up areas at the expense of habitat.

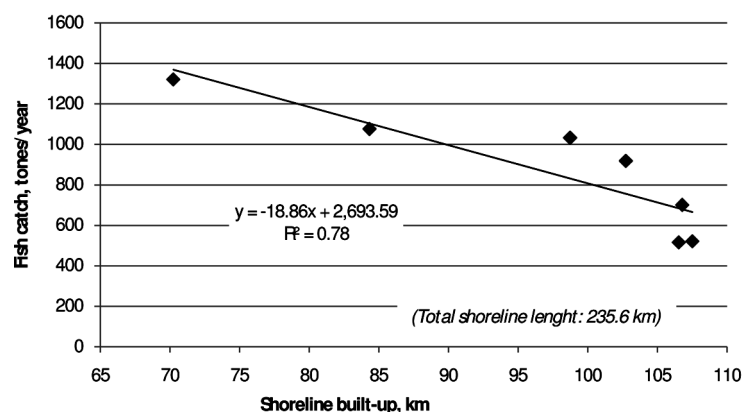


Figure 5. Changes in fish catches in relation to shoreline built-up (1970–2000).
Source: Balatoni Fishing Co., Pannon University: Bercsényi Miklós)

It is obvious that commercial fishing is affected by a number of factors, including the introduction of alien species, changes in the food supply, pesticide use, water releases through the Sió canal and development that modifies land use patterns. Despite the diversity of potential impacts, there is a significant negative trend and strong correlation between the reduction of fish catches as shoreline development expansion. This strong relationship could likely be caused by the loss of habitat needed for reproduction that is usually close to the shore in the reed. Presently, it seems that ecological as well as economic objectives can be best served if commercial fishing is limited in the lake and the fishing company concentrates on stocking of autochthonous and removing invasive

species, while closely coordinates with broader development objectives often centred on shoreline development for tourists' resorts.⁷

Changes in local economic performance and tourism

Tourism has long been the Lake Balaton region's economic mainstay, with lakeshore and resort areas heavily dependent on it as their principal source of income. Among the region's small and medium scale enterprises in the tourism industry (see also Figure 2) only 12 to 13% reported their revenues within the region. Many are registered elsewhere (in Budapest and the county centers, for example), which accounts for a considerable outflow of revenues. Regional and local development policies are needed to influence regional business activities so that revenues can be linked back to local systems in support of their development. Tourism in the region is highly seasonal with the majority of visitors arriving during the 6 to 8 week summer season and it is still mass tourism in nature. Although the annual number of arrivals is not particularly high due to the very short tourist season, the destination, especially the transportation infrastructure is overcrowded during July and August.

This strong focus on the summer season has created seasonality in local employment since the major job opportunities are only available during the summer season. Based on the collected datasets, the annual fluctuation in the unemployment rate is about 2%. Figure 6 shows the close relationship between the changes in the unemployment rates after the main season and guest nights from 1991 till 2005. There is a strong correlation between the amount of tourist nights and following unemployment; however other factors including seasonal workers from other regions and overall level of economic development in the region and the country could have impact on this seasonality, as well.

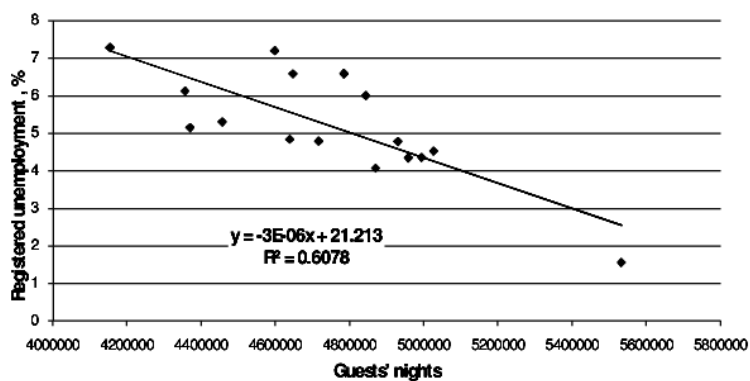


Figure 6. Changes in unemployment rates in September in relation to the guests' nights in facilities around Lake Balaton

⁷ Furthermore, one of the region's challenges is the high cost of compensating landowners for taking environmental protection measures, since much of the shoreline is privately or institutionally owned and attractive area for development.

Furthermore, different access to benefits from the tourist industry between lakeside communities and municipalities in the hinterland play significant role in the economic status of the local communities. In terms of location of the guest nights, less than 10% of total guest nights benefit communities away from the shore. In 2005, 92% of guests stayed at lakeside communities. Especially towns with spa tourism have much higher local GDP, reaching even 2.5-times higher than others, especially after 2000. Some developed towns such as Balatonfűzfő and Balatonföldvár have experienced a drop in their GDP since 1994. Major destinations for summer holidays including Siófok, Balatonfüred and Keszthely have higher local GDP compared to other towns. However, they don't show any significant increase during last decade. Towns away from the shoreline have lower GDP about 35-65 % compared to main tourist destination (Figure 7). Although, tourists stay longer in the inland destinations, than they do at the lake front. Diversified strategies are needed that explore opportunities to promote tourism development in lakeside communities and promote cooperation among communities.

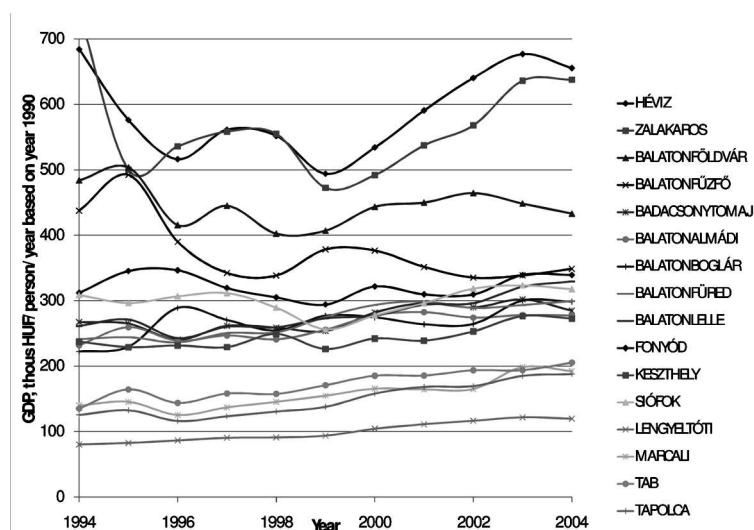


Figure 7. Local GDP at the different communities around Lake Balaton

Demographic trends in the region are characterized by an aging population and the out-migration of the highly educated younger generation. Between 1997 and 2002, the Balaton region's population fell by only 0.4%, while at the national level, Hungary's population declined by 1.7% over the same period (see also Figure 3). The Balaton area is one of the country's most popular destinations for re-settlement, especially for the elderly. Maybe the relatively high unemployment rates with its fluctuations lowers to attractiveness of the region for young people. Figure 8 presets that there is positive feedback between unemployment rates and immigration to the region. It seems that over the next few years and decades, targeted policies will be needed to address the special needs of the aging population and keeping active population in the region and promote year-around employment.

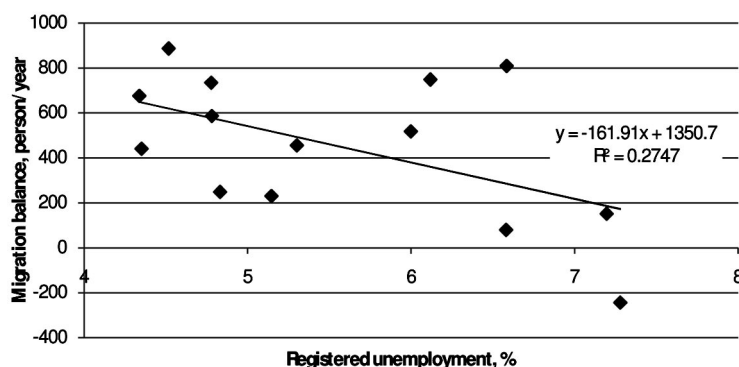


Figure 8. The relationship between migration balance and unemployment from 1992 till 2005

Lessons learned

The development of indicator systems normally requires an iterative process of reconceptualization and refinement of issues and indicators themselves. This has also been the case for the Lake Balaton region, where we had to go back to re-clarify issues as we were trying to find suitable indicators. There is also a need to periodically review and adjust “completed” indicator sets. This is required because issues and priorities will shift in the Balaton region over time and also because new and better indicators may become available. Indicator development is always a compromise between what is desired and what is feasible, and as such the resulting indicator set is never perfect—as is the case in this project. But the point is not to make indicators perfect; rather, it is to make them reflect real issues in the area, to catalyze positive, collaborative action, and help monitor impacts of such actions.

Lake Balaton has a long history of scientific research and monitoring making it one of the best studied lakes in the world⁸. Although this may be the case, the abundance of scientific data is in stark contrast with the paucity of systematized, regularly updated trend information available to the general public and decision-makers in an easy-to-access format. Information is not only scattered across countless agencies creating ownership of public data. Often such data obtained through publicly funded work is available only if one is willing to pay a considerable amount *again* to some agency.

The purpose of creating this indicators system was to create a platform to compare environmental, economic and social trends in an environmentally sensitive area with heavy dependence on tourism. However, compiling cross-cutting datasets presents many problems: there are many data gaps, few consistent time series, and data collected at considerable expense are frequently left to sit in formats that make it useless for anyone except the most dedicated expert and very much limits comprehensive analyses between economic, social and environmental domains.

When local trends are analyzed, longer time series covering a few decades are crucial for such assessments. Despite numerous discussions with local monitoring and data

⁸ See for instance Lóczy 1896.

collection agencies, most of the gather data are from the early 1990s. It is understandable, that some economic and social data become almost incomparable due to transition from the socialist regime, however issues such as number of tourists, education level, life expectancy and environmental data seem to be less dependent on the societal transitions but even in these case that data were available only from the early 1990s.

To be effective in promoting sustainability in the region, policy making has a crucial role. However, policies should not only be simple aiming for finding solutions to current pressing problems and negative trends identified through indicator analyses, but they should be centred on promoting resilience, setting-up institutional arrangements, networks and capabilities to facilitate interaction between stakeholders and thus foster learning and adjustments as society evolves⁹. Building on the information that could be generated from sustainable development indicator systems to promote such polices, it is necessary:

- To carry out a more profound analysis of the socio-economic conditions on the ground by using sustainability indicators systems;
- To shift from “top-down” governance towards a regional/local policy and decision-making that could better address specific local and regional situation and needed capacities;
- To promote task orientation, with clear and enforced definition of responsibilities for actors involved in practical application of the decisions, including data collection and accessibility; so what is adopted in the policy realm will be implemented on the ground;
- To link the indicator system with development measures’ implementation to monitor the induced changes and impacts of these measures on the region.

References

- BARCZI A., FÜLEKY GY., GENTISCHER P., NÉRÁTH M. 1999: A Tihanyi-félsziget mezőgazdasági hasznosíthatóságának talajtani alapjai. *Növénytermelés* 48: 301–310.
- BARCZI A., PENKSZA K., GRÓNÁS V. 1996: A tihanyi táj változásai a századforduló óta. *Agrártörténeti Szemle*. 38: 298–316.
- BARTELMUS P. 1999: *Greening the National Accounts: Approach and Policy Use*. DESA Discussion Paper No. 3. New York: United Nations.
- BOSEL H. 2001: Assessing viability and sustainability: a systems-based approach for deriving comprehensive indicator sets. *Conservation Ecology* 5:12.
- DITOR et al. 2001: *Guidelines for the Development of Sustainability Indicators*. Ottawa: Environment Canada and the Canada Mortgage and Housing Corporation.
- FRASER E. D. G., A. J. DOUGILL W. MABEE M. S. REED, MCALPINE P. 2006: Bottom up and top down: analysis of participatory processes for sustainability indicator identification as a pathway to community empowerment and sustainable environmental management. *Journal of Environmental Management* 78:114–127.
- GLEN G. D., JONES J. G., PUNCOCHAR P., C. S. REYNOLDS, SUTCLIFFE D. W. 1998: *Management of Lakes and Reservoirs During Global Climate Change*. Kluwer Academic Press, Dordrecht, Boston and London.
- GORLACH K., KOVÁCS I. 2006: *Land-use nature conservation and biodiversity in Central Europe*. Working paper, Institute for Political Science, Hungarian Academy of Sciences.

⁹ See for example: Kaljonen et al., 2007

- HABLICSEK L. 2003: A Balaton régió demográfiai helyzete és népesség előreszámítása: 1990–2041. Tanulmány a Balatoni Integrációs és Fejlesztési Ügynökség Kht. számára. Budapest.
- HART M. 1999: Guide to Sustainable Community Indicators. Sustainable Measures, West Hartford.
- ISTVÁNOVICS V., L. SOMLYÓDY, A. CLEMENT 2002: Cyanobacteria-mediated internal eutrophication in shallow Lake Balaton after load reduction. *Water Research* 36: 3314–3322.
- JORDAN G., ROMPAEY A. VAN, SZILASSI P., CSILLAG G., MANNAERTS C., T. WOLDAI 2005: Historical land use changes and their impact on sediment fluxes in the Balaton basin (Hungary) *Agriculture, Ecosystems & Environment* 108: 119–133.
- KALJONEN M., PRIMMER E., DE BLUST G, NIJNIK M., KULVIK M., 2007: Multifunctionality and biodiversity conservation – institutional challenges. *In: Nature Conservation Management: from Idea to Practical Issues*, In: CHMELIEVSKI T. (ed.): Lublin-Lodz-Helsinki-Aarhus, 53–69.
- KING C., GUNTON J., FREEBAIRN D., COUTTS J., WEBB I. 2000: The sustainability indicator industry: where to from here? A focus group study to explore the potential of farmer participation in the development of indicators. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 40: 631–642.
- LÓCZY L. 1896: About scientific research at Lake Balaton. *Geographic Announcements* No. 9-10, pp. 284–289. In Hungarian.
- MEADOWS D. 1988: In : BOSSEL H. 2001: Assessing viability and sustainability: a systems-based approach for deriving comprehensive indicator sets. *Conservation Ecology* 5:12.
- Oláh M. 2006: (Ki)útkereső Balaton régió. *Comitatus* 16. évf. 7-8.sz.: 23–33.
- PENKSZA K., BARCZI A., NÉRÁTH M., PINTÉR B. 2003: Változások és regenerációs esélyek a Tihanyi-félsziget gyepeiben. *Növénytermelés*. 52: 167–184.
- PUCZKÓ L., RÁTZ T. 1998: A turizmus hatásai. Budapest: Aula.
- PUCZKÓ L., RÁTZ T. 2000: Tourist and Resident Perceptions of the Physical Impacts of Tourism at Lake Balaton, Hungary: Issues for Sustainable Tourism Management. *Journal of Sustainable Tourism* 8, 458–478.
- REED M. S., DOUGILL A. J., BAKER T. R. 2008: Participatory indicator development: what can ecologists and local communities learn from each other? *Ecological Applications*, 18(5), 2008, pp. 1253–1269
- REED M. S., E. D. G. FRASER, A. J. DOUGILL 2006: An adaptive learning process for developing and applying sustainability indicators with local communities. *Ecological Economics* 59, 406–418.
- SIRGY M. J., RATHZ D., SWAIN D. (eds.) 2006: Community quality-of-life indicators. *Social Indicator Research Series*, vol 28. Springer, Dordrecht.
- VÁRI A., FERENCZ Z., OLÁH M., PATAKI Gy. 2008: Indicators of Social Sustainability. *Tájökológiai Lapok*, in press.
- <http://www.ec.gc.ca/soer-ree/English/scip/guidelines.cfm>>
- http://www.neumann-haz.hu/muvek/tudomanytortenet/5_Neves_tudosok
- <http://www.un.org/esa/desa/papers/1999/esa99dp3.pdf>>

FENNTARTHATÓSÁGI INDIKÁTOROK RENDSZERÉNEK KIFEJLESZTÉSE
A BALATON RÉGIÓRA

PINTÉR László¹, BIZIKOVA Livia¹, KUTICS Károly³, VÁRI Anna³

¹International Institute for Sustainable Development
161 Portage Avenue east, Winnipeg, Manitoba, Canada, R3B 0Y4

²K+F Consulting Kft.

³MTA Szociológiai Kutatóintézete
lpinter@iisd.ca, lbizikova@iisd.ca

Kulcsszavak: gazdasági indikátorok, társadalmi indikátorok, turizmus, Balaton

A Balaton Magyarország és Közép-Európa egyik legfontosabb természeti értéke, a tavat magába foglaló régió pedig kiemelkedő gazdasági, turisztikai, kulturális és szimbolikus jelentőséggel bír. Mint minden ökoszisztéma, a Balaton is folyamatosan változik a természeti és antropogén hatások következtében, s ez kihat a körülötte élő emberek életkörülményeire is. Míg korábban, amikor a tó környéke még viszonylag ritkán lakott volt, a változásokat az ökoszisztéma és a társadalom könnyebben elviselte, manapság ezek egyre súlyosabb következményekkel járhatnak. E hatások jobb megértése céljából egy nemzetközi kutatási projekt keretében fenntarthatósági indikátorrendszert fejlesztettünk ki, amely a természeti környezet, a gazdaság és a társadalom legfontosabb folyamatainak nyomon követésére alkalmas. Az indikátorrendszer kidolgozásában a téma szakértőin kívül bevontuk a Balaton régió legfontosabb érintettjeinek képviselőit. A cikk vázolja az indikátorfejlesztés fő lépéseit és eredményeit. Néhány kiemelt környezeti, gazdasági és társadalmi indikátor részletes ismertetése mellett példákat mutatunk be az indikátorok közötti interakciókra is, majd összefoglaljuk a fejlesztés és adatgyűjtés során felmerülő főbb problémákat és kihívásokat.

AN INVESTIGATION OF THE COASTAL EROSION CAUSES IN SAMOS ISLAND, EASTERN AEGEAN SEA

NIKI EVELPIDOU, ANDREAS VASSILOPOULOS, DIMITRA LEONIDOPOULOU,
SERAFIM POULOS

National and Kapodistrian University of Athens, Faculty of Geology and Geoenvironment,
Department of Geography and Climatology
Panepistimioupoli, Zographou 157 84, Athens, Greece, e-mail: evelpidou@geol.uoa.gr

Keywords: coastal erosion, Samos Island, wave action

Summary: The geomorphological processes, which take place on the coastal zone, are influenced by a number of environmental factors, such as lithology, climate, biota, and oceanography. The present study investigated the causes of erosion taking place on the beach zones and on the coastal cliffs along the Island of Samos (eastern Aegean Sea). On the northern part of the island the coastline is characterised mainly by rocky and craggy coasts with the beach zones to be limited and in the form of a 'pocket' type of beach, while on the southern part by wide and long beach zones constituted by cobbles and pebbles. Intense coastal erosion takes place mainly on the rocky coasts on the northern and especially on the northwestern part of the island. In some coastal places intense coastal erosion causes problems not only to the infrastructure (road network), but also to near-coast people's properties. Coastal erosion is more intense on the northern coasts, than on the southern coasts, due to the differenced in the incoming wave energy, which is dominated by the more intense and frequent blowing northerly winds. Furthermore, it seems that coastline retreat is more often along parts of the coast consisting of marles, malry limestones and limestones.

Introduction

Coasts are by far the most important of all the natural boundaries on the earth. They are the dividing line between the continents and the sea, and as such they undergo different physical, chemical and biological process (AHNERT 1998). Coastal areas have historically been proven to be of great importance to the man. In Greece 1/3 of the population lives no farther than 2 km from the coastline, whilst 85% of the population is established at a distance of <50 km from the coast. Besides, Greece has a great number of populated islands that host the majority of the touristic activities especially during the summer period (POULOS 1998).

The geomorphological processes taking place on coastal landforms are influenced by a number of environmental factors, notably geological, climatical, biotical, as well as oceanographical; such as waves, currents, tides and sediment transport. These vary from one sector of the coast to another, the variation being zonal in terms of climatic regions (in a global scale), and irregular in terms of geological outcrops (BIRD 1984).

The geological factor related mostly to the evolution of an erosional coast, is represented by the structure and lithology of the rock formations, which compose the hinterland, the coast and the near shore zone. The climatic factor is important in terms of weathering of coastal rock outcrops. Rocks are decomposed or disintegrated by such processes as repeated wetting and drying, solution by rainwater, thermal expansion and contraction and freeze-thaw alternations, all related to temperature, precipitation and

evaporation regimes in the coastal environment. Wind also is an important factor in coastal evolution, as it generates the waves which subsequently form near shore circulation pattern.

Common problems in coastal zone management have been recognized to be related to un-planned or miss-planned development, decline of traditional and environmental friendly socio-economic sectors, coastline retreat (beach erosion) and lack of appropriate transport networks, particularly on islands. It has also been adopted that a successful coastal zone management should be based upon a better understanding of the natural processes that are referred to both terrestrial (BAKOS et al. 2008) and marine environment.

The present contribution investigates the causes of the extended coastal erosion taking place in many parts along the coastline of the Samos Island, which is located in eastern Aegean Sea, threatening the prosperity of littoral villages and destroying near-sea infrastructures (e.g. road network).

Coastal erosion must be distinguished from other erosion forms occurring on arable lands (DEMÉNY and CENTERI 2008, POTTYONDY et al. 2007, CENTERI et al. 2008) or other landforms (e.g. pastures, forests etc.). Investigation methods used on other, general geographic areas (EVELPIDOU 2006) might not be sufficient to use for the description of coastal erosion or to predict its extent.

Study area

Geographical setting

The Samos Island, situated in the Eastern Aegean Sea (Figure 1.), is one of the biggest and most important Greek islands in the Aegean, having a population of approximately 42,000 inhabitants.

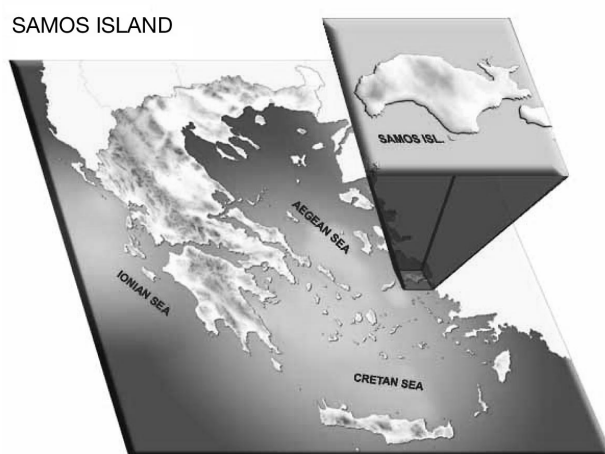


Figure 1. The location of the wider study area.
1. ábra A vizsgált terület tágabb környezete

It covers an area of 476 km², having a coastline of 159 km. It is very close to the coast of Asia Minor (Turkey), with the strait that separates the island from the Minor Asia is approximately 1200 m wide and less than 100 m deep; the latter means that prior to the last sea-transgression (some 20,000 ago) when sea-level was about 120 m lower than today, the island was connected to the mainland of Asia Minor. The western part of Samos Island hosts the highest mountain of all the Aegean islands, the Kerkis Mountain with an altitude of 1434 m. Furthermore, its northern coast is characterised by steep slopes which give high cliffs on the coastline and a rapid sea-floor deepening offshore. To the south, coasts are gentler and the coastal bathymetry is shallower.

The climate of the island is temperate. The mean annual air temperature reaches 18.4 °C, whereas the mean air temperature on July is 28.4 °C and on December 10.3 °C. The prevailing winds during the year are northerly reaching mean annual intensity 10.81 knots. The mean annual rainfall reaches 709 mm. Maximum rainfall is usually recorded in December (164.0 mm) and minimum rainfall is usually recorded in July (0.5 mm). Relative humidity over Samos reaches 60.38%.

Geological setting

Samos Island belongs to the geotectonic unit, known as Aegean crystalline-schist zone, which is impeded between Atticocycladic complex and Menderes' crystalline-schist zone (W Turkey). The Pre-Neogene substrate of the island consists of five tectonic units containing marbles, dolomites, quartzites, phyllites, metamorphosed basic to ultrabasic rocks, and a younger nappe of diabases, peridotites, cherts and limestones (PAPANIKOLAOU 1979; THEODOROPOULOS 1979). During Upper Miocene two major lacustrine basins were developed, namely the Karlovassi basin in the western part and the Mytilini basin in the eastern part of the island. In Pliocene, both basins, as well as a small basin located about 5 km southeast of the city of Samos, were filled by travertine limestone and claystone of freshwater origin. The deposits of both basins are presumed to be continental depositional facies of Upper Miocene to Pliocene in age (DERMITZAKIS and PAPANIKOLAOU 1981).

The tectonic structure of Samos Island is characterised by tangential movements and in particular nappes placement. Moreover, neotectonic movements are typical, accompanying with plastic deformation resulting to isoclinal folding of various directions, as well as fragmental deformation, with NNW-SSE main direction, which took place mostly in Pleio-Quaternary and lead to the transversal cutting up on the Neogene basins.

Lithologically, the biggest part of the island is occupied by Quaternary sediments, marls and marly limestones, found mainly in the two aforementioned major lacustrine basins (Figure 2.).

Limestones and marbles, as well as schists and eruptive rocks are found on the western edge and on the central part of the Island, where there are high mountains. Especially in the central part marbles occur as intercalations or great banks of various thicknesses within schists. These lithological formations often represent steeper slopes.

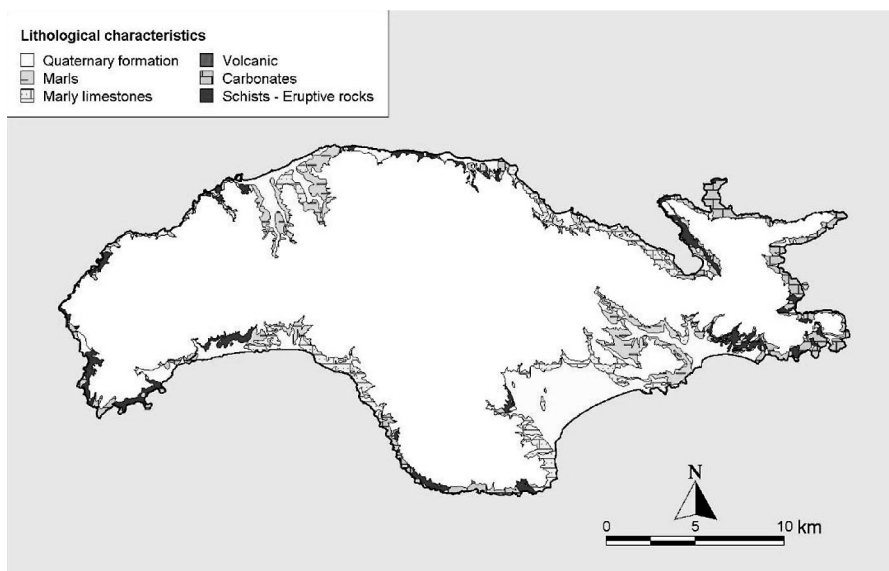


Figure 2. Lithological map of Samos coastal zone
2. ábra Samos-sziget tengerparti zónájának földtani térképe

Geomorphological setting

The island may be divided into three geomorphological units. The first geomorphological unit is located on the western and central part of the island and is characterised by intense relief and steep slopes (Figure 3.). As expected the drainage network has numerous but short sectors. On that area the watersheds are sharp and plains are absent.

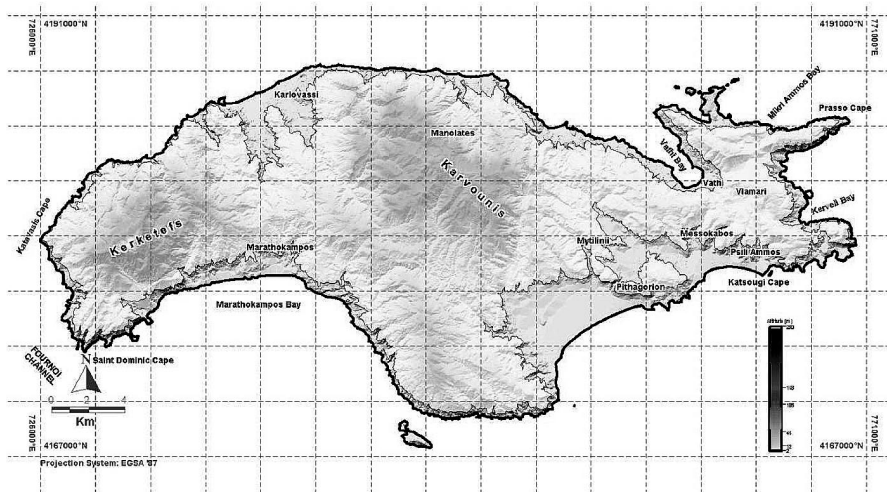


Figure 3. Relief map of the study area.
3. ábra A vizsgált terület domborzati térképe

The second geomorphological unit is located on the central-western, central-eastern part of the island, where the two major lacustrine basins are located, as well as a small basin located about 5 km southeast of the city of Samos. It is characterised by gentle relief, low slopes and drainage networks with long sectors. The plains of the island are found in this unit and specifically mainly near the coastline.

Finally, the third unit is located on the eastern part of the island. It is characterised by medium slopes and medium relief. Steep slopes are also noticed, probably the result of tectonism. The drainage network acquires numerous sectors and the watersheds are gentle. In the third geomorphological unit, a site protected by Natura 2000 is found. The wetland of Alyki is located in the eastern part of the island, close to the coast of Asia Minor and has a wider ecological significance, as it is a rare ecosystem for the Aegean islands (Figure 4.).



Figure 4. The wetland of Alyki (nature conservation area for bird nesting and feeding) is on the eastern part of the island

4. ábra Az Alyki sós, mocsaras területe (természetvédelmi terület a madarak fészkelése és táplálkozása érdekében) a sziget keleti szélén

In the first and third geomorphologic units, intensive karstification takes place, leading to the development of numerous caves with impressive stalactites and stalagmites.

Materials and methods

Topographic maps, the geological map and the hydrographical chart were digitised and imported into a GIS environment (MapInfo Professional, v. 8.5). The altitudinal data were processed using a data aggregation algorithm and a “triangulation with smoothing” algorithm to construct a digital elevation model (DEM) of the coastal area.

Morphological data were mapped through photo-interpretation. These data were confirmed, corrected and enhanced through extensive fieldwork that took place in 2003,

2005, 2007 and 2008. All the collected data were imported into a GIS, where their quantitative, qualitative analysis and the development of various thematic maps took place.

Data collection concerning the coastal geomorphology was completed through extensive fieldwork with the combined use of GPS and GIS. During field work all sites of coastal erosion were mapped and they have been attended since 2003.

Concerning the coastline of the area, aerial photos were corrected, georeferenced and finally imported to the GIS in order to give the corresponding coastline per time interval. For each year different GIS layers were developed in order to depict the coastal zone changes, by combining these different layers. The change in the landforms is also shown on the information layers, while the layer which corresponds to the data from the satellite image shows their current extent.

Average and maximum possible wave conditions (height, period, energy flux) that approach the shore zone of the selected studied areas have been calculated on the basis of predicted values of offshore significant wave height and period using CERC (1984) relevant equations and wind data taken from the Wind & Wave Atlas, of the North-eastern Mediterranean Sea (ATHANASSOULIS and SKARSOULIS 1992).

Results and discussion

Coastal morphology

Coastal morphological slopes analysis showed that coastal slopes are mainly gentle (Figure 5., Figure 7.), since a large part of the coastal zone comprises of Quaternary sediments. Coastal cliffs are recorded mainly at the north coasts, where the high cliffs and steep slopes of the inland continue offshore. At the northern part of the island, the sea floor drops off rapidly, whereas to the south, the seafloor is relative shallow. Very low slope values up to 20% are recorded mainly near the coastline, where the islands torrents discharge developing coastal plains.

The biggest part of the northern coastline consists of rocky and craggy coasts with the beach zones to be limited and in the form of a 'pocket' type of beach, while the sandy beaches are limited. On the contrary, the southern part of the island is characterized mainly by wide and long beach zones constituted by cobbles and pebbles. The coastal area mainly consists of limestones and marbles (42.47%) and Quaternary sediments (26.5%). The rest consists of schists and eruptive rocks (15.57%), marly limestones (13,16%), marles (2%), and finally volcanic rocks (0.02%), (Figure 8.).

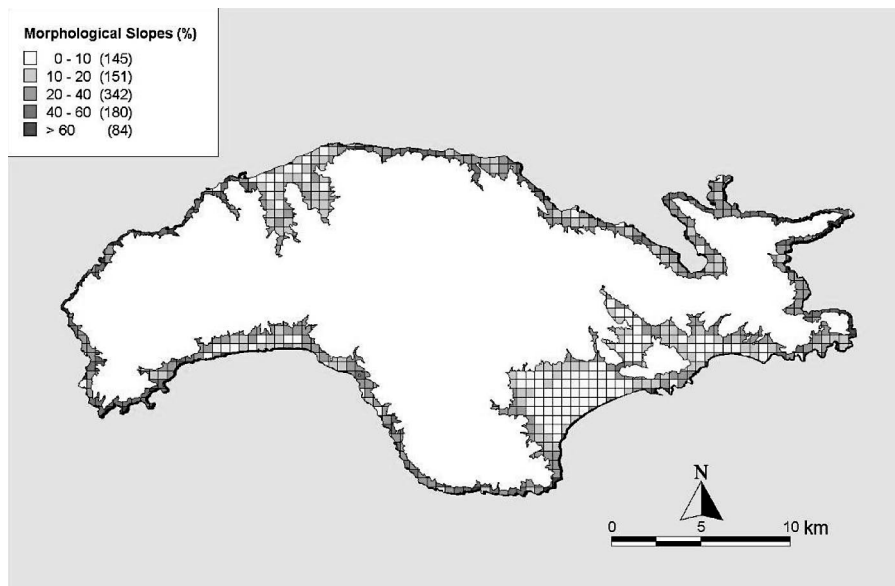


Figure 5. The morphological slopes of Samos coastal zone
5. ábra Morfológiai lejtők Samos-sziget parti zónájában

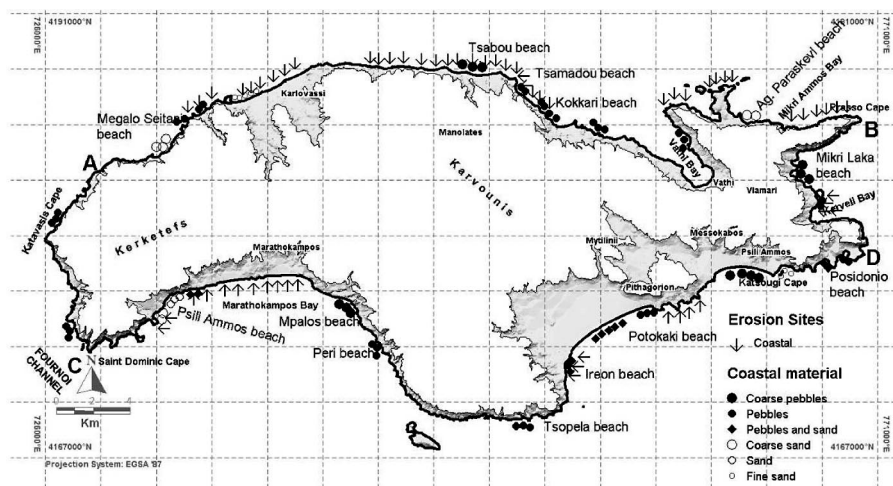


Figure 6. Coastal geomorphological map (arrows show the areas of intense coastal erosion)
6. ábra A part geomorfológiai térképe (a nyilak az intenzív erózió helyét jelzik)

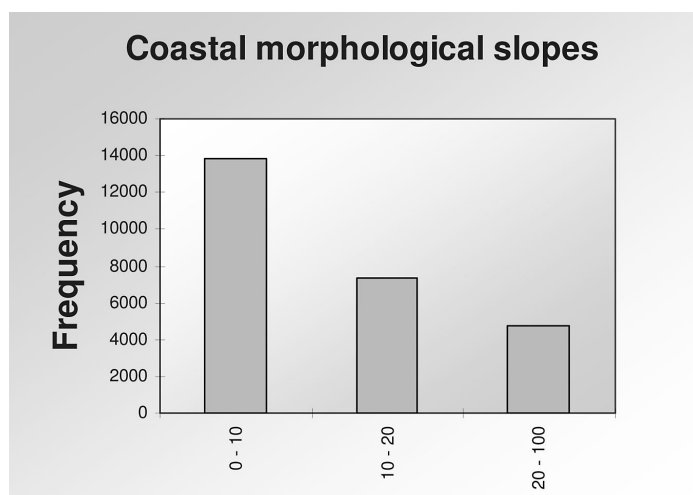


Figure 7. Coastal morphological slopes analyses
7. ábra A tengerparti morfológiai lejtők elemzése

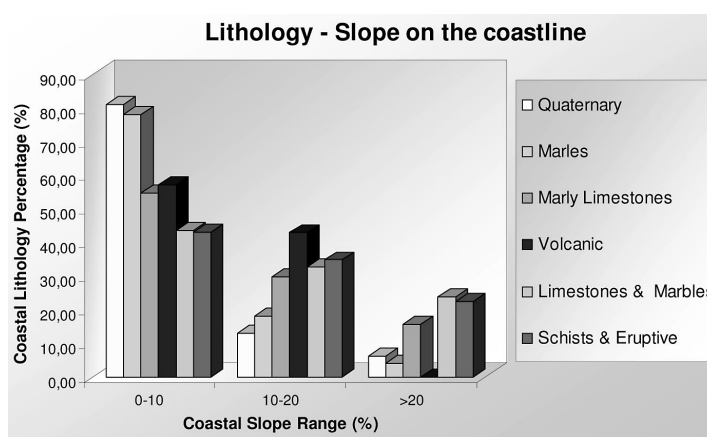


Figure 8. The coastal lithology in relation with the coastal morphologic slopes
8. ábra A tengerpart geológiájának és morfológiai lejtőinek kapcsolata

In the first geomorphological unit the beaches are formed in front of cliffs or in front of torrents' mouths as this unit is characterised by steep slopes (Figure 6.). Specifically, nine cases were mapped in this unit, with the beach zones to be limited and in the form of a 'pocket' type of beach and four cases of beaches which were formed on the torrent's mouth. The beaches in this unit are consisted by sand up to coarse pebbles, but most of the cases are comprised of pebbles. Psili Ammos and Limnionas beaches, which are formed on the torrents' mouths, on the SW part of the island, are comprised by sand and

coarse sand respectively. In reverse, Potami and Tsabou beaches which are formed on the torrents' mouths, on the NW and north-central part of the island, are comprised by pebbles and coarse pebbles respectively and experience intense coastal erosion.

In the second geomorphological unit, where the two major lacustrine basins are located, the beaches are mainly formed on coastal plains and are wide and the coastal material is finer, constituted by fine sand, pebbles or mixed coastal material (Figure 8.).

Finally, in the third geomorphological unit, beaches with a variety on coastal material were mapped, while most of the beaches are constituted of pebbles (Figure 8.). Coastal erosion is less intense on these cases.

Wave conditions

The wave characteristics have been calculated for the four locations (A, B, C & D) shown on Figure 8. Wind induced waves are more frequent from the north directions with annual frequencies higher than 55%, when the occurrence of south waves is <35% (Table 1). Furthermore, the highest waves (>6m) approach from the NW and SW directions due to extended wave fetches. The most frequent waves, for the four locations under investigation, are those related to wind speeds of 13.5 knots, having heights <1m and periods <4.5 sec, respectively; an exception to this are the NW incoming waves which present higher values.

Table 1. Mean annual frequency (f, %) of occurrence of offshore waves with calculated period (T, sec) and significant height (Hs, %) for the four coastal locations shown on Figure 6, on the basis of wind data (U wind speed in knots) and their relevant fetch distances (given in parenthesis for each wind direction)
 1. táblázat A tengerparti hullámok évi átlagos frekvenciája (f, %) a számított időtartammal (T, sec) és a szignifikáns magassággal (Hs, %) a széladatok (U, szélesebbesség csomóban) és a meghatározó érkezési távolságuk (zárójelben feltüntetve minden szélirány mellett) alapján, a négy helyszínrre, amelyet a 6. ábra mutat

A (NW point)									
U	N (37.5 km)			NE (30 km)			NW (75 km)		
	f	Tp	Hs	f	Tp	Hs	f	Tp	Hs
2	0.57	0.80	0.02	0.34	0.80	0.02	0.77	0.80	0.02
5	2.06	2.47	0.22	0.76	2.68	0.26	2.82	2.47	0.19
8.5	3.65	3.58	0.56	0.97	3.33	0.51	5.24	4.50	0.80
13.5	5.77	4.32	1.00	1.09	4.01	0.89	8.30	5.43	1.41
19	5.04	4.96	1.52	0.64	4.61	1.36	5.54	6.24	2.15
24.5	3.52	5.50	2.08	0.26	5.11	1.86	2.50	6.92	2.94
30.5	1.58	6.02	2.72	0.19	5.59	2.43	0.85	7.56	3.85
37	0.64	6.51	3.45	0.04	6.04	3.08	0.25	8.18	4.88
44	0.08	6.98	4.27	0.00	6.48	3.82	0.06	8.77	6.04
S/Av	22.19	4.74	1.32	15.84	3.95	0.85	26.33	5.62	1.57

Contd. Table 1.
Az 1. táblázat folytatása

<i>B (NE point)</i>												
<i>U</i>	<i>N (30 km)</i>			<i>NE (30 km)</i>			<i>E (22.5 km)</i>			<i>NW (213.75 km)</i>		
	<i>f</i>	<i>Tp</i>	<i>Hs</i>	<i>f</i>	<i>Tp</i>	<i>Hs</i>	<i>f</i>	<i>Tp</i>	<i>Hs</i>	<i>f</i>	<i>Tp</i>	<i>Hs</i>
2	0.57	0.80	0.02	0.34	0.80	0.02	0.39	0.80	0.02	0.77	0.80	0.02
5	2.06	2.68	0.26	0.76	2.68	0.26	0.68	2.44	0.23	2.82	2.47	0.19
8.5	3.65	3.33	0.51	0.97	3.33	0.51	0.95	3.03	0.44	5.24	4.74	0.69
13.5	5.77	4.01	0.89	1.09	4.01	0.89	1.00	3.65	0.77	8.30	7.67	2.38
19	5.04	4.61	1.36	0.64	4.61	1.36	0.43	4.19	1.18	5.54	8.82	3.63
24.5	3.52	5.11	1.86	0.26	5.11	1.86	0.20	4.65	1.61	2.50	9.77	4.96
30.5	1.58	5.59	2.43	0.19	5.59	2.43	0.07	5.08	2.11	0.85	10.68	6.49
37	0.64	6.04	3.08	0.04	6.04	3.08	0.01	5.50	2.67			
44	0.08	6.48	3.82	0.00	6.48	3.82	0.00	5.90	3.31			
<i>S/Av</i>	22.90	4.40	1.18	4.29	3.95	0.85	3.73	3.42	0.63	26.33	7.94	2.64
<i>C (SW point)</i>												
<i>U</i>	<i>S (266.25 km)</i>			<i>SW (105 km)</i>			<i>SE (30 km)</i>					
	<i>f</i>	<i>Tp</i>	<i>Hs</i>	<i>f</i>	<i>Tp</i>	<i>Hs</i>	<i>f</i>	<i>Tp</i>	<i>Hs</i>			
2	0.40	0.80	0.02	0.28	0.80	0.02	0.31	0.80	0.02			
5	1.19	2.47	0.22	1.13	2.47	0.19	1.14	2.68	0.26			
8.5	1.81	4.74	0.81	1.50	5.03	0.95	1.61	3.33	0.51			
13.5	1.86	8.25	2.66	1.64	6.07	1.67	1.43	4.01	0.89			
19	1.08	9.48	4.05	0.77	6.97	2.54	1.24	4.61	1.36			
24.5	0.90	10.51	5.53	0.46	7.73	3.48	0.66	5.11	1.86			
30.5	0.51	11.49	6.25	0.17	8.45	4.55	0.44	5.59	2.43			
37	0.00			0.09	9.14	5.77	0.10	6.04	3.08			
44	0.00						0.04	6.48	3.82			
<i>S/Av</i>	7.75	8.44	2.85	6.04	5.98	1.59		4.15	0.98			
<i>D (SE point)</i>												
<i>U</i>	<i>S (22.5 km)</i>			<i>SE (48.75 km)</i>			<i>SW (30 km)</i>			<i>W (7.5 km)</i>		
	<i>f</i>	<i>Tp</i>	<i>Hs</i>	<i>f</i>	<i>Tp</i>	<i>Hs</i>	<i>f</i>	<i>Tp</i>	<i>Hs</i>	<i>f</i>	<i>Tp</i>	<i>Hs</i>
2	0.40	0.80	0.02	0.31	0.80	0.02	0.28	0.80	0.02	0.60	0.80	0.02
5	1.19	2.44	0.23	1.14	2.47	0.19	1.13	2.68	0.26	2.69	1.70	0.13
8.5	1.81	3.03	0.44	1.61	3.91	0.64	1.50	3.33	0.51	4.12	2.11	0.25
13.5	1.86	3.65	0.77	1.43	4.71	1.14	1.64	4.01	0.89	4.47	2.54	0.45
19	1.08	4.19	1.18	1.24	5.41	1.73	0.77	4.61	1.36	2.12	2.92	0.68
24.5	0.90	4.65	1.61	0.66	6.00	2.37	0.46	5.11	1.86	1.04	3.24	0.93
30.5	0.36	5.08	2.11	0.44	6.56	3.10	0.17	5.59	2.43	0.27	3.54	1.22
37	0.13	5.50	2.67	0.10	7.09	3.93	0.07	6.04	3.08	0.12	3.83	1.54
44	0.02	5.90	3.31	0.04	7.61	4.87	0.02	6.48	3.82	0.02	4.10	1.91
<i>S/Av</i>	7.75	3.74	0.83	6.99	4.87	1.26	6.04	3.95	0.85	15.46	2.48	0.41

On Table 2 the totals of the mean annual energy flux (wave power) for the four locations (A, B, C & D) are listed and compared with respect to the lower estimated value (17.8 103 W/m) referred to the point C (SE part of the Samos Isl.). It is shown clearly that the north coast of the Samos Island (points A and B) experience much higher wave power (4.5–6 times higher than the southern coast). This is explained by the longer wave fetches and the persistence of the northerly blowing winds, which for the summer period (May to October) are known as Etesians.

Table 2. Mean annual energy flux (wave power. 103 W/m) of the incoming waves for the four coastal locations shown on Figure 6 and normalised totals with respect to the smallest value
2. táblázat A beérkező hullámok évi átlagos energiaáramlása (hullám erő (103 W/m)) a 6. ábrán bemutatott helyszíneken, és a normalizált összegek a legkisebb érték figyelembevételével

<i>NW point</i>					
<i>N</i>	<i>NE</i>	<i>NW</i>		<i>Total</i>	<i>Normalised</i>
23.6	22.8	56.3		82.2	4.6
<i>NE point</i>					
<i>N</i>	<i>NE</i>	<i>E</i>	<i>NW (1/2)</i>	<i>Total</i>	<i>Normalised</i>
21.9	22.8	9.5	98.0	10.1	5.7
<i>SW point</i>					
<i>S (1/3)</i>	<i>SW (1/2)</i>	<i>SE (1/2)</i>		<i>Total</i>	<i>Normalised</i>
26.1	82.8	25.9		36.7	2.2
<i>SE point</i>					
<i>S</i>	<i>SE</i>	<i>SW</i>	<i>W</i>	<i>Total</i>	<i>Normalised</i>
36.35	98.6	32.3	11.3	17.8	1

Coastal Erosion

Intense coastal erosion takes place on several coastal areas on Samos Island, on all lithological formations but basically on areas covered by limestones, marles and marly limestones. Coastal erosion takes place in all geomorphological units but it is more intense in the second one, as expected since it comprises with susceptible to erosion geologic formations (Figure 8.).

As far as, the first geomorphological unit is concern, coastal erosion is more intense on the central northern coast, which comprises with Quaternary sediments, and alternations of schists and carbonate rocks. Due to the alternations the geologic formations obtain more weakness surfaces, which make the formation prone to erosion processes.

Coastal erosion is more intense on the northern coasts, than on the southern one; this is due to the annual intensity and existence of the northerly winds blowing and the relatively shorter wave fetches, especially in the case of the eastern coast of the Samos Island. Furthermore, along the southern coast, coastal erosion has been partially initiated by anthropogenic interferences (Figure 9.); the later include reductions the transporting capacity of several torrents discharging along the coast and the various constructions along the coastline i.e. the coastal road.



Figure 9. Coastal erosion causes problems to the southern part of the island as well.

Characteristic example is the littoral road in front of the airport which suffers of intense erosion.

9. ábra A tengerparti erózió a sziget néhány déli partvidékén is problémákat okoz.

Erre jellemző példa a reptér melletti part menti út, amely károkat szenved az intenzív erózió miatt.

Coastal erosion causes many problems to the littoral villages and constructions. A good example of this is the area where the airport is located, on the southern coast of the island, at Pithagorion beach. Pithagorion beach has an NE-SW direction and is a typical example of coastal retreat destroying the littoral road (Figure 9.). The coastal zone from Karlovassi's port (Cavo Shoino) up to Fourniotiko torrent's discharge is characterised by intense coastal erosion. The coastal area consists of easily eroded material coming from Fourniotikos and Megalo Rema torrents. Karlovassi bay has a NE-SW direction and shape of an open hyperbola in alignment to the northern approaching waves, which further induce a westward alongshore sediment transport.

Erosion has also affected the littoral road driving from Kokkari to Karlovassi, which is reached by wave action. Several attempts have been made for the confrontation of erosion constructing vertically to the beach four cobble jetties, which are designed to disperse wave energy and diminish alongshore transport. The westward sediment transport without any significant recovery of the beach zone is demonstrated by difference in beach width on either side of the constructed groins: on their eastern side, deposition takes place, increasing the beach width, while on the western side erosion is more intense decreasing the beach width (Figure 10.).

Intense coastal erosion is taking place as well on coastal zone of Karlovassi bay; the area northern of the Megalo Rema torrent's discharges, where the town's old tannages were located. In this area, is noticeable the fact that nowadays the tannages are found nearly in the wave action zone (Figure 11.), while they were built at a distance beyond wave reach (Figure 12.); this shows that intense erosion has reduced drastically the width of the sub aerial part of the beach.

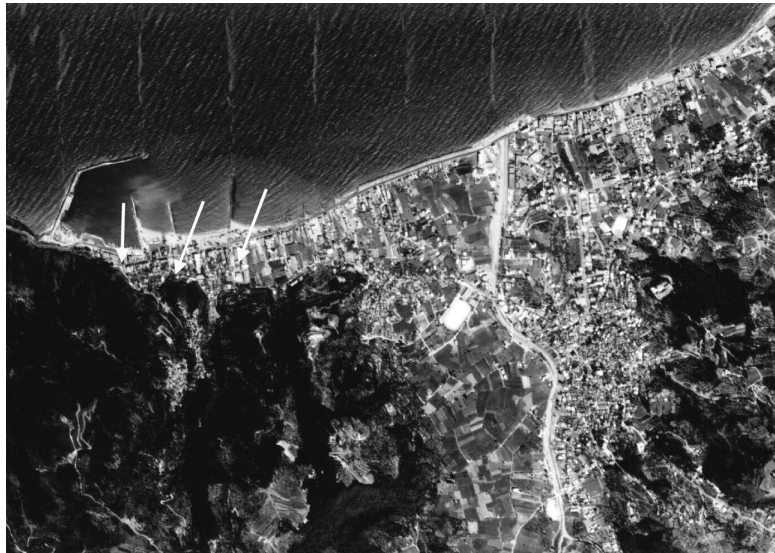


Figure 10. Different sediments on both sides of the jetties. On the eastern part, deposition of sand and gravels is noticed (arrows), whereas on the western part erosion and beach's length decrease is apparent
10. ábra Különböző hordalékok a mólók mindkét oldalán. A keleti részen homok és kavics lerakódásokat láthatunk (nyilak jelzik), míg a nyugati részen az erózió és a partszakaszok pusztulása látható



Figure 11. Erosion of the coastal zone at the old tannages of Karlovassi area, Samos Island
11. ábra A tengerpart eróziójának látható nyomai a régi bőrgyárnál, Karlovassi terület, Samos-sziget



*Figure 12. An example of intense coastal erosion at St. Konstantinos area
12. ábra Példa intenzív parti erózióra St. Konstantinos-nál*

The only area where sediment is accumulated is the mouth area of the Megalo Rema torrent, indicating that more sediment is provided by the torrent than that the amount removed by wave processes. Apart from this location, the rest of the coastal area of Karlovassi Bay undergoes substantial erosional problems with the cornice being under immediate danger to be destroyed, while the continuous shortening of beach width threatens touristic development of the area. Therefore, engineering works which will protect the coastal zone are necessary in conjunction with a better understanding of coastal environmental natural conditions.

Conclusions

The coastal area mainly consists of limestones, marly limestones and marbles (57.91%), quaternary sediments (26.5%) and schists and eruptive rocks (15.59%). On limestones, marly limestones and marbles a large number of beaches are formed constituted mainly of pebbles or coarse sand. On quaternary sediments a wide range of the coastal lithological sediment were observed varying from coarse pebbles to fine sand. The number of beaches found on schists and eruptive rocks was limited and the coastal material was constituted by pebbles or mixed sediment (pebbles and sand).

On the northern coasts the steep slopes of the inland continue offshore forming coastal cliffs. The biggest part of the northern coastline consists of rocky and craggy coasts with the beach zones to be limited and in the form of a 'pocket' type of beach, while the sandy beaches are very few. On the contrary, the southern part of the island is characterized

mainly by wide and long beach zones constituted by cobbles, pebbles and sand. For example, Potami and Tsabou beaches, found on the north-central part of the island, are comprised by pebbles and coarse pebbles respectively and experience intense coastal erosion. In reverse, Psili Ammos and Limnionas beaches found on the SW part of the island, are comprised by sand and coarse sand respectively.

The wave characteristics calculations showed that the waves, which are induced by wind, are more common from the north directions. The north annual frequencies of the waves were estimated higher at about 20%, than the ones observed on the southern parts. In addition, the highest waves approach from the NW and SW directions due to extended wave fetches. Moreover, the mean annual energy flux (wave power) calculations showed that the northern coasts of the Samos Island accept much higher wave power, up to 4.5-6 times higher than the one on the southern coasts.

Finally, the northern coasts of the island are characterised by the annual intensity and existence of the northerly winds blowing and the relatively shorter wave fetches, along with the alternations the geologic formations, which obtain more weakness surfaces, making the formation prone to erosion processes.

On the contrary, on the southern coasts, the beaches are mainly formed on coastal plains and are wide constituted by fine sand, pebbles or mixed coastal material. Moreover, the mean annual energy flux (wave power) calculations showed that the lower estimated value referred to the SE part of the Samos Island. Additionally, along the southern coast, coastal erosion has been partially initiated by anthropogenic interferences, which result to reductions to the transporting capacity of several torrents discharging along the coast.

Thereby, coastal erosion is more intense on the northern coasts, than on the southern one, while on the southern coasts; coastal erosion is mainly due to anthropogenic interferences. Intense erosion phenomena that experiences the Island of Samos and especially the northern coast is a combination of the lithological characteristics with the waves action processes.

Acknowledgments

The project is co-funded by the European Social Fund and National Resources – (EPEAEK II) PYTHAGORAS, and we would like them for this financial support.

References

- AHNERT, F. 1998: Introduction to Geomorphology. Arnold, London.
- ATHANASOULIS, G.A., SKARSOULIS, E.K. 1992: Wind and Wave Atlas of north-east Mediterranean Sea, Laboratory of Nautical and Marine Hydrodynamics, NTUA, Athens.
- BAKOS, K., BARCZI, A., VONA, M., EVELPIDOU, N., CENTERI, C. 2008: Potential effects of land use change around the Inner Lake in Tihany, Hungary – examination of geology, pedology and plant cover/land use interrelations. *Cereal Research Communications, Supplement*, 36: 143–146.
- BIRD, F. C. E. 1984: Coasts, an introduction to coastal Geomorphology. Basil Blackwell Inc, New York.
- CENTERI, CS., HERCZEG, E., VONA, M., BALÁZS, K., PENKSZA, K. 2008: The effects of land use change on plant-soil-erosion relations, Nyereg Hill, Hungary. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* (in press)
- CERC, (COASTAL ENGINEERING RESEARCH CENTRE) 1984: Coastal Engineering Manual. US Army Corps of Engineers, Washington DC 21314.
- DEMÉNY, K., CENTERI, C. 2008: Habitat loss, soil and vegetation degradation by land use change in the Gödöllő Hillside, Hungary. *Cereal Research Communications, Supplement*, 36: 1739–1742.

- DERMITZAKIS, M., PAPANIKOLAOU, D. 1981: Palaiogeography and geodynamics of the Aegean Region during the Neogene. *Anall. Geol. des Pays Hellen. 7th Intern. Congr. On Medit. Neogene*1: 245–288.
- EVELPIDOU, N. (2006): Using Fuzzy logic to map soil erosion. A case study from the island of Paros. *Tájökológiai Lapok (Hungarian Journal of Landscape Ecology)*, (4)1: 103–113
- PAPANIKOLAOU, D. 1979: Unites tectoniques and phases de deformation dans l ile de Samos, Mer Egee, Grece. *Bull. Soc. De France* 21: 745–752.
- POTTYONDY, Á., CENTERI, Cs., BODNÁR, Á., BALOGH, Á., PENKSZA, K. 2007: Comparison of erosion, soil and vegetation relation of extensive Pannonian meadows under Mediterranean and Sub-Mediterranean effects. *Cereal Research Communications* 35 (2 PART II): 949–952.
- POULOS, S.E. 1998: Coastal Zone: natural environment, socio-economic activities and human impact *Geotechnical Scientific Issues*, 9 (3): 104–109 (in Greek).
- THEODOROPoulos, D. 1979: Geological map of Greece 1:50,000, sheet Neon Karlovassi. IGME publication, Athens.

TINGERPARTI ERÓZIÓ HATÁSÁNAK VIZSGÁLATA SAMOS-SZIGETEN,
AZ ÉGEI-TENGER KELETI SZÉLÉN

N. EVELPIDOU, A. VASSILOPOULOS, D. LEONIDOPOULOU, S. POULOS

National and Kapodistrian University of Athens, Faculty of Geology and Geoenvironment, Department of
Geography and Climatology
Panepistimioupoli, Zographou 157 84, Athens, Görögország, e-mail: evelpidou@geol.uoa.gr

Kulcsszavak: tengerparti erózió, Samos-sziget, hullámtevékenység

A tengerparti zónában fellépő geomorfológiai folyamatokat többféle környezeti hatás befolyásolja, mint pl. a kőzet, az éghajlat, az élővilág és a tenger. A tanulmány az Égei-tenger keleti részén fekvő Samos-szigeten vizsgálja az erózió hatását a parti zónában, mind a sík (homokos és kavicsos), mind pedig a meredek, sziklás részeken. A sziget északi partvonalán sziklaszirtek jellemzőek, a sík tengerparti zóna nagyon korlátozott méretű, zsebszerűen alakult ki, míg a déli oldalon széles és hosszú sík parti zóna található kisebb vagy nagyobb kövekkel. Intenzív parti erózió elsősorban a sziget északi, elsősorban az észak-nyugati sziklás részén figyelhető meg. Néhány parti területen a nagymértékű erózió problémákat okoz az utak beomlásásával, de sérülnek a parton élők telkei is. Az északi és a déli oldal közötti intenzitásbeli különbség a beérkező hullámok energiájának különbségének köszönhető, melyet az erős és gyakori északi szelek okoznak. Ezen kívül megfigyeléseink alapján a leggyorsabb part hátravágódás a márgával, a márgás mészkővel és a mészkővel jellemezhető partszakaszokon a legerősebb.

TÁJÖKOLÓGIAI VIZSGÁLATOK A DÉL-MEZŐFÖLDI TÁJVÉDELMI KÖRZETBEN AZ ORTHOPTERA ROVAROK NYOMÁN

PÁPAI János, KRAUSZ Krisztina

Garay János Gimnázium
Szekszárd, Szent István tér 7–9.
e-mail: papaij@freemail.hu

Kulcszavak: élőhelyfoltok, Orthoptera együttesek, tájökológiai paraméterek

Összefoglalás: A Dél-Mezőföldi Tájvédelmi Körzetben a szántóföldekkel körülvett, változatos felszínű, mozaikos homoki és löszgyepek, mocsár és láprétek különböző méretű foltjai jó lehetőséget nyújtanak tájökológiai vizsgálatok elemzésére egy rovarcsoport, az Orthoptera rovaregyüttesek szempontjából. A 11 különböző méretű és vegetációjú élőhely 17 foltjában végzett vizsgálatok rámutattak az élőhelyeket jellemző tulajdonságok mellett a tájökológiai paraméterek szerepére. Az Orthoptera együttesek összetételében nagy szerepe volt a foltok eltérő degradáltságának, kisebb jelentősége a vegetáció összborításának, homogenitásának, az átlagos növény-magasságnak. A tájökológiai paraméterek közül a foltok körüli mátrix Orthoptera rovarok számára lehetséges átjárhatóságának volt legnagyobb szerepe. Kisebb mértékben befolyásolhat a legközelebbi potenciális kolonizációs forrás távolsága, a lehetséges folyosó megléte, a foltok mérete és egymástól mért távolsága is. A kisebb, elzártabb löszgyepfoltokban nagyobb volt a jó migrációs képességű fajok aránya, melyek könnyebben kolonizálhatnak.

Bevezetés

A természetes és természetközeli élőhelyek, fokozódó emberi beavatkozás miatti, egyre gyorsuló feldarabolódása és a fragmentumok elszigetelődése ma már a természetvédelmi biológia és a természetvédelem egyik legfontosabb problémája, hiszen az elszigetelődés gyakran az eredeti életközösségek fajkészletének megváltozásával, egyes fajok eltűnésével, az elemi kölcsönhatások átalakulásával jár együtt.

A természetvédelmi területek tervezésekor az ilyen élőhelyeken figyelembe kell venni a ún. SLOSS dilemma tanulságait, a megnövekedett szegélyhatás következményeit, a „fajraktárként” (pool) szolgálható nagyobb természetes élőhelyek megszűnését, az egyes izolátumokat összekötő folyosók előnyeit és hátrányait.

A konkrét védelmi tevékenység megszervezéséhez ismernünk kell azokat a kutatási eredményeket, melyek az izolált helyzetű életközösségekre, azok összetételére, fajgazdagságára, sérülékenységére vonatkoznak. Egyes tanulmányok az elszigetelt élőhely nagyságának hatását tanulmányozzák (GALLÉ et al. 1991, DAVIES és MARGULES 1998), mások az elszigeteltség mértékének befolyását az ott élő rovarközösségek összetételére (KRAUSZ et al. 2000). Az elszigetelt élőhelyek közötti összekötő sáv jelentőségéről sok eltérő vélemény látott napvilágot (SIMBERLOFF et al. 1992). Nehéz a folyosók összekötő szerepét a kísérlettervezés szabályainak megfelelő objektív vizsgálatokkal tesztelni (BEIER és NOSS 1998). Ugyanazt a folyosót tanulmányozva jelentős különbségek mutathatók ki a konnektivitás tekintetében különböző rovarcsoportokat vizsgálva (GALLÉ et al. 1995, VERMEULEN és VEENBAS 1991). A természetes és mesterségesen létrehozott összekötő folyosók elnevezésében egyes szerzők éles különbséget tesznek (GYULAI 1996).

A fenti problémákat tovább bonyolítja a vizsgálat megfelelő léptékének megválasztása. Ha a fragmentált élőhelyeket táj léptékben vizsgáljuk, már jellegzetes foltmintázat alakul ki, melyek leírásával a fajok elterjedésére és az életközösség folyamataira gyakorolt hatásaival a tájökológia foglalkozik (HANSSON et al. 1995, FORMAN 1995). Ebben a megközelítésben a tájat olyan területegységként határozhatjuk meg, amelyen belül az egymással kapcsolatban lévő foltfeleségek egyedi módon ismétlődő mintázat szerint vannak elrendezve (FORMAN és GORDON 1981). A tájat felépítő szerkezeti elemek a foltok, a mátrix (a leggyakoribb foltfeleség) és az összekötő lineáris folyosók. Egy táj jellemzéséhez fontos ezek aránya, a mintázat szemcsézettsége és a foltok közötti transzportfolyamatok iránya, intenzitása és időbeli változása is (STANDOVÁR és PRIMACK 2001). Míg a fragmentált élőhelyek populációival foglalkozó metapopulációs modellek többsége a tájat homogén foltok és mátrixok mintázataként értelmezi, a tájökológiában lényegesek a foltokon és a mátrixokon belüli tulajdonságok és a közöttük meglévő kölcsönhatások is (WIENS et al. 1993). A tájökológiai ismeretek hozzájárulhatnak a populációk fennmaradásához szükséges védett (pl. a vizsgált folt) és nem védett területek (mint mátrixok) szerepének megértéséhez (STANDOVÁR és PRIMACK 2001).

Egy táj természetes vagy mesterséges növénytakarója vegetációtérképezéssel jól vizsgálható, az élőhelyek térképezése lehetővé teszi egy-egy táj komplex térképezését is. Az állatok azonban eltérő diszperziós képességük és biotópjukhoz való eltérő kötődésük miatt különböző mértékben alkalmasak az egyes élőhelyek monitorozó vizsgálatára. E táj-léptékű, élőlény egységekkel foglalkozó tudományterület (SZENTESI és TÖRÖK 1997) élőlény-specifikus: ugyanaz a tájmintázat egyes fajok számára biztosítja a funkcionális összeköttetést, míg mások számára nem (STANDOVÁR és PRIMACK 2001).

Így van ez az Orthoptera rovarok esetében is, mely csoportban mind taxonómiai, mind életmód, mind viselkedés területén igen különböző fajokat kezelünk együtt. Ma már elfogadott e rovarcsoport két külön rendbe (*Caelifera*, *Ensifera*) sorolása (RÁCZ 1999). Számos kutató kimutatta, hogy e rovarok szorosán kötődnek az egyes vegetációs foltokhoz, ezért alkalmasak különböző nyílt növénytársulások jellemzésére (RÁCZ 1993). Fajsza-muk megfelelően, de nem kezelhetetlenül nagy, a hazánk területét nagy számban borító fátlan területeinek biomassza tekintetében egyik jelentős képviselői, ezért fontos szerepük lehet a táplálkozási hálózatokban. Faj és egyedszám-összetételük változásával nyomon követhetők az élőhelyen bekövetkezett természetes (pl. szukcesszionális) vagy mesterséges (legeltetés, kaszálás) változásokat (BÁLDI és KISBENEDEK 1997). Egy habitatban jelenlevő fajegyüttes, ha a fajok kolonizációjára és szelektálódására megfelelő idő áll rendelkezésre, az adott habitattípusra jellemzővé válik (NAGY 1997). Továbbá e rovarok populációi is hatnak a növénytársulásokra, részben fogyasztásukkal, részben ürülékkel és a talajba kerülő cellulózbontó baktériumok által (JOARN és LAWLOR 1981, GYÖRFFY és SZÖNYI 1989). WHITE (1978) vizsgálatai során azt tapasztalta, hogy az Orthoptera rovarok hatása nem is annyira fogyasztásukban, hanem inkább jelenlétükben, rágásukban, növényekre gyakorolt nyomásukban mérhető, hasonlóan a század elejéről származó hazai sáskajárásokkal foglalkozó cikkek tapasztalataihoz (JABLONOWSKI 1926, KADOCSA 1952).

Több munkában felvetődik, hogy a fent felsorolt tényezők mellett figyelembe kell venni az Orthoptera fajok eltérő migrációs képességét is, mely módosíthatja a növényzethez való kötődés mértékét, különösen elszigetelt élőhelyen. Így fordulhat elő, hogy a térben egymáshoz közel eső, de növényzetükben eltérő élőhelyek Orthoptera együttesei

hasonlóak lesznek (KRAUSZ et al. 1995), és kimutatható egyfajta regionális elterjedésbeli különbség (KRAUSZ és PÁPAI 1999). Ez a viselkedésük magyarázhatja a sáskák kevésbé érzékeny élőhelyheteromorfiát indikáló képességét a Bugaci homokbuckás terület kis térléptékű foltjaiban (GALLÉ et al. 1987). Az egyes Orthoptera fajoknak tulajdonított jó migrációs képesség azonban nem zárja ki hogy zavartalan területen hosszabb ideig egy helyben maradjanak (PÁPAI és KRAUSZ 1998). A hazai szöcske és sáskafajokat szárnyhosszúságuk és mobilitási hajlamuk alapján NAGY (1992) négy csoportba sorolta, mely jó kiindulási lehetőséget biztosít az egyes populációk mozgásmintázatának vizsgálatánál.

Ilyen tájléptékű vizsgálatra kiválóan alkalmas a Dél-Mezőföldi Tájvédelmi Körzetben a szántóföldekkel körülvett, változatos felszínű, mozaikos homoki és löszgyepek, mocsár és láprétek különböző méretű foltjai. Vizsgálatainkban arra kerestük a választ, hogy az egyes foltok milyen kapcsolatban állnak egymással és az őket körülvevő mátrixszal egy rovarcsoport, az Orthoptera rovarok szempontjából nézve.

Konkrét kérdéseink a következők:

- 1. Milyen a vizsgált élőhelyfoltok Orthoptera együtteseinek összetétele?
- 2. Mennyire hasonlítanak vagy különböznek egymástól az egyes Orthoptera együttesek?
- 3. Milyen tájökológiai tényezőtől függ az egyes foltok hasonlósága?
- 4. Hogyan befolyásolja az Orthoptera együttesek szerkezetét a foltok közötti konnektivitás?
- 5. Mi a jelentősége a fajok eltérő migrációs képességének foltos élőhelyen?

Anyag és módszer

Vizsgálatainkat a Dél-Mezőföldi Tájvédelmi Körzet 11 különböző méretű és vegetációjú élőhelyének 17 foltjában végeztük. Az élőhelyeket feltüntetett térképen lévő számok az alábbi területeket jelentik:

- Szedresi tarka sáfrányos – Szedres – 59,2 ha – xerofil gyep – legeltetés
- 2. Tengelic pókbangós rét – Tengelic – 8 ha – jellegtelen mocsárrét – kaszálás
- 3. Paksi tarka sáfrányos – Paks – 40 ha – xerofill, magaskórós gyep – kaszálás
- 4. Paksi ürgemező – Paks – 352,5 ha – nyílt homoki gyep – intenzív legeltetés
- Szenesi legelő – Nagydorog – 87 ha – nyílt és zárt homoki gyep – legeltetés
- 5. a. nyílt homoki gyep
- 5. b. zárt homoki gyep
- 5. c. zárt homoki gyep
- Kistápei láprét – Bikács – 8 ha – láprét, láperdő (össz 47 ha) – időszakos kaszálás
- Németkér – Látóhegy – Németkér – 288 ha – homokpuszta – legeltetés
- 7. a. nyílt homoki gyep
- 7. b. zárt homoki gyep
- 7. c. mocsárrét
- Gyűrűsi löszvölgyek – Németkér – 500 ha – löszvölgy – legeltetés
- 8. a. Gyűrűsi völgyek DK-i vége
- 8. b. Gyűrűsi völgy ÉNy-i vége
- 9. Ürgévölgy - Németkér – 12,3 ha – degradált löszvölgy – időnkénti cserjeirtás
- 9. a. Ürgévölgy keleti oldala – 7,7 ha

- 9. b. Ürgevölgy nyugati oldala – 4,5 ha
- Oláh völgyi törpemandulás – Dunaföldvár – 40,5 ha – löszvölgy – kaszálás
- Hardi-völgy – Alsószentiván – 39,5 ha – löszvölgy – nincs beavatkozás

Az élőhelyfoltokon végzett vizsgálatokat fűhálózással és egyelő gyűjtéssel végeztük 2005–2006 júniusa és szeptembere között. Az egyedsűrűséget 100 fűhálósapásra standardizálva becsültük. Az élőhelyeket növénytársulásuk, vegetációstruktúrájuk; vegetáció összborítása, átlagos növénymagasság, degradáltsága, homogenitása alapján jellemeztük.

A vizsgált tájökológiai paraméterek:

- foltok mérete,
- legközelebbi gyep távolsága, amely kolonizációs forrásként feltételezhető (0,04–6,8 km),
- a foltokat körülvevő mátrix átjárhatósága az Orthoptera szemponyjából (ordinális skála: erdő, dinnyeföld, napraforgó),
- a lehetséges összekötő folyosó megléte (sáv jellegű élőhely az izolátum és a forrás között, amelyen feltételezhető az Orthoptera rovarok terjedése, van vagy nincs),
- foltok egymástól mért távolsága (D-É irányú rangsor).

Az eredmények értékelésénél az Orthoptera közösségek összehasonlítását területenként és az élőhelyfoltok szerinti elkülönülését a mintavételi adatokból PCA faktortérben, a változók közötti lineáris korrelációk segítségével jellemeztük. Az Orthoptera együttesek struktúráját befolyásoló tájökológiai paraméterek jelentőségét a főkomponens analízis után a faktortérben elhelyezkedő objektumok koordinátái és az élőhelyek egy-egy tulajdonsága közötti összefüggést Spearman-féle rangkorrelációval teszteltük. Az Orthoptera együttesek összetételét diverzitási indexekkel (Shannon-Wiener, Simpson index) is jellemeztük.

Az Orthoptera együttesek vizsgálatokor figyelembe vettük az egyes populációk eltérő migrációs képességét, melyeket NAGY (1991) munkája alapján a szárnyhosszúság és a helyváltoztatási képességük alapján 5 kategóriába osztottunk. 1. rövid szárnyú (szárnyatlan vagy szárnycsontokkal jelentkező) és korlátozottan mozgékony fajok; 2. rövid szárnyú és mozgékony fajok; 3. közepesen hosszú szárnyú és mozgékony fajok, 4. hosszú szárnyú és mozgékony fajok, 5. hosszú szárnyú és igen mozgékony fajok. Az egyes foltokban az öt migrációs kategóriába sorolt fajokat külön-külön 1-5-ig számmal jellemeztük és kiszámoltuk a foltok összmigrációs képességét. E mérőszámot szintén korreláltattuk a felvett élőhely- és tájökológiai paraméterekkel.

Eredmények

A vizsgált élőhelyfoltok Orthoptera együtteseinek összetétele

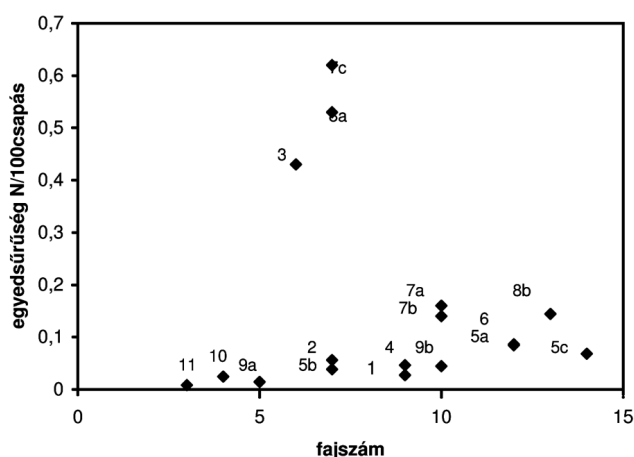
A 11 élőhely 17 foltjában összesen 41 fajt (4 *Ensifera*, 27 *Caelifera*) gyűjtöttünk (1. táblázat). Közülük 3 faj védett, 9 állatföldrajzilag értékes, melyek főképp mediterrán, pontomediterrán elterjedésűek (NAGY 1997).

1. táblázat Az Orthoptera fajok listája, jelölve az állatföldrajzilag értékes (+,++) és védett (v) fajokat, a fajok relatív gyakoriságát %-ban és migrációs képességét (1–5-ig a migrációs képesség növekszik, lásd Módszerek fejezetben)

Table 1. List of Orthoptera species, indicating protected ones (v) and those being biogeographically valuable (+, ++), relative abundance of species in % and migration ability (this is increasing from 1 to 5)

Fajlista	állatföldrajzilag ért (+, ++)	relatív gyakoriság	migrációs képesség
	védett (v) fajok		
Ensifera			
Tettigonidae			
<i>Poecillimon intermerdius</i>			
<i>Phaneroptera falcata</i> (Poda, 1761)		23,5	3
<i>Leptophyes albobittata</i> (Kollar, 1833)		17,6	1
<i>Conocephalus discolor</i> (Thunberg, 1815)		23,5	3
<i>Tettigonia viridissima</i> (Linne, 1758)		11,7	3
<i>Platycleis affinis</i> (Fieber, 1853)	++	5,9	3
<i>Platycleis grisea</i> (Fabricius, 1781)		5,9	3
<i>Tesselana vittata</i> (Charpentier, 1825)		5,9	2
<i>Bicolorana bicolor</i> (Philippi, 1830)		11,7	2
<i>Roeseliana roeseli</i> (Hagenbach, 1822)		5,9	2
<i>Pholidoptera aptera</i> (Fabricius, 1793)		5,9	2
<i>Pholidoptera fallax</i> (Fischer 1853)		5,9	2
<i>Ruspolia nitidula</i>			
Gryllidae			
<i>Oecanthus pellucens</i> (Scopoli, 1763)		11,7	3
Caelifera			
Acrididae			
<i>Tetrix tenuicornis</i> (Shalb., 1893)		5,9	1
<i>Acrida hungarica</i> (Herbst, 1786)	+, v	17,6	4
<i>Pezotettix giornae</i> (Rossi, 1794)	+	11,7	1
<i>Calliptamus barbarus</i> (Costa, 1836)	++, v	17,6	2
<i>Calliptamus italicus</i> (Linne, 1758)		5,9	3
<i>Oedipoda coerulescens</i> (Linne, 1758)		29,4	3
<i>Acrotylus insubricus</i> (Scopoli, 1786)	+	17,6	4
<i>Dociostaurus brevicollis</i> (Eversmann, 1848)	+	11,7	2
<i>Dociostaurus maroccanus</i> (Thunberg, 1815)	+	5,9	5
<i>Chrysochraon dispar</i> (Germ., 1834)		5,9	1
<i>Euthystira brachyptera</i> (Ocskay, 1826)		5,9	2
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i> (Charpentier, 1825)		52,9	2
<i>Stenobothrus crassipes</i> (Charpentier, 1825)	+	47	1
<i>Stenobothrus lineatus</i> (Panz., 1796)		23,5	4
<i>Stenobothrus stigmaticus</i> (Ramb., 1839)		11,7	3
<i>Myrmeleotettix maculatus</i> (Thunberg, 1815)		23,5	3
<i>Myrmeleotettix antennatus</i> (Fieber, 1853)	++	23,5	3
<i>Chorthippus brunneus</i> (Thunberg, 1815)		47	3
<i>Chorthippus mollis</i> (Charpentier, 1825)		76,5	3
<i>Chorthippus biguttulus</i> (Linne, 1758)		5,9	3
<i>Chorthippus dichrous</i> (Eversmann, 1859)		64,7	3
<i>Chorthippus dorsatus</i> (Zetterstedt, 1821)		41,2	3
<i>Chorthippus parallelus</i> (Zetterstedt, 1821)		35,3	1
<i>Chorthippus albomarginatus</i> (DeGeer, 1773)		23,5	3
<i>Chorthippus montanus</i> (Charpentier, 1825)		11,7	3
<i>Euchorthippus declivus</i> (Brisout, 1849)		58,8	2
<i>Euchorthippus pulvinatus</i> (F.W., 1846)	+	41,2	4

Legkisebb fajszámot és egyedszámot a kis méretű, erősen beerdősült löszvölgyekben (Hardi völgy, Oláh völgyi törpemandulás, Leányvári völgy) tapasztaltunk (1. ábra).



1. ábra Az Orthoptera együttesek fajszám-egyedsűrűség megoszlása a vizsgált élőhelyfoltokban.

(A számok az élőhelyek szövegben leírt sorrendjét jelentik.)

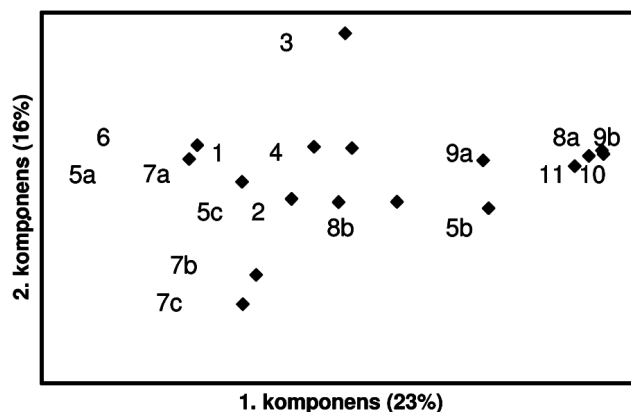
Figure 1. Distribution of species number and specimen density of Orthoptera communities in the observed habitat patches (numbers refer to order of habitats in the text)

Legtöbb fajt a Szenesi legelő és a Németkér-Látóhegy buckákkal tagolt mozaikos homokpusztáján gyűjtöttünk. Kiemelhető a Gyűrűsi löszvölgy és a Kistápei-láprét fajgazdag Orthoptera közössége, bár a jellegzetes lápi fajok pl. *Chrysochraon dispar* visszaszorulóban vannak az erdőekben gyakoriakkal *Euthystira brachyptera*, *Pholidoptera aptera* fajokkal szemben, mely mutatja a beerdősülés veszélyét. Kis fajszám, de nagy egyedsűrűség jellemezte a Paksi tarkasáfrányos erősen degradált élőhelyét. Ugyancsak nagy egyedsűrűséget tapasztaltunk a Gyűrűsi völgy gazdag vegetációjú, természetközeli löszvölgyeiben és a Németkér-Látóhegyi homokpuszta nedvesebb foltjaiban is. Jellemző a területek Orthoptera együtteseire néhány általánosan elterjedt faj nagy dominanciája (*Euchorhippus declivus*, *Chorhippus dichrous*, *Glyptobothrus mollis* és *G. brunneus*), de jelen vannak az egyes élőhelyeket jól elkülönítő jellegzetes konstans fajok is. A lápréten a *Chrysochraon dispar*, a nyílt homokpusztákon az *Oedipoda coerulea*, *Acrotylus insubricus*, *Myrmeleotettix maculatus*, *M. antennatus* fajok, a zárt homokpusztákon az *Euchorhippus pulvinatus*, löszgyepeken és homokpusztákon a *Stenobothrus crassipes* fajok.

Az Orthoptera együttesek összehasonlítása

Az Orthoptera együttesek PCA faktortérben összehasonlított ordinációs mintázata nem mutat nagyobb csoportosulásokat, egyedül a kis méretű löszgyepfoltok együtteseinek mutatnak hasonlóságot (2. ábra).

Ebben nagy szerepe volt az élőhelyek degradáltságának, ami az x tengely mentén egy faj és egyedszám-csökkenéssel, az y tengely mentén egy fajszám-csökkenés, de egyedszám-növekedéssel járt együtt. A Shannon-Wiener és Simpson diverzitási indexek Orthoptera populációira kiszámolt értékei is negatív összefüggést mutatnak a degradáció növekedésével.



2. ábra Az Orthoptera együttesek PCA faktortérben összehasonlított ordinációs mintázata (1.–2. komponens)
 Figure 2. Ordination markings of Orthoptera communities compared in PCA factor space (1–2 components)

A 2.–3. komponensek ábrázolása ordinációs térben nagyobb csoportosulásokat mutat, a nyíltabb és zártabb élőhelyek elkülönülnek, mely a 3.–4. (13,5%) komponens mentén ismét gradienst alkot. Mindkét komponens koordinátái a növényborítottsággal mutatnak korrelációt. Az élőhelyek vegetációját jellemző többi vizsgált tényező is mutat szignifikáns összefüggést az Orthoptera együttesek jellemzésére szolgáló valamelyik mutatóval (2. táblázat). A táblázatból kiemelhető a vegetáció homogenitásának növekedése és az Orthoptera közösségek egyenletességének növekedése közötti korreláció.

2. táblázat Spearmann féle rangkorrelációk az Orthoptera együtteseket jellemző mutatók és az élőhelyfoltok tulajdonságai között

Table 2. Grade correlations according to Spearmann between indexes of Orthoptera communities and characteristics of the habitat patches

	növény társulások	vegetáció magasság	vegetáció borítottság	degradált- ság	vegetáció homogenitás
fajszám	n.s.	n.s.	n.s.	t=0,018 -	n.s.
egyedsűrűség	n.s.	n.s.	n.s.	t=0,019 -	n.s.
H(Shannon-Wiener)	t=0,09	n.s.	n.s.	t=0,02 -	n.s.
D (Simpson)	n.s.	n.s.	n.s.	t=0,049 -	n.s.
E(Egyenletesség)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	t=0,056 +
komponens 1.	n.s.	t=0,0188	n.s.	t=0,0196	n.s.
komponens 2.	n.s.	n.s.	n.s.	t=0,0358	n.s.
komponens 3.	t=0,0012	t=0,017	t=0,0074	n.s.	n.s.
komponens 4.	n.s.	n.s.	t=0,0209	n.s.	n.s.

A tájökológiai paraméterek szerepe

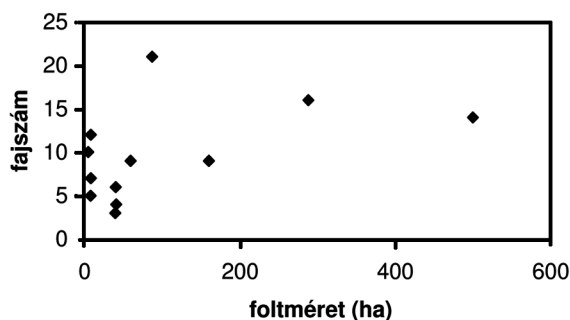
Egy foltos táj Orthoptera együtteseinek szerveződésére ható tényezők közül nem hagyható figyelmen kívül az egyes foltok és a foltok közötti mátrix tulajdonságai és konnektivitásuk sem. Az általunk vizsgált tájökológiai paraméterek közül kiemelkedő szerepe volt a foltok közötti mátrix átjárhatóságának az egyenesszárnyú rovarok számára (3. táblázat).

3. táblázat Spearmann-féle rangkorrelációk az Orthoptera együtteseket jellemző mutatók és a tájökológiai paraméterek között

Table 3. Grade correlations according to Spearmann between indexes of Orthoptera communities and landscape ecological parameters

	legközelebbi foltávolság/km	mátrix átjárhatóság	folyosó	foltméret (ha)	egymástól mért távolság
fajszám	n.s.	t=0,0464 -	n.s.	t=0,15 +	n.s.
egyedsűrűség	t=0,108 +	n.s.	n.s.	t=0,14 +	n.s.
H(Shannon-Wiener)	n.s.	t=0,069 -	n.s.	n.s.	n.s.
D (Simpson)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
E(Egyenletesség)	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
komponens 1.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
komponens 2.	n.s.	n.s.	n.s.	t=0,013	n.s.
komponens 3.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
komponens 4.	n.s.	t=0,0062	t=0,0097	n.s.	t=0,0098
migrációsösszeg	n.s.	t=0,0429 -	n.s.	t=0,11 +	n.s.

Legkönnyebben az erdőt, legkevésbé a napraforgótábla átjárhatóságát feltételezve kimutatható volt ennek szerepe. A legközelebbi potenciális kolonizációs forrás szerepe az egyedsűrűség változásával függött össze, a foltok közötti távolság is kis mértékben befolyásoló tényezőnek tűnt. A nagysághatás – a fajszám-területméret összefüggés – enyhén kimutatható (3. ábra). A folyosó szerepe csak kis mértékben bizonyítható. Az eredmények alapján feltételezhető, hogy a foltok közötti konnektivitásban inkább a mátrix átjárhatósága a döntőbb.



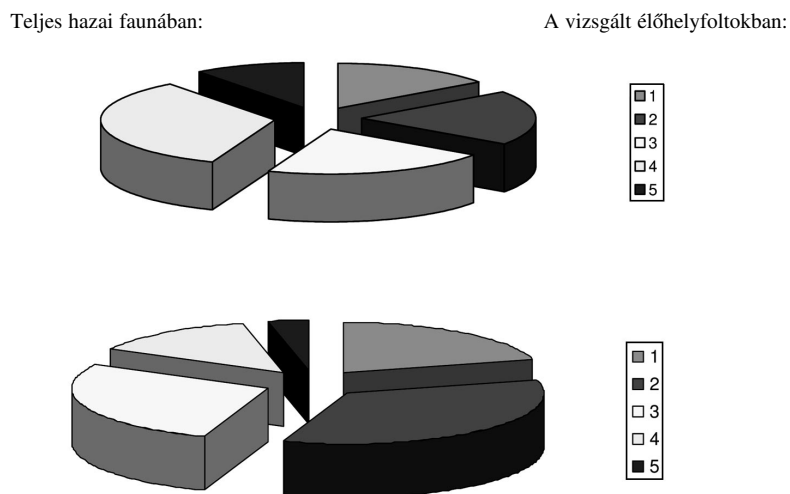
3. ábra Fajszám-terület összefüggés
($r_s = 0,443$ $t = 0,149$)

Figure 3. Correspondence between species number and area

Az eltérő diszperziós képesség jelentősége

A hazai Orthoptera fajok migrációs, diszperziós képességének eloszlása eltér a vizsgált foltokétól (4. ábra), a gyengébb migrációs képességű fajok többen, a jó migrációs képességűek kevesebben vannak jelen, mint a teljes hazai állományban.

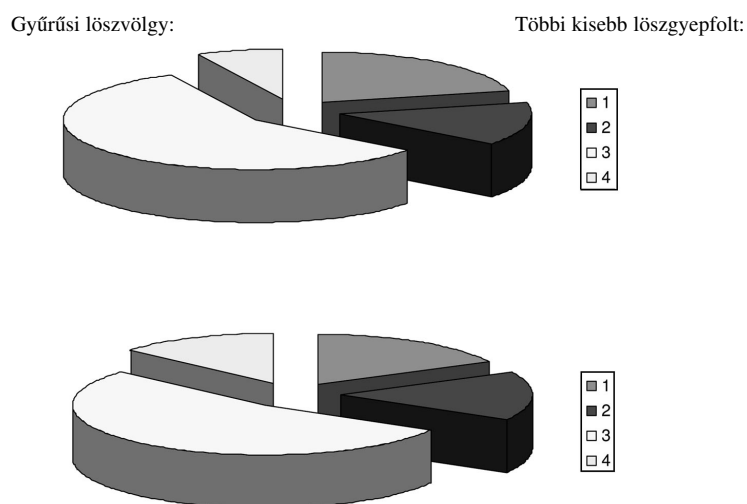
A fajok megjelenése nagy mértékben függ az élőhelyek típusától is, ezért több információt ad, ha az azonos típusú foltok Orthoptera együtteseinek migrációs képesség



4. ábra Orthoptera együttesek migrációs képességének megoszlása (1–5-ig a migrációs képesség növekszik, lásd Módszerek fejezetben)

Figure 4. Distribution of migration ability of Orthoptera communities (increasing from 1 to 5) in the total Hungarian fauna / in the observed habitat patches

beli megoszlását hasonlítjuk össze (5. ábra). Itt megfigyelhető a kis löszfoltokon jó migrációs képességű fajok szignifikánsa nagyobb aránya. Az egyes foltok Orthoptera együtteseiből számolt migrációs összeg (lásd módszerek) és a tájökológiai paraméterek között számolt korreláció az átjárhatóság csökkenésével mutatott negatív összefüggést, vagyis minél kisebb az átjárhatóság, annál nagyobb a rossz migrációs képességű fajok aránya.



5. ábra Orthoptera együttesek migrációs képességének megoszlása (1–5-ig a migrációs képesség növekszik, lásd Módszerek fejezetben)

Figure 5. Distribution of migration ability of Orthoptera communities (increasing from 1 to 5) in the loess valley near Gyűrűs / in the rest smaller loess grassland patches

Megvitatás

Jelen dolgozat a Dél-Mezőföldi Tájvédelmi Körzet Orthoptera együtteseinek tájökológiai elemzését kívánja bemutatni. A tájökológiai szempontoknak a gyakorlati tervezésben való fokozódó érvényre jutása az utóbbi néhány évtizedben rohamosan megnőtt. Nemcsak a természetvédelmi, de az erdészeti, vízgazdálkodási, sőt mezőgazdasági és földhasznosítási tervezésben is fontosak a tájértékelési módszerek (LÓCZY 2002), tájtérképezések abiotikus (MEZŐSI és RAKONCZAI 1997) és biotikus módszerei, főleg vegetációtérképezési adatbázisok, térképsorozatok (www.novenyzetietterkep). A bevezetésben megfogalmazott gondolatok, miszerint az állatvilág másképpen követi a táj szerkezetének megváltozását, átalakulását, mint a vegetáció, vizsgálataink is alátámasztják. Hiszen az egyes foltok Orthoptera együtteseinek nem kizárólag az élőhelyek vegetációjának tulajdonságával mutatott összefüggést. Az élőhelyheteromorfia-heterogenitás témakörében végzett ökológiai vizsgálatok különösen a 80-as években nagy számban jelentek meg (GALLÉ et al. 1985, SZÓNYI and KINCSEK 1986). Az egyes állatcsoportok eltérő élőhelyheteromorfiaja megnehezíti a tájléptékű faunisztikai térképek elkészítését, bár a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer több éves, egységes szempontú adatsora jó lehetőséget nyújt az adatok ilyen irányú összegzésére is (FORRÓ 1997). A foltok degradáltsága és Orthoptera együtteseik hasonlósága között kimutatott kapcsolat egybevág azokkal a magállapításokkal, hogy a rovarokra nagy hatással van az élőhely természetességi állapota (BÁLDI és KISBENEDEK 1997).

A vizsgált élőhelyek Orthoptera együtteseit vizsgálva, gyengén ugyan, de kimutatható volt a foltok egymástól mért térbeli távolságának hatása, alátámasztva a bevezetésben tárgyaltakat, miszerint az Orthoptera rovarok nagyobb migrációs képességével magyarázhatóan időnként módosíthatja a növényzethez való kötődés mértékét. A térbeli távolság fontos közösségszerkezetet befolyásoló tényező lehet elszigetelt élőhelyek és az őket összekötő folyókat kísérő gátak Orthoptera közösségeinél (KRAUSZ et al. 1995) vagy Dél-Alföldi izolátumok, köztük néhány kunhalom kabócaközösségeinél (MOLNÁR és GYÓRFFY 1999), de nem befolyásoló tényező nagyobb kiterjedésű, természetközeli gyepek esetében, ahol az egymástól térben elkülönülő, de növényzetében hasonló habitatok Orthoptera közösségei nagy hasonlóságot mutattak (KRAUSZ 2001).

A potenciális kolonizációs forrás távolsága a vizsgált élőhelyek Orthoptera együtteseinek összetételét nem befolyásolta, de az egyedsűrűség növekedésével összefüggést mutatott, a távolság növekedésével nőtt. Ez az eredmény nehezen értelmezhető. Nem tudtuk kimutatni összefüggést a legközelebbi élőhely távolsága és az egyedszám között természet, skorpió és hangyafajokat vizsgálva 53 eukaliptusz-fragmentumon Ausztráliában (ABENSPERG-TRAUN és SMITH 1999) sem. A nagysághatás, a faj-terület görbe összefüggése csak 15%-os hibavalószínűségi szinten volt kimutatható. A nagysághatás eredményét nagyban befolyásolja a foltok mérete, kisebb foltokat vizsgálva nehezebben mutatható ki (KRAUSZ et al 2000), nagyobbaknál jobban (BÁLDI és KISBENEDEK 1999). E tények felhívják a figyelmet a szünbiológiai kutatásokban oly gyakori skálázási problémákra (BANKS 1998).

A foltok közötti mátrix Orthopterák általi átjárhatósága fontos befolyásoló tényezőnek bizonyult, de egy-egy monokultúra átjárhatósága fajonként nagyon különböző lehet, míg egyes fajok számára átjárhatatlan egy búzavetés, addig pl. a *Tettigonia viridissima*, *Gampsocleis glabra*, *Chorthippus dorsatus* fajok gyakoriak lehetnek vagy tarlókon a

Calliptamun italicus, *Oedipoda coeruleascens*, *Chorthippus dorsatus* stb. fajok találják meg táplálkozó és élőhelyüket (NAGY 1992). Vizsgálataink szerint a lehetséges folyosók viszont csak kis mértékben növelték a foltok közötti konnektivitást.

Köszönetnyilvánítás

Kutatásunkat az OTKA F14 49162 számú kutatási szerződése támogatta

Irodalom

- BÁLDI A., KISBENEDEK T. 1997: Orthopteren assemblages as indicators of grassland naturalness in Hungary. *Agriculture, Ecosystem and Environment* 66: 121–129.
- BÁLDI A., KISBENEDEK T. 1999: Orthopterans in small steppe patches an investigation for the best-fit model of the species area curve and evidences for their non-random distribution in the patches. *Acta Oecologica* 20: 125–132.
- BANKS J., E. 1998: The scale of landscape fragmentation affects herbivore response to vegetation heterogeneity. *Oecologia* 117: 239–245.
- BEIER P., NOSS R. F. 1998: Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology* 12: 1241–1252.
- DAVIES K. F., MARGULES C. R. 1998: Effects of habitat fragmentation on carabid beetles: experimental evidence. *Journal of Animal Ecology* 67: 460–471.
- FORMAN R. T. T., GORDON M. 1981: Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience* 31: 733–740.
- FORMAN R. T. T. 1995: *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- FORRÓ L. (szerk.) 1997: Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó rendszer V. Rákók, szitakötők és egyenesszárnyúak. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- GALLÉ L., GYÖRFFY GY., HORNUNG E., KOCSIS A., KÖRMÖCZI L., MARGÓCZI K., SZÓNYI G., VAJDA Z., 1991: Arthropod Communities of Ecological Islands Surrounded by Agricultural Fields. *Proceedings of the 4th ECE/XIII. SIEEC, Gödöllő*, pp. 286–290.
- GALLÉ L., GYÖRFFY GY., KÖRMÖCZI L., SZÓNYI G., HARMAT B. 1987: Különböző közösségtípusok élőhely heterogenitás indikációja homokpusztai gyepen. *Tudomány-Természet-Társadalom* 1: 230–272.
- GALLÉ L., MARGÓCZI K., KOVÁCS É., GYÖRFFY GY., KÖRMÖCZI L., NÉMETH L. 1995: River valleys: Are they ecological corridors? *Tiscia* 29: 53–59.
- GYÖRFFY GY., SZÓNYI G. 1989: Movements of phytophagous insect populations between ungrazed sandy grassland and adjacent areas. *Acta Biologica Szeged* 35: 129–155.
- GYULAI I. 1996: Ökológiai folyosók, zöld folyosók: Tisztázatlan fogalmak a biológiai változatosság megőrzésének stratégiájában. *Természet Világa* 127: 41–46.
- HANSSON J., FAHRIG L., MERRIAM G. (eds.) 1995: *Mosaic Landscapes and Ecological Processes*. Chapman and Hall, London.
- JABLONOWSKI J. 1926: Ungarns Heuschreckengefahr ernst und jetzt: eine entomologische Skizze. III. *Internet. Ent. Kongr.* 2: 377–388.
- JOARN A., LAWLOR L. R. 1981: Guild structure in grasshopper assemblages based on food and microhabitat resources. *Oikos* 37: 93–104.
- KADOCSA GY. 1952: A magyarországi sáskajárások és időszakosságuk (*Locust plagues* and their periodicity in Hungary). *Ann. Inst. Prot. Plat. Hung.* 5: 87–104.
- KRAUSZ K., PÁPAI J., GALLÉ L. 1995: Composition of Orthoptera assemblages in grassland habitats at Lower-Tisza flood plain. *Tiscia* 29: 47–53.
- KRAUSZ K., PÁPAI J. 1999: Distribution of Orthoptera populations in isolated habitats. VIII. *Eur. Ecol. Cong. Greece*, p. 53.
- KRAUSZ K., PÁPAI J., KÖRMÖCZI L., HORVÁTH A. 2000: Structure of Orthoptera assemblages in step-like habitat islands and neighbouring grasslands. *Articulata* 15: 167–177.
- KRAUSZ K. 2001: Orthoptera közösségek szerveződése izolált élőhelyeken. – Ph.D. értekezés, Szeged.
- LÓCZI D. 2002: Tájértékelés, földértékelés. *Studia Geographia. Dialóg Campus Szakkönyvek, Dialóg Campus Kiadó, Budapest-Pécs*.

- MEZŐSI G., RAKONCZAI, J. 1997: A geoökológiai térképezés elmélete és gyakorlata. JATE Természeti Földrajzi Tanszék, Szeged.
- MOLNÁR N., GYÖRFFY, GY. 1998: Indication of habitat quality and isolation by Auchenorrhyncha assemblages. *Tiscia* 31: 13–17.
- NAGY B. 1992: Role of Activity Pattern in Colonization by Orthoptera. Proceedings of the 4th ECE/XIII. SIEEC, Gödöllő, pp. 351–363.
- NAGY B. 1997: Az Orthoptera-fajok előfordulása, veszélyeztető tényezői a magyarországi főbb gyeptípusokban. In: KELEMEN J. (szerk.) *Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez: TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest* pp. 305–315.
- PÁPAI J., KRAUSZ K. 2004: Veszélyeztetett Orthoptera populációk mozgásmintázatának vizsgálati lehetőségei a rövidszárnyú rétisáska (*Euchorthippus declivus*) nyomán. *Természetvédelmi Közlemények* 11: 263–271.
- RÁCZ I. 1999: Biogeographical survey of the Orthoptera fauna in Central Part of the Carpathian Basin (Hungary). *Articulata* 13: 53–69.
- RÁCZ I. 1993: A Középdunai faunakerület (Kárpát-medence) Orthoptera faunájának genezise és biogeográfiai kapcsolatai; faunatípusok és közösségtípusok. Kandidátusi értekezés, Debrecen.
- SIMBERLOFF D., FARR J. A., COX J., MEHLMAN D. W. 1992: Movement corridors: Conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology* 6: 493–505.
- STANDOVÁR T., PRIMACK R. 2001: A természetvédelmi biológia alapjai. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- SZENTESI Á., TÖRÖK J. 1997: *Állatökológia*. Kovásznai Kiadó, Budapest.
- SZÓNYI G., KINCSEK I. 1986: Indication of spatial heteromorphy and community structure of Acridoidea-communities in a sandy grassland. *Acta Biologica Szeged* 32: 141–156.
- VERMEULEN H. J. W., VEENBAS G. 1991: The effect of Connections between Heathy Habitat fragments on the Survival of Stenotopic Ground-dwelling Arthropods Proceedings of the 4th ECE/XIII. SIEEC, Gödöllő, pp. 387–392.
- WIENS J. A., STENSETH N. C., HORNE B., IMS R. A. 1993: Ecological mechanism and landscape ecology. *Oikos* 66: 369–380.
- WHITE 1978: Energetics and consumption rates of alpine grasshoppers in New Zealand. *Oecologia* 33: 17–44. www.novnyzetiterkep.hu/meta/

LANDSCAPE ECOLOGICAL STUDY OF THE ORTHOPTERAN INSECTS
IN THE SOUTHERN MEZŐFÖLD

J. PÁPAI, K. KRAUSZ
Szekszárd, Szent István tér 7-9.
e-mail: papaij@freemail.hu

Keywords: mosaic-like habitats, Orthoptera assemblages, landscape ecological parameters

The different sized and mosaic-like habitats of various surfaces of sandy and loess grasslands, marshes and marshy fields of the Southern Mezőföld offer a good opportunity to study landscape ecological analyses in respect of one particular insect group, that of the Orthoptera. The research made on 17 patches of 11 habitats differing in size and vegetation have pointed out the role of ecological parameters as well as the features of the specific habitats. This area owns a rich Orthoptera fauna: there are 39 species, which is the 32% of the total national fauna.

In the structure of the orthopteran assemblages, more has been determining the role of different degradation state of habitats rather than the total surface, homogeneity and the average plant height. As far as the landscape ecological parameters are concerned, the permeability of the surrounding matrix for orthopteran insects had the greatest significance. To a smaller extent, the distance of the nearest potential colonial source, the existence of a possible corridor and the size and distance between the spots could have an influence as well. In the smaller, more isolated patches there was a greater dimension of species with good migrating skills, which can colonise better.

SZIK- ÉS LÖSZGYEP-REKONSTRUKCIÓ VÁZFajokból ÁLLÓ MAGKEVERÉK VETÉSÉVEL A HORTOBÁGYI NEMZETI PARK TERÜLETÉN (EGYEK-PUSZTAKÓCS).

DEÁK Balázs¹, TÖRÖK Péter², KAPOCSI István¹, LONTAY László¹, VIDA enikő²,
VALKÓ Orsolya², LENGYEL Szabolcs², TÓTHMÉRÉSZ Béla²

¹Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, 4024 Debrecen, Sumen út 2.

²DE TTK Ökológiai Tanszék, 4010 Debrecen, Egyetem tér 1. Pf. 71.

deakb@hnp.hu

Kulcsszavak: gyeprekonstrukció, természetvédelmi kezelés, száraz gyeppek, szántóföldi gyomok, EU LIFE program

Összefoglalás: Egyek-Pusztakócson 2005-2007-ig összesen 496 ha szántón végeztünk magvetéses gyepesítést (lucerna 183 ha, gabona 140 ha; napraforgó 173 ha). Ezek a szántók korábbi lősz- és szikes gyeppek beszántásával keletkeztek. A magvetés szik- és lőszgyepi vázfajokból álló magkeverékekkel (*Festuca pseudovina*, *F. rupicola*, *Poa angustifolia*, *Bromus inermis*) történt talaj előkészítést követően minden év őszén. Az alkalmazott magkeverék denzitása 2005-ben és 2006-ban 25 kg/ha, 2007-ben 18 kg/ha volt. Elsődleges cél az évelők dominálta zárt gyep kialakítása volt a kompetitor fűvek magvainak vetésével. A természetes gyepre jellemző struktúra kialakulását, valamint a színező elemek betelepülését megfelelő kezeléssel segítettük elő (kaszálás, szárzúzás és extenzív legeltetés). Tapasztalataink alapján a magvetéssel történő gyepesítés során az évelők dominanciája gyorsan kialakult. Május végére a vetett fajok csíranövényei megerősödtek. Borításuk az első évben szik magkeverék esetében mintegy 16%-os, míg a lősz magkeverék esetében 23%-os átlagos borítást eredményezett. Az egyéves gyepesítéseken szántóföldi gyomfajok domináltak (*Tripleurospermum inodorum*, *Bromus arvensis*, *Thlaspi arvense*, *Capsella bursa-pastoris*, *Descurainia sophia*, *Cirsium arvense*, *Fumaria officinalis*). A gyomok magas borítása megvédte a vetett fűvek csíranövényeit az erős direkt napsugárzástól, így azok kiegyensúlyozottabb mikroklímában (hőmérséklet, páratartalom) növekedhettek. A második évben a jó kompetíciós képességű vetett fajok megerősödésével párhuzamosan megnőtt az évelő fajok borítása. Ennek következtében a korai kolonizáló, gyengébb kompetitor gyomok borítása és fajszáma erősen csökkent. A második évre a vetett fajok borítása átlagosan mintegy háromszorosára nőtt (szik magkeverék 52%, a lősz magkeverék esetében 67%). A vizsgált gyepekben számos színező elem betelepülését mutattuk ki (*Silene viscosa*, *Dianthus giganteiformis* ssp. *pontederiae*, *Koeleria cristata*, *Salvia nemorosa*, *S. austriaca*, *Trifolium striatum*, *T. angulatum*, *Artemisia santonicum*, *Scorzonera cana*), amelyek megjelenése anemochor betelepülésnek, illetve a legelő állatok által történt terjesztésnek köszönhető. Vizsgálataink alapján jól látható, hogy a vázfajok vetésével zajló gyepesítés gyors és hatékony módszer, évelő fajok dominálta szik és lőszgyeppek helyreállítására. A kísérő fajok és színező elemek betelepüléséhez azonban további beavatkozások szükségesek (legeltetés, szénaráfordás, felülvetés).

Bevezetés

Az intenzív tájhasználat, a természetes ökoszisztémák agrár-ökoszisztémákká alakítása a természetes élőhelyek fajösszetételének megváltozását, a fajdiverzitás, illetve tájléptékben az élőhely-diverzitás csökkenését eredményezte (BUREL et al. 1998, SCHLÄPFER et al. 1999). A nagy léptékben zajló tájátalakítás és a megváltozott tájhasználat (szántóföldek kialakítása, vízrendezés, műtrágyák és növényvédő szerek alkalmazása) következtében a korábban jellemző élőhely-rendszerek Európa szerte megszűntek vagy jelentősen átalakultak (BRADSHAW 1983, BAKKER 1989). A természetvédelemi beavatkozások egyik legfontosabb célja a még épen maradt, de fragmentálódott élőhelyek megőrzése, a

megmaradt élőhelyfoltok közötti átjárhatóság biztosítása illetve a gyepp-fragmentumok területének növelése (CRITCHLEY et al. 2003). Ez leggyakrabban az élőhelyek rehabilitációjával, rekonstrukciójával történhet. A rekonstrukciós projektek végső célja az eredeti, kiindulási állapot visszaállítása a jelenkori lehetőségek figyelembe vételével (CLEWELL 2000).

Az utóbbi években egyre nagyobb az igény Európa-szerte a mezőgazdasági művelés alól kivett területek alternatív hasznosítására, melynek egyik lehetséges módja féltermészetes gyeppvegetáció létrehozása, illetve a létrehozott gyepeken zajló extenzív állattartás (LEPŠ et al. 2007). Az intenzív mezőgazdasági művelésű szántók területén az eredeti gyepek rekonstrukciójának legfontosabb feltétele egy főként füvek dominálta élő gyepp létrehozása, ami visszaszorítja a gyomfajokat (LAWSON et al. 2004). Ennek a célnak az eléréséhez kézenfekvőnek tűnik az a megoldás, hogy a létrehozni kívánt közösség domináns kompetitor fajainak magjait kiszórjuk a célterületen (PYWELL et al. 2002, LEPŠ et al. 2007).

A gyepi, általában fűnemű (*Poaceae*, *Cyperaceae*) kompetitor fajokat tartalmazó, alacsony diverzitású magkeverékek vetése több szempontból is előnyös. (1) Gyepi vázfajok a degradáltabb gyepekben is megtalálhatók, így nagy mennyiségű mag nyerhető olyan területeken is, ahol a jobb állapotú gyepek hiányoznak vagy területük csekély. (2) A magaratás egy időpontban történhet, a betakarított mag kezelése, tisztítása és tárolása egyszerű, ellentétben például sokfajos magkeverék használatával. Ebben az esetben ugyanis számos különböző időpontban érő faj magjait kell több időpontban betakarítani és kezelni. (3) A fűmagkeverékek vetését a mezőgazdaságban használt géppark segítségével el lehet végezni. (4) Az alacsony diverzitású, vázfajokból álló magkeverékekkel történő vetés olcsóbb, mint a legtöbb gyepesítési módszer (például a sokfajos magkeverékek vetése vagy az ültetési módszerek) továbbá megbízhatóbb és gyorsabb eljárás, mint a spontán gyepesedésre hagyatkozó gyepelésítés. Erős bolygatás után zajló spontán gyepregeneráció gyakran 8–10 éves folyamat (vö. TÖRÖK et al. 2008).

Cikkünkben sziki és löszgyepi vázfajok magjainak vetésével, az Egyek-Pusztakócsimocsarak (HNP) területén zajló, az EU LIFE program által támogatott gyors és sikeres szántó gyepesítési programot mutatunk be. Igen fontosnak tartottuk a gyepesítés minden munka-folyamatának részletes bemutatását, ezáltal segítséget adni és referenciát nyújtani a későbbi gyepesítési programokhoz.

Anyag és módszer

Mintaterület általános jellemzése

Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer a Nagykunság keleti peremén (EOV 790600 249800), Tiszafüred és Egyek községek közigazgatási határán belül elhelyezkedő, mintegy 4000 ha-os terület. 1973 óta a Hortobágyi Nemzeti Park (HNP) részét képezi, Natura 2000 és Ramsari terület, Fontos Madárélőhely (IBA), valamint a Világörökség része. Domborzata sokkal változatosabb, mint a tőle keletre elterülő Hortobágyé. Átlagos tengerszint feletti magassága 88–92 m. Az éves középhőmérséklet 9,5 °C, a csapadék évi összege 550 mm. A csapadékmaximum júniusban van (80 mm) (PÉCSI 1989). A magasabb térszíneken jellemző löszös üledéken főként mezőségi talajok alakultak ki, míg az

övezetek közötti mélyebb fekvésű részekben szikes és szikesedő agyagos réti talajtípusok dominálnak. A terület legmélyebben fekvő részein nagy kiterjedésű, nem szikes mocsári elemeket is tartalmazó, mozaikos szikes mocsarak helyezkednek el, melyeket számos társulás alkot (*Bolboschoeno-Phragmitetum*, *Schoenoplectetum tabernaemontani*, *Typhetum latifoliae*, *Typhetum angustifoliae*, *Bolboschoenetum maritimi*, *Glycerietum maximae*, *Galio palustris - Caricetum ripariae*). A mocsarak környékén a magasabb térszín felé haladva szikes rétzóna húzódik (*Agrostio stoloniferae-Alopecuretum pratensis*, *Agrostio stoloniferae-Glycerietum pedicellatae*, *Agrostio stoloniferae-Beckmannietum eruciformis*, *Eleochari-Alopecuretum geniculati*), majd szikes pusztai gyepeket találhatunk (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae*, *Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae*). Az övezetek tetőrészein löszvegetáció maradványai maradtak fenn (*Salvio nemorosae-Festucetum rupicola*, *Cynodonti-Poëtum angustifoliae*).

A katonai felmérések tanúsága szerint az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszert a 19. századig övezetekkel, folyóhátakkal tagolt mozaikos tájszerkezet jellemezte, viszonylag kevés szántóval, melyek a folyóhátak, övezetek tetején helyezkedtek el. Ebben az időszakban a mocsárrendszer rendszeres vízutánpótlását a Tisza irányából érkező áradások biztosították. A folyószabályozások után azonban a területet már csak kivételes esetekben érték el az áradások. A mocsarak közvetlen vízutánpótlása így megszűnt. Az ármentesítést követően a szántóföldi gazdálkodás nagyobb teret nyert és a szántóföldi művelésre alkalmas gyepek túlnyomó hányadát beszántották. Ez elsősorban az övezet-sorokon tetőhelyzetben található löszgyepeket, valamint a zónasorok között magasabb térszíneken található cickafarkfüves pusztagyepeket érintették. Ennek következtében a lösz és szikes pusztai gyepek aránya jelentős mértékben csökkent.

A térség rehabilitációja már közvetlenül a védetté nyilvánítás után elkezdődött. A munkálatok első lépéseként a mocsarak vízutánpótlását állították helyre. A táj rehabilitáció második lépcsőjeként következett a beszántott gyepterületek gyepesítése. Ezt a célt szolgálja a 2004-ben indult LIFE program. A gyepesítési program során az egykori lösz (*Salvio nemorosae-Festucetum rupicola*, *Cynodonti-Poëtum angustifoliae*) és szikes gyepek (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae*, *Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae*) helyreállítását végezzük el. Előzetes számításaink alapján a program befejezésének időpontjára (2008) a projektterületen a szántók aránya a felére csökken (29%-ról 14%-ra), a gyepek aránya pedig, mintegy harmadával nő (46%-ról 60%-ra).

Egyek-Pusztakócsón a 2007-ig történt gyepesítések számára összesen 496 ha szántót vásárolt meg a HNP a LIFE program finanszírozásával. A gyepesítésre megvásárolt szántók közepesen kötött, semleges kémhatású, feltalaját (0–5 cm) a gyepesítést megelőzően is jellemzően magas foszfor és káliumtartalom, valamint alacsony sótartalom (<0,02%) jellemezte, mely a hosszantartó szántóföldi művelés eredménye (2. táblázat). A szántók előtörténet alapján három típusba voltak sorolhatóak: lucerna- (183 ha), gabona- (búza és árpa, 140 ha) és napraforgó-vetések (173 ha, 1. táblázat). Szikes fajok magvait tartalmazó magkeveréket összesen 426 ha-on vetettünk, lösz magkeveréket pedig 70 ha-on.

A szántók megvásárlásakor szem előtt tartottunk néhány fontos szempontot. Figyelmet fordítottunk rá, hogy a gyepesítésre szánt szántóterületek illeszkedjenek egy olyan rendszerbe, ami egy hatékony ökológiai hálózat kialakítását segíti elő (zöld folyosók). Mivel egy mocsárrendszer területén végeztük a gyepesítést, fontosnak tartottuk, hogy a

mocsarak közelében elhelyezkedő szántók gyepesítése mindenképpen történjen meg. A mocsarak környezetében elhelyezkedő szántók gyepesítése két célt szolgált: (1) a gyepesítések növelik a mocsarak vízgyűjtő területét, (2) másrészt pufferzónaként szolgálva védik a mocsarakat. A gyepesítés során figyelmet fordítottunk arra, hogy olyan szántókat is gyepesítsünk, melyek közelében a célállapotnak megfelelő természetes állapotú gyepek, illetve gyeppragmentumok vannak jelen, természetes propagulumforrást biztosítva a későbbiekben spontán betelepülési folyamatokhoz.

1. táblázat A program első három éve alatt gyepesített szántók területe (ha)
Table 1. The area of the restored grasslands during the first three years of the project (in ha)

	lucerna		gabona		napraforgó		Összes
	szik	lősz	szik	lősz	szik	lősz	
2005	93	30	43	21	0	0	187
2006	51	9	43	6	126	4	239
2007	0	0	27	0	43	0	70
	144	39	113	27	169	4	496

2. táblázat A gyepesített szántók talajának fontosabb jellemzői
Table 2. Some important soil characteristics of the restored sites in 2007 (mean±SE)

Talajjellemző	Szik magkeverékes gyepesítések	Lősz magkeverékes gyepesítések
KA	36,5±1,52	31,7±1,12
pH (H ₂ O)	6,3±0,29	6,7±0,23
P (Al-P ₂ O ₅), mg/kg	567,3±304,5	489,5±186,8
K (Al-K ₂ O), mg/kg	708,5±210,7	565,3±53,6

Alkalmazott magkeverékek és magbeszerzés

A gyepesítés során kétféle, egy sziki és egy lőszgyepi vázfajokat tartalmazó magkeveréket használtunk. Annak megállapításánál, hogy melyik szántóra, szántórészre kerüljön szik, illetve lősz magkeverék az egyes gyeptípusoknak a területre jellemző átlagos tengerszint feletti magasságát vettük figyelembe. Így a szik magkeveréket a 90 m t.sz.f. magasság alatt, míg a lősz magkeveréket 90 m feletti térszínekre vetettük.

A szik magkeverék két faj magvait tartalmazta (*Festuca pseudovina*, *Poa angustifolia*), míg a lősz magkeverék túlnyomóan három fajból állt (*Festuca rupicola*, *P. angustifolia*, *Bromus inermis*), azonban a felsoroltakon kívül a lősz keverékben, minimális mennyiségben *F. pseudovina* is jelen volt, mivel a betakarítás során olyan lőszgyepekben arattuk a magot, amiben elegyfajként alacsony borításban az említett faj is előfordult. A *F. rupicola* és *F. pseudovina* magjait, a hasonló magméret miatt, a rostálás során nem lehetett elkülöníteni. Mindkét magkeverék összeállításakor fontos szempont volt, hogy a legnagyobb magfrakciót a társulás alkotó *Festuca* fajok magjai tegyék ki (3. táblázat). A magkeverékek minden esetben tartalmaztak a *Festuca* fajok mellett más

elegyfajokat is. A lösz magkeverék esetében *P. angustifolia*-t és a *B. inermis*-t használtuk. A *P. angustifolia*-t azért választottuk, mert viszonylag igénytelen, könnyen beszerezhető és nagy mennyiségben rendelkezésre álló, gyors növekedésű, löszgyepekben is gyakori faj. A lösz magkeverékek másik kísérő faja volt a *B. inermis* is, a nagykunsági löszmezsgyék gyakori kompetitor fűfaja. Az utóbbi faj gyepesítési szempontból előnyös tulajdonsága a gyors és intenzív tarackképzés, ami elősegíti a gyors gyepzáródást. A Hortobágyon és a Nagykunságban a nem degradálódott szolonyec szikes gyepekben általában csak a *F. pseudovina* van jelen, mint domináns fűfaj. Ennek ellenére úgy döntöttünk, hogy a szik magkeverékbe is teszünk *P. angustifolia* magokat, mivel ez a faj a kezdeti években, különösen a nedvesebb helyeken fokozhatja a gyepzáródás sebességét.

A vetett fajok magjait két módon szereztük be. A *Festuca* fajok magjait igyekeztünk a Hortobágyi Nemzeti Park (HNP) saját területeiről aratni. A felhasznált *F. rupicola* teljes mennyiségét, míg a *F. pseudovina* zömét a HNP területén arattuk. A *P. angustifolia* és *B. inermis* magot egy szarvasi cégtől szereztük be. Ennek az volt az oka, hogy a HNP területén nem találhatóak olyan gyeppek, ahol a fenti fajok nagy, összefüggő állományt alkotnának, így a nagyüzemi módszerekkel betakarításuk nehezen volt kivitelezhető. Az általunk felhasznált fajok Kárpát-medencéből származó vetőmagját Magyarországon több cég is forgalmazza, kivéve a *F. rupicola*-t.

3. táblázat A gyepesítés során használt magkeverékek fajösszetétele és a fajok aránya
Table 3. The species composition of the alcalic and loess seed mixtures used for restoration

Vetett fajok	Szik magkeverékes gyepesítések	Lösz magkeverékes gyepesítések
<i>Festuca pseudovina</i>	66,6%	+/-
<i>F. rupicola</i>	-	40%
<i>Poa angustifolia</i>	33,3%	30%
<i>Bromus inermis</i>	-	30%

Vetőmagaratás

A *Festuca* fajok aratását kalászos adapterrel felszerelt gabona kombájnnal végeztük minden év június végén, július elején. A betakarításra a legalkalmasabb az az időszak volt, amikor a *Festuca* fajok magja már megérett, de még nem pergett a kalászból. Tapasztalataink szerint az aratás szempontjából általában csak pár napos időszak a kedvező. A betakarítást nehezíti az is, hogy nem lehet előre meghatározni a pontos időpontját, mivel csapadékviszonyoktól függően minden évben változik a fent említett perióduson belül. A túl korai aratás éretlen magok begyűjtését eredményezi, a kései aratás esetén pedig a betakarítási veszteség igen magas, mivel a magok a legkisebb mechanikai behatásra is a földre hullanak. Igen fontos hogy az aratás idején, és az azt megelőző pár napban száraz idő legyen. Aratás során a nedves fű könnyebben elfekszik, ezért nehezebb a betakarítás, ráadásul a nedves fű könnyebben eltömítheti a kombájn mozgó alkatrészeit. Felázott talajon a kombájn károsítja a felázott gyepet, valamint a nedvesen learatott magok igen könnyen csírázásra alkalmatlanná válnak (gombásodás miatt). Éppen ezért a mag betakarítását – tapasztalataink szerint – akkor kell megkezdeni,

amikor a mag 14–18%-os nedvességtartalmú. Általános tapasztalat szerint 1 hektárról a vegetáció homogenitásától és időjárási viszonyoktól függően hozzávetőlegesen 50–200 kg magot lehet aratni. A legnagyobb hozamokat vetett gyepeken lehet elérni, mivel ezek a gyepek sokkal homogénebbek, illetve a betakarítás célfajai nagyobb dominanciával vannak jelen, mint a természetes gyepeken.

Az aratást túlnyomórészt a saját tulajdonban lévő területeken végeztük. A legjobb minőségű magtermő területünk a Kaparó hát (Tiszafüred 6,5 ha) volt. Ez egy korábban (2000–2001) gyepesített löszhát, amely Egyek-Pusztakócsón található. Innen *F. rupicola* magot takarítottunk be. A maghozam megközelítette a 200 kg/ha-t. A projektterületen található 2 éves gyepesítésekből is takarítottunk be vetőanyagot. A Górési tanyától északra található területen (Tiszafüred) 30 ha-on arattunk *F. pseudovina*-t. A Péteri tanya (Tiszafüred, 19 ha) melletti gyepesítésről szintén *F. pseudovina*-t arattunk.

Ezen kívül négy természetes gyepről takarítottunk be vetőmagot. Macskatelekről (Hortobágy, 3 ha) mindkét *Festuca* faj magvait arattuk. Kékes pusztán (Hortobágy, 35 ha) *F. pseudovina*-t takarítottunk be. A Hosszúpályi határában található Fehértói tározó melletti gyepeken *F. pseudovina*-t arattunk (5 ha). Az egyetlen bérelt terület a 3316 sz. főút mezsgyéje volt (Balmazújváros, Debrecen, kb. 2,5 ha). Innen *F. rupicola* magot arattunk.

Vetőmagkezelés

Az aratás után fontos a vetőmag szárítása. Ennek során a betakarított rostálatlan magot egy sima talapzatú, pormentes, jól szellőző, száraz helyiségben 10–15 cm vastagságban kiterítve, napi rendszerességű forgatás mellett szárítottuk. Ezt követően a megszáritott magkeveréket rostáltuk, hogy a célfajok magját le tudjuk választani. A rostáláshoz 1 négyzetméteres 2,5 mm lyukbőségű síkrostát használtunk. A rostálás során keletkezett ocsút (aratási maradék: növényi törmelék és más kísérfajok magjai) külön zsákokban tároltuk és a későbbiekben meghatározott helyekre ezt is kiszórtuk, hogy a learatott értékesebb lösz és szikes gyepi elegyfajok magvai se menjenek veszendőbe. Az aratott és vásárolt magok keverését kézzel végeztük. Vetésig a magkeverékeket hűvös, száraz, jól szellőző épületben, vászonzsákokban tároltuk.

Talajelőkészítés és vetés

A gyepesítéssel kapcsolatos talajelőkészítési munkák minden évben nyár közepétől – ősz elejéig folytak. A talajelőkészítésnek kettős funkciója van: előkészíti a talajt a vetésre és segít a területen levő szántóföldi kultúra (illetve parlagok esetében a gyomnövényzet) felszámolásában. Ez különösen a lucernával vetett gyepeken fontos, a lucernások ugyanis sekély mechanikai bolygatás (például könnyű tárcsázás) után kiválóan újulnak, azaz gyakran eredeti céllal ellentétes hatást érhetünk el. Ugyanakkor azt is figyelembe kell venni, hogy szikes talajokon nem célszerű a mélyszántást végezni, mivel ez a felszínre hozza a szikesedést okozó sókat.

A talaj-előkészítés első lépéseként a vetés előtt a szántókon sekélyszántást, nehéz tárcsázást, könnyűtárcsázást, szükség esetén simítózást végeztünk. A tárcsázás szerepe, hogy aprítsa a növényi részeket és keverje a talajt. Ezt követte a vetőágy-előkészítés. Ez történhet középnehéz fogással vagy kombinátorral. Ebben a fázisban a cél az aprómorzsa vetőágy készítése. A vetési munkálatok 2005-ben és 2006-ban október elején foly-

tak, 2007-ben pedig szeptember végén. A vetett magok csírázása már a vetést követő néhány hétben elkezdődött, de jelentős mennyiségű mag csírázott tavasszal is. Az őszi eleji vetési időpontot az indokolja, hogy az őszi hónapokban nagyobb a csapadékmennyiség, ami segít az ősszel kelt csíranövények tél előtti megerősödésében. A vetést egy függesztett kivitelű repítőtárcsás műtrágyaszóróval végeztük. Ez hozzávetőleg 8 méteres sávban képes kiszórni a magokat. 2005-ben és 2006-ban 25 kg/ha magkeveréket használtunk, 2007-ben 18 kg/ha-t. A tapasztalatok alapján a nagyobb magdenzitás gyorsabb gyepeződést eredményez. A magok 1 cm mélyre kerültek. A vetést követően azonnal el kell végezni a magtakarást, amit mi egy könnyű fogassal végeztük. Utolsó lépésként gyűrűshengerezést alkalmaztunk a vetett felszín tömörítésére. A gyűrűshenger előnye a tömörítés (ami a talaj vízgazdálkodását közvetve javítja) mellett az, hogy hullámos talajfelszínt hoz létre, ami megakadályozza a talaj cserepedését, ezáltal megkönnyíti a magok csírázását és a csíranövények felszínre jutását. Más utókezelést (pl. öntözés, műtrágyázás) nem végeztünk.

Eredmények és megvitatásuk

A vetést követő tavasz első felére (március) a csíráképes vetett magok jelentős hányada kicsírázott. A csíranövények összborítása azonban ekkor sem volt jelentős (1–2%). Május végére a borításértékek kisebb mértékben nőttek (4. táblázat). Az első évben azok a fajok (*P. angustifolia*, *B. inermis*) jelentkeztek nagyobb borítással, amelyeket azzal a céllal vetettünk, hogy a gyepesedés sebességét növeljük. A két *Festuca* faj az első évben még kisebb borítással van jelen, a második évre azonban már jelentős dominanciára tett szert.

4. táblázat Vetett fajok átlagos borítása az első és a második évben
Table 4. The average cover of sown species in the first and in the second year

	<i>F. pseudovina</i>	<i>F. rupicola</i>	<i>P. angustifolia</i>	<i>B. inermis</i>
Első év	3%	2%	13%	8%
Második év	24%	14%	28%	25%

Az első évben a gyepesítéseken még a szántóföldi gyomfajok domináltak (*Tripleurospermum inodorum*, *Bromus arvensis*, *Thlaspi arvense*, *Capsella bursa-pastoris*, *Descurainia sophia*, *Cirsium arvense*, *Fumaria officinalis*). A szántóföldi gyomfajok általában negatív megítélés alá esnek a gyepesítések során. Esetünkben a gyomok megjelenése pozitívan is értékelhető, hiszen a gyomok magas borítása megvédte a vetett füvek csíranövényeit az erős direkt napsugárzástól, így azok kiegyensúlyozottabb mikroklímában (hőmérséklet, páratartalom) növekedhettek.

A csíranövények megerősödését követően (május végén) elkezdődött a gyepesítések kezelése. Az első három (de minimum az első két) évben fontosnak tartjuk a rendszeres kaszálást. Szükség szerint, például az erősebb szárral rendelkező *Cirsium arvense*, *Tripleurospermum inodorum* dominanciájú gyomállományok esetében a szárazúzóaszt. A kaszálást évente legalább egyszer, de szükség esetén kétszer alkalmaztuk. Tapasztalataink alapján célszerű, ha ez az első kaszálás május végére vagy június legelejére esik. Erre az időszakra esik a szántóföldi gyomok fitomassza produkciójának maximuma,

illetve a domináns gyomfajok többsége ebben az időszakban virágzik vagy kezd termést érlelni. Az első alkalommal a kaszálást célszerű a domináns gyomfajok virágzásakor vagy egyes fajok esetében (*Cirsium arvense*, *Onopordum acanthium*) a virágzás előtt megkezdeni. Nem célszerű megvárni a terméskötés kezdetét, hiszen a zöldérésben lévő (zöld terméses) gyomfajok esetében gyakran előfordul, hogy lekaszálás után a termés még a szénában beérik, és a mag kihullik a szénabegyűjtés előtt. Ez a kaszálási stratégia gyakran a gyepterületek esetében fennálló természetvédelmi gyakorlattal ellentétes lehet, hiszen, pl. a HNP területén a gyepek kaszálása csak június 15-e után engedélyezett. A gyepesítés sikeressége érdekében ezt a gyakorlatot legalább a gyepesítés első két-három évében célszerű felülbírálni. Az első években kaszált széna takarmányozásra alig alkalmas; inkább alomnak felel meg. Amennyiben a szárazúzózás szükséges volt, azt októberben végeztük el.

A gyepesített területeket szarvasmarhával, kisebb részt birkával extenzíven legeltettük, ahol ezt biztosítani tudtuk. A legeltetés legfontosabb előnye az, hogy a legelő állatok taposásukkal, legelésükkel csökkentik a gyomfajok borítását (PENKSZA et al. 2007, SZENTES et al. 2007, 2008), a vetett fajokra azonban nincsenek hátrányos hatással, mivel azok adaptálódtak az ilyen típusú zavaráshoz. Közvetett előnye a legeltetésnek, hogy a legelő állatállomány mind a kültakaróján (ektozoochoria), mind a tápcsatornájában (endozoochoria) szikes és löszgyepi színező fajokat hurcolhat be a területre. Ennek érdekében érdemes a legeltetési rendet úgy meghatározni, hogy a legelő állatállomány természetes gyepfoltokban és a vetett gyepekben egyaránt legeljen (lehetőség szerint természetes gyepfoltban induljon a nap elején a legeltetés és az állomány innen vonuljon a vetett gyepekre). Tapasztalataink alapján attól nem kell tartani, hogy ez a legeltetési rend kedvezőtlenül befolyásolná a jobb állapotú gyepeket, például gyomfajok behurcolásával. Az általunk vizsgált területeken a szántóföldi gyomok, természetes gyepekre történő betelepülését nem észleltük. A szántóföldi gyomfajok elsősorban bolygatott, nagy tápanyagtartalmú szántóföldi művelésben lévő területeken jelennek meg jelentős borításban; a már beállt természetes gyepekben a gyep záródása miatt már nem tudnak megtelepedni. Ezzel szemben a természetes, jó állapotú legeltetett gyepekről számos színező elem betelepülését mutattuk ki (*Silene viscosa*, *Dianthus giganteiformis* ssp. *pontederae*, *Carex stenophylla*, *Cruciata pedemontana*, *Petrorhagia prolifera*, *Trifolium angulatum*, *T. strictum*, *T. striatum*, *Achillea collina*, *Koeleria cristata*, *Salvia austriaca*, *Salvia nemorosa*, *Thymus glabrescens*, *Artemisia santonicum*, *Scorzonera cana*). Ezeknek a fajoknak a betelepülése legalábbis részben a legeltetésnek köszönhető. A gyepesítéseken adventív fajok csak igen alacsony borítással fordultak elő (*Conyza canadensis* és *Fallopia convolvulus*, <0,1%).

A gyepesítést követően a gyepeket folyamatosan monitoroztuk, melynek során figyelemmel kísértük a vetett gyepben bekövetkező változásokat. A vetést követő évben a vetett fűfajok borítása alacsony volt, és a szántóföldi gyomfajok domináltak. Ez az arány a tárgyalt és alkalmazott kezelések mellett már a második évre megfordult. A jó kompetíciós képességű vetett fajok megerősödésével párhuzamosan nőtt a gyep záródása, ami a korai kolonizáló, rossz kompetíciós képességű kétszíkűek borításának és fajszámának erős csökkenését eredményezte (REES és LONG M. J. 1992). Az avarfelhalmozódás következtében romlottak a fényigényes gyomfajok csírázási, felújulási esélyei (ERIKSSON 1995, DEÁK és TÓTHMÉRÉSZ 2007). Így a kezdeti nagy fajszámú, elsősorban egy-kétéves gyomok által dominált közösségek átalakultak egy kevés fajos, de a

természetes gyepekhez jobban hasonlító, évelő fajok által dominált gyepekké. Az első évtől a kezelések ellenére is megindult a fűavar felhalmozódás, ami a későbbiekben a kétszikű színező fajok betelepülésének esélyeit csökkentheti – többek között a kedvezőtlenebb csírázási viszonyok kialakítása révén (JENSEN és MEYER 2001, WHEELER és SHAW 1991, TÖRÖK et al. 2007).

Eredményeink jól mutatják, hogy a vázfajokból álló magkeverékekkel történő gyesítés gyors és hatékony módszer, évelők dominálta gyepek kialakítására, illetve a gyomok visszaszorítására. A kísérő fajok és színező elemek spontán betelepülése azonban lassú folyamat, amelynek gyorsításához és a gyepek diverzitásának növeléséhez további beavatkozások szükségesek (felülvetés, szénaráhordás, legeltetés).

Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönik Gál Lajos természetvédelmi őrnök, Kelemen András, Miglécz Tamás, és Tatár Bernadett egyetemi hallgatónak a terepmunkában és a laboratóriumi munkában nyújtott segítségét. Centeri Csaba és Vona Márton a talajelemzés során nyújtottak segítséget, köszönet érte. Köszönjük Sándor István, Molnár Attila, Gőri Szilvia és Matus Gábor hasznos tanácsait, segítségét. Kutatásunkat 2004 óta az Európai Unió LIFE-Nature programja (LIFE04NAT/HU/000119) támogatja.

Irodalom

- BAKKER J. P. 1989: Nature management by grazing and cutting. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- BRADSHAW A. D. 1983: The reconstruction of ecosystems: Presidential address to the British Ecological Society. *Journal of Applied Ecology* 20: 1–17.
- BUREL F., BAUDRY J., BUTET A., CLERGEAU P., DELETTRE Y., LE COEUR D., DUBS F., MORBAN N., PAILLAT G., PETIT S., THENAIL C., BRUNEL E., LEFEUVRE J.-C. 1998: Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecol.* 19: 47–60.
- CLEWELL A. F. 2000: Restoring for natural authenticity. *Ecological Restoration* 18: 216–217.
- CRITCHLEY C. N. R., BURKE M. J. W., STEVENS D. P. 2003: Conservation of lowland semi-natural grasslands in the UK: a review of botanical monitoring results from agri-environment schemes. *Biological Conservation* 115: 263–278.
- DEÁK B., TÓTHMÉRÉSZ B. 2007: A kaszálás hatása a Hortobágy Nyírőlapos csetkákás társulásában. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 179–186.
- ERIKSSON O. 1995: Seedling recruitment in deciduous forest herbs: the effects of litter, soil chemistry and seed bank. *Flora* 190: 65–70.
- JENSEN K., MEYER C. 2001: Effects of light competition and litter on the performance of *Viola palustris* and on species composition and diversity of an abandoned fen meadow. *Plant Ecology* 155: 169–181.
- LAWSON C. S., FORD M. A., MITCHLEY J. 2004: The influence of seed addition and cutting regime on the success of grassland restoration on former arable land. *Applied Vegetation Science* 7: 259–266.
- LEPŠ J.; DOLEŽAL J., BEZEMER T. M., BROWN V. K.; HEDLUND K., IGUAL A. M., JÖRGENSEN H. B., LAWSON C. S., MORTIMER S. R., PEIX G. A., RODRÍGUEZ B. C., SANTA REGINA I., ŠMILAUER P., VAN DER PUTTEN W. H. 2007: Long-term effectiveness of sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields. *Applied Vegetation Science* 10: 97–110.
- PÉCSI M. (szerk.) 1989: Magyarország nemzeti atlasza. Kartográfiai vállalat, Budapest.
- PENKSZA K., TASI J., SZENTES SZ. 2007: Eltérő hasznosítású Dunántúli középhegységi gyepek takarmányértékeinek változása. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 5: 1–8.
- PYWELL R. F., BULLOCK J. M., HOPKINS A., WALKER K. J., SPARKS T.H., BURKE M. J. W., PEEL S. 2002: Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *J. Appl. Ecol.* 39: 294–309.
- REES M., LONG M. J. 1992: Germination biology and the ecology of annual plants. *American Naturalist* 139: 484–508.

- SCHLÄPFER F., SCHMID B., SEIDL I. 1999: Expert estimates about effects of biodiversity on ecosystem processes and services. *Oikos* 84: 346-352.
- SZENTES SZ., PENKSZA K., TASI J. 2007: Gyepgazdálkodási vizsgálatok a Dunántúli középhegység néhány természetes gyepében. *AWETH* 3: 127-149.
- SZENTES SZ., PENKSZA K., MALATINSZKY Á., VONA V. 2008: Soil-plant studies in wet and dry grazed grasslands of the Tapolcai and Káli Basins. *Cereal Research Communications* 36: 1059–1062.
- TÖRÖK P., ARANY I., PROMMER M., VALKÓ O., BALOGH A., VIDA E., TÓTHMÉRÉSZ B., MATUS G. 2007: Újra-kezdett kezelés hatása fokozottan védett kékperjés láprét fitomasszájára, faj- és virággazdagságára. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 173–184.
- TÖRÖK P., MATUS G., PAPP M., TÓTHMÉRÉSZ B. 2008: Secondary succession in overgrazed Pannonian sandy grasslands. *Preslia* 80: 73–85.
- WHEELER B. D., SHAW S. C. 1991: Above-ground crop mass and species richness of the principal types of herbaceous rich-fen vegetation of lowland England and Wales. *Journal of Ecology* 79: 285–301.

RESTORATION OF ALCALIC AND STEPPE GRASSLANDS IN ARABLE FIELDS WITH LOW DIVERSITY SEED MIXTURES – A CASE STUDY AT THE HORTOBÁGY NATIONAL PARK (EGYEK-PUSZTAKÓCS).

B. DEÁK¹, P. TÖRÖK², I. KAPOCSI¹, L. LONTAY¹, E. VIDA², O. VALKÓ²,
SZ. LENGYEL², B. TÓTHMÉRÉSZ²

¹Hortobágyi National Park Directorate,
H-4024 Debrecen, Sumen út 2.

²Department of Ecology, University of Debrecen,
H-4010 Debrecen, Egyetem tér 1.
deakb@hnp.hu

In the last three years (2005–2007) we restored 496 ha grassland on former arable fields. We aimed at to create a dense perennial cover by sowing seed mixtures of dominant alkali and loess grasses (*Festuca pseudovina*, *F. rupicola*, *Poa angustifolia*, *Bromus inermis*). In October every year after the preparation of seed beds, we sowed the seed mixtures in density of 25kg/ha in 2005 and 2006, and 18kg/ha in 2007. We managed the sown fields from the first year onwards with mowing (once or twice a year) and moderate grazing (sheep and/or cattle) to prevent the regeneration of weed species. In the first spring after sowing the early vegetation were dominated by herbaceous weeds (*Tripleurospermum inodorum*, *Bromus arvensis*, *Thlaspi arvense*, *Capsella bursa-pastoris*, *Descurainia sophia*, *Cirsium arvense*, *Fumaria officinalis*). The cover of the weeds protected the seedlings of sown grasses from the direct sunlight and preserved suitable moisture conditions for development. In the second year we detected an increase of perennial cover and a decrease of species richness and cover of early weeds compared to the first year. We also detected immigration of perennial herbaceous species in the restoration area (*Silene viscosa*, *Dianthus giganteiformis* ssp. *pontederiae*, *Koeleria cristata*, *Salvia nemorosa*, *Salvia austriaca*, *Trifolium angulatum*, *T. striatum*, *Artemisia santonicum*, *Scorzonera cana*) dispersed mainly by anemochory or by grazing animals. Our results suggest that the sowing of competitive grass seeds is an effective tool to restore alkali and loess grasslands. The spontaneous immigration of typical loess and alkali herbaceous perennial species is slow; further management practices are needed to enhance the diversity and species richness of the newly restored grasslands (seeding, hay transport, grazing).

Keywords: restoration, secondary succession, dry grasslands, weeds, perennial grasses

A GÖDÖLLŐI-DOMBVIDÉK SZUBURBANIZÁCIÓJÁNAK JELLEMZÉSE

DEMÉNY Krisztina

Budapesti Műszaki Főiskola, Rejtő Sándor Könnyűipari és Környezetmérnöki Kar
Környezetmérnöki Intézet
1034 Budapest, Doberdó út 6., e-mail: demeny.krisztina@rkk.bmf.hu

Kulcsszavak: Gödöllői-dombság, szuburbanizáció, elvándorlás, lakásállomány-változás

Összefoglalás: A rendszerváltozást követően a fővárosi agglomerációban a mobilitás és migráció új folyamatai jelentek meg. A legjelentősebb változás a főváros és Pest megye vándorforgalmában ment végbe, egyre többen költöztek ki a fővárosból. Budapest vándorlási vesztesége elsősorban a főváros környéki települések népességszám növekedésében realizálódott. Ez a szuburbanizációs folyamat egyik bizonyítéka. Az 1990-es években a népességszám változás mellett, azonban jelentősen átalakult a lakásállomány is, és ezzel párhuzamosan a munkahelyek, vállalkozások fővárosból való kitelepülése is megfigyelhető. A vizsgált terület, a főváros közelében lévő Gödöllői-dombság. A térség településeiben jelentős mértékű átrendeződések zajlottak le 1990 és 2006 között a vizsgált mutatók tekintetében (vándorlási egyenleg, népességszám, lakásállomány és a regisztrált vállalkozások száma). A Gödöllői-dombság területén az 1990-es évek első felében a vizsgált mutatókat tekintve kisebb mértékű növekedés tapasztalható; jelentős, ugrásszerű gyarapodásról az 1990-es évek második felétől beszélhetünk. Elsősorban a dombság északi és középső részén fekvő településeken következett be számottevő változás, a kedvező közlekedés-földrajzi adottságokkal rendelkező, a fővároshoz közeli településeken.

Bevezetés

Budapest és környéke között már régóta megfigyelhető különböző irányú és intenzitású vándorforgalom. Látványos változások már történtek a kiegyezés és az I. világháború között és a II. világháborút megelőzően is. Az agglomerációs övezet népessége gyorsabban nőtt, mint a fővárosé, igaz ehhez a megfelelő közlekedési infrastruktúra kiépülésére is szükség volt. Tipikus szuburbanizációról ezen időszakban nem lehet beszélni, ugyanis a fővárosból történő tömeges kivándorlás alapvetően eltért a mai szuburbanizációs folyamatoktól, oka főként az olcsóbb megélhetés keresése volt, a kiköltözés sok esetben kényszerből történt, elsősorban az alsóbb társadalmi rétegeket érintette. 1950 után a kormányzat létrehozta Nagy-Budapestet, így az addig lezajlott folyamatok megszakadtak, a főváros körül egy új településgyűrű kezdett kialakulni. A főváros és az agglomeráció között alig volt vándorlás, mindkét térség pozitív vándorlási egyenlege az ország többi részéből történő bevándorlás jelentette. A szocialista időszakban sem lehet igazán szuburbanizációról beszélni (DÖVÉNYI és KOVÁCS 1999).

Magyarországon a rendszerváltást követően, az 1990-es években jelentősen megnőtt a lakóhely-változtatások száma. Legjelentősebb változás ekkor már a főváros és Pest megye vándorforgalmában ment végbe. A főváros népességnövekedése fokozatosan visszaesett az 1990-es évek első felében, míg ezzel párhuzamosan a Budapestről Pest megyébe költözők aránya dinamikusan növekedett. A főváros pozitív vándorlási egyenlege 1990 után néhány év alatt eltűnt. A Budapestről kiköltözők jelentős része Pest megyében telepedett le, ennek következtében a főváros környéki települések vándorlási nyeresége évről-évre növekedett. Ez a fajta vándormozgalom a szuburbanizációs

folyamat egyik bizonyítéka. Ezzel egyidejűleg az 1990-es évek első felében nemcsak a népességszám változott, hanem a lakásállomány is jelentősen átalakult a budapesti agglomerációban, szinte minden településen számottevően növekedett a lakások száma (CSANÁDI és CSIZMADY 2002, DARÓCZI 1998, DÖVÉNYI et al. 1998, DÖVÉNYI és KOVÁCS 1999). A szuburbanizáció azonban nemcsak a lakóhelyekre vonatkoztatható, általában a lakosság kiköltözését – némi késéssel – a munkahelyek és a vállalkozások kitelepülése is követte (KOÓS 2004, KOÓS és TÓTH 2007). A növekedés üteme a fővárosi agglomeráció különböző területein eltérő mértékű volt, a szuburbanizációs kihívásokra az egyes települések eltérő módon reagáltak (MALATINSZKY 2005a). Jelen vizsgálat azt elemzi, hogy a fővárostól keletre eső településeken az 1990-es években milyen mértékű átrendeződések zajlottak le. A vizsgált terület a Gödöllői-dombság kistáj, mely a főváros közvetlen közelében helyezkedik el. A Gödöllői-dombvidékhez – MAROSI és SOMOGYI (1990) kistáj tipizálása szerint – közigazgatásilag 16 település tartozik, ezekre vonatkozóan végeztem vizsgálatokat. A területhez tartozó települések közül 12 település része a budapesti agglomerációnak, 4 település: Mende, Úri, Vácegres és Valkó kívül esik az agglomerációs gyűrűn.

A szuburbanizációs folyamatok természetesen a környezeti terhelés jelentős megnövekedésével, a táj képének átalakulásával (BAKOS et al. 2006), a területhasználát megváltozásával (BARCZI et al. 2006), a talajtakarás megnövekedésével és a talajdegradációs folyamatok felgyorsulásával (BARCZI és CENTERI 2005, CENTERI et al. 2007a, CENTERI et al. 2008), a növénytakaró változásával (POTTONDY et al. 2007, CENTERI et al. 2007b), valamint egyéb szociális és gazdasági változásokkal is jár (MALATINSZKY 2004, 2005b).

Anyag és módszer

A Központi Statisztikai Hivatal népszámlálási és megyei statisztikai adatait felhasználva megvizsgáltam, milyen szuburbanizációs folyamatok voltak jellemzőek a Gödöllői-dombság településein a rendszerváltást követően.

A népszámlálási adatok esetén két időpontban (1990 és 2001), míg a megyei statisztikai adatok esetén 4 időpontra (1990, 1995, 2001 és 2006) számítottam relatív mutatókat és vizsgáltam meg, hogyan változtak a népességi és gazdasági mutatók.

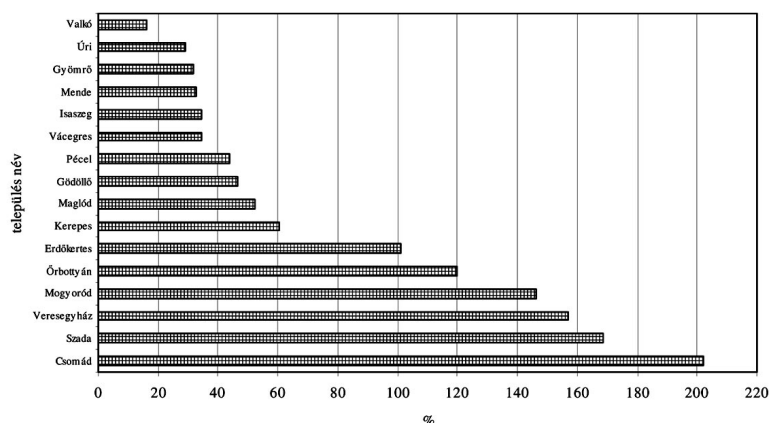
A kapott értékeket grafikusán és településszintű térképeken ábrázoltam. Az ábrákból és a térképekből következtetni tudtam arra milyen mértékű változás következett be a Gödöllői-dombság területén.

A Gödöllői-dombság településein 1990 és 2006 közötti jelentős átrendeződések jellemzésére több mutatót alkalmaztam: népességszám változása, vándorlási egyenleg, lakásállomány változása és azt hogyan alakult a térségben a regisztrált vállalkozások száma.

Eredmények és megvitatásuk

A rendszerváltást követően Budapesten és környékén a migráció és mobilitás új jellemzői figyelhetők meg. A főváros pozitív vándorlási egyenlege fokozatosan eltűnt, egyúttal a Budapestről Pest megyébe történő vándorlások száma dinamikusan növekedett. A fővárosból kiköltözők elsősorban Pest megye településein telepedtek le. A Gödöllői-

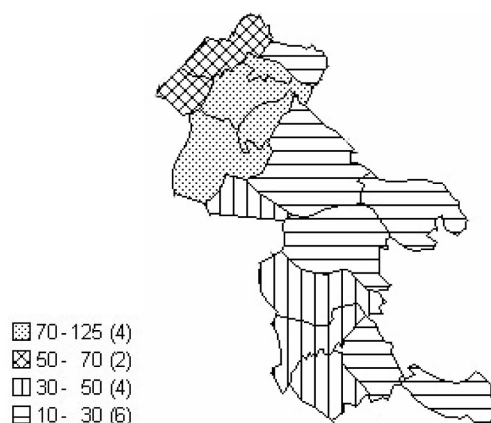
dombság települései közül 1980–1989 között a települések majdnem felének vándorlási vesztesége volt, a többi település számára viszont nyereséges volt a vándorlás (1. ábra). Ezzel szemben 1990–2001 között a térség mindegyik települése pozitív vándorlási egyenleggel rendelkezett.



1. ábra Vándorlási egyenleg a Gödöllői-dombvidék településein 1980 és 2001 között (fő) (KSH 1992, 2002)
Figure 1. Migration balance in the Gödöllő Hillside between 1980–2001 (person) (KSH 1992, 2002)

A népességszám a vizsgált területen 1990 és 2006 között összességében 38%-kal növekedett. Jelenleg Pest megye lakosságának 12%-a él a területen, 142587 fő. Az 1990-es évek első felében még csupán 6%-os volt a növekedés, ezzel szemben az 1990-es évek második felében megduplázódott a növekedés mértéke (14%).

A Gödöllői-dombvidék mindegyik településén nőtt a népességszám, az északi részen fekvő településein a növekedés mértéke 60% feletti volt, a középső és déli területeken jóval ez alatt maradt. Kiemelkedően magas volt Veresegyházon (124%), ahol a lakosság száma megduplázódott 1990-hez képest, Erdőkertesén (89%) és Szadán (86%) (2. ábra).

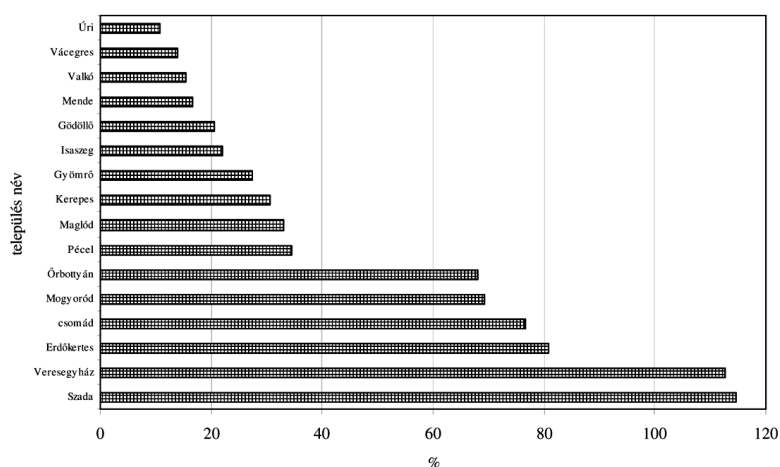


2. ábra Népességszám változása a Gödöllői-dombvidék településein 1990 és 2006 között (%) (KSH 1992, 1996, 2002, 2007)

Figure 2. Change in the number of population in the Gödöllő Hillside between 1990–2006 (%) (KSH 1992, 1996, 2002, 2007)

A dombság peremi területein, a fővárostól messzebb eső területeken (Úri, Vácegres, Mende, Valkó) a lakosságszám növekedése csekélyebb volt 10 és 20% közötti, ebbe a csoportba sorolható Gödöllő is. Együttal megállapítható, hogy a növekedés üteme jelenleg is tart, de az 1990-es évek második felében volt a legnagyobb mértékű.

A népességszám és a vándorlási egyenleg változása mellett a lakásállomány is jelentősen bővült. A vizsgált terület minden településén számottevően nőtt a lakások száma, összességében 27%-kal, ez megfelel a pest megyei növekedési ütemnek (26%). Kiemelkedően magas volt Szadán (115%), Veresegyházon (113%) és Erdőkertesen (85%), a dombság északi részén (3. ábra).



3. ábra A lakásállomány változása a Gödöllői-dombság településein 1990–2006 között (%) (KSH 1992, 1996, 2002, 2007)

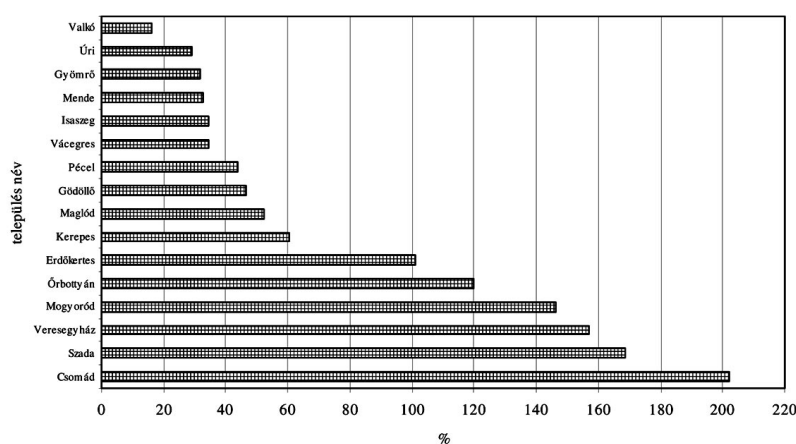
Figure 3. Change in the number of the flats in the Gödöllő Hillside between 1990–2006 (%) (KSH 1992, 1996, 2002, 2007)

A térség településein lezajlott népességmozgás hatására fokozódott a beépítettség és a belterületek aránya is növekedett. Ezt jól példázhatja a népsűrűség dinamikus emelkedése a településeken, ugyanakkor azonban figyelembe kell venni a városias jellegű beépítés jellemzőit is. Gödöllő esetén például ez az összefüggés nem egyértelmű, a térség legnagyobb népességű települése, ahol kiugróan magas a népsűrűség, de ez részben a többszintes, emeletes (lakótelepi) beépítésnek köszönhető.

A településeknek alkalmazkodnia kellett az új igényekhez, így lehetőségeikhez mértelen terjeszkedtek. A települések terjeszkedése egyfelől külső nyomásra következett be, mivel a fővárosból egyre többen költöztek ki és telepedtek le a térségben. Az önkormányzatok újabb és újabb telkeket osztottak ki, ugyanakkor az igényeknek néhány település csak úgy tudott megfelelni, ha átszervezte a parcellákat (külterületből belterületbe). Ennek eredményeként csökken a művelt területek aránya, csökken a természetes környezet. Az 1970-es években csak hétvégi házakat vásároltak, az 1990-es évekre már állandó lakhelyül választották a térséget, főként a fővároshoz közeli településeket.

A fővárosból az agglomerációba való kiköltözés elsődleges okaként a jobb lakás- (nagyobb lakás, kertés ház) és életkörülmények jelölhetőek meg. A Budapestről kivándorlók iskolai végzettsége szerint a felsőfokú végzettségűek dominálnak, tehát legin-

kább a magasabb társadalmi státuszú emberek költöztek ki az agglomerációba (CSANÁDI és CSIZMADY 2002, DÖVÉNYI et al. 1998, DÖVÉNYI és KOVÁCS1999). A Gödöllői-dombság településein élők kevesebb, mint 10%-a rendelkezett felsőfokú végzettséggel 2001-ben. A diplomások aránya Gödöllőn, a térség kulturális és közlekedési központjának is tekinthető településen a legmagasabb, 16%, ez kétszerese a pest megyei diplomások arányának. Az 1997–2006 közötti adatokat elemezve megállapítható, hogy a regisztrált vállalkozások számát tekintve következett be a legnagyobb mértékű változás a vizsgált területen (4. ábra).



4. ábra A regisztrált vállalkozások változása a Gödöllői-dombság településein 1997–2006 között (%) (KSH 1996, 2002, 2007)

Figure 4. Change in the number of venture in the Gödöllő Hillside between 1997–2006 (%) (KSH 1996, 2002, 2007)

A főváros környéki gazdasági átalakulás alapvetően két forrásból származik, egyfelől nagy számban jönnek létre új vállalkozások, másfelől pedig a már meg lévő vállalkozások követve a jobb feltételeket, áthelyezik székhelyüket (KOÓS 2004, KOÓS és TÓTH 2007). A vállalkozások telephely választásában meghatározó szerepe van a megközelíthetőségnek, tehát a jó közlekedési (M3-as autópálya, 3-as főút) helyzetű települések gyarapodása számottevőbb. Ezen kívül fontos szerepet játszott a terület gazdasági fejlődésében, hogy a rendszerváltást követően a térségben nem alakult ki ipari válságövezet. A Gödöllői-dombság településein 1997 és 2006 között összességében 62%-kal nőtt a regisztrált vállalkozások száma, mintegy 13%-kal haladva meg a pest megyei növekedést. A legtöbb vállalkozás követve az eddigi tendenciát a dombság északi részén lévő településein jött létre (Csomád, Szada, Veresegyház, Mogyoród, Erdőkertes). Végezetül elemeztem, hogy a vizsgált mutatók tekintetében milyen összefüggések tapasztalhatóak, korrelációs együtthatót számítottam (1. táblázat).

Először a térség összes településére, majd a településeket két csoportra bontottam, aszerint, hogy része-e a budapesti agglomerációnak vagy sem. Az első vizsgálat alapján megállapítható, hogy a népességszám növekedését a lakásállomány és a regisztrált vállalkozások számának növekedése kíséri, a korrelációs együttható erős kapcsolatra utal. A második vizsgálat szerint az előzőekhez képest jelentős eltérés tapasztalható a

regisztrált vállalkozások száma és a többi mutató kapcsolatában a budapesti agglomeráción kívül eső településeken. A vállalkozások és a népességszám változása között közepes erősségű a kapcsolat, illetve a vállalkozások számát a lakásállomány változása nem befolyásolja.

1. táblázat Korrelációs kapcsolat a vizsgált mutatók tekintetében a Gödöllői-dombság településein
Table 1. Correlation analysis according to examined indicators in the Gödöllő Hillside.

		<i>Nép. Szám. Változás 1990–2006 között (%) 1.</i>	<i>Vándorlási különbség 1990–2001 között (fő) 2.</i>	<i>Lakásállomány változás 1990–2006 között (%) 3.</i>	<i>Reg. vállalkozások száma 1997–2006 között (%) 4.</i>
1.	A	1,00	0,11	0,94	0,77
	B	1,00	0,27	0,79	-0,60
2.	A	0,11	1,00	0,31	-0,36
	B	0,27	1,00	0,53	-0,33
3.	A	0,94	-0,07	1,00	0,87
	B	0,79	0,53	1,00	-0,12
4.	A	0,77	-0,36	0,87	1,00
	B	-0,60	-0,33	-0,12	1,00

A = agglomeráció települések, B= agglomeráción kívüli települések

Irodalom

- BAKOS, K., BARCZI, A., VONA, M., EVELPIDOU, N., CENTERI, C. 2008: Potential effects of land use change around the Inner Lake in Tihany, Hungary – examination of geology, pedology and plant cover/land use interrelations. *Cereal Research Communications*, 36: 143–146.
- BARCZI A., CENTERI Cs. 2005: Az erózió és a defláció tendenciái Magyarországon. In: STEFANOVITS P., MICHELI E. (szerk.): A talajok jelentősége a 21. században. MTA Társadalomkutató központ, Budapest, pp. 221–244.
- BARCZI A., PENKSZA K., GRÓNÁS V., POTTYONDY Á. 2006: A Nyugat-magyarországi régió felhagyott szántóinak felmérése és újbóli használatuk megalapozása (általános irányelvek, Zalai-dombsági példák) I. *Tájökológiai Lapok* 4(1): 79–94.
- CENTERI, Cs., MALATINSZKY, Á., VONA, M., BODNÁR, Á., PENKSZA, K. 2007a: State and sustainability of grasslands and their soils established in the Atlantic-Montane zone of Hungary. *Cereal Research Communications* 35: 309–313.
- CENTERI Cs., KRISTÓF C., EVELPIDOU D., VASSILOPOULOS N., GIOTITSAS A. 2007b: Experiences of use a soil erosion model in Paros Island (Greece) and on the Tihany Peninsula (Hungary). *Proceedings of the 15th International Poster Day, Transport of Water, Chemicals and Energy in the System Soil-Crop Canopy-Atmosphere*, Bratislava, 15.11.2007. pp. 55–63.
- CENTERI, Cs., VONA, M., PENKSZA, K., VONA, V. 2008: Economic evaluation of nutrient loss through erosion on arable lands in the Sősi Creek watershed, Hungary. *Lucrări Ştiinţifice, Seria I.* 10: 195–202.
- CSANÁDI G., CSIZMADY A. 2002: Szuburbanizáció és társadalom. *Tér és Társadalom* 16(3): 27–55.
- DARÓCZI E. 1998: Pest megye növekvő vándorlási forgalma. In: ILLÉS S., TÓTH P. P. (szerk.): *Migráció (tanulmánygyűjtemény) I. kötet: KSH Népeségtudományi Kutató Intézet, Budapest*, pp. 245–256.
- DÖVÉNYI Z., KOK H., KOVÁCS Z. 1998: A szuburbanizáció, a lokális társadalom és a helyi önkormányzati politika összefüggései a Budapesti agglomerációban. In: ILLÉS S., TÓTH P. P. (szerk.) *Migráció (tanulmánygyűjtemény) I. kötet: KSH Népeségtudományi Kutató Intézet, Budapest*, pp. 229–237.
- DÖVÉNYI Z., KOVÁCS Z. 1999: A szuburbanizáció térbeni-társadalmi jellemzői Budapest környékén. *Földrajzi Értesítő* 48: 33–57.

- Koós B. 2004: Adalékok a gazdasági szuburbanizáció kérdésköréhez. *Tér és Társadalom* 18: 59–71.
- Koós B., Tóth K. 2007: Lakóhelyi és gazdasági szuburbanizáció a közép-magyarországi régióban. In: *A társadalmi földrajz világi: Szegedi Tudományegyetem Gazdasági- és Társadalomföldrajzi Tan-szék, Szeged*, pp. 333–342.
- KSH 1992: 1990. évi népszámlálás. 16. Pest megye adatai. Központi Statisztikai Hivatal, Budapest
- KSH 1996: Pest megye statisztikai évkönyve 1995. Központi Statisztikai Hivatal, Budapest
- KSH 2002: 2001. évi népszámlálás. 6. Területi adatok II. Kötet. Központi Statisztikai Hivatal, Budapest
- KSH 2007: Pest megye statisztikai évkönyve 2006. Központi Statisztikai Hivatal, Budapest
- MAROSI S., SOMOGYI S. 1990: Magyarország kistájainak katasztere II. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest, pp. 802–806.
- MALATINSZKY Á. 2004: Zöldülő kampusz Gödöllőn. *Környezeti Nevelési Hírlevél* 6: 6–7.
- MALATINSZKY Á. 2005a: Fogyatkozó zöldterületek az agglomerációban. *Agglomeráció* 2:1.
- MALATINSZKY Á. (SZERK.) 2005b: Gödöllő környezeti állapot térképe. Második, bővített kiadás. GATE Zöld Klub Egyesület, Gödöllő
- POTTYONDY, Á., CENTERI, Cs., BODNÁR, Á., BALOGH, Á., PENKSZA, K. 2007: Comparison of erosion, soil and vegetation relation of extensive Pannonian meadows under Mediterranean and Sub-Mediterranean effects. *Cereal Research Communications* 35: 949–952.

SUBURBANIZATION PROCESSES OF THE GÖDÖLLŐ HILLSIDE

K. DEMÉNY

Budapest Tech Rejtő Sándor Faculty of Light Industry and Environmental Protection Engineering
H–1034, Budapest, Doberdó u. 6., e-mail: demeny.krisztina@rkk.bmf.hu

Keywords: Gödöllő Hill, suburbanization, migration, change in flat stock

New tendencies of the mobility and migration showed up in the agglomeration of Budapest after the transformation of the political system. The most protruding migrations were observed between the capital and Pest County. The population of the surrounding area of Budapest has increased significantly, caused by the migration from Budapest. These facts demonstrate the suburbanization processes well. During the 1990's, the number of flats has also expanded which followed the increasing number of the enterprises. In this paper, these processes are detailed as studied in the Gödöllő Hill region. This region was chosen because of its vicinity to Budapest. The settlements show several significant changes of their characteristic figures (migration balance, number of inhabitants, housing stock and enterprises) between 1990 and 2006. The changes had started moderately during the first part of the 1990's, but the process has accelerated significantly since the second part of that decade. The most pronounced transformations have occurred in settlements in the northern and middle parts of the region, which have close proximity to the capital and good traffic conditions.

A VILÁG TERMÉSZETVÉDELMENEK TÖRTÉNETE A II. VILÁGHÁBORÚ UTÁN (1946–1950, VÉDETT TERÜLETEK ALAPÍTÁSA)

CENTERI Csaba¹, PENKSZA Károly¹, GYULAI Ferenc²

¹SzIE-Gödöllő, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: Centeri.Csaba@kti.szie.hu, Penksza.Karoly@kti.szie.hu

²SzIE-Gödöllő, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Földhasználati és Tájgazdálkodási Tanszék
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1. e-mail: Gyulai.Ferenc@kti.szie.hu

Kulcsszavak: természetvédelem, történet, világ, védett területek, 1946–1950.

Összefoglalás: a védett területek számának és kiterjedésének folyamatos növekedése 1872-től a II. világháború kezdetéig tartott. A világháború ideje alatt a növekedés töretlensége némileg megtorpant, de az utána következő időszak ismét a védett területek kiterjedésének és számának növekedését hozta. A védett területek alapításának történetét az 1946 és 1950 között eltelt öt év áttekintésével folytatjuk. A cikkben közölt minden adat az IUCN kategóriarendszerébe sorolt védett területekre vonatkozik. Az IUCN adatbázisa szerint a legtöbb területet Jamaica alapította, ezek mind az erdőrezervátumok közé tartoztak. A területek többsége a IV-es (biotóp/védett fajok területe kezeléssel) és a VI-os (védett erőforrás területkezeléssel) IUCN kategóriákba tartozik, ugyanakkor 60 különböző nemzeti kategóriával is találkozhatunk a kijelölt területek között. A területnagyságok az átlagnak megfelelően alakulnak, azaz többségük 10 000 és 99 900 ha közötti méretű. Magyarországról három védett természeti terület került fel az IUCN listájára, a Bátorligeti Ósláp, valamint a Kámoni és az Erdőtelki Arborétum, mindhárom a természetvédelmi terület kategóriába tartozik.

Előzmények

A természetvédelem történetének első mérföldköve a Yellowstone Nemzeti Park megalapítása volt, bár korábban is jelöltek ki olyan területeket, amelyek természetvédelmi jelentősége később megnőtt (pl. vallási vagy nemesi, esetleg királyi vadászat céljából lehatárolt területek). 1939 között eltelt 78 évben számos védett terület alapítása történt (CENTERI és GYULAI 2006, CENTERI et al. 2007, PENKSZA et al. 2007, CENTERI et al. 2008). A világ természetvédelmének történetében a területalapításokat tárgyaló korábbi, 1940 és 1945 közötti időszakot átölelő fejezet (CENTERI et al. 2008) már beszámol hazánk egyik legfontosabb történelmi eseményéről a természetvédelemben: a Debreceni Nagyerdő Természetvédelmi Terület 1939-es megalapításáról. Ez a fontos mérföldkő kimaradt az IUCN listáról, de mivel ez volt hazánk természetvédelmi történéseinek első lépése, ismertetését kiemelten fontosnak tartottuk. Jelenleg az 1946 és 1950 közötti időszak eseményeit elemezzük a védett területek alapítására vonatkozóan.

Anyag és módszer

Az adatok ismertetésénél az IUCN legfrissebb adatait vesszük alapul, amelyet a legutóbbi, durbani konferencia alkalmával hoztak nyilvánosságra (HTTP1). Az adatok a 2003-ban megjelent adatbázisban szerepelnek, melyek elérhetők a WDPA (World Database on Protected Areas) honlapján is (HTTP2). Ezen belül az IUCN kategóriába

besorolt területekkel foglalkozunk (IUCN 1994). A védett területek gyakran nem egybe-függők, hanem több kisebb részből állnak. Az adatbázisnak azon állományát elemeztük, amely a területeket egy ponttal vagy egy folttal jelöli, és nem a több részből álló terület-egységeket jeleníti meg. Az utóbbiak jóval nagyobb számúak, de ezekből több rész-terület tartozik egy-egy védett területhez. Jelen cikksorozatunkban nem áll szándékunkban a részterületeket elemezni.

Eredmények

A jelenleg vizsgált időszakban (1946 és 1950 között) 580 védett területet alapítottak, átlagosan évi 116-ot. 1940 és 1945 között ez a szám alacsonyabb volt (CENTERI et al. 2008), évi átlagban 59 területalapítás történt. Ez nem csak a jelenleg vizsgált időszakhoz képest kisebb, de az 1939-et megelőző időszakok átlagához képest is visszaesés volt, ami nyilvánvalóan a II. világháború hatásának köszönhető. Az 1946 és 1950 közötti időszokban alapított területek IUCN kategóriák szerinti beosztását az 1. táblázatban láthatjuk.

1. táblázat Az 1946 és 1950 között alapított védett területek kategóriáinként
Table 1. The number of protected lands by categories founded between 1946 and 1950

<i>IUCN kategória</i>	<i>Alapított területek száma (db)</i>	<i>A kategóriák eloszlása (%)</i>
Ia vad terület	67	12
Ib szigorú természeti rezervátum	8	1
II nemzeti park	44	8
III nemzeti emlékmű	25	4
IV biotóp/védett fajok területe kezeléssel	186	32
V védett táj	89	15
VI védett erőforrás területkezeléssel	161	28
Összesen:	580	100

Az 1. táblázat adataiból megállapíthatjuk, hogy a IV-es és a VI-os kategóriákból hoztak létre legtöbbet. A IV-es kategória alkotja az összes alapított terület 32%-át, míg a VI-os kategória azok 28%-át teszi ki. Az V. és az Ia. kategóriák alkotják a középmezőnyt 15 és 12 %-kal. Érdekesség, hogy a vizsgált öt év alatt (1946–1950) mindössze 8 nemzeti parkot alapítottak az országok, pedig ez a kategória mindig nagyobb számban szerepelt, pl. a II. világháború alatt 38 nemzeti park alakult.

A 2. táblázatban látható, hogy a védett természeti területek nemzeti osztályozása összesen 60-féle nemzeti kategóriát eredményezett.

Jamaicán csak erdőrezervátumokat hoztak létre, összesen 84-et, és ezzel első lett a védett területek alapításának számát tekintve. Indonéziában a vizsgált időszakban csak véderdőt alapítottak, szám szerint 48-at, és máshol nem is szerepel ez a kategória. Az USA 64 védett területe közül 51 tartozik az állami parkok közé, a világon összesen 54 állami parkot alapítottak, a fennmaradó hármat Brazília területén.

2. táblázat Az 1946 és 1950 között alapított védett területek kategóriái és az alapított kategóriák száma
 Table 2. The type and number of protected land categories by types founded between 1946 and 1950

Védett terület besorolása	Alapítások száma	Kategória	Alapítások száma
Állami felüldülési terület	2	Regionális park*	1
Állami park	54	Speciális botanikai rezervátum	3
Állami természeti rezervátum	4	Speciális rezervátum - erdő	3
Állami üdülési terület	2	Szigorú természeti rezervátum	6
Állati élőhely (Fauna habitat)	1	Tájpark	4
Botanikai rezervátum	1	Tájvédelmi körzet	9
Botanikus kert	1	Tartományi (municipal) park	1
Erdőpark	3	Tartományi park (provincial) park	13
Erdőrezervátum	117	Tartományi park és erdőrezervátum	1
Érintetlen esőerdő rezervátum	3	Természeti emlékmű	37
Faunarezervátum	1	Természeti emlékmű - geológiai	1
Flórazervátum	1	Természeti emlékmű - paleontológiai	1
Fő védett terület	4	Természeti nemzeti park	1
Integrált természeti rezervátum	1	Természeti rezervátum (Natural Reserve)	3
Ismeretlen kategória	3	Természeti rezervátum (Nature Reserve)	131
Kezelt rezervátum	7	Természeti terület	2
Közösségi legelő	11	Természetvédelmi terület	3
Kvazi nemzeti park	3	Természetvédelmi törvény	1
Madárrezervátum	1	Vadgazdálkodási terület	1
Magán természeti rezervátum	3	Vadrezervátum	1
Menedék	3	Vadrezervátum (Wildlife Reserve)	1
Nem vadászati célú erdőrezervátum	1	Vadvédelmi terület	3
Nemzeti emlék	3	Vadvilág menedék	1
Nemzeti erdő	1	Vándormadár menedék (refuge)	1
Nemzeti felüldülési célú terület	1	Madármenedék (Bird sanctuary)	1
Nemzeti park	31	Vándormadár menedék**	8
Nemzeti rezervátum	2	Védelmi hatósági terület***	1
Nemzeti természeti emlék	3	Véderdő (mind Indonézia területén)	48
Nemzeti természeti rezervátum	21	Védett helyszín	1
Park	1	Védett táj	2
Összesen:	580		

*+gyümölcsös emlékmű – parkművészet, **Migratory bird sanctuary, ***Conservation Authority Area,

A vizsgált időszakban 50 országban történtek védetté nyilvánítások, de 22 országban csak egy vagy két területet jelöltek ki. A védett területek mérete változó, de a jelentős részük (69,31 %) a közepesek (10 000–99 999 ha) közé tartozik (3. táblázat).

A legkisebb védett terület 16, a legnagyobb pedig 302 463 hektárnyi területen fekszik. Ökológiai, konzervációbiológiai és természetvédelmi szempontból a védett területek mérete kiemelt fontosságú, hiszen egyes nagytestű állatfajok területigénye gyakran meghaladja a védett terület méretét, és azon kívül túlélési esélyeik jelentős mértékben csökkenhetnek. A nagyméretű védett területek így kiemelten nagy jelentőséggel bírnak.

3. táblázat Az 1946 és 1950 között alapított védett területek nagysága kategóriánként
 Table 3. The size of protected lands by categories founded between 1946 and 1950

<i>Terület nagysága (ha)</i>	<i>Alapított területek száma kategóriánként (db)</i>	<i>A területek eloszlása (%)</i>
0–99	1	0,17
100–999	18	3,10
1000–9999	59	10,17
10000–99999	402	69,31
100000–999999	100	17,24
Összesen	580	100

Az egyes országok által alapított védett területek számának alakulását a 4. táblázatban tanulmányozhatjuk.

4. táblázat Az 1946 és 1950 között alapított védett területek országonként
 Table 4. The number of protected lands by countries founded between 1946 and 1950

<i>Ország</i>	<i>Alapított területek száma</i>
Finnország, India, Kamerun, Kirgizisztán, Kolumbia, Kongó, Nigéria, Sierra Leone, Sri Lanka, Szenegál, Szudán, Uganda, Ukrajna, Uruguay, Üzbegisztán, Zambia	1
Belgium, Chile, Hollandia, Macedónia, Santa Lucia, Togo	2
Georgia, Magyarország, Malajzia, Mexikó, Venezuela, Zimbabwe	3
Lengyelország, Svájc, Szlovénia, Új-Kaledónia	4
Brazília, Dánia	5
Jugoszlávia, Kenya	6
Dél-Afrikai Közt., Japán	8
Argentína	9
Bulgária	10
Horvátország	12
Szlovákia	13
Brunei	15
Svédország	17
Indonézia	48
Németország	54
USA	64
Kanada	68
Csehország	76
Jamaica	94
Összesen:	580

Jamaica után Csehország, Kanada, USA, Németország és Indonézia következnek a sorban, 48–94 védett területet hoztak létre. Nézzünk néhány példát védett területre vonatkozóan a világból és hazánkból.

Külföldi védett területek alapítása

Everglades Nemzeti Park

A Florida Állam déli részén elhelyezkedő parkot 1947. december 6-án alapították, területe 610 150 ha. A park az Everglades néven ismert, 160km hosszú terület déli felét foglalja magába (1. ábra). A mocsaras szubtrópusi vidék az Okeechobee-tótól a Florida-öbölhöz tart, dzsungelszerű erdőkkel, érdes fűvű prériekkel és mangrove mocsarakkal tarkított (DOMINA et al. É.N.) (1. ábra).



1. ábra Az Everglades Nemzeti Park pálmákkal tarkított északi része
Figure 1. Northern part of the Everglades National Park with palm trees

Az USA nemzeti parkjainak többségével szemben az Everglades nem elsősorban a látvány, hanem az itt jellemző ökoszisztéma megmentése miatt került védelem alá. Az Everglades területe alacsonyan fekszik, sekély talajtakaróval, közeli mészkő alapkőzettel és csekély lejtéssel jellemezhető. A növénytakaró is ennek megfelelően alakult: nagyrészt préri, amelyen alacsony, a vízből alig 1–2 méterre kiemelkedő szigetek találhatóak, rajtuk fákkal. Az ökoszisztéma központi szereplője a víz. Valaha zavartalanul áramlott az Okeechobee-tó medréből a Mexikói-öböl felé, így a vízbőség és a szárazságra ritmusa határozta meg az ökoszisztéma működését és speciális voltát. Az intenzív, gyakran öntözött mezőgazdasági területek ma már körbeveszik a nemzeti park területét, és megtörik az Okeechobee-tó felől áramló víz ritmusát. Az esős évszakban a fölösleges vizet nagyobb mennyiségben juttatják a park területére, mint ahogyan az a természetes körülmények között érkezne. A túlságosan nagymennyiségben érkező víz egyes években olyan magas vízszintet eredményezett, hogy a szigetek is víz alá kerültek, pedig ez természetes viszonyok között nem volt jellemző. A következmények egyik sajátossága volt, hogy az alapvetően rágszálókkal táplálkozó baglyok énekesmadarakat üldöztek a faágak között. A száraz évszakban a mezőgazdasági területek vízmérlege értelemszerűen negatív. A zsilipeket zárt helyzetben tartják, hogy minél több vizet tudjanak az öntözéshez felhasználni. Az esős évszakban túlságos vízbőségben fürdő Everglades így a száraz évszakban extrém szárazság szenvedő alanya lesz.

A csapadék eloszlását a lakosság is befolyásolja. A nagy tömegben érkező – a kellemes klímával járó alacsony rezsi költség által vonzott –, más USA tagállamokból bevándorlók is folyamatosan növekvő terhet jelentenek a vízkészletekre nézve. Az amerikai háztartások nagy vízigénye a szubtrópusi éghajlat miatt még jelentősebb, hiszen a szárazabb évszakban jelentős az öntözővíz igény is. A helyzetet bonyolítja, hogy 1930 és 2004 között közel 23 cm-rel nőtt a dél-floridai partok mentén az átlagos tengerszint, amely (szigorú előrejelzések alapján) víz alá szoríthatja a mangrove erdőket a XXI. században, amit a globális felmelegedés számlájára írnak (MORELL 2004).

A nemzeti park 700 növény és 300 állatfaj védelmét látja el. Az állatok között található az amerikai alligátor (*Alligator mississippiensis*), a lamantin vagy nyugat indiai manáti (*Trichechus manatus*) és a floridai párduc vagy puma (szinonimák: hegyi oroszlán, amerikai oroszlán, cougar stb.) a korábban leírt észak-amerikai puma (*Puma concolor*) 30 alfajának egyike (*Puma concolor ssp. coryi* Bangs).

Az amerikai alligátorokkal sikeres küzdelmet folytattak az indiánok és a betelepülő gazdálkodók is, annyira, hogy sikerült elérni, hogy a veszélyeztetett fajok listájára kerüljön. A parkban számos fajvédelmi program indult. Ezekből kiemelkedő sikertörténet, amelyet az amerikai alligátorok megmentésére indítottak: az alligátorfarmokon nevelt egyedek közül az 1990-es években egymillió egyedet engedtek szabadon (2. ábra).



2. ábra Az alligátorokat koruk szerint különítik el
Figure 2. Alligators are separated by age

A lamantin vagy nyugat indiai manáti (*Trichechus manatus*) egyedszáma ma már 1800 alatt van Floridában. A faj sikertelenségének egyik oka, hogy élőhelyének egy része egybeesik a vízi járművek közlekedési útvonalával. Leggyakrabban ezekkel való

ütközés miatt következik be a pusztulásuk. Másik hátráltató tényezője a faj védelmének a szaporodási sajátosságaiban rejlik: kevés utód, hosszú vemhesség stb.

A floridai puma (*Puma concolor* ssp. *coryi* Bangs) jelenleg az egyik legveszélyeztetettebb faj a világon. A fajt először BANGS írta le 1896-ban, bár a leírást csak később publikálta (BANGS 1899). A faj megőrzésére vonatkozóan számos terepi tapasztalat összegyűlt már (MOORHEAD és HOFSTRA 1994), de hiába a törekvések, a nagy territórium-igényével és a negatív emberi behatásokkal nehéz megbirkózni.

A védett értékek kiemelkedő jellegét támasztja alá, hogy a park elnyerte a Bioszféra Rezervátum és a Világörökség címet is. 2002-ben jelentős anyagi támogatást kapott az érintkező természetközeli vagy természetvédelmi biológia szempontjából értékes területek felvásárlására és a vízforgalom helyreállítására, hiszen a víz központi szerepet játszik a park életében.

Két fontos leckével is szolgál számunkra a nemzeti park története. Az egyik, hogy előre nem látható következményei vannak a természetes folyamatokba történő mesterséges beavatkozásoknak, amelyek helyreállítása meglehetősen nehézkes és költséges. Itt merül föl annak a problémája is, hogy a korábbi csatornázások – amelyből elsősorban a gazdálkodók profitáltak az öntözés során – által okozott természeti károk helyreállításának árát az egész társadalom fizeti meg, amely megkérdőjelezheti a korábbi beavatkozások gazdasági sikerességét. A másik fontos esemény, hogy egyes fajok természetes élőhelyen való megőrzésében az embernek jelentős szerepe lehet, itt elsősorban az amerikai alligátorok erre létrejött farmokon történő mesterséges szaporítása szolgált a természeti értékek jelentős növekedésével. Természetesen és sajnálatosan ez nem minden faj esetében működik ennyire zökkenőmentesen, pl. a floridai párdúc populációjának stabilizálása még várat magára.

A parknak történelmi jelentősége is van, hiszen a szeminol háborúban a szeminol (Seminole) és a mikkoszuki (Miccosukee) indiánok az Everglades relatíve ismeretlen vizes területeit és szigeteit használták búvóhelynek. Kétszáz szeminol indiánt áttelepítettek Oklahoma melletti rezervátumokba, de 300-an sikeresen elmenekültek a mocsaras területekre. Ma hat floridai rezervátumban 2000 szeminol indián él. A fennmaradt 500 mikkoszuki indián egy 332 km²-es rezervátumban lakik.

Dzsosinecu-Kogen Nemzeti Park

„A japán mitológia szerint a hegyeket jobb elkerülni, különösen hideg teleken, ha nem akarunk rossz szándékú, természetfeletti lényekkel találkozni, mint pl. Yuki Onnákkal (a hó úrnőivel), akik az éteri szépségüktől elbűvölt utazót hóviharba keverik és elrabolják.”

A démoni alakok nagy szerepet játszottak abban, hogy Japánban még léteznek természetközeli helyek. 1949-ben a japán kormány átvette a régi legendák szerepét és létrehozta a Dzsosinecu-Kogen Nemzeti Parkot, amely magába foglalja a Japán-Alpok különleges csúcsait. Ez Japán második legnagyobb nemzeti parkja, területe 189 062 ha. A park középső részét, a Siga-fennsíkot az UNESCO bioszféra rezervátummá nyilvánította. A parkban számos tűzhányó működik (pl. Asama, Myoko és Tanigawa), mellettük pedig hetven kristálytisza vizű tó alakult ki. A park leginkább védendő értéke a japán makákó (*Macaca fuscata*).

A japán makákónak két faja ismert, a *Macaca fuscata fuscata* és a *Macaca fuscata yakui*, az utóbbi csak Yakushima szigetén él, míg a másik alfaj Hokkaido kivételével (FOODEN és AIMI 2005) mind a négy nagyobb japán szigeten (Hokkaido, Honshu, Shikoku és Kyushu) előfordul, őshonos. A japán makákó a vadonélő főemlősök legészakibb képviselője. Az abszolút legészakibb japán makákó populáció Hunshu egyik északi félszigetén él (IZAWA és NISHIDA 1963; UEHARA 1975). A faj meglepő hasonlatosságot mutat az emberrel.

Kenya-hegység Nemzeti Park

A Kenya-hegység egy impozáns, kialudt vulkán. 140 km-re É-ÉK-re fekszik Nairobitól, északi lejtőivel átnyúlva az egyenlítőn. Az 1949-ben alapított park változatos élőhelyei közé tartoznak a bambuszerdők, a mocsarak, a gleccserek, a tengerszemek és a jeges törmelékkúpok. A Kenya-hegy teljes területe 142 020 ha, amiből a nemzeti park 71 759 ha területet foglal el. Birtokjogát az állam gyakorolja. Az IUCN a parkot a II-es (nemzeti park) és a IV-es (biotóp/védett fajok területe kezeléssel) kategóriákba sorolja. Az eredetileg erdei rezervátumként kezelt terület 1949-ben lett NP, 1978-ban Bioszféra Rezervátum, 1997-ben pedig felkerült a Világörökség Listára.

A Kenya-hegységet időszakos vulkáni tevékenység alakította ki, főként a 2,6–3,1 millió évvel ezelőtti időszakban. A hegy alapja kb. 96 km széles. A legmagasabb csúcsok a Batian (5199 m) és a Nelion (5188 m). A kiszögelléseket 3–5 km széles párkányok határolják. 20 jeges tó és számos jeges moréna található 3950–4800 m közötti magasságban.

1200–1850 m között felföldi erdőket, 2500–3000 m sűrű bambuszerdőket (*Arundinaria alpina*), 2600–2800 m között már *Podocarpus milanjanus* által kísért bambuszerdőt találunk. 3000 m-en a hideg miatt a *Podocarpus* fajokat *Hypericum* fajok váltják fel és gyakoriak a füves tisztások is. 3000 és 3500 m között sík területek terülnek el, itt meghatározóak a cserjék. 3500 és 3800 m között (Afro-alpesi zóna) sok a csapadék, vastag a humuszos talajréteg, ugyanakkor alacsony a helyrajzi és faji változatosság. 3800 és 4500 m között nagyobb a helyrajzi változatosság, sokszínűbb a növényvilág, itt él a *Lobelia telekii*, *Lobelia keniensis* és *Senecio keniodendron*. Bár 4500 m fölött megszakad a növényzet folytonossága, de helyenként előfordulnak edényes növények.

Az alacsonyabban lévő erdőkben és bambuszos területeken a következő emlősfajok élnek: óriás vaddisznó (*Hylochoerus meinertzhageni*), fakúszó borz (*Dendrohyrax arboreus*), fehér farkú mongúz (*Ichneumia albicauda*), elefánt (*Loxodonta africana*), fekete orrszarvú (*Diceros bicornis*), pézsmantilop (*Neotragus moschatus*) és leopárd (*Panthera pardus*) (melyet az alpesi zónában is megfigyeltek).

Mocsaras élőhelyeken található: a Kenya-hegységben lokalizált egérfaj, a *Myosorex polulus* és szirti borz (*Procavia johnstoni mackinderi*). Érkeztek jelentések afrikai aranymacsáról is a térségben (*Felis aurata*). A helyi földikutyafaj (*Tachyoryctes splendens*) gyakori az északi lejtőkön 4000 m-es magasságig. Az erdei madarak közül a zöld íbisz (*Mesembrinibis cayennensis*), a héjasas (*Hieraaetus dubius*), az abesszíniai hosszúfülű bagoly (*Asio abyssinicus*), a frankolin (*Francolinus squamatus*) és Ruppell vörösbegy (*Cossypha semirufa*) ismert.

Úttörő tanulmányok közé tartoznak a Kenya-hegység alpesi állatvilágának leírása (MOREAU 1944), a növényvilág (HEDBERG 1951) és a fauna (COE 1967) bemutatása.

Jelen pillanatban is folynak kutatások meteorológiai és palinológiai területen. A legtöbb munka 3800 m felett zajlott, ezért szükség van a többi területtel való összehasonlításra.

Hazai védett területek alapítása

Ebben az időszakban hazánkban három védett terület került fel az IUCN listájára: Bátorligeti Ósláp, valamint a Kámoni és az Erdőtelki Arborétum.

Bátorligeti Ósláp Természetvédelmi Terület

(forrás: HTTP3)

Bátorliget mellett a legértékesebb területekből négy különálló foltban néhány hektárt, már 1938-ban "természeti emlékké" nyilvánítottak, amely az 1950-ben létrehozott, összefüggő, 53 hektáros Bátorligeti-ósláp Természetvédelmi Terület alapját képezte. Az ósláp a fokozottan védett természeti értékeink közé tartozik, mely csak előzetes engedéllyel, kísérővel és kijelölt tanösvényeken járható be. A védett terület Szabolcs-Szatmár-Bereg megye déli részén, a Nyírségben fekszik, közvetlenül Bátorliget település mellett, attól északra. A védett ósláp a Fényi erdő és a Bátorligeti legelő szomszédságában található.

A terület különleges mikroklímájának köszönhetően itt maradt fenn Magyarország egyik legváltozatosabb növény- és állatvilága. A lápot ölelő szélfúttá homokdombok vízzel borított mélyedéseiben nedves, hűvös élőhelyek alakultak ki, mivel a mélyen fekvő buckaközök lápját a mocsárvilágot körülvevő erdők megvédték a melegebb légáramlatoktól, hűtve a felszínt is, és megakadályozva a mocsár fölött lebegő ködfelhők szétáramlását. Ennek ellentétéként a lápot körülvevő száraz homokdombokon a jégkorszak előtti időkből megmaradt melegkedvelő fajok maradtak fenn, túlélve a jégkorszak viszontagságait. A domborzati sajátosságoknak köszönhetően kerültek egymás mellé a jégkorszak előtti, utáni, és a mai növényfajok, keveredve egymással a puszták, a mocsarak, a hegyek, az északi és a déli vidékek növényei, ami példátlan fajtagazdagságot eredményezett. Az óslápon közel 1100 virágos növény és 7000 állatfaj él. A vegetáció változásával többen, pl. TINYA és TÓTH (2005) foglalkoztak. Fészkelő madárfajokban viszont viszonylag szegény a terület, alig több mint 30 madárfaj fészkel és költ itt.

Kámoni Arborétum Természetvédelmi Terület

A Gyöngyös-patak mellé a múlt században (1891) telepített arborétum dr. Saághy István földbirtokos, későbbi rekonstrukciója pedig (1950-es évek) Bánó István erdőmérnök nevéhez fűződik. Dr. Saághy István már az 1860-as években elkezdett díszfákat telepíteni az egykori családi birtokra, amely foltokban vizenyős, míg máshol ligeterdős volt. Munkáját fia folytatta tovább, 1945-ig megközelítőleg 250 fafajt (lombos és tűlevelű) telepített. A 27 hektáros területen a lombos fajok száma mára már eléri az 1700-at.

Szombathely egyik városrészében járunk, 27 ha-os területen. Az év szinte minden hónapjában találunk itt megtekintésre érdemes növénytani érdekességeket. Hazánk nyugati szélén, az Alpok lábánál elterülő arborétumban az évi átlagos hőmérséklet 9,7 °C, a csapadék 700mm, a páratartalom 77 % és számíthatunk 1859 napsütéses órára is évente.

Az arborétum díszét képezik a különféle fenyők (páncélfenyő (*Pinus leucodermis*)), lombos fafajok, örökzöld ritkaságok (babérmeggy (*Prunus laurocerasus*)), a cserjegyűtemény és a rózsakert. Az arborétum szépségét növeli a Gyöngyös-patakon létrehozott 4 tó is. Érdemes megtekinteni a Dendrológiai Múzeumot is.

Erdőtelki Arborétum Természetvédelmi Terület

Az 1950-ben védetté nyilvánított arborétum területe 3,04 ha. A Bükki Nemzeti Park működési területén, az Alföld északi, Nógrádnak pedig a déli részén fekszik. A flórávidékek találkozását jelzi, hogy előfordul itt pusztai tölgyes, de a mélyebb részekben a tölgy-kőris-szil ligeterdő és a fűz-nyár-égerliget is.

Az egykori Buttler-kastély parkjának botanikai gyűjteménnyé alakítása ifj. Kovács József orvos nevéhez fűződik, aki 1870-ben kezdett hozzá a park gondozásához. A 30-as évektől országos hírű parkban ma több mint 700 fa- és cserjefaj található. 1945-ben elhunyt az akkor 85 éves dr. Kovács József. A háború után a kertet államosították, és az új tulajdonosok nagy pusztítást végeztek. A moszkvai fűvészkert tudományos munkatársai mentették meg az arborétumot a teljes megsemmisüléstől, akik jó ismerősei voltak Kovács doktornak, meg akarták látogatni, de már nem találták életben. A szovjet vendégek mélységesen felháborodtak a lepusztult kert látványán, és azonnal intézkedtek. Az Országos Természetvédelmi Tanács 1950. május 30-i rendelete alapján a 3 hektáros arborétum természetvédelmi terület lett.

Országos ritkaság a szillevelű gumifa (*Eucommia ulmoides*); de itt él hazánk legidősebb, 100 évesre becsült cukorsüvegfenyője (*Picea glauca* 'Conica') is. A teltvirágú vadgesztenye (*Aesculus hippocastanum* 'Baumani'), a nagymagvú tiszafa (*Torreya californica*), az ezüsttörzsű fenyő (*Pinus bungeana*) legnagyobb hazai példánya is itt él. Megtaláljuk még a sárgatermésű tiszafa (*Taxus baccata* 'Lutea'), a téli zöld tölgy (*Quercus turneri*) példányait is. Saághy lucfenyője (*Picea saághi*) összeköti az Erdőtelki és a Kámoni arborétum sorsát. Az Erdőtelki Arborétum alapítója, Dr. Kovács József jó baráti viszonyban volt a kámoni arborétum vezetőjével, az ő révén került e példány Erdőtelekre. Gazdag a kert juharfa sorozata is. Nagy a választék a gyűjteményben az orgonák (*Syringa*), borbolyák (*Berberis*), madárbirsekek (*Cotoneaster*) fajaiból és változataiból.

Irodalom

- BANGS, O. 1899: The Florida Puma. Proc. Biol. Soc. Wash. 13: 15–17. **In:** Belden, R.C. 1978. The Florida Panther Recovery Plan. USFWS.
- CENTERI Cs., GYULAI F. 2006: A világ természetvédelmének történelmi kezdetei a védett területek kialakítására vonatkozóan. Tájökológiai Lapok, 4: 427–432.
- CENTERI Cs., GYULAI F., PENKSZA K. 2007: A világ természetvédelmének története 1913–1933 között (védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok, 5: 5–11.
- CENTERI Cs., PENKSZA K., GYULAI F. 2008: A világ természetvédelmének története a II. világháború alatt (1940–1945, védett területek alapítása). Tájökológiai Lapok, 6: 209–220.
- COE, M. 1967: The Ecology of the Alpine Zone of Mount Kenya. W. Junk, The Hague.
- DOMINA I., RÁCZ I., VÁRFI K. (szerk.) É. N.: Everglades Nemzeti Park. **In:** A Világörökség. Az emberiség legféltettebb kulturális és természeti értékei. II. Kötet. Gulliver Könyvkiadó. p. 284–287.

- Fooden J, Aimi M. 2005. Systematic review of Japanese macaques, *Macaca fuscata* (Gray, 1870). *Fieldiana: Zoology* 104:1–200.
- HEDBERG, O. 1951: Vegetation belts of East African mountains. *Svensk Bot. Tidskr* 45: 140–202.
- IUCN (1994): Guidelines for Protected Area Management Categories. CNPPA with the assistance of WCMC. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- IZAWA K, NISHIDA T. 1963: Monkeys living in the northern limits of their distribution. *Primates* 4(2): 67–88.
- MOORHEAD, B., HOFSTRA, T. 1994: Western park personnel meet on mountain lion-human encounters. *Park Science*, Fall 1994, pp. 20–21.
- MOREAU, R. 1944: Mt. Kenya: A Contribution to the Biology and Bibliography. *J. East Afr. Nat. Hist. Soc.* 18: 61–92.
- MORELL, V. 2004: Time signs. What causes climate change? Could a climate "flip" happen virtually overnight? *Journal of the National Geographic Society*. 206: 56–75.
- PENKSZA, K., GYULAI F., CENTERI Cs. 2007: A világ természetvédelmének története 1934–1939 között (védett területek alapítása). *Tájékológiai Lapok*, 5: 239–347.
- TINYA F., TÓTH Z. 2005: A Bátorligeti Ósláp Természetvédelmi Terület vegetációja és annak változásai az elmúlt 15 év során. *Tájékológiai Lapok* 3(1): 99–117.
- UEHARA S. 1975. The importance of the temperate forest elements among woody food plants utilized by Japanese monkeys and its possible historical meaning for the establishment of the monkeys' range: a preliminary report. **In:** Kondo S, Kawai M, Ehara A, editors. *Contemporary primatology, proceedings of the 5th International Congress of Primatology*. Basel(CH):S. Karger. p392–400.

HTTP1: <http://www.iucn.org/>

HTTP2: <http://www.unep-wcmc.org/wdpa/>

HTTP3: http://hu.wikipedia.org/wiki/Bátorligeti_Óslap_Természetvédelmi_Terület

THE HISTORY OF NATURE CONSERVATION CONCERNING THE DESIGNATION OF PROTECTED AREAS BETWEEN 1946 AND 1950

C. Centeri¹, F. Gyulai², K. Penksza¹

¹ SIU, Institute of Environment and Landscape Management,
Dept. of Nature Conservation and Landscape Ecology
H-2103 Gödöllő, Péter K. u. 1. e-mail: Centeri.Csaba@kti.szie.hu, Penksza.Karoly@kti.szie.hu

² SIU, Institute of Environment and Landscape Management,
Dept. of Land Use and Landscape Management
H-2103 Gödöllő, Péter K. u. 1. e-mail: Gyulai.Ferenc@kti.szie.hu

Keywords: nature conservation, history, world, protected areas, 1946–1950.

The continuous increase of the nature conservation areas lasted from 1872 until World War II. During the world war the increase has stopped but the next era brought increase both in number and in area again. We continue our series about the history of establishing nature conservation areas with the overview of the 5 years between 1946 and 1950. All data in the article belong to nature conservation areas classified by the IUCN. According to this database the most areas in number were established in Jamaica, all belong to forest reserves. Most of the areas belong to category IV (Habitat/Species Management Area: protected area managed mainly for conservation through management intervention) and to category VI (Managed Resource Protected Area: protected area managed mainly for the sustainable use of natural ecosystems). There were 60 different national categories among the designated areas in this period. Sizes were among the average (between 10 000 and 100 000 ha). Three of the Hungarian protected areas were included on the IUCN list: the Ancient Peaty Meadow of Bátorliget, and the arboretums of Kámon and Erdőtelek, all three belongs to the category of nature conservation area.

MÁTRAALJAI BARNA ERDŐTALAJ MIKROELEM TARTALMÁNAK VIZSGÁLATA TERHELÉSI TARTAMKÍSÉRLETBEN

SZEGEDI László¹, SZABÓ Lajos², FODORNÉ FEHÉR Erika³

¹Károly Róbert Főiskola 3200 Gyöngyös, Mátrai u. 36.

²Tessedi Sámuel Főiskola Mezőgazdasági Víz- és Környezetgazdálkodási Főiskolai Kar

³Mátra Szakképző Iskola, e-mail: lszegedi@karolyrobert.hu

Kulcsszavak: nehézfém, toxikus elem, összes elemtartalom, felvehető elemtartalom

Összefoglalás: A Károly Róbert Főiskolán 1994 őszén beállított nehézfém terhelési tartamkísérlet során a szántott rétegre juttatott toxikus elemek (Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) átalakulását, illetve a talaj mélyebb rétegeibe történő elmozdulást talajvizsgálatokkal követtük nyomon. 1995. májusában és 2002. júliusában a talaj felső 0-25 centiméteres rétegét mintáztuk. Azt tapasztaltuk, hogy a kísérlet nyolcadik évében a higany kivételével a vizsgált elemek tekintetében még kimutatható a fémszennyezés. A szennyeződés elemenként különböző mértékben csökkent. Az összes elemtartalom tekintetében a csökkenés sorrendje: Cd (94%-kal) > As (91%-kal) > Pb (90%-kal) > Cu (87%-kal) > Cr (64%-kal) > Zn (42%-kal). Az összes elemtartalommal párhuzamosan a felvett elemtartalom is csökkenő tendenciát mutatott: As (96%-kal) > Pb (95%-kal) > Cd (94%-kal) > Cu (93%-kal) > Cr (92%-kal) > Zn (82%-kal). Az összes és a felvehető elemtartalom összefüggésének vizsgálata azt mutatta, hogy az összes fémszennyezés egyre kevésbé határozza meg a talaj oldható fémtartalmát. Az évek során az összes elemtartalom minőségi változáson ment keresztül, amelynek következtében oldhatósága jelentősen csökkent. A regressziós egyenletek vizsgálata azt mutatta, hogy 2002-ben az 1995. évi értékhez képest a kezelési elemek oldhatósága a kadmium esetén 5%-kal, az arzén esetén 41%-kal, a réz és a cink esetén 52%-kal, az ólom esetén 59%-kal, a króm esetén 77%-kal csökkent. Az oldhatóság csökkenését a regressziós egyenletek t-próbája igazolta.

Bevezetés

A környezetszennyezés elhatalmasodása kapcsán egyre több szó esik a potenciálisan toxikus anyagokról és egyre nagyobb figyelem fordul a nehézfémekkel összefüggő veszélyek felé. A bioszféra alkotóinak (víz, levegő, talaj, növény, állat, ember) szennyeződése bizonyos elemekkel és toxikus fémekkel a kémiai környezetszennyezés egyik formája, amely alapvető egészségügyi, gazdasági, ökológiai jelentőséggel bír (CSATHÓ 1994, KÁDÁR 1995).

A nehézfémekkel szennyezett területek alapvető környezeti problémát jelentenek. A talajok hosszú évekig képesek felhalmozni a nehézfémeket anélkül, hogy azok akut mérgező hatása nyilvánvaló lenne. Egy bizonyos terhelési szint felett szűrőkapacitásuk kimerül, áteresztővé válnak és maguk is szennyezőforrásként szerepelnek. A toxikus fémek megjelennek a vizekben, felvehetővé válnak a növény számára és bekerülve a táplálékláncba hosszú távon kimutatható károsodást okozhatnak (FODOR 1998, 2002, PAIS 1987, SZABÓNÉ WILLIN 1995).

A kémiai környezetterhelés, különösen a mikroelemek és toxikus nehézfémek felhalmozódása meghatározó egészségügyi, biológiai, ökológiai jelentőséggel bír. Napjainkban a nehézfémek stressz-tényezővé váltak. Ennek oka, hogy biológiailag nem bonthatók le, az élő szervezetekben felhalmozódhatnak, továbbá biokémiai reakciók eredményeként mérgezési tüneteket okozhatnak. Sok nehézfém a biotikus és abiotikus rendsze-

rek megváltozásának hatására remobilizálódik. A nyersanyag-kitermelés, energia-előállítás, stb. a nehézfémek mobilizációjához igen jelentős mértékben hozzájárul, és ahhoz vezet, hogy sok fém biogeokémiai anyagfolyama ma túlnyomóan antropogén eredetű (FODOR 1997).

A mikroelemek forgalmának megismeréséhez külön és részleteiben szükséges vizsgálni a talajok, növények, levegő és víz ásványi elemeinek változását. Ennek tükrében számos tudományterületen előtérbe kerültek a potenciálisan toxikus elemekkel (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ni, Se, Ag, Sn, Zn) kapcsolatos kutatások, miután nyilvánvalóvá vált, hogy a biogeokémiai körforgalomban jellemző összetett kölcsönhatásaik révén jelentős környezeti kockázatot képviselhetnek, és az élő szervezetek számára nem esszenciális képviselőik már kis koncentrációban is mérgezőek. A talajok nehézfém-tartalmára vonatkozóan számos vizsgálat folyt hazai mezőgazdasági területeken és természetes vegetációkban (KOVÁCS et al. 1992a, 1992b, 1993a, 1993b, 1994a, 1994b, 1996a, 1996b, PENKSZA et al. 1993, TURCSÁNYI et al. 1992, 1994a, 1994b.), illetve városi körülmények között is (PUSKÁS és FRASANG 2007).

A Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium megbízásából az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézetében 1991-ben indult a „Környezetünk nehézfém terhelésének vizsgálata” című kutatási program, melynek célja, hogy a főbb hazai talajokon szabadföldi kisparcellás tartamkísérletekben vizsgálják a nehézfémek és más potenciálisan toxikus elemek viselkedését a talaj-növény rendszerben és a táplálék-láncban. A kutatási programban az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézetében kidolgozott irányelvek és módszertan szerint 1994-ben a Károly Róbert Főiskola is bekapcsolódott.

Anyag és módszer

A szabadföldi kisparcellás nehézfém terhelési tartamkísérlet beállítására 1994 őszén a Károly Róbert Főiskola Tass-pusztai Tangazdaságában került sor. Természetföldrajzi besorolás szerint a terület az Északi-középhegység nagy tájhoz tartozó Mátraalján, az Észak-alföldi hordalékkúp-síkság északi határán helyezkedik el. Az andezit és andezit tufa talajképző kőzetre rátelepedett agyagos mállástermékeket viszonylag vékony lösztakaró fed. Jellemző a helyi anyagok bekeveredése a hulló por anyagában, emiatt az agyagásványok között sok a szmektit és a talajnak nagy a káliumtartalma (STEFANOVITS et al. 1999).

A terület felszíne enyhén lejtős, tengerszint feletti magassága 150 m. A talaj jó víznyelésű, jó vízvezető képességű, jó vízraktározó képességű, és jó víztartó, heves záporok alkalmával barázdás erózió megfigyelhető a művelt területen. A talajvíz kb. 10 m mélyen helyezkedik el, így a szennyeződésének esélye felszíni kimosódással minimális.

A savanyú, kötött barna erdőtalajon 8 elemmel (Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn), 3 terhelési szinten (0/30, 90 és 270 kg elem/ha), 3 ismétlésben, 35 m² területű (3,5 × 10 m-es) parcellákon végeztük a kísérleteket. Az osztott parcellás (split-plot) elrendezésű kísérletben a 8 vizsgált elem jelenti a főparcellákat, a 3 terhelési szint az alparcellákat.

A kezelések száma 24, az összes parcellaszám 72. A parcellákat 2 m-es utak határolják a jó megközelítés, valamint a művelésből adódó talajáthordás csökkentése érdekében. Az ismétléseket 4 m-es utak választják el egymástól. A kísérletet 11 m-es füvesített védősáv veszi körül az eróziós talajelhordás megakadályozása céljából. A parcellák összes területe 2520 m², az utak, szegélyek védősáv területe 6728 m², a kerítéssel bekerített terület 9248 m². A nagy adagú terhelések a talajszennyezési szintek modellezését szolgálják. A kezeléseket az elemek vízoldható sóival végeztük egy alkalommal, a kísérlet beállításakor. A kiszórando adagokat előre kimértük, a helyszínen száraz homokkal összekevertük és kézzel egyenletesen szétszórtuk a parcellákon. A kiszórás követően a sókat kombinátorral 8–10 cm-re a talajba dolgoztuk. A kezeléseket az 1. táblázat ismerteti.

1. táblázat A nehézfémterhelési szabadföldi kísérlet kezelései (kg elem/ha), Gyöngyös, 1994

Table 1. Treatments of the field experiment (kg elem/ha), Gyöngyös, 1994

Elem jele	Terhelési szintek (kg elem/ha)			Alkalmazott sók formája
	1. szint	2. szint	3. szint	
Al	0	90	270	Al(NO ₃) ₃ · 9H ₂ O
As	30	90	270	NaAsO ₂
Cd	30	90	270	3CdSO ₄ · 8H ₂ O
Cr	30	90	270	K ₂ CrO ₄
Cu	30	90	270	CuSO ₄ · 5H ₂ O
Hg	30	90	270	HgCl ₂
Pb	30	90	270	Pb(NO ₃) ₂
Zn	30	90	270	ZnSO ₄ · 7H ₂ O

A szántott rétegbe juttatott nehézfémek és toxikus elemek átalakulását, illetve a talaj mélyebb rétegeibe történő elmozdulást talajvizsgálatokkal követtük nyomon. 1995. májusában, 1997. és 2001. júniusában és 2002. júliusában a talaj felső 0-25 centiméteres rétegét mintáztuk. A talajmintavétel kézi botfúróval történt nettó parcellánként (a szegélytől 50 centimétert leahagyva) 20–20 pontminta (leszúrás) reprezentált egy-egy átlagmintát. A talajmintákból felvehető és összes tartalmakat határoztuk meg. A felvehető elemtartalom meghatározása NH₄-acetát + EDTA kioldással (LAKANEN és ERVIÖ 1971), az összes elemtartalom meghatározása cc. HNO₃ + cc. H₂O₂ feltárással (VÁRALLYAY et al. 1995) történt. Az extraktumok elemösszetételének meghatározását a MTA TAKI ICP laboratóriuma végezte ICP-AES plazmaemissziós spektrofotométerrel.

A talajvizsgálatok eredményeinek értékelése során vizsgáltuk a talaj összes és a felvehető elemtartalmának alakulását, az összes és a felvehető elemtartalom összefüggését (kétváltozós lineáris regresszió), a két változó összefüggésének szignifikanciáját (F-próba), valamint a két számított regressziós koefficiens különbségének szignifikanciáját (számított értékek t-próbája). Az adatok matematikai, statisztikai értékelését a két tényező, osztott parcellás (split-plot) elrendezésű kísérletek variancia analízisével végeztük (SVÁB 1981).

Eredmények és megvitatásuk

A kezeletlen kontroll talaj elemösszetételét a 2. táblázat tartalmazza. Amint a táblázatból látható a barna erdőtalaj viszonylag gazdag Fe, Al, K, Mn, Ba, Na, Zn, Cr, Cu, Pb, Co, As és B elemekben. Jelentősnek tűnik a talaj eredeti oldható/mobilis (NH₄-acetát+EDTA kioldással becsült) Fe, Al, K, P, Ba, Zn, Ni, Cu, Co és Cd készlete. A dúsulás többnyire 2–3-szoros, a Zn esetében 7-szeres a meszes csernozjom talajhoz viszonyítva. Oldható As, Se, Mo és Hg csak nyomokban fordul elő, koncentrációjuk kimutathatósági szint alatt (<0,1 mg/kg) van a barna erdőtalajon.

2. táblázat Kezeletlen talaj átlagos elemösszetétele (mg/kg, száraz talajban)
Table 2. The average element content of untreated soil (mg/kg dry soil)

<i>Elem jele</i>	<i>Összes elemtartalom (cc.HNO₃+cc.H₂O₂)</i>	<i>Felvehető elemtartalom (NH₄-acetát+EDTA)</i>
<i>Ca</i>	6101	4617
<i>Fe</i>	27200	247
<i>Al</i>	29600	127
<i>Mg</i>	5053	459
<i>K</i>	5581	750
<i>P</i>	1131	199
<i>Mn</i>	932	398
<i>S</i>	306	18
<i>Ba</i>	217	33
<i>Sr</i>	34	13
<i>Na</i>	134	39
<i>Zn</i>	87	7
<i>Ni</i>	36	8,0
<i>Cr</i>	40	0,2
<i>Cu</i>	30	7,0
<i>Pb</i>	20	6,0
<i>Co</i>	15	4,0
<i>As</i>	10	0,0
<i>Se</i>	0	0,0
<i>B</i>	7	1,7
<i>Cd</i>	0,5	0,2
<i>Mo</i>	0	0,0
<i>Hg</i>	0	0,0

A talajvizsgálatok eredményeinek összesítése alapján a nehézfémek és toxikus elemek hatását a talaj 0-25 centiméteres rétegének összes elemtartalmára, valamint felvehető elemtartalmára a kezelési elemek tekintetében a kezelések három szintjén a 3. és 4. táblázat tartalmazza.

3. táblázat A talaj összes elemtartalma saját kezelésük három szintjén (ppm)
 az 1995., 1997., 2001. és a 2002. évi kísérleti eredmények alapján
 Table 3. The total element content of the soil at three levels of their own treatment (ppm)
 on the basis of experimental results of 1995, 1997, 2001 and 2002 years

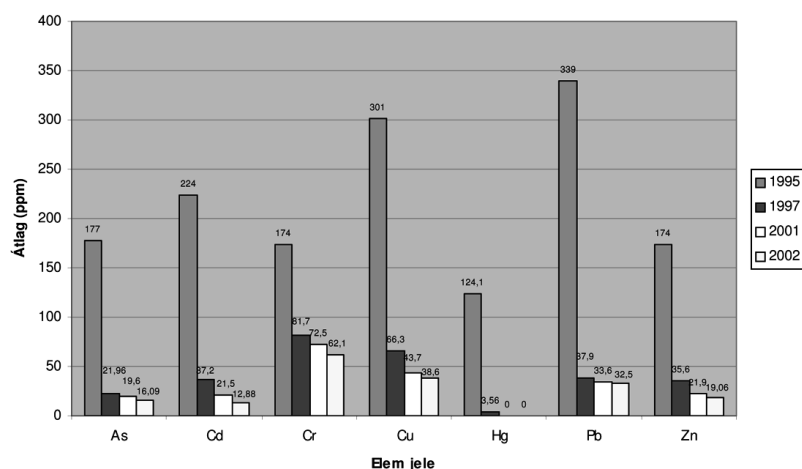
Elem jele	Adott mennyiség 1994 őszén, kg/ha			SzD _{5%}	Átlag
	0/30	90	270		
<i>1995</i>					
<i>Al</i>	31800	31800	30400	3500	31300
<i>Cu</i>	126	148	628	188	301
<i>Pb</i>	46	92	880	161	339
<i>Zn</i>	115	223	185	50	174
<i>Cd</i>	61	109	501	45	224
<i>As</i>	130	142	260	50	177
<i>Cr</i>	104	152	266	18	174
<i>Hg</i>	25,3	30,5	316,5	108,7	124,1
<i>1997</i>					
<i>Al</i>	32000	32100	33000	3200	32367
<i>Cu</i>	62,5	66	70,4	6,8	66,3
<i>Pb</i>	33	36,7	44	10,2	37,9
<i>Zn</i>	31,6	35,7	39,5	7,8	35,6
<i>Cd</i>	17,8	26,6	67,3	14	37,2
<i>As</i>	15	17,8	33,1	6,3	21,96
<i>Cr</i>	65	87,8	92,3	9,2	81,7
<i>Hg</i>	2,4	3,5	4,8	0,8	3,56
<i>2001</i>					
<i>Al</i>	39000	39000	37000	3000	38000
<i>Cu</i>	39,9	35,6	55,4	6,7	43,7
<i>Pb</i>	27	31,9	41,8	3,7	33,6
<i>Zn</i>	22,7	21,3	21,8	3,7	21,9
<i>Cd</i>	6,2	16,5	41,9	8,5	21,5
<i>As</i>	10	15,4	33,4	3,5	19,6
<i>Cr</i>	57,7	70,4	89,3	5,9	72,5
<i>Hg</i>	–	–	–	–	–
<i>2002</i>					
<i>Al</i>	41100	38500	37100	2300	38900
<i>Cu</i>	31,8	34,6	49,6	19,6	38,6
<i>Pb</i>	31,6	28,0	38,0	17,3	32,5
<i>Zn</i>	16,7	19,3	21,2	4,7	19,06
<i>Cd</i>	5,96	10,15	22,53	20,25	12,88
<i>As</i>	7,04	14,19	27,05	8,68	16,09
<i>Cr</i>	53,3	64,5	68,5	16,3	62,1
<i>Hg</i>	–	–	–	–	–

4. táblázat A talaj felvehető elemtartalma a talajban saját kezelésük három szintjén (ppm) az 1995., 1997., 2001. és a 2002. évi kísérleti eredmények alapján
 Table 4. The available element content of the soil at the three levels of their own treatment (ppm) on the basis of experimental results of 1995, 1997, 2001 and 2002 years

Elem jele	Adott mennyiség 1994 őszén, kg/ha			SzD _{5%}	Átlag
	0/30	90	270		
<i>1995</i>					
<i>Al</i>	119	156	288	24	188
<i>Cu</i>	76,8	89,6	461	148,8	209,1
<i>Pb</i>	28	65	791	162	295
<i>Zn</i>	23,6	86,5	75,3	35,2	61,8
<i>Cd</i>	49,9	61,6	416,7	44,4	176,1
<i>As</i>	50,8	57,8	117,9	28,9	75,5
<i>Cr</i>	2,86	4,7	11,75	1,79	6,45
<i>Hg</i>	4,7	4,3	148,8	59,3	52,6
<i>1997</i>					
<i>Al</i>	113	110	126	14	115
<i>Cu</i>	9	25	47	10	22
<i>Pb</i>	12	23	36	8	19
<i>Zn</i>	16	20	37	6	20
<i>Cd</i>	8	22	43	12	18
<i>As</i>	0,2	7	14	7	5
<i>Cr</i>	0,1	0,3	0,7	0,2	0,3
<i>Hg</i>	0,1	0,3	0,6	0,2	0,3
<i>2001</i>					
<i>Al</i>	124,7	134,7	127,3	14,8	128,9
<i>Cu</i>	16,6	12,4	24,7	4,2	17,9
<i>Pb</i>	11,7	16,7	25,1	3,3	17,8
<i>Zn</i>	10,7	10,5	15,8	6,7	12,3
<i>Cd</i>	4,7	13,3	35,2	7,4	17,7
<i>As</i>	1,2	2,3	7,2	0,4	3,5
<i>Cr</i>	0,15	0,45	0,76	0,06	0,45
<i>Hg</i>	0	0	0	0	0
<i>2002</i>					
<i>Al</i>	150	165	152	8	156
<i>Cu</i>	9,95	11,17	22,83	14,10	14,65
<i>Pb</i>	11	16,07	20,69	5,69	15,92
<i>Zn</i>	10,9	11,15	10,82	5,77	10,96
<i>Cd</i>	4,5	7,88	17,16	16,17	9,85
<i>As</i>	0,49	1,75	7,58	2,49	3,21
<i>Cr</i>	0,28	0,4	0,76	0,51	0,48
<i>Hg</i>	–	–	–	–	–

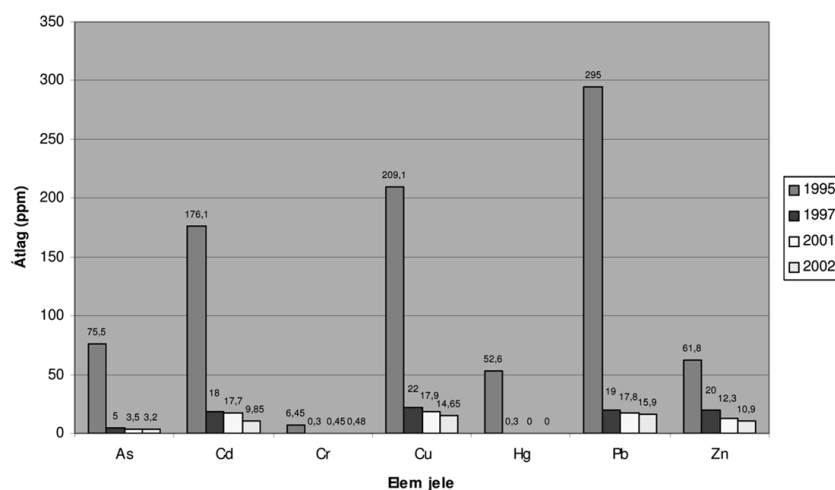
A kezelési elemek összes elemkészletének, valamint felvehető elemkészletének változásának vizsgálatát a kezelési elemek átlagai alapján végeztük. Az értékelésben az alumíniumot nem szerepeltettük. Az alumíniumszilikátok, mint a legfőbb talajalkotók jelentős mennyiségben megtalálhatók a barna erdőtalajokon a kezelésektől függetlenül, így a változásuk nem értékelhető.

A talaj összes elemkészletének változását az 1. ábra, a felvehető elemkészletének változását a 2. ábra szemlélteti.



1. ábra A talaj összes elemkészletének alakulása a kezelések átlagában (ppm) Gyöngyös, 1995., 1997., 2001. és 2002.

Figure 1. The total element content in the soil in average of treatments (ppm) Gyöngyös, 1995, 1997, 2001 and 2002



2. ábra A talaj felvehető elemkészletének alakulása az 1995., 1997., 2001. és a 2002. évi kísérleti eredményekből nyert főátlagok alapján (ppm)

Figure 2. The available element content in the soil on the 1995, 1997, 2001 and 2002 experimental main average results (ppm)

Az eredmények értékelésénél a legkorábbi (1995) és a legkésőbbi (2002) vizsgált év eredményeit vettük figyelembe. Az eredmények alapján megállapíthatjuk, hogy az összes elemtartalom elemenként eltérő mértékben csökkent. A legnagyobb mértékű csökkenés a higany esetében történt, hiszen már nem volt kimutatható 2002-ben a talajban. A kadmium esetén a csökkenés mértéke 94%-os volt, amelyet a csökkenés sorrendjében az arzén (91%), az ólom (90%), a réz (87%), a króm (64%) és legvégül a cink (42%) követ.

A felvehető elemtartalom tekintetében megállapíthatjuk, hogy az összes elemtartalomhoz hasonlóan a felvehető elemtartalom is elemenként eltérő mértékben csökkent. A legnagyobb mértékű csökkenés a higany után az arzén esetében tapasztalható, amelynek mértéke 96%-os volt. A többi elem a következő sorrendet mutatta: ólom (95%), kadmium (94%), réz (93%), króm (92%) és legvégül cink (82%).

Elemenként vizsgáltuk azt is, hogy 1995-ben és 2002-ben milyen mértékben határozza meg az összes elemtartalom a felvehető elemtartalmat. A statisztikai vizsgálatok eredményeit a 3. táblázat tartalmazza.

3. táblázat Az összes elemtartalom és a felvehető elemtartalom összefüggése (1995., 2002.)
Table 3. Relations between the total and the available element content (1995., 2002.)

Elem jele	1995				2002			
	R ²	R	FG	P (%)	R ²	R	FG	P
Al	0,024	0,1549	70	10	0,0464	0,2154	70	10
As	0,964	0,9818	70	0,10	0,855	0,7096	70	0,10
Cd	0,9784	0,9891	70	0,10	0,9917	0,9958	70	0,10
Cr	0,9346	0,9667	70	0,10	0,3277	0,5724	70	0,10
Cu	0,998	0,9989	70	0,10	0,5036	0,7096	70	0,10
Pb	0,9735	0,9866	70	0,10	0,4531	0,6731	70	0,10
Zn	0,9509	0,975	70	0,10	0,4951	0,7036	70	0,10
Hg	0,9956	0,9977	9	0,10	na	na	na	na

Jelölések: R² - determinációs koefficiens, R – korrelációs koefficiens, FG – szabadságfok, P – valószínűségi szint, na – nincs adat.

A determinációs koefficiensek 1995. évre vonatkozó értékei az alumínium kivételével az összes és felvehető elemtartalom szoros összefüggését mutatják. 2002-ben a determinációs koefficiensek értéke az alumínium és a kadmium kivételével jelentősen csökkent: a króm esetén 75%-ot, az ólom esetén 53%-ot, a cink esetén 52%-ot, a réz 50%-ot és az arzén esetén 11%-ot. A csökkenés azt mutatja, hogy az összes fémszennyezés egyre kevésbé határozza meg a talaj oldható fémtartalmát.

Az eredmények alapján megállapítható, hogy 1995-ben az összes fémtartalom jelentős része még könnyen oldható (felvehető) formában volt jelen talajban. Az évek során az összes elemtartalom minőségi változáson ment keresztül (csapadékképződés, átkristályosodás, stb.), amelynek következtében oldhatósága jelentősen csökkent (FODOR, 1998).

A regressziós koefficiensek vizsgálata azt mutatta, hogy 2002-ben az 1995. évi értékhez képest a kezelési elemek oldhatósága a kadmium esetén 5%-ot, az arzén esetén 41%-ot, a réz és a cink esetén 52%-ot, az ólom esetén 59%-ot, a króm esetén 77%-ot csökkent. Az oldhatóság csökkenését a regressziós koefficiensek t-próbája is igazolta.

Irodalom

- CSATHÓ P. 1994: A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus szakirodalmi szemle. Akaprint Kiadó. Budapest.
- FODOR L. 1997: Mobility and plant uptake of some heavy metals on brown forest soil Fertilization of Sustainable Plant Production and Soil Fertility. In: O. VAN CLEEMPUT et al.(ed.): 11th International World Fertilizer Congress, Proceedings. Vol. III. CIEC-Fed. Agr. Research Center, Braunschweig-Völkenrode, Germany. pp. 14–20.
- FODOR L. 1998: Effect of heavy metals on wheat and maize crop on brown forest soil. *Agrokémia és Talajtan* 47: 197–205.
- FODOR L. 2002: Nehézfémek akkumulációja a talaj-növény rendszerben. Doktori (PhD) értekezés. VE Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar, Keszthely.
- KÁDÁR I. 1995: A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. KTM-MTA TAKI. Budapest.
- KOVÁCS M., PENKSZA K., TURCSÁNYI G. 1994a: Bioindication of heavy metal loading in areas with heavy industry. *Proceed. Internat. Symp. on Envir. Contam. in Central and Eastern Europe*, Budapest.
- KOVÁCS M., PENKSZA K., TURCSÁNYI G., KASZAB L., SZÓKE P. 1993a: Multielement-Analyse der Arten eines Waldsteppen-Waldes in Ungarn. *Phytocoenologia* 23: 257–267.
- KOVÁCS M., PENKSZA K., TURCSÁNYI G., KASZAB L., TÓTH S., SZÓKE P. 1994b: Comparative investigation of the distribution of chemical elements in an *Aceri tatarico-Quercetum plant* community and in stands of cultivated plants. - In: Markert, B. (ed): *Environmental sampling analysis*. pp. 435–442.
- KOVÁCS M., PENKSZA K., TURCSÁNYI G., SILLER I., KASZAB L. 1996a: Multielement-analysis of a montane beech forest in Hungary. *Verhandlungen der Gesellschaft f.r .kologie* 25: 147–152.
- KOVÁCS M., TURCSÁNYI G., PENKSZA K., KASZAB L., SZÓKE P. 1992a: Heavy metal accumulation by ruderal and cultivated plants in a heavily polluted district of Budapest. In: MARKERT B. (ed.): *Plants as biomonitors for heavy metal pollution of the terrestrial environment*. VCH Publisher Inc., Weinheim - New York – Basel - Cambridge.
- KOVÁCS M., TURCSÁNYI G., PENKSZA K., NAGY J. 1996b: Comparasion of the element content of the components of forests as well as grassmoors and meadows evolved in the sites of the forests. In: *New perspectives in the research of hardly known trace elements and their role in life processes. Proceedings of the 7. International Symposium Budapest*, pp. 21–30.
- KOVÁCS M., TURCSÁNYI G., SZÓKE P., PENKSZA K., KASZAB L., KOLTAY A. 1993b: Heavy metal content in cereals in industrial regions. *Acta Agr. Hung.* 42: 171–183.
- KOVÁCS M.,TURCSÁNYI G., KASZAB L., KOLTAY A., PENKSZA K., NAGY L. 1992b: Element content of ruderal weeds used as accumulating indicators in some industrial districts of Hungary. *International symposium on ecological approaches of environmental chemicals. Internat. Symp., Debrecen, Hungary, GSF-Bericht* 4: 249–253.
- LAKANEN E., ERVIÖ R. 1971: A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soil. *Acta Agr. Fenn.* 123: 223–232.
- PAIS I. 1984: A mikroelemek jelentősége mezőgazdasági termelésben, kutatásuk helyzete a világban. Irodalmi értékelés. Keszthelyi Egyetem, Budapest.
- PENKSZA K., TURCSÁNYI G., KOVÁCS M. 1993: A siroki Ny.rjes-t. t.zegmohal.pj.nak elemkatasztere. *Bot. Közlem.* 81: 29–41.
- PUSKÁS I., FARSANG A. 2007: A Városi talajok osztályozása az antropogén hatás indikátorainak elkülönítésére Szeged talajtípusainak példáján. *Tájökológia Lapok* 5: 371–379.
- STEFANOVITS P., FILEP GY., FÜLEKY GY. 1999: Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- SVÁB J. 1981: Biometriai módszerek a kutatásban. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- SZABÓNÉ WILLIN E. 1995: Environmental Management Relating to Animal Husbandry. European Cooperation for Environmental Education. Tempus, Prague.
- TURCSÁNYI G., KOVÁCS M., BÜTTNER S., PENKSZA K. 1992: Element content of the roots of beech in the stemflow and interstem areas. In: BOHAC, J. (ed): *Proceed. VI-th International Conference Bioindicatoros Deteriorationis Regionis*. Ceske Budejovice, pp. 129–135.
- TURCSÁNYI G., KOVÁCS M., BÜTTNER S., PENKSZA K., GUELY M., CZINEGE E. 1994a: Several contamination of soils by heavy metals near Gy.ngy.s, Hungary. *Proceed. Internat. Symp. on Envir. Contam. In Central and Eastern Europe*, Budapest, pp. 515–517.

- TURCSÁNYI G., PENKSZA K., SILLER I., FÜHRER E., TÓTH S., KOVÁCS M., BÜTTNER S. 1994b: Sampling in the stemflow and throughfall areas of forests. In: MARKERT B. (ed): Environmental sampling analysis. pp. 449–464.
- VÁRALLYAY GY. et al. szerk. 1995: Talajvédelmi Információs és Monitoring Rendszer I. Módszertan. FM Növényvédelmi és Agrár-környezetgazdálkodási Főosztály, Budapest.

STUDY OF MICROELEMENT CONTENT OF BROWN FOREST SOIL
OF „MÁTRAFOOT” REGION IN LOAD LONGTERM FIELD EXPERIMENT

L. SZEGEDI¹, L. SZABÓ², E. FODORNÉ FEHÉR³

¹Károly Róbert College, H-3200 Gyöngyös, Mátrai str. 36., e-mail: lszegedi@karolyrobert.hu

²Tessedi Sámuel College, Faculty of Agricultural, Water and Environmental Management

³Mátra Vocational Training School

Keywords: heavy metal, toxic element, total element content, available element content

The alterations and movements of toxic elements (Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) into the deeper soil layers were followed by means of soil examinations during the long term heavy metal load experiments initiated in the autumn of 1994 at Károly Róbert College, Gyöngyös. The above mentioned toxic elements were released into the ploughed upper stratum. In May 1995 and July 2002 the upper 0–25 cm layer of the soil was sampled. Having examined the total element content we found that in the eighth year of the experiment the metallic contamination was demonstrable with the exception of mercury. The contamination decreased to a different extent in the case of each element. The greatest decrease was found in the case of cadmium (92%), followed by chromium (77%), arsenic (75%), lead (60%), copper (53%), and zinc (6%). In the case of the available element content the greatest decrease was observable in the case of cadmium and arsenic – 91–92%. The other elements showed the following order: chromium (80%), lead (76%), copper (72%) and finally zinc (42%). The examination of the connection between the total and the available element content proved that the total metallic contamination determines the soluble metallic content of the soil to a continually decreasing extent. During the years the total element content went through a qualitative change as a result of which its solubility significantly decreased. The examination of the regression coefficients resulted in the fact that in 2002 the solubility of the treatment elements decreased by 5% in the case of cadmium, by 41% in the case of arsenic, by 52% in the case of copper and zinc, by 59% in the case of lead, and by 77% in the case of chromium compared to the 1995 values.

A MEDDŐHÁNYÓ ÉS MIKROKLÍMA KAPCSOLAT ELEMZÉSE A MÁTRAALJA TERÜLETÉN LÉVŐ KÜLSZÍNI BÁNYÁSZATI TERÜLETEN

LOKSA Gábor

Szent István Egyetem Környezet, és Tájgazdálkodási Intézet
Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék
2103 Gödöllő Páter Károly út 1.

Kulcsszavak. mikroklimatológia, felszínhatás, árnyékhatás, anyag-és energiaforgalom

Összefoglalás: Mindkét mintaterületen érzékelhető az eredeti terepszinten és terepalakulati struktúrában kialakult áramlási helyzet módosulása. Halmajugra esetében az uralkodó széliránynak megfelelő völgykialakítás csökkentette a fagyzug kialakulásának esélyét, míg az Ózsei sűrűzagos tározótér előterében szélszélű időben kialakulhat a fagyzug. Előbbi esetben javultak, míg a második példa esetében romlottak a termőhelyi körülmények, ami a cirkulációs helyzetek és az azzal összefüggésben felszakadó illetve állandósuló fagyos helyzetek kapcsolatát illeti. A két mintaterület adatainak tanulsága az, hogy a felszín alakjának megváltoztatását csak pontos és alapos cirkulációs és talajmenti léghőmérsékleti helyzet feltárása után célszerű végezni. Ezen ismeretek birtokában a levegő természetes mozgása korlátozása nélküli helyzetek jelenthetnek csak kedvező termőhelyi viszonyokat, minden ezzel ellenkező esetben annak romlásával kell számolni.

Bevezetés

A külszíni bányászat során különböző mennyiségű felszínanyag mozgatása megkerülhetetlen, amelynek végén ezen „meddő” anyag végleges elhelyezéséről is gondoskodni kell. Ezen anyag az új elhelyezési területén új felszínalakulatot és felszínborítást jelent. Jelen munka azt vizsgálja, hogy a Mátra déli előterében lévő külszíni bányászati területen (1. ábra) hogyan vetődtek fel ezek a kérdések, illetve milyen megoldások születtek, továbbá ezen megoldásoknak milyen következményeik vannak a terület mikroklímájára nézve (SZÁSZ 1988, SZÁSZ és TÓKEI 1997).

A kérdés azért fontos a nevezett területen, mert hazánk ezen vidéke értékes szőlő és gyümölcsstermesztő terület, az újonnan elhelyezett meddőanyag hatással van a terület termőhelyi viszonyaira. A munkában elemzett felszínváltozás-mikroklíma kapcsolati példák jól jellemzik a probléma lényegét, gyakorlati alkalmazásával pedig a terület rekultivációjának eredményessége nagymértékben növelhető. A területen két helyszín esetében végzett mikroklíma mérések eredményei tükrében vizsgáltuk a kérdéskört. Az egyik helyszín Halmajugra falu térségében, míg a másik helyszín az Ózsei sűrűzagos depónia környezetében volt.

Anyag és módszer

A vizsgálati helyszínek leírása

Halmajugra falu az ÉNY-DK-i irányú Bene-patak völgyének jobb partján emelkedő dombon fekszik, míg a bal parton egy rekultivált sík terület található. A meddőhányó területének kezdeténél a patak völgy az addigi aszimmetrikus keresztmetszetét egy közel

szimmetrikus völgykialakítás váltja fel. Ez a mindkét oldali dombbal kísért völgyszakasz kb. 800 m hosszan tart, miközben a patak természetes medre kiépített mederben folytatódik kismértékű DK-K-i hajlással. A szimmetrikus völgykiépítés a bal parti meddőhányó terület végénél megszűnik, majd a patak medrének éles déli irányú törése után a jobb parton már ellaposodó domb található, a bal parton viszont nagykiterjedésű bányaművelési terület húzódik. Az említett 800 m hosszú patak völgy jobb oldalán emelkedő természetes domb a patak irányába való lejtése mellett, DK irányba haladva folyamatosan lejt, míg a völgy másik oldalán lévő tereprendezett területen 145–148 m tszfm.-u dombot alakítottak ki.

Az *Őzsei sűrűzagyos tározótér* a külszíni bányászati terület É-i peremén Markaz településtől D-re helyezkedik el. A terepszint (190 m tszfm.) felett 25–30 m magasan van elhelyezve a külszíni bányászati területén működő Erőmű feleslegessé váló salakanyaga. Az erőmű folyamatos működésekor szükségessé váló salakanyag elhelyezését először a tározótér magasságának folyamatos emelése, a maximális magasság (30 m) elérése után pedig a tározótér, mint meddőhányó területi kiterjedésének növelése útján oldják meg. Esetünkben a tározótér – meddőhányó – területi terjeszkedésének É irányban van lehetősége.

A vizsgálatok módszerei

Vizsgálataink során azt tekintettük át, hogy az állandósult felszínállapot, vagyis a területen elhelyezett meddőhányó miként befolyásolja a levegő mozgását. A megváltozó cirkulációs helyzet hatással van a terület hőmérsékleti és légnedvességi viszonyainak alakulására. A megváltozott légállapot állandósulása a területen folyó szőlő termesztés lehetőségeit befolyásoló hatása miatt érdemel figyelmet.

A *Halmajugra* térségében kialakult völgy hossz tengelye, az uralkodó szélirány, a relatív szélirány gyakoriságok és szélerősségek egybevetésével kerestünk választ arra a kérdésre, vajon a meddőhányó ilyen módon való elhelyezése mennyiben gátolja vagy segíti a Mátra hegytömbje felől érkező levegő tovahaladását, a területre a meddőhányó nélküli esetben megvalósult áramlási rendszerét. A vizsgálatainkhoz a helyszínen letelepített, egy éven át folyamatosan üzemelő szélmérőket alkalmaztunk. A műszer a völgy alján, a völgy tengelyében volt elhelyezve. A műszer órás szélsősebesség és szélirány adatai lettek felhasználva. A mérést a meddőanyag elhelyezése előtt és után egy-egy évig végeztük.

Az *Őzsei sűrűzagyos tározótér* esetében pedig arra kerestük a választ, hogy a mikroklíma mérések tanúskodnak-e fagyzugos helyzetekről a tározótér terjeszkedése során a tározótér É-i pereme mentén. A területhez egy szőlő parcella kapcsolódik. Ennek a táblának az alsó és felső részén végeztük a méréseket 2005. március 1. és 16. között. Tél végi, tavasz eleji időszakban mértünk a talaj közelében léghőmérsékleti és légnedvességi napi meneteket 48 órán át borult és derült időben, szeles és szélcsendes időjárás mellett (természetesen esetünkben az éjszakai, hajnali időszakok voltak a legfontosabbak). A mérésekhez többcsatornás adatgyűjtővel ellátott automata üzemmódú műszert használtunk, amely 2 percenként végezte a méréseket.

Eredmények

A *Halmajugra* mellett kialakított meddőhányó mikroklíma módosító hatásai esetében a terület áramlási viszonyai és az új domborzati helyzet között kerestük a kapcsolatot. Ezek eredményeit a következőkben foglalhatjuk össze:

1. A Bene-patak ÉNY-DK-i lefutása és a terület ÉNY-É-i uralkodó szélirány közeli egybeesése mindenféleképpen csökkenti a meddőhányó oldalán lefolyó éjszakai hideg levegő a völgy alján való szélsőséges hőmérsékletét gerjesztő hatását.
2. Az szélsébségi gyakorisági eloszlásokat tekintve látható, hogy az ÉNY-i irányból érkező légmozgás esetében a legnagyobb a magasabb szélsébségek aránya.
3. A völgy lejtése tovább segítheti az esetlegesen felgyűlő hidegebb levegő elmozdulását az alacsonyabb térfelszín felé.
4. A völgy alja és teteje közötti szintkülönbség nem túl jelentős, ezért a völgyben megrekedő, főleg éjszakai hideg levegő elmozdításában a völgyre merőleges irányú légmozgások is szerephez juthatnak.
5. Mindezen állításainkat a völgykeresztmetszetében végzett völgyprofil mérések támasztották alá, csak hóval borítottság esetében volt szélsőségesen alacsony hőmérséklet.
6. A vizsgált meddőhányó elhelyezési módja a környék domborzatát és áramlási helyzetét tekintve példaértékűen sikerült, megőrizve így azt az értéket, amelyet a Halmajugra oldalában, a Bene-patak völgyének a meddőhányóval szembeni oldalán lévő területek mezőgazdasági művelésének szinte zavartalansága jelent.

Az *Őzsei sűrűzagyos tározótér* É-i előterében 2005. március 1. és 16. közötti időszakban előfordult mind a négy azon időjárási helyzet, amely alapján értékelhető eredményt kaptunk. Ezek a helyzetek a következők voltak:

1. Borult, szeles idő: 2005. március 5.-ről 6.-ra hajló éjszaka.
Ezen az éjszakán végig volt változó erősségű légmozgás, amely csak a hajnali időszakban csökkent jelentékenyen. A folyamatos légmozgás időszakában nem volt tartósan léghőmérsékleti eltérés a táblán belül, ami eltérés mégis adódott az egyrészt csak igen csekély volt, de ami a lényeges, hogy folyamatosan nem tudott fennmaradni.
2. Borult, szélcsendes idő: 2005. március 04.-ről 05.-re hajló éjszaka.
Ezen az éjszakán szinte végig, de különösen az éjszaka második felében volt eltérés a tábla felső részén lévő mérőpont és tábla alsó részén lévő mérőpontok léghőmérsékleti értékei között. Az eltérés mértéke 0,2–0,7 °C között volt. A tábla alsó részén lévő mérőpont között csak 0,1–0,3 °C-os hőmérséklet különbség adódott. Az éjszaka első felében szélcsend volt, míg az éjszaka második felében néhányszor volt gyenge légmozgás. A léghőmérsékletben folyamatosan volt eltérés a tábla felső részén és a tábla alsó részén a felszínközeli légrétegben.
3. Derült, szeles idő: 2005. március 11.-ről 12.-re hajló éjszaka.
Ezen az éjszakán folyamatos volt a légmozgás – ráadásul ezek a légmozgások változó intenzitásúak, de erősek voltak –, karakteres léghőmérsékleti különbségek sem a tábla egészén belül, sem pedig a tábla alsó részén lévő mérőponton mért léghőmérsékleti adatoknál nem mutatkoztak.

4. **Derült, szélcsendes idő:** 2005. március 10.-ről 11.-re hajló éjszaka.

Ezen az éjszakán voltak egyedül olyan hosszabban tartó, tehát néhány óráig fennálló légmozgásmentes időszakok, amikor a tábla felső részén és alsó részén lévő mérőpontok léghőmérsékleti adatai között jelentős 1,2–2,6 °C-os eltérés mutatkozott. Az éjszaka középső időszakában a szélcsend egy rövid időre megszűnt, amikor is a léghőmérsékleti különbség a korábbihoz képest lecsökkent, majd a légmozgás leállításaival újra kialakult. (Valószínű, hogy ha végig fennállt volna a szélcsendes helyzet, a zavartalan kisugárzás folytán akár a mértnél nagyobb hőmérsékletkülönbség is adódhatott volna.) A tábla alján lévő mérőpontok adatai szinte végig megegyeztek a szélcsendes időszakokban, csekély eltérés csak a szélcsendes időszakok közötti „zavart” időszakban volt 0,2–0,5 °C-os mértékben.

Valamennyi időjárási helyzetben a nappali időszakban nem maradtak meg a léghőmérsékletbeli eltérések tendenciái, sőt szélcsend esetében a tábla alsó részén kialakuló léghőmérsékletek magasabbnak adódtak a tábla felső részén mértéknél. Ez egyúttal a táblán belüli légmozgás lokális eltérését is jól mutatja, nevezetesen a tábla felső részén szinte minden irányban szabadabb a légmozgás lehetősége, míg a tábla alsó részén csak az azt D-ről határoló meddőhányóval párhuzamosan lehetséges.

1. táblázat Az őzsei mintaterület adatai
Table 1. Meteorological data of the mesasured area (Őzse)

Időjárási helyzetek	Minimum léghőmérsékletek		Léghőmérsékleti eltérések	
	a tábla felső részén	a tábla alsó részén	a tábla tetején és az alsó részén lévő mérőpontok adatai között	a tábla alsó részén lévő mérőpontok adatai között
borult, szeles	-5,0 °C	-5,0 °C	–	–
borult, szélcsendes	-6,4 °C	-7,1 °C	0,2–0,7 °C	0,1–0,2 °C
derült, szeles	-2,2 °C	-2,4 °C	–	–
derült, szélcsendes	-5,7 °C	-8,3 °C	1,2–2,6 °C	0,1–0,5 °C

Irodalom

- HILDMANN E., WÜNSCHE M. 1996: Lignite mining and its after-effects on the Central German landscape. *Water, Air and Soil Pollution*, 1–2: 79–87.
- LOKSA G. 2001: Antropogén eredetű geomorfológiai módosulások mikro-és mezoklímára gyakorolt hatásai Magyarországon Szeged I. Magyar Földrajzi Konferencia Abstracts kötet p. 113+CD.
- LOKSA G. 2004: Microclimate influencing effects of landscape in Hungary *Gödöllő Issues of Sustainable Land Use in European Landscapes Problems, Conflicts* Abstracts kötet p. 58.
- LOKSA G. 2007: Variations in microclimate modified by open-cast mining: case studies from Hungary *Geogr. Fis. Dinam. Quat.* 30: 215–218.
- SZÁSZ G. 1988 *Agrometeorológia* általános és speciális. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- SZÁSZ G., TÓKEI L. 1997: *Meteorológia*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- SZÚRÓCZKI Z., TÓKEI L. 1988: *Táj- és Kertépítészeti Meteorológia* Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem.

ANALYSIS OF THE SOIL-BANK-MICROCLIMATE RELATION
IN AN OPEN MINING AREA IN THE MÁTRAALJA

G. LOKSA

Department of Nature Conservation and Landscape Ecology
Institute of Environmental and Landscape Management
Szent István University
H-2103 Gödöllő, Péter Károly út 1.

Keywords: microclimatology, surface effect, shadow effect, material and energy transport

Moving away of a given amount of soil matter cannot be eluded in the course of an open mining area. At the end of this procedure, placing of this waste matter is to be performed. This matter means new surface formation and surface cover in the new placement area. The present work shows how these questions were arisen in the open mining area situated in the foreground of the Mátra Mountains, as well as which kind of solutions were developed, furthermore, what are the consequences of these solutions for microclimate of the area. This is a very important question, because this part of Hungary is a valuable vine and fruit growing area, and the waste matter that has been placed affects habitat conditions of the area. Examples for surface change-microclimate relations analysed hereby show the main point of this problem well and by applying them in practice, efficiency of recultivation of the area can considerably be increased. The problem was studied based on the results of microclimate measurements performed in two sites. One site was in the vicinity of Halmajugra village, the other one was close to the power station waste deposit in Ózse.

Modification of flow pattern developed in the original field level and field formation structure can be detected in both cases. In case of Halmajugra, likelihood of development of frost corner was decreased by the valley formation that corresponds the dominant wind direction, while in case of the power station waste deposit in Ózse the frost corner can evolve in calm. Habitat circumstances improved in the former case, while declined in the latter that concern relation between circulation situations and frost situations braking or becoming stabilized in connection with it.

The conclusion is that to modificate the shape of surface is reasonable only after precise and elaborate survey of circulation and surface temperature situation. Situations when natural movement of air is not limited can mean favourable habitat conditions, however, its decline can be expected in any other case.

TÉRKÉPEZÉSI CÉLÚ, NÖVÉNYZETI ALAPÚ ÉLŐHELY- OSZTÁLYOZÁS MAGYARORSZÁGON (AZ Á-NÉR2003 ÉS 2007 RENDSZER)

BÖLÖNI János¹, MOLNÁR Zsolt¹, ILLYÉS Eszter¹, KUN András²

¹MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete

2163 Vácrátót, Alkotmány 2–4.

²1037 Budapest, Kolostor u. 2.

e-mail: jboloni@botanika.hu

Kulcsszavak: nagy területű élőhely-térképezés, természetesség, élőhelyminőség

Összefoglalás: A természetes és természetközeli területek arányának drasztikus csökkenésével egyre fontosabbá válik megmaradt élőhelyeink minél pontosabb, tudományos igényű, de gyakorlati célokra is felhasználható dokumentálása, vegetációjuk feltérképezése. A nagy területekre kiterjedő, megfelelő minőségű, egységes felméréshez szükség van egy, a terület adottságaihoz igazított, jól kidolgozott, terepen jól használható, a féltermészetes élőhelyeket is magába foglaló, jól dokumentált vegetáció- vagy élőhely-osztályozásra. Ilyen rendszereket már többfelé alkalmaznak sikeresen a világon, a kialakításukkor alkalmazott szempontok dokumentálása azonban ez idáig elmaradt. Cikkünkben egy olyan élőhely-osztályozási rendszert és annak kialakítási lépéseit mutatjuk be, amely többszörösen sikeresen vizsgázott nagy területek növényzetének felmérésekor. A rendszer fő jellemzője, hogy szakmai alapú (fitoszociológia) és gyakorlati természetvédelmi felhasználásra alkalmas, a terepi élőhely-felismerést messzemenően segíti és a térképezést közvetlen támogatja. A kategóriák és az élőhely-leírások a termőhelyi adottságokat, a fizionómiát és a fajkészletet egyaránt figyelembe veszik. A minden egyes élőhelytípus esetén megadott „definíció”, „altípusok” és „nem ide tartozó típusok”, elősegíti az élőhelytípusok pontos terepi felismerését és dokumentálását. A rendszer egyedi jellegzetessége, hogy az osztályozás nem hierarchikus, ugyanakkor kétdimenziós: egyik dimenzió az élőhelytípus, a másik a természetesség alapú élőhelyminőség. A rendszert több lépcsőben fejlesztettük, és már kétszer, több ezer terepnapon át teszteltük hagyományos folt-térképezésre és vegetációs adatbázis építésre is.

Bevezetés

Az utóbbi évszázadok technikai fejlődésének, civilizációnk expanziójának egyik következménye a természetes és természetközeli területek számának, kiterjedésének csökkenése (MEA 2005). Ebben a helyzetben vált – és válik mindinkább – nyilvánvalóvá, hogy a bioszféra egyensúlyának, és így az emberiség megfelelő életminőségének, sőt fennmaradásának is kulcsa az élőhelyek, életközösségek természetes, de legalább természetközeli állapotban való megőrzése (MEA 2005). Az életközösségek, élőhelyek megőrzésének első lépése annak a feltárása, hogy hol és milyen állapotban vannak még természetközeli területeink. Ez – többek között – regionális léptékű, aktuális vegetáció-felmérésekkel lehetséges. Egészen pontosan ennél tulajdonképpen többről van szó – már nem elég a természetes növényzet leltározása, ma már a természetes növényzeti örökségünk komplex felmérését kell elvégezni.

Közel évszázados adat- és tapasztalatgyűjtés után, a 21. sz. elején, a magyar vegetációkutatók egy három éves projekt során vállalták Magyarország növényzetének többszemponútú felmérését, aktuális állapotának természetvédelmi és táji szemponútú dokumentálását („MÉTA”, BARTHA et al. 2002, MOLNÁR et al. 2007). Az ország vegetációjának viszonylag gyors, de kellő részletességű felméréséhez olyan élőhely-tipizálási rend-

szert kellett kidolgozni, amely alkalmas az aktuális vegetáció (tehát a degradált, rontott, másodlagos típusok is) gyors, egyszeri bejárással történő, ugyanakkor megfelelően pontos azonosítására és leírására.

Európában az 1990-es évekig a vegetáció osztályozásának és a típusok jellemzésének fő célja alapkutatói jellegű volt (pl. BRAUN-BLANQUET 1951, DIERSCHKE 1994; MUCINA et al. 1993, RODWELL 1991–2000, Soó, 1964–1980, WHITTAKER 1980, BORHIDI et al. 1999). Később megjelentek a természetvédelmi célokat is szolgáló vegetációmonográfiák (pl. BARR et al. 1993, POTT 1996, BORHIDI és SÁNTA 1999), valamint a kimondottan természetvédelmi célú vegetációosztályozások (pl. Palearctic Habitat Classification, később EUNISHAB, majd Natura 2000). Sőt, az utóbbi években kimondottan a természeti örökség leltározására és térképezésére támogatásra készült vegetációosztályozások és kézikönyvek is megjelentek (RUŽIČKOVA et al. 1996, FREMSTAD 1997, FEKETE et al. 1997, CHYTRY 2001, STANOVA és VALACHOVIC 2002, RODWELL et al. 2002, KALIGARIC et al. 2003, GUTH és KUČERA 2005). E könyvek országnyi területek sok térképező általi felméréséhez készültek. A korábbi szintézisekhez képest ezekben kiemelt hangsúlyt kapott az élőhelyek felismerése, térképezhetősége, valamint hogy a kategóriákkal a teljes területet le lehessen fedni.

A jelen cikkben alapvetően a fent említett MÉTA programhoz kidolgozott kategóriarendszert és útmutatót mutatjuk be (kialakításának lépéseit, szerkezetét, tartalmát), de érintünk az élőhelyek térképezésével kapcsolatos általános kérdéseket is. Ugyanis bár ezen kategóriarendszer és útmutató speciálisan a MÉTA programhoz lett kidolgozva, az eddigieknél sokkal jobban alkalmazható a magyarországi élőhelyek térképezéséhez, állapotfelmérésükhöz és természetvédelmi értékük megállapításához.

Az élőhely-osztályozás alapkérdései

Egyfelől tisztában vagyunk azzal, hogy a természetben megvalósuló élőhelyváltozatok egységes szempontú csoportosítása és leírása soha nem lehet tökéletes (WHITTAKER 1980), másfelől – számos kompromisszumot kötve is – mindenképpen törekednünk kell rá. Egy jó, térképezési célú élőhely-osztályozásnak és útmutatónak az elkészítésekor a következőket tartjuk a főbb szempontoknak:

- a kategóriák az aktuális természetes és féltermészetes élőhelyeket fedjék le (átfedés és hiátusmentesen), tehát a rendszer az egész területre egyértelműen alkalmazható legyen,
- viszonylag egyszerű legyen, azaz kezelhető számú (mintegy 80–120) kategóriát tartsalmazzon,
- sokféle vegetációs célra legyen használható (ne csak az egyes típusok fitoszociológiai leírását tartalmazza, hanem minél több tulajdonságát, vegetációdinamikai jellemzőjét) és vállalja fel a természetvédelmi érték elvűséget is,
- támaszkodjon a térképezők korábbi ismereteire és a hagyományos vegetáció-osztályozásokra, ugyanakkor kisebb fajismerettel is értelmezhető legyen (azaz sok ember használhassa megfelelő megbízhatósággal),
- jól dokumentált legyen, a kategóriák részletes és egyértelmű leírásával,
- a várhatóan sok résztvevő miatt könnyen alkalmazható rendszert alkossunk,
- a rendszer alaposan tesztelt legyen.

A rendelkezésre álló rendszerek

A magyarországi és közép-európai növényzeti alapú élőhely-osztályozás hatalmas tapasztalattal és tudásanyaggal rendelkezik (pl. Soó 1964–1980, WHITTAKER 1980, FEKETE 1980, KÜCHLER és ZONNEVELD 1988, ZÓLYOMI 1989, RODWELL 1991–2000, MUCINA et al. 1993, BORHIDI et al. 1999). A következőkben ezek közül azokra térünk ki, amelyek módszereit, kategóriáit, szemléletét figyelembe vettük, alkalmaztuk élőhely-osztályozásunk kidolgozásakor, az élőhely-jellemzések felépítésének, tartalmának meghatározásakor.

A rendszerek közül egyik sem bizonyult teljesen alkalmasnak arra, hogy segítségükkel viszonylag rövid idő alatt, egyszeri bejárás alapján, mégis részletes vegetációs adatokat gyűjtsünk nagy területről. Ugyanakkor mindegyiknek egy vagy több elemét beépítettük a MÉTA program számára kidolgozott élőhely-osztályozási rendszerbe.

1. A fitoszociológiai hagyomány

Magyarországon, akárcsak Közép-Európa-szerte, a vegetációs szemlélet régóta meghatározó irányzata a Zürich-Montpellier-fitocönológia (WHITTAKER 1980, DIERSCHKE 1994, SCHAMINEÉ et al. 1995, 1996, 1998, STORTELDER et al. 1999, BORHIDI és KEVEY 1996). Az iskola egyik fontos alapfeltevése, hogy a vegetációban felismerhetők a növénypopulációk törvényszerűen (főként termőhelyi és történeti változók által előjelezhetően) ismétlődő együttesei (nodumok). A nodumok elkülönítésében, jellemzésében a florisztikai összetétel szerepe elsődleges (BRAUN-BLANQUET 1951). A fitoszociológiai osztályozásokkal azonban a teljes országra kiterjedő növényzeti örökség komplex felmérése szempontjából számos probléma adódik (BAGI 1997, 1998). Az alábbiakban elsősorban a magyarországi helyzetet értékeljük, hiszen e területre kellett a rendszert kifejlesztenünk.

A növénycönológiai alapú kategóriarendszer egyrészt nem reprezentálja az aktuális vegetációt, mert:

- preferenciális a mintavétel és részben az osztályozás is, azaz nem teljes,
- sok olyan vegetációfolt van, ami pusztán a fajokkal nehezen jellemezhető (pl. kevés vagy túl sok faj, azonos fajkészlet mellett lényegesen eltérő dinamika, biomassza, pl. szárazabb és bővizű *Puccinellia*-s),
- Magyarországon viszonylag kevés ember, több évtizeden keresztül folyamatosan bővítgetve, olykor csak egyes tájak ismeretében alkotta, ezért sok táj növényzete egyszerűen nincsen benne,
- a degradált foltokat a magyar fitoszociológiai rendszerek nem vizsgálják (nem térképezik), vagy beolvasztják egy természetes egységbe,

ezért elvileg sem készíthető a fitocönológia kategóriáiból országnyi terület aktuális vegetációját leíró rendszer.

A fitoszociológiai kategóriákkal nehéz térképezni (felmérni), különösen nagy, több 10 000 km²-es területeket, mert:

- az átmeneteket nehezen kezeli, keveset mond a nem-tipikus állapotok (cönostátusok) szerepéről, a fél-természetes és másodlagos növényzetről (BAGI 1997, 1998),
- fitoszociológiai módszerekkel a jellegtelen növényzetű foltokat olykor nehéz dokumentálni (pl. különböző réttársulásokból származó szinte egyfajú állományok: *Alopecurus pratensis* uralta foltok sziken, ártéren, sőt szárazabb termőhelyeken),

- 1:10 000-es méretaránynál durvább léptéknél nehézkes a használata, főként mert túl finomak a kategóriák, a komplexek képzése is nehézkes.
- Nehezen (illetve lassan) tanítható, mert (az előbbieket mellett):
- túl sok a kategória (kb. 300), sok fajt kell biztosan felismerni, és lehetőleg látni kell a locus classicus-okat,
 - nem készültek célzottan a felismerést segítő szintézisek,
 - Magyarországon különösen elenyészően kevés az egész rendszert készségi szinten ismerő „mesterek” száma,
 - így a viszonylag egységes szemlélet kialakulásához (kialakításához) olyan sok időre és tapasztalatra lett volna szükség, amennyi nem állt rendelkezésünkre.

Ezekon kívül változik a világ, ma már a fajkészlet mellett más szempontok is fontosak, pl. a vegetációfolt természetvédelmi értékessége, a dinamika, tájhasználat és a táji kapcsolatok is. A Zürich-Montpellier-i fitoszociológiai megközelítés a közvetlen és közvetett emberi hatásokat alig, illetve csak esetenként veszi figyelembe, holott ezek olykor, az egyirányú tájhasználat esetén jellegzetes, természetesnek vélt „asszociációkat” eredményezhetnek (POTT 1981, SZMORAD 1997, KIRÁLY 2001). Nem dokumentálja az „őserdők” nagy részét sem, pl. a tölgy dominálta vagy elegyes lomboserdők őserdőszerű állományait (ami csak részben tudható be annak, hogy ilyet már nem találni Európában), ahogy a vegetációdinamikai és szukcessziós jelenségekkel is alig foglalkozik (illetve ezeket – mivel alapvetően egyensúlyi vagy annak vélt állapotokat vizsgált – elkülönítve kezeli; BARTHA 2000).

Összefoglalva, a jelenlegi vegetáció kialakulása, képe, összetétele szempontjából kiemelten fontos vegetációdinamikai, történeti vagy azzal összefüggő jelenségek korábban csaknem teljesen kimaradtak az iskola érdeklődéséből (MUCINA 1997). A fitoszociológiai osztályozás egyszerűen nem arra készült, amire szükségünk volt. Feltehetően több évtizedes tudatos fejlesztéssel lehetett volna csak a céljainknak megfelelőt alkotni. Ugyanakkor a fitoszociológiai rendszerekből érdemes volt sok elemet közvetlenül vagy közvetve átvenni, különösen a természetesebb típusok esetében.

2. Európai élőhely-osztályozási rendszerek: *Paelearctic Classification*, *CORINE Biotopes*, *EUNIS-Hab*, *Habitat Directive*

Ezek a rendszerek fitoszociológiai alapú élőhelyekből épülnek fel, amelyek alapvetően florisztikai és földrajzi ismérvek alapján különíthetők el egymástól. A természetközeli kategóriákat kiegészítették sok degradált és mesterséges típusal is, ezért teljesebbek, aktuálisabbak, a tájat nagyobb arányban képesek lefedni, mint a fitoszociológiai rendszerek. Ezeket a rendszereket lépcsőről lépcsőre bővítették Kelet-Európa felé, ezért gyakran torzultak, amit többszöri próbálkozás után sem sikerült kijavítani.

Ugyanakkor, a hazai féltermészetes élőhelyek nagyobb része, amelyek felmérését a MÉTA-program célul tűzte ki, még mindig kimaradtak (pl. galagonyás-kökényes cserjések). Az élőhelyek dokumentációja általában túl rövid és heterogén, nem teszteltek, ezért gyakran nem elég egyértelműek, így értelmezésük és taníthatóságuk nehézkes. Ezért egy az egyben nem tudtuk alkalmazni a saját céljainkra, de a fejlesztéskor több ötletet e rendszerekből merítettünk (pl. másodlagos típusok kezelése kapcsán), illetve törekedtünk legalább a részleges kompatibilitás biztosítására.

3. Topográfiai térképezés jelkulcsa, a CORINE Felszínborítási osztályozás és a fiziognómiai alapú vegetációosztályozások

Ezek a tájat fedő, aktuális, dokumentált, egyszerű, tanítható-megtanulható, tesztelt rendszerek, azonban botanikai célra nem elég részletes a tematikai felbontásuk. Pl. a Corine Land Cover térképek (ANONYMUS 1995) a növényzetet fiziognómia egységek (pl. zárt erdő, gyepfoltokkal mozaikos erdő) foltjaiként képezik le (BÜTTNER et al. 1995, 2000, 2002), a faji összetételt tulajdonképpen figyelmen kívül hagyják (illetőleg alig veszik figyelembe). Így hatalmas területekre (országokra, kontinensekre) készíthetők élőhelytérképek olcsón és gyorsan, amelyek azonban viszonylag durva kategóriákkal dolgoznak, és nagyon korlátozottan alkalmasak a növényzet állapotának dokumentálására.

Mivel a fiziognómiai jellegű kategóriák alapján történő térképezésnek Magyarországon alig van hagyománya (vö. BARKMAN 1990, BAGI 1997) és a felszínborítási térkép az elérni kívánt célnál durvább felbontású, túl kevés kategóriát alkalmaz, ezért ennél a rendszernél összetettebb, részletesebb vegetációtípusizálásra volt szükség. Ugyanakkor a Corine Land Cover útmutatójából átvettük azt, hogy a „nem az adott kategóriába tartozó, de hasonló” típusok felsorolására és helyes besorolására figyelmet fordítottunk.

4. Erdőtípológia

A magyarországi erdőtípológiában kiemelt szerepe van a faji összetételnek, így fafajösszetételnek és a termőhelyet (a talaj vízgazdálkodását, pH-ját, mélységét) indikáló légyszárú növényzetnek és ezek kapcsolatának (MAJER 1962, 1968). Az erdei élőhelyek kialakításakor erősen támaszkodtunk a magyarországi erdőtípológiai rendszerekre, mivel ezek – a MÉTA programhoz hasonlóan – olyan vegetációosztályozások, amelyek a gyakorlat igényeit is nagyban figyelembe veszik. Ugyanakkor teljes mértékben nem vehettük át ezeket, mert természetesen a nem fás vegetációval nem foglalkoznak, a nagy területű vegetációtérképezéshez túl sok erdőtípus kategóriát alkalmaznak, valamint az erdőtípusok leírásában alapvetően a faji összetétel a leghangsúlyosabb, az egyéb szempontok (elsősorban a fiziognómia, vegetációdinamika) kisebb vagy alárendelt szerepet kaptak.

Eredmények

A kategóriarendszer és az útmutató kialakítása

Az általunk kipróbált és alkalmazott megoldás a botanikusok meglévő terepismeretének célirányos, új szemléletű, következetes újraszintetizálása lett. Ehhez megfelelő alapokat jelentett az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Á-NÉR1997) és útmutató, amely olyan gyakorlati célú rendszer, amely a Magyar Nemzeti Biodiverzitás-Monitorozó Program (1997-től folyamatosan) keretében, az élőhelyek monitorozásához készült (FEKETE et al. 1997, KUN és MOLNÁR 1999), és azóta is használatban van (kb. 300 élőhelytérkép készült vele). Ez az első olyan, szintetizáló magyarországi könyv, amely teljességre törekvő élőhelylistát és részletes jellemzéseket tartalmaz. A rendszer alapja Németh Ferenc és Seregélyes Tibor „100-as” élőhely listája (NÉMETH és SEREGÉLYES 1989), valamint a hazai fitoszociológiai egységek (BORHIDI és KEVEY 1996). A kategóriák egy részének (pl. a természetes növényzet) kidolgozása többnyire a növény-

társulások összevonásával történt, mivel az összeállítók a klasszikus fitoszociológiai rendszert, mint az egyetlen országosan alkalmazott és kipróbált referenciát használták. (Az erdőtipológia nem hatott e rendszer első kialakítására).

Ugyanakkor az Á-NÉR1997 – mivel a fitoszociológiai rendszerekkel ellentétben az ország valamennyi élőhelyének kategorizálására törekedett – több fontos újítást is hozott. Egyrészt bevezette a hazai vegetáció- és élőhelytipizálás gyakorlatába az addig csak elszórtan és rendszertelenül használt olyan kategóriákat, amelyek a féltermészetes és mesterséges területek növényzetét írták le (zömmel a CORINE Biotóp rendszerből származtatva). A kialakítás célja további szempontok beemelésével járt: nagy szerep jutott a történetiségnek, a vegetációdinamikának, az emberi hatásoknak és a fiziognómiának.

Az Á-NÉR1997 rendszert elméleti alapon és a korábbi ismeretek alapján kevés (mintegy 20) szakértő állította össze, így egy szakértői csoport szemléletmódját és tudományterületét tükrözi. Egy-egy élőhelyről egy-két oldalas leírás készült az alábbi fejezetekkel: kód, definíció, egyéb rendszerek kódjai, abiotikus jellemzés, biotikus jellemzés, altípusok, emberi használat és természetvédelmi kezelés, illetve irodalom. A kategóriarendszer és a leírások tesztelését a jövőre hagyta.

Elméletileg az Á-NÉR1997 alkalmas lett volna a MÉTA-program számára, de:

- az 1997 és 2002 között végzett terepi munkák (több ezer napnyi tesztelés) során számos hibát, hiányosságot, félreérthetőséget találtak benne (a monitorozási célú térképeknél kötelező volt a rendszer kritikáját írásban is dokumentálni),
- használata nem bizonyult kellően szabványosnak, pl. mert a könnye(bbe)n tanítható és a vegetáció képét alapvetően jellemző fiziognómiai és termőhelyi szempontok nem érvényesültek benne eléggé,
- mivel egy másik program keretében hozták létre, a vegetáció a MÉTA során gyűjtendő természetvédelmi és tájökölógiai szempontú jellemzőket még nem tartalmazta.

Mindezek miatt a rendszer továbbfejlesztése mellett döntöttünk. Az új rendszer az Á-NÉR2003 lett.

Az Á-NÉR2003 kategóriarendszere

A céloknak és az előzményeknek megfelelően – a korábbi tudás felhasználásával – jelentősen átalakított, újragondolt élőhelyrendszert és ehhez tartozó leírásokat, illetve útmutatót kellett létrehozni (BÖLÖNI et al. 2003, <http://www.novenyeterkep.hu/eiu/>). Az Á-NÉR2003 fejlesztése során óriási tesztelési tapasztalatra alapozhattunk, ráadásul jelen cikk e rendszer újabb, 7000 terepnapos tesztelése utáni tapasztalatok birtokában született.

Az Á-NÉR2003-ban is az élőhely jelenti az alapegységet. A rendszer magában foglalja a Magyarországon megtalálható összes természetes, természetközeli élőhelyet és a lerontott, degradált élőhelyeket is. A kategóriák alacsony száma (86 a 300 cönológiai kategóriával szemben) miatt az egyes típusok egymástól távolabbiak, kevésbé hasonlóak, mint a növénytársulások. Az élőhely-kategóriák a fitoszociológiai rendszerek növénytársulásainál többnyire tágabb értelmezést kaptak. Az osztályozás nem hierarchikus, ugyanakkor kétdimenziós: egyik dimenzió a vegetációtípus, a másik a természetesség alapú élőhelyminőség. Ugyanis minden egyes élőhelyhez megadtuk a négy természetességi kategóriának megfelelő állományok leírását (lásd alább).

Az élőhelyek kialakításakor az alapot nem a fitoszociológiai kategóriák, hanem a fiziognómia–faji összetétel–termőhely hármasság jelentette. A taníthatóság és a nem túlzottan magas kategóriaszám együttesen a florisztikai összetétel szerepének gyengítésének irányába befolyásolta az élőhelyek kialakítását és leírását, ugyanakkor a faji összetétel (jellemző, uralkodó, karakterisztikus fajok) továbbra is fontos – de mint korábban többször hangsúlyoztuk, nem egyeduralkodó – szempont maradt. Kivételes esetben a történet is kaphatott elsődleges szerepet (pl. legelőerdők és fáslegelők esetében [P45]). A kialakított élőhely-kategóriákhoz utólag rendeltük hozzá az oda vonható növénytársulásokat. A rendszer egységesítése végett erősen korlátoztuk a növényföldrajzi szempontú élőhely-kategorizálást is. Ennek fő oka, hogy az ilyen alapon megkülönböztetett élőhelytípusok között a határ meghúzása a terepi térképezés során sok esetben bizonytalan. A különféle regionális és orografikus határvonalak a MÉTA élőhely-térképezéssel párhuzamosan futó florisztikai (BARTHA et al. 2002) és fitoszociológiai (LÁJER et al. 2007) adatgyűjtés anyagainak értékelése után, utólagosan is meghúzhatók, az adott élőhely így később tetszőleges földrajzi altípusokra osztható.

Az élőhelylista kialakításakor – akárcsak a korábbi változat esetén (Á-NÉR1997, FEKETE et al. 1997) – nagy hangsúlyt fektettünk a nem cönológiai típusú, féltermészetes, degradált vegetáció-típusokra, bár kategóriákat némiképpen a program céljainak és a gyakorlati tapasztalatoknak megfelelően átalakítottuk (pl. Jellegtelen üde gyepek [OB], keményfás jellegtelen vagy telepített egyéb erdők [RC]). Kivételesen mozaikot is definiáltunk élőhelyként (csatornaparti, víztározóparti összet: BA). Máskor egyedi tájlelmek az „élőhelyek”: magányos fa, keskeny fasor (RA). Ugyanakkor kimondható, hogy már a korábbi élőhely-osztályozási rendszerekben megtalálható az összes szempont, szemléleti elem, amelyeket e rendszer kialakításakor felhasználtunk. Először került az útmutatóba az élőhelyek természetvédelmi értékességét következetesen dokumentáló altípusrendszer (természetesség) és egyes vegetációs tulajdonságok itt kerültek először részletes bemutatásra (pl. regenerációs potenciál).

Az Á-NÉR2003 útmutatója

A rendszer útmutatójaként felismerés célú, alaposan struktúrált és részletes dokumentációt készítettünk (BÖLÖNI et al. 2003). A rendszer létrehozásakor sok ember tudásának egyszerre történő szintetizálására törekedtünk: a kategóriarendszer összeállítását és az élőhelyek leírásait is számos botanikus véleményezte, lektorálta. A többszöri kiegészítés, véleményeztetés a kitűzött célok érvényesítése mellett a helyi, egyéni vegetációs tudás begyűjtését és a leírásokba történő integrálását is szolgálta. Így az útmutatónak több mint 25 szerzője és több mint 100 lektora lett, ezáltal pl. több száz aktuális vegetációtérkép „tudásának”, sok egyedi élőhely egyedi típusának a beépítése történt meg. A kapott eredményt az ország természetes növényzeti örökségének felmérése megkezdése előtt két hónapon keresztül sok helyszínen, sok emberrel teszteltük.

Az élőhelyek részletes leírása a következő bekezdések szerint történt: definíció, termőhely, állománykép (szerkezet), jellemző fajok, vegetációs és táji környezet, alegységek, nem ide tartozó típusok. Ezeket kiegészíti a MÉTA program célkitűzéseinek megfelelően az egyes természetességi kategóriák és a regenerációs potenciál jellemzése élőhelyenként.

Az élőhelyek jellemzésénél speciális szempontjaink voltak:

- a vizes élőhelyeknél a vízáramlási viszonyok, illetőleg a lápi jelleg,
- az erdei élőhelyeknél a fafajösszetétel, a faállomány-szerkezete, a gyepszint összetétele, valamint a termőhelyi tulajdonságok,
- a gyepekénél az alapkőzet, a karakterisztikus és domináns fajok jelenléte, részaránya.

A definíció rövid, néhány mondatos leírás, amely tartalmazza az adott élőhely legfőbb ismérveit. Megjegyezzük, hogy a definíció hiányzik az általunk tanulmányozott egyéb európai felmérési útmutatókból, pedig tapasztalataink szerint nagyon segíti az élőhelyek betanítását, a rendszer gyors áttekintését.

A termőhely jellemzésénél a legfontosabb abiotikus feltételeket, valamint a Magyarországon belüli földrajzi elterjedést adtuk meg.

Az állománykép (fiziognómia) az élőhely legfőbb külső megjelenési formáit, szerkezeti tulajdonságait (növekedési erély, jellemző magasság, szintezettség, záródás, elegység stb.) és azok változatosságát ismerteti.

A jellemző fajok bekezdésben az élőhely azonosításához fontos, legfőbb állományalkotó, tömeges, karakterisztikus, illetve állapotjelző fajokat soroljuk fel.

A vegetációs és táji környezet leírásakor azokat az egyéb élőhelyeket és/vagy jellemző táji elemeket soroltuk fel, amelyekkel a tárgyalt élőhely jellemzően vagy a leggyakrabban érintkezik, illetve közelükben található.

Az aleggységek alfejezetben általános cél volt, hogy minél több hazai aktuális vegetációtípust megnevezzünk, esetleg röviden jellemezzünk. Igyekeztünk ezeknek több szempontú csoportosítását adni, elsősorban azért, hogy az élőhely jobban felismerhető, éleesebben elkülöníthető legyen. Az aleggységek leírásánál nem volt szempont (követelmény) a minden élőhelyre egységes csoportosítás. Sőt, éppen a különféle megközelítések szerint elváló altípusok legalább rövid felsorolása volt a cél (azaz itt már megengedtünk átfedéseket) (pl. domináns fajok, termőhely-változatok, tájhasználat vagy fiziognómia szerinti altípusok).

Ahol lehetett, megadtuk az adott élőhelyhez sorolandó (sorolható) fitoszociológiai egységek listáját (BORHIDI 2003 és a program cönotaxon listája, LÁJER et al. 2007 alapján) (ezt a féltermészetes élőhelyeknél nem alkalmaztuk, mivel ezeknél ilyenek csak elvéve vannak a társulásoknál leírva). Olyan eset is van, amikor egy-egy fitoszociológiai egység több élőhelyhez került aleggységként (pl. így a zárt, illetve felnyíló erössztyep erdők külön élőhely kategóriákba kerültek). Ez annak a következménye, hogy az élőhelyek közötti elválasztó határok nem feltétlenül esnek egybe a fitoszociológiai egységek határvonalaival.

Esetenként, amikor az adott szempontrendszer alapján kidolgozott altípusok valójában folyamatos átmenetekkel kapcsolódnak egymáshoz, csak a főbb állapotokat vagy az átmenet-sor két végpontját emeltük ki. Az altípusok esetében a leírások akkor rövidek, utalásszerűek, hogyha ezeknek könnyen utána lehet nézni a magyarországi szakirodalomban. Ez elsősorban a fitoszociológiai egységekre (BORHIDI és SÁNTA 1999, BORHIDI 2003) és az Á-NÉR1997 (FEKETE et al. 1997) leírásaival nagy hasonlóságot mutató altípusokra érvényes. Ahol ezektől eltérő aleggységeket használtunk, ott az egyértelmű eseteket kivéve igyekeztünk részletesebb, szemléletesebb jellemzéseket adni.

A nem ide tartozó típusok között a leggyakoribb tévesztési lehetőségeket igyekeztünk összegyűjteni, és megadni, hogy az melyik kategóriába sorolandó helyesen. E feje-

zet azért kapott kiemelt hangsúlyt, mert itt példatáron keresztül lehetett az élőhelyek határát pontosítani, ami jól kiegészítette a definíciókat.

A természetesség dokumentálását a Magyarországon általánosan használt, tesztelt és elfogadott ötfokozatú Németh-Seregélyes skála segítségével végeztük (NÉMETH és SEREGÉLYES 1989) Minden egyes élőhelynél röviden jellemeztük az egyes természetességi kategóriákat. Megadtuk, hogy milyen az állomány szerkezete/fajkészlete az adott természetességi kategóriában (pl. ha egy nádasban nincs víz, akkor az nem lehet közepes természetességnél jobb; olyan erdő, ahol nincs idős fa és vastag holtfa, az nem kerülhet a legmagasabb kategóriába; ha özöngyommal jelentősen fertőzött az élőhely, akkor nem lehet a közepes kategóriánál jobb, stb.). Mivel a természetesség ilyen kategóriákba sorolása mindig szubjektivitással erősen terhelt (MOLNÁR et al. 2007), ezt minden élőhely esetében példák megadásával igyekeztünk csökkenteni. A példagyűjteményt az összes térképező tereptudása alapján állítottuk össze és a kötelező terepgyakorlatok során nagy figyelmet szenteltünk a közös szemléletmód kialakításának. A természetesség kérdése tipikus szakértői döntési helyzet, amellyel egyébként a legobjektívebbnek vélt munkák során is többször találkozunk, mint gondolnánk. Az eddigi tapasztalatok szerint a példatár nagyban növelte a vegetációs tulajdonság becslésének hasonlóságát (MOLNÁR et al. 2007).

Kísérletet tettünk egy, a magyarországi vegetáció- és táj kutatásban új fogalom, az egyes élőhelyek regenerációs potenciáljának bevezetésére, illetve ehhez történő adatgyűjtésre. Ezen adatgyűjtéshez az indítást az adta, hogy néhány területet 10-30 éven keresztül figyelve kiderült: bizonyos élőhely típusok gyorsan, mások lassan, esetleg sehogy sem regenerálódnak egy nagyobb diszturbancia (pl. tárcsázás, felülvetés, beszántást követő felhagyás) után. Különbségek vannak a regenerálódás sebességében és módjában kistájak, térségek között. Ha közel vannak a propagulumforrások, gyakran minden jellemző faj visszaköltözhet. Általános terepi tapasztalat, hogy az erősen stresszelt, illetve a tápanyagszegény élőhelyek regenerációja általában sikeresebb, mint másoké, mert itt kevésbé jelennek meg inváziós fajok. A jelenlegi rendszerben háromféle regenerációs potenciált dolgoztunk ki: helyben, szomszédos vegetációban és szomszédos paragon történő regeneráció. Az útmutatóban minden egyes élőhelyhez példatárát készítettünk, ahol a termőhely, fajkompozíció, táji környezet, veszélyeztető tényezők figyelembevételével adtuk meg a regeneráció feltételezett mértékét (jó, közepes, rossz).

Az Á-NÉR2003 korlátai

Az alapvető célokat sikerült elérni (országos lefedettség, nem túl sok, de elég kategória, taníthatóság stb.). Ugyanakkor az élőhelyleírások kisebb-nagyobb hibákkal terheltek. Ezek alapvetően kétfélek:

1. a megírás során a lefektetett alapelveket nem mindig tudtuk a szerzőkkel betartatni, illetve egyes élőhelyekről és tájakról a rendelkezésre álló tudás nem volt elég az igazán jó leírások elkészítéséhez,
2. a leírások érthetősége és tájankénti alkalmazhatósága részben heterogén maradt.

A MÉTA adatbázis mintegy felének szakmai ellenőrzése után levonhatók bizonyos következtetések arról, hogy mennyire sikerült a célnak megfelelő élőhelyleírásokat készíteni. Ez alapján már jelenleg is látszik, hogy:

- vannak jól felismerhető, egyértelmű élőhelyek, amelyekhez megfelelő leírást sikerült adni – ezeket a felmérők nagy biztonsággal azonosították, a szemléletmódot ezen esetekben sikerült megfelelően egységessé alakítani (pl. Bükkösök [K5], Ürmös-puszták [F1a]),
- van néhány nehezen tipizálható, felismerhető élőhely, ahol a leírás jól segítette a felmérők munkáját és így az élőhely felismerése, térképezése viszonylag jól sikerült (pl. Gyertyános-kocsányos [K1a] és Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek [K2], illetve a korábbiakhoz képest igen sokat javult: Fűz-nyár ártéri erdők [J4]),
- van néhány olyan élőhely, amelyről azt hittük, hogy jól felismerhető, de a térképezés változó minőséget hozott, azaz kiderült, hogy a leírás nem sikerült elég jóra és/vagy a taníthatósággal akadtak problémák (pl. Keményfás ártéri erdők [J6], Homoki sztyeprétek [H5b]),
- voltak várhatóan nehezen tipizálható élőhelyek, ahol nem elég jó leírás és/vagy amit a felmérők gyakran ennek ellenére sem tudtak jól (a leírásnak megfelelően) értelmezni, ezért sokan sokféleképpen értelmezték az adott élőhelyet (legjobb példa: Cseres-kocsánytalan tölgyesek [L2a], de alapvetően a magyarországi hegy-dombvidéki tölgyesek értelmezése, tipizálása és így felmérése is igen nehéznek bizonyult, ennek oka a tölgyesek igen változatos faji összetétele, gyakran erősen átalakított fajkészlete lehet),
- szembekerültünk azzal a problémával is, hogy egy vegetációs folt több típushoz is tartozhat, pl. a kiszáritott, elsztyeppesedett kékperjés láprét többféle élőhelybe is besorolható helyesen (pl. láprétbe, mocsárrétbe vagy homoki sztyeppréttbe).

A természetesség és a regenerációs potenciál megítélése még nem kellően egységes, ezen szintetikus vegetációs jellemzőknek a pontosítása a jövő egyik feladata.

Katégoriarendszerünk több okból sem mentes bizonyos egyenetlenségektől, pl. egyes igen hasonló élőhelyek több kategóriába kerültek (pl. természetes száraz cserjések két kategóriára lettek felosztva: Sztyepecserjések [M6] és Szikla cserjések [M7]), máskor összevontunk olyanokat, amelyek között bizonyos szempontokból jelentős különbségek vannak (pl. egy kategóriába soroltuk az összes alföldi zárt száraz-félszáraz tölgyest – Alföldi zárt kocsányos tölgyesek [L5]). Ezek egyrészt szemléleti okokkal magyarázhatók, másrészt szerepet játszanak benne a növényzetről rendelkezésre álló tudásunk hiányosságai is.

Nem egységes az élőhelymozaikok kezelése sem. Vannak olyan élőhelyeink, amelyek önmagukban általában nem fordulnak elő, hanem többnyire valamely más élőhelytel mozaikolnak vagy azzal szomszédosak (pl. Száraz-félszáraz erdő- és cserjés szegélyek [M8]), ekkor a mozaikot alkotó elemek dokumentálására nem sikerült minden esetben teljesen egyértelmű leírást adni.

Az abiotikus környezet és a termőhely szakmai lektorálása is várat magára. A fokozatosan bővülő szakértői tudás összegyűjtésével a rendszer finomítását, módosítását, kiegészítését fogjuk elvégezni, és a végleges változatot könyv formájában megjelentetjük.

Az ÁNÉR 2007 rendszer

A MÉTA-program nem igényelte a teljesen másodlagos típusok osztályozását (hiszen a növényzeti örökség felmérése volt a cél), és nem folttérképet készített, hanem egyfajta ponttérképet (valamint a hozzá kapcsolódó adatbázist, MOLNÁR et al. 2007). Ugyanakkor a rendszer klasszikus (folthatárokat alkalmazó) vegetáció-térképezésre is alkalmas. Ekkor megengedett hibridkategóriák használata, azaz egy-egy foltban egynél több kód is megadható (így óriásira nő a dokumentálható vegetációs esetek száma, lásd KUN és MOLNÁR 1999). Részletes (pl. monitoring célú) térképezésnél kérhető minden élőhely-foltról foltjellemezés készítése (szöveges leírás és részleges fajlista, ez tovább pontosítja a vegetáció dokumentációt). Éppen a biodiverzitás monitorozása tette szükségessé az 1997-es és 2003-as Á-NÉR összekapcsolását. Ekkor illesztettük a rendszerbe a 2003-as változathoz hiányzó, de az 1997-esben meglévő másodlagos, illetve kultúr élőhelyeket (pl. akácos, egyéves szántó, falu, meddőhányó), de elvégeztük ezeknek az időközben összegyűlt tapasztalatok alapján történő módosítását is, kialakítva az Á-NÉR2007-et (függelék).

Következtetések

Az Á-NÉR kialakításának és fejlesztésének 10 éves folyamata megmutatta, hogy egy megfelelő élőhely-osztályozási rendszer kialakítása évtizedeket vesz igénybe (hasonlóan a fitocönológiai rendszerek kialakításához). Az új rendszert sok botanikus kell tesztelje, lehetőleg minél több helyen. Mindez azt is jelenti, hogy egy valóban kész, egyértelmű élőhely-osztályozási rendszer ideális cél, amit elérni nem, csak megközelíteni lehet. Továbbá nem elegendő az élőhely-osztályozási rendszer pusztán publikálása, a felhasználók közös, többszöri, terepi tapasztalati tanulása szükséges a rendszer következetes kialakításához. Nem elég a pusztán élőhely-jellemezés sem, hanem a felismerést segítő, a besorolási problémákat világosan kezelő útmutatóra van szükség. Érdemes definícióval, altípusok példatárával és szöveges jellemzéssel együttesen definiálni az egyes élőhely-típusok különbségeit, a köztük lévő határokat.

A tájak, régiók heterogenitása miatt „minden” tájra kellően jó rendszer csak „minden” táj ismerete alapján készíthető, azaz sok szerző és még több lektor kell hozzá. Az európai tájak sokszínűsége miatt szabványos, jól és könnyen használható, kellően tesztelt európai élőhely-osztályozási rendszer több évtizedre előre tekintő cél. Ráadásul nem készíthetünk jó rendszert úgy, hogy alkalmazási területe fokozatosan változik (EU-bővítés).

Nagy élőhelyi adatbázisok esetén még kellően célirányos útmutató, tudatos egységesítés után is a gyűjtött adatok heterogenitásával kell számolni (CHERRILL és MCCLEAN 1995, 1999, SMART et al. 2003), emiatt a gyűjtött adatok minőségellenőrzése és a heterogenitások kezelése nem kerülhető meg az adatok elemzése előtt.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnénk köszönetet mondani Botta-Dukát Zoltánnak, Kertész Miklósnak és Kröel-Dulay Györgynek a kéziratához fűzött értékes észrevételeikért, kiegészítéseikért, valamint a MÉTA program résztvevőinek, akik lektorálásukkal, észrevételeikkel az Á-NÉR2003 megírását és pontosítását elősegítették. A szerzők munkáját a Jedlik Ányos pályázat támogatta (NKFP-6/013/2005).

Irodalom

- ANONYMUS 1995: CORINE land-cover: methodology and nomenclature. Report, EEA, Copenhagen.
- BAGI I. 1997: A vegetációtérképezés elméleti kérdései. Kandidátusi értekezés tézisei. József Attila Tudományegyetem, Szeged.
- BAGI I. 1998: A Zürich-Montpellier fitocönológiai iskola lehetőségei és korlátai a vegetáció dokumentálásában. *Tilia* 6: 239–252.
- BARKMAN J. J. 1990: A tentative typologie of European scrub and forest communities based on vegetation texture and structure. *Vegetatio* 86: 131–141.
- BARR C. J., BUNCE R. G. H., CLARKE R. T., FULLER R. M., FURSE M. T., GILLESPIE M. K., GROOM G.B., HALLAM C. J., HORNUNG M., HOWARD D. C. 1993: Countryside Survey 1990: Main Report. London: Department of the Environment.
- BARTHA D., KIRÁLY G., MOLNÁR ZS. 2002: A botanikus szakma nagy terve: Magyarország természetes növényzeti örökségének felmérése és összehasonlító értékelése. In: SALAMON-ALBERT É. (szerk.): Magyar botanikai kutatások az ezredfordulón. Tanulmányok Borhidi Attila 70. születésnapja tiszteletére. Pécs, pp. 309–342.
- BARTHA S. 2000: In vivo társuláselmélet. In: VIRÁGH K., KUN A. (szerk.): Vegetáció és dinamizmus. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 101–140.
- BÖLÖNI J., KUN A., MOLNÁR ZS. 2003: Élőhely-ismereti Útmutató. Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- BORHIDI A. 2003: Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- BORHIDI A., KEVEY B. 1996: An annotated checklist of the Hungarian plant communities, II. The forest vegetation. In: BORHIDI A. (szerk.): Critical revision of the hungarian plant communities. *Janus Pannonius Tudományegyetem*, Pécs, pp. 95–138.
- BORHIDI A., KEVEY B., VARGA Z. 1999: Checklist of the higher syntaxa of Hungary. *Ann. Bot. (Roma)* 57: 105–112.
- BORHIDI A., SÁNTA A. (szerk.) 1999: Vörös könyv Magyarország növénytársulásairól 1–2. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- BRAUN-BLANQUET J. 1951: Pflanzensozologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 2nd ed. Springer, Wien.
- BÜTTNER GY., BIRÓ M., MAUCHA G., PETRIK O. 2000: Land-cover mapping at scale 1: 50 000 in Hungary: Lessons learnt from the European CORINE programme. In: BUCHROITNER M. F. (ed.): A Decade of Trans-European Remote Sensing Cooperation. Proceedings of the 20th EARSEL Symposium Dresden. 14-16. June 2000. pp. 25–31.
- BÜTTNER GY., CSATÓ, É., MAUCHA G. 1995: The CORINE Land Cover - Hungary project. In: Proc. International Conference on Environment and Informatics, Budapest, pp. 54–61.
- BÜTTNER GY., FERANEC J., JAFFRAIN G. (eds.) 2002: Corine land-cover update 2000: Technical guidelines. Technical report No 89., EEA, European Environment Agency), Copenhagen.
- CERRILL A., MCCLEAN C. 1995: An investigation of uncertainty in field habitat mapping and implication for detecting land-cover change. *Landscape Ecol.* 10: 5–21.
- CERRILL A., MCCLEAN C. 1999: Between-observer variation in the application of a standard method of habitat mapping by environmental consultants in the UK. *J. Applied Ecology* 36: 989-1008.
- CHYTRY M., KUČERA T. AND KOČÍ M. (eds.) 2001: Katalog biotopů České republiky [Habitat Catalogue of the Czech Republic]. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha.
- DIERSCHKE H. 1994: Pflanzensozologie. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- FEKETE G. 1980: Die Vegetationskartierung in Ungarn. *Folia Geobot. Phytotax.* 15: 193–194.
- FEKETE G., MOLNÁR Zs., HORVÁTH F. (szerk.) 1997: A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-oszályozási Rendszer. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- FREMSTAD E. 1997: Vegetasjonstyper i Norge. [Vegetation types of Norway.] *NINA Temahefte* 12: 1–297.
- GUTH J., KUČERA T. 2005: Natura 2000 Habitat Mapping in the Czech Republic: Methods and General Results. *Ekológia, Bratislava* 24. Suppl.

- KALIGARIC M., SELISKAR A., VEEN P. 2003: Grasslands of Slovenia, status and conservation of semi-natural grasslands. European Grasslands Report Nr. 5., Society for Natural History in Slovenia, Ljubjana.
- KIRÁLY G. 2001: A Fertőmelléki-dombsor vegetációja. *Tilia* 10: 181–357.
- KÜCHLER A. W., ZONNEVELD I. S. 1988: Vegetation Mapping. Kluwer, Handbook of Vegetation Science, Dordrecht.
- KUN A., MOLNÁR Zs. (szerk.) 1999: Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer IX. Élőhelytérképezés. Scientia Kiadó, Budapest.
- LÁJER K., BOTTA-DUKÁT Z., CSIKY J., SZMORAD F., HORVÁTH F., BAGI I., DOBOLYI K., HAHN I., J. KOVÁCS J. A., RÉDEI T. 2007: Methodological guide for acquisition and preparation of relevés for the phytosociological database in Hungary. (In prep.)
- MAJER A. 1962: Erdőtípológiai rendszer általános ismertetése és a hazai erdőtípusok leírása. In: MAJER A. (szerk.): Erdő- és termőhelytípológiai útmutató. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 83–136.
- MAJER A. 1968: Magyarország erdőtársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MEA 2005. Millennium Ecosystem Assessment, Ecosystems and Human Well-Being. Our human planet – Summary for Decision-Makers. Island Press, Washington D.C.
- MOLNÁR Zs., BARTHA S., SEREGÉLYES T., ILLYÉS E., BOTTA-DUKÁT Z., TÍMÁR G., HORVÁTH F., RÉVÉSZ A., KUN A., BÓLÓNI J., BIRÓ M., BODONCZI L., DEÁK J.Á., FOGARASI P., HORVÁTH A., ISÉPY I., KARAS L., KECSKÉS F., MOLNÁR Cs., ORTMANN-NÉ AJKAI A., RÉV Sz. 2007: A grid based, satellite-image supported, multi-attributed vegetation mapping method (MÉTA). *Folia Geobotanica*. (In press.)
- MUCINA L. 1997: Classification of vegetation: Past, present and future. *Journal of Vegetation Science* 8(6): 751–760.
- MUCINA L., GRABHERR G., ELLMAUER T. 1993: Pflanzengesellschaften Österreichs. Jena: Gustav Fisher Verlag.
- NÉMETH F., SEREGÉLYES T., 1989: Természetvédelmi információs rendszer: Adatlap kitöltési útmutató. Kézirat, Környezetgazdálkodási Intézet, Budapest.
- POTT R. 1981: Der Einfluß der Niederholzwirtschaft auf die Physiognomie und die floristisch-soziologische Struktur von Kalkbuchenwäldern. *Tuexenia* 1: 233–242.
- POTT R. 1996: Biotoptypen. Schützenswerte Lebensräume Deutschlands und angrenzender Regionen. Ulmer Eugen Verlag, Stuttgart.
- RODWELL J. S. 1991–2000: British plant communities. Vols.1-6. Cambridge: University of Cambridge Press.
- RODWELL J. S., SCHAMINÉE J. H. J., MUCINA L., PIGNATTI S., DRING J., MOSS D. 2002: The Diversity of European Vegetation. An overview of phytosociological alliances and their relationships to EUNIS habitats. National Reference Centre for Agriculture, Nature and Fisheries, Wageningen.
- RUŽIČKOVA H., HALADA L., JEDLIČKA L., KALIVODOVÁ E. 1996: Biotoptypy Slovenska. Ústav krajinskej ekológie SAV.
- SCHAMINÉE J. H. J., STORTELDER A. H. F., WEEDA E. J. 1996: De vegetatie van Nederland. Deel 3. Opulus press, Upsala.
- SCHAMINÉE J. H. J., STORTELDER A. H. F., WESTHOFF, V. 1995: De vegetatie van Nederland. Deel 2. Opulus press, Upsala.
- SCHAMINÉE J. H. J., WEEDA E. J., WESTHOFF V. 1998: De vegetatie van Nederland. Deel 4. Opulus press, Upsala.
- SMART S. M., CLARKE R.T., VAN DER POLL H. M., ROBERTSON E. J., SHIELD E. R., BUNCE R. G., MASKELL L. C. 2003: National-scale vegetation change across Britain: an analysis of sample-based surveillance data from the Countryside Surveys of 1990 and 1998. *J. Environ. Manage.* 67: 239–254.
- SOÓ R. 1964–1980: A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I-VI. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- STANOVÁ V., VALACHOVIČ M. (eds.) 2002: Katalóg Biotopov Slovenska. DAPHNE – Inštitút aplikovanej ekológie, Bratislava.
- STORTELDER A. H. F., SCHAMINÉE J. H. J., HOMMEL P. W. F. M. 1999: De vegetatie van Nederland. Deel 5. Opulus press, Upsala.
- SZMORAD F. 1997: A Soproni-hegység vegetációtérképezésének problémái és kezdeti eredményei. *Kitaibelia* 2(2): 305–306.
- WHITTAKER R. H. (ed.) 1980: Classification of Plant Communities. Dr W. Junk bv Publishers, The Hague – Boston – London.
- ZÓLYOMI B. 1989: Magyarország természetes növénytakarója. In: PÉCSI M (szerk.) Magyarország Nemzeti Atlasza, Kartográfia Vállalat, Budapest.

Függelék

Az Á-NÉR2007 élőhelykategóriái:

Hínárnövényzet: A1 – Állóvízi sulymos, békalencsés, rucaörömös, tócsagazos hínár, A23 – Tündérrózsás, vízitökös, rencés, kolokános (láptavi) hínár, A3a – Áramlóvízi, (nagylevelű) békaszőlős, tündérfátylas hínár, A4 – Békaliilimos és más lápi hínár, A5 – Szikes, víziboglárkás, tófonalas vagy csillárkamoszatos hínár.

Nádasok és mocsarak: B1a – Nem tőzegképző nádasok, gyékényesek és tavikákások, B1b – Nádas úszólápok, lápos, tőzege nádasok és télisásosok, B2 – Harmatkásás, békabuzogányos mocsári-vízparti növényzet, B3 – Vízpárti virágkákás, csetkákás, vízi hídörös, mételykórós mocsarak, B4 – Lápi zombékosok, B5 – Nem zombékoló magassárétek, B6 – Zsiókás és sziki kákás szikes mocsarak, BA – Csatornák, szabályozott patakok, mesterséges tavak parti zónájában és közvetlen partközeli víztestében kialakult fragmentális mocsarak és kisebb hínarasok.

Forrásgyepek és tőzegmohás lápok: C1 – Forrásgyepek, C23 – Tőzegmohás átmeneti lápok és tőzegmohalápok.

Nedves gyepek és magaskórósok: D1 – Láprétek (*Caricion davallianae*), D2 – Kékperjés rétek, D34 – Mocsár-
rétek, D5 – Patakparti és lápi magaskórósok, D6 – Ártéri és mocsári magaskórósok.

Domb- és hegyvidéki gyepek: E1 – Franciaperjés rétek, E2 – Veres csenkeszes hegyi rétek, E34 – Hegy-
dombvidéki sovány gyepek és szőrfűgyepek, E5 – Csarabosok.

Szikesek: F1a – Ürmöspuszták, F1b – Cickkórós puszták, F2 – Szikes rétek, F3 – Kocsordos-őszirózsás sziki
magaskórósok, rétsztyepek, F4 – Üde mézpzásitos szikfokok, F5 – Padkás szikesek és szikes tavak
iszap- és vakszik növényzete.

Nyílt szárazgyepek: G1 – Nyílt homokpusztagyeppek, G2 – Mészkezdvelő nyílt sziklagyepek, G3 – Nyílt szilikát
sziklagyepek.

Zárt száraz, félszáraz gyepek: H1 – Zárt sziklagyepek, fajgazdag *Bromus pannonicus* gyepek, H2 – Felnyíló,
mészkezdvelő lejtő és törmelékgyepek, H3a – Lejtőgyepek egyéb kemény alapközeten, H4 – Félszáraz
irtásrétek, száraz magaskórósok és erdőssztyeprétek, H5a – Kötött talajú sztyeprétek (löss, agyag,
nem köves lejtőhordalék, tufák), H5b – Homoki sztyeprétek.

Nem ruderális pionír növényzet: I1 – Üde természetes pionír növényzet, I2 – Löszfalak és szakadópartok
növényzete, I3 – Sziklafalak és kőfalak pionír növényzete, I4 – Arnyéktűrő nyílt sziklanövényzet.

Egyéb fátlan élőhelyek: OA – Jellegtelen fátlan vizes élőhelyek, OB – Jellegtelen üde gyepek és magas-
kórósok, OC – Jellegtelen száraz- vagy félszáraz gyepek és magaskórósok, OD – Lágyszárú özön-
fajok állományai, OE – Taposott gyomnövényzet és ruderális iszapnövényzet, OF – Magaskórós
ruderális gyomnövényzet.

Cserjések és szegélyek: J1a – Fűzlápok, lápcserjések, J3 – Folyómenti bokorfüzesek, P2a – Üde cserjések, P2b
– Galagonyás-kökényes-borókás cserjések, P2c – Idegenhonos cserje vagy japánkeserűfű fajok uralta
állományok, M6 – Sztyepcserjések, M7 – Sziklai cserjések, M8 – Száraz-félszáraz erdő- és cserjés
szegélyek.

Láp- és ligeterdők: J1b – Nyírlápok, nyíres tőzegmohalápok, J2 – Éger- és kőrslápok, égeres mocsárerdők, J4
– Fűz-nyár ártéri erdők, J5 – Égerligetek.

Üde lomboserdők: K1a – Gyertyános-kocsányos tölgyesek, K2 – Gyertyános-kocsánytalan tölgyesek, K5 –
Bükkösök, K7a – Mészkerülő bükkösök, K7b – Mészkerülő gyertyános-tölgyesek.

Fényben gazdag tölgyesek és erdő-gyep mozaikok: L1 – Mész- és melegkedvelő tölgyesek, M1 – Molyhos
tölgyes bokorerdők, L2a – Cseres-kocsánytalan tölgyesek, L2b – Cseres-kocsányos tölgyesek, L2x –
Hegylábi és dombvidéki elegyes lösztölgyesek, L4a – Zárt mészkerülő tölgyesek, L4b – Nyílt
mészkerülő tölgyesek, L5 – Alföldi zárt kocsányos tölgyesek, M2 – Nyílt, gyepekkel mozaikos lösz-
tölgyesek, M3 – Nyílt, gyepekkel mozaikos sziki tölgyesek, M4 – Nyílt, gyepekkel mozaikos homoki
tölgyesek, M5 – Homoki borókás-nyárasok.

Sziklás erdők: LY1 – Szurdokerdők (hegyi juharban gazdag, sziklás talajú, üde erdők), LY2 – Törmelékajtó-
erdők, LY3 – Bükkös sziklaerdők, LY4 – Tölgyes jellegű sziklaerdők, tetőerdők és egyéb elegyes üde
erdők.

Fenyőelegyes erdők: N13 – Mészkerülő lomelegyes fenyvesek, N2 – Mészkezdvelő erdeifenyvesek.

Egyéb erdők és fás élőhelyek: P1 – Őshonos fafajú fiatalosok, P3 – Újonnan létrehozott, fiatal erdősités, P45
– Fáslegelő, fáskaszálók, felhagyott legelőerdők, gesztenyeligetek, P6 – Parkok, kastélyparkok,
arborétumok és temetők az egykori vegetáció maradványaival vagy regenerálódásával, P7 – Ősi
fajtájú, gyepes vagy erdősdő, extenzíven művelt gyümölcsösök, P8 – Vágásterületek, RA – Őshonos
fajú facsoportok, fasorok, erdősávok, RB – Puhafás pionír és jellegtelen erdők, RC – Keményfás

jellegetlen vagy telepített egyéb erdők, RD – Tájidegen fafajokkal elegyes jellegetlen erdők és ültetvények, S1 – Ültetett akácok, S2 – Nemes nyárasok, S3 – Egyéb tájidegen lombos erdők, S4 – Erdei- és feketefenyvesek, S5 – Egyéb tájidegen fenyvesek, S6 – Nem őshonos fafajok spontán állományai, S7 – Nem őshonos fajú facsoportok, erdősávok és fasorok.

Agrár élőhelyek: T1 – Egyéves, nagyüzemi szántóföldi kultúrák, T2 – Évelő, nagyüzemi szántóföldi kultúrák, T3 – Zöltség- és dísznövénykultúrák, melegházak, T4 – Rizskultúrák, T5 – Jellegetlen, vetett gyepek, füves sportpályák és repülőtéri kifutók, T6 – Extenzív, általában kistáblás mozaikok épületek nélkül, T7 – Intenzív nagyüzemi szőlők, gyümölcsösök és bogyós ültetvények, T8 – Extenzív kistüzemi szőlők, gyümölcsösök és szőlőhegyek, T9 – Kiskertek, kistáblás mozaikok épületekkel, T10 – Fialtal parlag és ugar, T11 – Csemetekertek, faiskolák, kosárkötő fűz ültetvények.

Egyéb élőhelyek: U1 – Belvárosok, városközpontok, lakótelepek, U2 – Kertvárosok, lakóparkok, üdülőterületek, sport és szabadidő létesítmények, táborhelyek, U3 – Falvak, U4 – Telephelyek, roncs-területek és hulladéklerakók, U5 – Meddőhányók, U6 – Nyitott bányafelületek, U7 – Homok-, agyagtözeg és kavicsbányák, digó- és kubikgödörök, mesterséges löszfalak, U8 – Folyóvizek, U9 – Állóvizek, U10 – Tanyák, családi gazdaságok, U11 – Út- és vasúthálózat.

A NEW VEGETATION BASED HABITAT CLASSIFICATION AND MANUAL FOR STANDARDIZED HABITAT MAPPING

J. BÖLÖNI¹, ZS. MOLNÁR¹, E. ILLYÉS¹, A. KUN²

¹ Institute of Ecology and Botany of the Hungarian Academy of Sciences

H-2163 Vácrátót, Alkotmány 2–4.

² H-1037 Budapest, Kolostor u. 2.

e-mail: jboloni@botanika.hu

Keywords: habitat identification, landscape evaluation, large-scale mapping, naturalness-based habitat quality, nature conservation

Today the documentation of natural heritage with scientific methods, but for conservation practice – such as mapping of actual vegetation – becomes more and more important. For this purpose, mapping guides containing only the names and descriptions of vegetation types are not sufficient. Instead, new, mapping-oriented vegetation classification systems and handbooks are needed.

There are different standardised systems fitted to the characteristics of a region already published and used successfully for surveying large territories. However, detailed documentation of the aims and steps of their elaboration is still missing.

Here we present a habitat classification method developed specifically for mapping and the steps of its development. Habitat categories and descriptions reflect site conditions, physiognomy and species composition as well. However, for species composition much lower role was given deliberately than in the phytosociological systems. Recognition and mapping of vegetation types in the field is highly supported by a definition, list of subtypes and list of 'types not belonging to this habitat category'. Our system is two-dimensional: the first dimension is the habitat type, the other is the naturalness based habitat quality. The development of the system was conducted in two steps, and over 200 mappers have already tested it during over 7000 field days in different projects.

GYEPALKOTÓ NÖVÉNYFAJOK TÁRSÍTÁS-ELEMZÉSE AZ ÖKOLÓGIAI IGÉNYEK ALAPJÁN

HARCSA Marietta, SZEMÁN László

Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Növénytermesztési Intézet, Gyepgazdálkodási Osztály,
2100, Gödöllő, Páter K. u. 1.
e-mail: Harcsa.Marietta@mkk.szie.hu

Kulcsszavak: fajgazdag gyep, vadvirágos növénytársítás, társítás-elemzés, TWR- értékek, relatív ökológiai igények

Összefoglalás: Egy fajgazdag vetőmagkeverékkel telepített gyep növényállományának alakulását vizsgáltuk tíz éves tartamkísérletben. A telepített keverékek fajlistáját 17 vadon begyűjtött, díszgyep célokra is alkalmazható kétszikű („vadvirág”), 2 pillangós valamint 7 pázsitfű faj, illetve fajta alkotja. A kísérletben háromféle keveréket három ismétlésben állítottunk be. A parcellák mérete 6×5 méter, 0,5 méteres elválasztó sávval. A gyep fenntartása extenzív módszerekkel történt. Az adat-felvételezést becsléssel végeztük. A borítás becslése telepítést követő évben havonta, következő évben évente kétszer, majd évente egyszer történt. A kiértékelésnél egyszerű összehasonlítást végeztünk, majd a TWR értékeket a borítási aránnyal súlyozottan is kiszámítottuk. A 26 telepített fajból a kilencedik év végére 9 faj maradt a növényállományban. A kutatás fő kérdése az volt, hogy a kísérlet területén belül megmaradt fajok, milyen ökológiai igényekkel rendelkeznek. A hőigényt (T), nedvesséigényt (W), és talajreakciót (R) vizsgálva kiderült, hogy a megmaradt fajok ökológiai igényei hasonlóak. Eredményeinket összegezve megállapítottuk, hogy a terület talajadottságai és a növényállomány termőhely igényei azonosak. A módszer alkalmazható fajgazdag gyepek telepítése előtt a termőhely adottságainak megfelelő növényállomány kialakításához.

Bevezetés

A természetben a növényfajok populációi együttesen fordulnak elő, növénytársulás alkotnak. „A növénytársulás a növényfajok meghatározott környezeti feltételektől függő, konkurenciától befolyásolt, azonos feltételek között állományaiiban (florisztikai összetételében) többé-kevésbé ismétlődő kombinációja” TURCSÁNYI (2001) szerint. A növénytársulás általában több faj egyedeiből szerveződik. Ezek egymás melletti előfordulását nagymértékben befolyásolják a termőhely viszonyok, valamint a fajok között kialakult kölcsönhatások. A növénytársulásoknak organizációs jellege, szervezetsége van (HORTOBÁGYI és SIMON 1981). Emellett érdekes, hogy a telepített gyepek, mint mesterséges növényközösségek hogyan alkalmazkodnak a környezeti viszonyokhoz (SZEMÁN 2007).

A hazai növénytársulások közül a legnagyobb szerepet az alapkőzet és a talaj jellegeből adódó tényezők kapták. Ilyen edafikus tényezők: a talaj vízháztartás viszonyai, a talaj pH-ja, a lejtőszög, és a kitétség. Fontos kérdés, hogy a telepített növényközösségekre ez hogyan hat.

A növénytársulásokat, illetve a társulás-alkotó, környezetjelző fajokat környezetjelző több szerző felismerte és értékszámokkal látta el. Európában ELLENBERG és munkatársai végeztek vizsgálatokat és állítottak fel értéktáblázatokat. ELLENBERG (1950, 1952) a szántóföldi növények különböző igényeit mérve skálákat állított fel, majd ezeket a skálákat és ezek értékeit kiterjesztette a német flóra teljes fajkészletére. A virágos fajok

mellet a mohák és a zuzmók jelzőértékei is szerepelnek a közleményekben. Különböző, és egyre bővebb skálák jelentek meg (ELLENBERG, 1974, ELLENBERG et. al 1991). Magyarországra vetítve több szerző foglalkozott a témával. A hazai botanikai kutatás során Zólyomi kezdeményezésére a magyar flóra relatív ökológiai mutatói tapasztalati értékek alapján alakultak ki (ZÓLYOMI et. al 1967). Zólyomi és munkatársai által 1400 fajra készített lista kiegészítését KÁRPÁTI et. al (1968) KÁRPÁTI (1978) végezte el. Továbbfejlesztve az egyik legteljesebb skálát SIMON (1992) munkájában találjuk. A magyar flóra fajaira BORHIDI (1995) Ellenberg munkáit alapul véve GRIME (1979), GRIME et. al (1988) a növények stratégiájáról felállított modelljét is figyelembe véve adott értékeket. Soó (1964, 1980) valamennyi hazai őshonos száras növényfajra mutatószámokat közölt, melyeket ötfokozatú skálán tüntetett fel. Az ökológiai mutatók különböző skáláiról BARTHA (1995) nyújt jó áttekintést. Konkrét méréseken is alapuló vizsgálatok is folytak. BARTHA et. al (1994) a talajban felhalmozódó nitrogén mennyiségének kimutatását is elvégezték. Négy mintaterületet választottak ki, azzal a céllal, hogy kimutatható kapcsolatot tudjanak felállítani a feltalaj N-tartalma és a degradáltságot jelző lágyszárú növények között. Megállapították, hogy a talajminták könnyen felvehető N-tartalma szignifikánsan különbözik a növényi N-felvételtől. BARCZI et al. (1996/97, 2004) és PENKSZA et al. (1996) a mért talajparaméterek és a relatív ökológiai mutatók közötti összefüggéseket tárta fel (PENKSZA et al. 2005, KISS et al. 2006. BAGI (1989) a *Gypsophila muralis* előfordulásának talajtani adottságaira adott választ szikeseken. Ezekon kívül megjelentek a természetvédelmi-érték kategóriák (SIMON 1992) és szociális magatartás típusok (BORHIDI 1993) is. Ezeket az osztályozási rendszereket alkalmazva könnyen jellemezhető egy természetes növénytársulás.

A mesterséges gyepnövénytársítások telepítésekor a cél az, hogy életképes, sokáig fennmaradó, nem degradálódó vegetációkat „hozzunk létre”, azaz a természetes növénytársulásokhoz leginkább hasonlót. Ennek jelentős szerepe van természetvédelmi oltalom alatt álló területek, illetve az ökoegyedek füvesítésénél, valamint az ősgyep és a természetvédelmi szempontból értékes élőhelyek felújításánál. SIMON (2004) szerint az eredményes gyepgazdálkodáshoz nélkülözhetetlen a gyepök cönológiájának és ökológiájának az ismerete. A gyepök ökológiai jellemzőit az őket alkotó növényfajok ökológiai igényeinek, jelzéseinek alapján ismerhetjük meg. A természeteshez hasonló fajgazdag gyepnövénytársítások (vadvirágos díszgyep és fajgazdag takarmánygyep) úgy alakíthatók ki, ha már a tervezéskor figyelembe vesszük nem csak a termőhely ökológiai adottságait, hanem a telepíteni kívánt növények ökológiai igényeit, illetve ezek hasonlóságát is.

A gyepök fajösszetétele és fajszáma is a hasznosítási iránytól függ. BARCSÁK (2004) tejhasznú szarvasmarhák legeltetési céljára 5–7 fajból álló keveréket, míg húshasznú szarvasmarhák esetében egyfajú vagy 2–3 fajból álló gyepállomány kialakítását javasolja. SZEMÁN (2007) szerint a gyepgazdálkodás intenzifikálása hozzájárult a fajszegény, de takarmányozási szempontból értékes növényállományok kialakításához. Ugyanakkor az extenzíven használt gyepök növényállománya fajgazdag lett, de ezt takarmányozási szempontból nem tartották értékesnek. A telepíteni kívánt fajszámot tehát meghatározhatjuk gazdaságossági szempontok figyelembe vételével, valamint törvények is szabályozzák. A Nemzeti Vidékfejlesztési Terv Környezetvédelmi célprogramja 2005-ben meghatározta, hogy 6-nál kevesebb fűfaj nem telepíthető, és a fajok egyike sem haladhatja meg a keverékben a 30%-os részarányt.

Kísérletünk célja az volt, hogy fajgazdag vetőmagkeverékkel telepített gyep növényállományának alakulását vizsgáljuk. A növények együttes fejlődési adatai alapján következtetések vonhatóak le a módszer fajgazdag gyeptelepítési célokra történő alkalmazhatóságáról, valamint vizsgálható a növényállomány alakulása, ennek sarkalatos pontjai.

Anyag és módszer

A kísérlet beállítása a Szent István Egyetem Gyepgazdálkodási Tanszékének irányításával, a Botanikus kertben történt 1998. május 7-én. A terület ökológiai adottságait az 1. táblázat foglalja össze.

1. táblázat A telepített gyep termőhelyének ökológiai adottságai
Table 1. Ecological capability of the established grass loam

<i>Éghajlati adottságok</i>	
Éves csapadék mennyiség:	564 mm
Évi középhőmérséklet:	9,4 C°
Relatív pára tartalom évi átlaga:	75%
Napsütéses órák száma:	1960 óra
<i>Talajadottságok</i>	
Talajtípus:	Homokos barna erdőtalaj
pH:	5,5
CaCO ₃ tartalom:	0
Humusztartalom:	1,87% (a felső 20 cm-es rétegben)

1997 őszén végezték a talaj előkészítését. Ekkor történt a szerves trágya kijuttatása, bekeverése. A telepítés előtt a kikelő gyomok ellen talajmarózást végeztek, majd hengerezéssel zárták a talajt. A telepítés a felszín előkészítésével kezdődött, területgyengetés után a tömörítést kézi hengerrel végezték. A vetést követően bütykös hengerrel történt a szaporítóanyag talajba keverése. A vetőmagkeveréket (2. táblázat) a Bécsi Agrártudományi Egyetem kutatói állították össze. A telepített keverékek fajlistáját 17 vadon begyűjtött, díszgyep célokra is alkalmazható kétszikű („vadvirág”), 2 pillangós valamint 7 pázsitfű faj, illetve fajta alkotja.

A kísérletben háromféle keveréket (2. táblázat) három ismétlésben állítottunk be. A parcellák mérete 6×5 m, 0,5 m-es elválasztó sávval. A terület fenntartása extenzív módszerekkel történt. Tápanyag-utánpótlás nem történt, a telepítést megelőző szerves trágyán kívül. A gyepet a telepítést követő években kétszer, majd évente egyszer kaszáltuk, nem öntöztük.

Az adat-felvételezést becsléssel végeztük. A telepítést követő években havonta, a rá következő évben kétszer, 2007-ben egyszer történt a botanikai borítás becslése.

A kiértékelésnél egyszerű összehasonlítást végeztünk a TWR értékek alapján (BORHIDI 1993, 1995, SIMON 2000).

2. táblázat A telepített keverékek fajlistája és a vetőmagvak aránya
Table 2. Species list and rate of the established mixtures

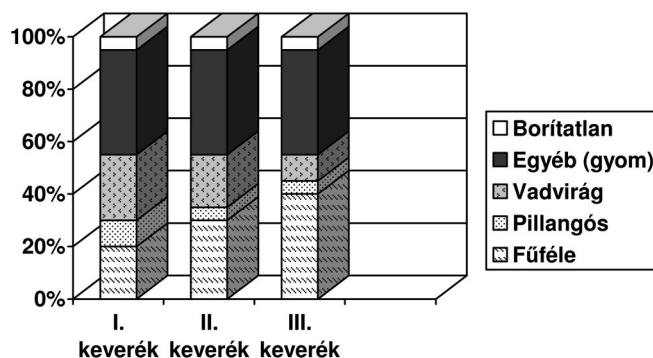
Növények neve	I. keverék		II. keverék		III. keverék	
	növ. %	db/m ²	növ. %	db/m ²	növ. %	db/m ²
<i>Achillea collina</i> L.	0,2	154	0,13	103	0,07	51
<i>Anthemis nobilis</i> L.	0,3	200	0,2	133	0,1	67
<i>Bellis perennis</i> L.	0,2	143	0,13	95	0,07	48
<i>Dianthus carthusianorum</i> L.	0,5	31	0,33	21	0,17	10
<i>Glechoma hederacea</i> L.	0,3		0,2		0,1	
<i>Hieracium pilosella</i> L.	0,15	107	0,1	71	0,05	36
<i>Leontodon hispidus</i> L.	0,5	85	0,33	56	0,17	28
<i>Leucanthemum vulgare</i> Agg.	1	164	0,67	109	0,33	55
<i>Pimpinella saxifraga</i> L.	1	100	0,57	67	0,33	33
<i>Plantago lanceolata</i> L.	1,9	123	1,27	82	0,63	41
<i>Potentilla verna</i> L.	0,45	161	0,3	107	0,15	54
<i>Prunella vulgaris</i> L.	1	167	0,67	111	0,33	56
<i>Salvia pratensis</i> L.	2,5	76	1,67	51	0,83	25
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	4	57	2,67	38	1,33	19
<i>Thymus pulegeoides</i> L.	0,4	200	0,27	133	0,13	67
<i>Veronica arvensis</i> L.	0,3	200	0,2	133	0,1	67
<i>Veronica chamaedrys</i> L.	0,3	200	0,2	133	0,1	67
„Vadvirág” összesen	15	1639	10	1444	5	722
<i>Lotus corniculatus</i> L.	2,5	208	1,5	125	1	83
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	2,5	139	1,5	83	1	56
Pillangós összesen	5	347	3	208	2	139
<i>Lolium perenne</i> L.	6	480	6,5	522	7	558
<i>Poa pratensis</i> L. (2 fajta)	34	11334	37	12318	39,6	13176
<i>Festuca rubra</i> L. (2 fajta)	24	2400	26	2608	28	2790
<i>Festuca ovina</i> L.	14	1818	15,2	1976	16,3	2114
<i>Agrostis capillaris</i> L.	2	2965	2,2	3245	2,3	3470
Pázsitfű faj összesen	80	19017	87	20670	93	22107
Mindösszesen	100	21002	100	22323	100	22968

Eredmények és megvitatásuk

A botanikai változások értékelése a telepítés évében (1998)

A kísérletet tavasszal telepítették, ennek oka, hogy tavasszal telepítve az egyszikűek nem hoznak magszárat, így elnyomó képességük kevésbé érvényesül. Ezért a telepített kétszikűek már az első évben elérhették teljes fejlettségüket.

A telepítés után júniustól havonta történt botanikai felvételezés. Így nyomon követhető, hogyan változott a kikelés folyamán a gyepalkotók fajszerkezetének, illetve borításának aránya, valamint, hogyan kezdett el gyomosodni a terület. Az első év végére a fej-lődő növényállomány mutatja a telepített vetőmagkeverékek közötti aránybeli különbségeket (1. ábra). A borítatlan terület nagysága viszont független a keverékektől, mindenhol 5%. A tavaszi telepítés egyik nagy hátránya, a gyomnövények megjelenése és nagy térfoglalásuk.



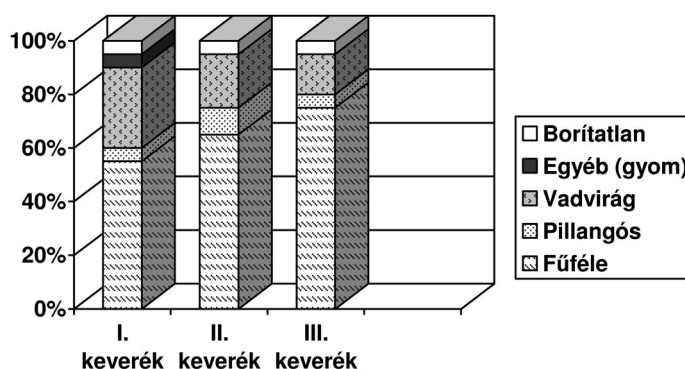
1. ábra: A telepített gyep botanikai összetétele a telepítés után fél évvel (1998. október)
 Figure 1.: Botanical composition of the grass half year after established (october, 1998)

A botanikai változások értékelése a telepítést követő öt évben

A telepítést követő években évente kétszer (júniusban és októberben) történt növényállomány becslés. Ezek eredményei azt mutatják, hogy a telepített növények egy adott növényállomány kialakulása felé haladnak, ami arányaiban a 4.–5. évben vált állandóvá (2. ábra). Az ezt követő években bekövetkező változások már az évjáráthatásoknak tudhatóak be.

A gyomborítás évről-évre csökkent, az ötödik évben az I. keverék kivételével már sehol sincs idegen, betelepült faj. Az I. számú keverékben a parlagfű van jelen öt év múlva is, és ez is csupán 5%-os arányban. Ez azzal magyarázható, hogy itt a legkevesebb a fűfélék borítási aránya (55%), és valószínűleg emellett még képes a parlagfű kicsírászni.

Jellemző még, hogy a fűfajok borítási aránya fokozatosan nőtt, viszont a fajszámuk csökkent. A harmadik évben (2001) az őszi felvételezés idejére mindegyik keverékben visszaesett a fűfélék borítása, ez az akkori száraz időjárásnak köszönhető. Ekkor tűntek el az igényesebb gyepalkotók is: a *Lolium perenne* L. és a *Poa pratensis* L.. A negyedik



2. ábra: A telepített gyep botanikai összetétele a telepítés után öt évvel (2003)
 Figure 2.: Botanical composition of the grass five years after established (2003)

évben (2002) a fűfélék borítási aránya kis mértékben ismét nőni kezdett, ekkor az *Agrostis capillaris* L. szaporodott el.

A borítatlan területek nagysága általában már az első év után állandósult, azaz a fajok arányváltozása egymást helyettesítő. A borítatlan területek különböző gyeptípusok sérüléseiből erednek, melyeket környezeti behatások okoznak.

A telepített gyepek botanikai összetétele 2007-ben

A 26 telepített növényfajból, illetve fajtából összesen 9 alkotta a gyepeket. A növényállomány a következő:

- Pázsitfű fajok (a telepített 5 fajból, illetve 7 fajtából 2 különböző faj maradt meg):
 - o *Festuca ovina* L.
 - o *Agrostis capillaris* L.
- Pillangósok: két pillangós faj volt telepítve, a *Lotus corniculatus* L. és a *Trifolium dubium* Sibth.. Közülük ma már egyik sem ad jelentős borítást, helyenként egy-egy tővel a *Lotus corniculatus* L. jelenik meg.
- „Vadvirágos” gyeppalkotók esetében a 17 telepített fajból jelenleg 6 faj van jelen a területen:
 - o *Achillea millefolium* L.
 - o *Dianthus carthusianorum* L.
 - o *Plantago lanceolata* L.
 - o *Salvia pratensis* L.
 - o *Sanguisorba minor* Scop.
 - o *Thymus pulgioides* L.
- Egyéb betelepült növények (nagyon kevés számban, 1–2 tő gyom települt be):
 - o *Festuca arundinacea* Schreb.
 - o *Ambrosia artemisiifolia* L.
 - o *Erigeron annuus* L.
 - o *Convolvulus arvensis* L.
 - o *Asclepias syriaca* L.
 - o *Vicia cracca* L.
 - o *Centaurea jacea* L.
 - o *Silene vulgaris* Moench.
 - o *Medicago falcata* L.

Látható (3. táblázat) a kétszikűek térhódítása a telepített növényfajokhoz viszonyítva. Kijelenthető, hogy a terület növényállományát két pázsitfű faj, és négy kétszikű jellemzi, hiszen az *Achillea millefolium* L., a *Dianthus carthusianorum* L., a *Salvia pratensis* L. és a *Thymus pulgioides* L. esetében beszélhetünk nagyobb (5–10–15%-os) borításról. A többi, említett kétszikű faj csak elhanyagolható arányban foglal teret. Az *Achillea millefolium* L. a telepített növényfajokhoz képest körülbelül megtízszerezte területét. A *Lotus corniculatus* L. már csak egy-egy tő jelenik meg a területen, várhatóan kis időn belül teljesen kiszorul.

3. táblázat A telepített gyep növényborítási arányai 2007-ben
 Table 3. Plant covering rates of the established grass in 2007

Növényfaj	Borítási százalék (%)		
	I. keverék	II. keverék	III. keverék
<i>Achillea millefolium</i> L.	5	5	3
<i>Dianthus carthusianorum</i> L.	5	6	10
<i>Plantago lanceolata</i> L.	1	1	1
<i>Salvia pratensis</i> L.	6	5	5
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	1	1	0
<i>Thymus pulegioides</i> L.	12	10	6
Kétszikű összesen	30	28	25
<i>Lotus corniculatus</i> L.	1	1	0
Pillangós összesen	1	1	0
<i>Festuca ovina</i> L.	40	45	35
<i>Agrostis capillaris</i> L.	20	18	30
Fűféle összesen	60	63	65

A két megmaradt pázsitfű faj borítási arányaikban változatos tendenciákat mutatnak a parcellák között, viszont elmondható, hogy a *Festuca ovina* L. minden mintaterületen nagyobb arányban van jelen, mint az *Agrostis capillaris* L..

Nem található nagyobb számú gyom a területen, egy-egy tő jelent meg parcellánként. Ennek oka, hogy az indás és törózsás vadvirágok a pázsitfűvek közé nőve zárt gyepnemezt adnak, és az adott virágok fenofázisai között időben különbségek vannak, a gyomok be sem tudnak települni. Mivel mindig van zöldellő, virágzó kétszikű a parcellában, így folyamatos az elnyomás. Ezt bizonyítja az a tény is, hogy 2007-ben az az egy parlagfű példány, amit találtunk a területen, egy vakondtúráson jelent meg. Ebből megállapítottuk, hogy a gyomok ebben a gyepnemezben nem, csupán a sérülésein keresztül tudnak tért foglalni.

A telepített növények TWR- értékei

A kutatás fő kérdése az volt, hogy a kísérlet területén belül megmaradt fajok, milyen ökológiai igényekkel rendelkeznek, ugyanis ezek meghatározó tényezői az adott növény-társulás kialakulásának.

A telepített, illetve a megmaradt fajok TWR- értékeit a 4. táblázat mutatja. Megállapítható, hogy a telepített növények közül csak az áttelelő törózsás, tősarjas fajok, illetve a kakukkfű, (ami szintén áttelelő, de kúszó faj) maradtak meg.

A relatív hőigény (T-érték) szerint a megtelepült növényfajok, egy kivételével, a lomberdei klímát kedvelik.

A relatív nedvesség igényt (W-érték) tekintve elmondható, hogy a mérsékelt száraztól, az üdégig terjed a megtelepült növények vízháztartás igénye.

A talajreakciót (R-érték) elemezve a semleges vagy enyhén meszes talajt kedvelő kétszikűek telepedtek meg a területen. Ez az eredmény nem egyezett a talaj adottságai-val. Tehát önmagában az igények összehasonlítása nem pontos, hibás eredményt is adhat.

Eredményeink alapján megállapítottuk, hogy a megtelepült növények hasonló hő-, vízháztartás, valamint talaj-igénnyel rendelkeznek. A vizsgálat adatai alapján a kétszikűek kevésbé igényesek a talaj pH -ra. Előrevetíthető a W-értékek alapján, hogy ha a gyepet öntöznénk, sokkal nagyobb fajszám lenne elérhető. Ezért célszerű a telepíteni kívánt növények T-, W-, R- értékeit már a vetőmagkeverék összeállításakor elemezni, hogy a hasznosítást, illetve a fenntartást ezek alapján végezzük.

4. táblázat A telepített és a megmaradt (kiemelt sorokban) gyepalkotók T-, W-, R- értékei
Table 4. T-, W-, R-values of the established and remained (in stressed lines) grasscomponents

Fajnév	Életforma	T-érték	W-érték	R-érték
<i>Achillea millefolium</i> L.	H	5k	5	0
<i>Anthemis nobilis</i> L.				
<i>Bellis perennis</i> L.	H	5a	6	0
<i>Dianthus carthusianorum</i> L.	H	5a	3	3
<i>Glechoma hederacea</i> L.	H (Ch)	5	7	0
<i>Hieracium pilosella</i> L.	H	5a	1	3
<i>Leontodon hispidus</i> L.	H	5a	4	0
<i>Leucanthemum vulgare</i> agg.				
<i>Pimpinella saxifraga</i> L.	H	5a	3	3
<i>Plantago lanceolata</i> L.	H	5a	4	0
<i>Potentilla verna</i> L.				
<i>Prunella vulgaris</i> L.	H	0	6	0
<i>Salvia pratensis</i> L.				
<i>Saguisorba minor</i> Scop.	H	5k	3	4
<i>Thymus pulegioides</i> L.	Ch	5a	4	3
<i>Veronica arvensis</i> L.	Th			
<i>Veronica chamaedrys</i> L.	H-Ch	5a	4	4
<i>Lotus corniculatus</i> L.	H	5a	4	0
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	Th-TH	5a	4	3
<i>Lolium perenne</i> L.	H	5a	5	0
<i>Poa pratensis</i> L.	H	5	6	0
<i>Festuca rubra</i> L.	H	5	5	0
<i>Festuca ovina</i> L.	H	5a	4	2
<i>Agrostis capillaris</i> L.	H	5a	3	2

A Borhidi- féle szociális magatartás típusok és ökológiai értékszámok:

A Borhidi-féle relatív ökológiai mutatók értékszámai alapján (6. táblázat) a termőhelynek megfelelő növénytársulás alakult ki a területen. A Borhidi-féle értékszámai segítségével a termőhely típusa is, nem csak a hő-, vízháztartás-, és talajigény vizsgálható, hanem az árnyéktűrés, sőtűrés, valamint a tápanyagigény is. A termőhely ezek szerint a montán, lomblevelű mezofil erdők övébe sorolható. Talajnedvesség alapján féltüde, a Simon-féle kategória szerint mérsékelten üde. Mérsékelten savanyú a talaj, nitrogénigény alapján pedig mérsékelten oligotróf a társulás. Napfényt igénylő növények alkotják a gyepársulást és a szélsőséges klímahatások alapján szubóceánikus fajok telepedtek meg.

5. táblázat Ökológiai értékszámok (BORHIDI 1995 alapján)
Table 5. Ecological values (from BORHIDI 1995)

Fajnév	Borítás	SBt	TB	WB	RB	NB	LB	CB	SB
<i>Achillea collina</i> L.	4	DT	5	6	5	5	8	5	1
<i>Dianthus carthusianorum</i> L.	7	G	5	3	6	2	8	7	0
<i>Plantago lanceolata</i> L.	1	DT	5	4	6	5	7	3	0
<i>Salvia pratensis</i> L.	5	G	6	3	8	4	8	4	0
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	1	G	6	3	8	2	7	5	0
<i>Thymus pulegioides</i> L.	9	G	5	4	6	1	8	4	0
<i>Lotus corniculatus</i> L.	1	DT	5	4	7	2	7	3	1
<i>Festuca ovina</i> L.	40	S	4	4	3	5	7	3	0
<i>Agrostis capillaris</i> L.	22	G	5	8	4	2	9	5	0
Összesen /Átlag	90		4,62~ 5	4,92~ 5	4,27~4	3,5~ 3	7,87~ 8	4,06~ 4	0

Eredményeinket összegezve megállapítottuk, hogy a terület talajadottságai és a növényállomány termőhely igényei azonosak. Viszont ezt nem elég fajonként bontva vizsgálni, a borítási aránnyal súlyozva sokkal pontosabb értékeket kaphatunk. Ez bizonyítja a növénytársulást alkotó fajok közötti szoros kölcsönhatást, és kapcsolatot is. Véleményünk szerint a súlyozott átlag minél közelebb áll a talajvizsgálatból adódó értékekhez, annál kisebb a változások mértéke, és intenzitása is.

Irodalom

- BAGI I. 1987: Statistical relationships between the ordination of coenological releves and characteristic indicator values. *Acta Bot. Sci. Hung.* 33: 199–210.
- BAGI I. 1989: A *Gypsophila muralis* L. kiskunsági szikéséken való előfordulásának talajtani okai és természetvédelmi vonatkozásai. *Bot. Közlem.* 76: 51–63.
- BARCZI, A. 1995: A Tihanyi-félsziget talajterképezése és a talajokban bekövetkezett változások leírása a talajterképek alapján, Szakdolgozat.
- BARCZI A., PENKSZA K., CZINKOTA I., NÉRÁTH M. 1996/97: A study of connections between certain phytoecological indicators and soil characteristics in the case of Tihany peninsula. *Acta. Bot. Sci. Hung.* 40: 3–21.
- BARCZI A., PENKSZA, K., JOÓ K. 2004: Research of soil-plant connections on Kurgans in Hungary. *Ökológia (Bratislava)* 23: 15–22.
- BARCSÁK Z. 2004: Biogyep-gazdálkodás. Biogazda kiskönyvtár. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- BARTHA D., BILKÓ, A., KOVÁCS, G. 1994: Degradáltságvizsgálatok a Kőszegi Hegységben. In: BARTHA D. (ed.): A Kőszegi-hegység vegetációja. Sopron, pp. 183–197.
- BARTHA, D. 1995: Ökológiai és természetvédelmi jelzőszámok a vegetációs értékelésben. *Tilia* 1: 170–184
- BORHIDI A. 1993: A magyar flóra szociálmagatartás-típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. KTM Természetvédelmi Hivatala és JPTE, Pécs.
- BORHIDI A. 1995: Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the hungarian flora. *Acta Bot. Sci. Hung.* 39: 97–181.
- BULLA B. 1958: A Balaton és környéke földrajzi kutatásairól. *Földrajzi Közlemények* 6: 313–324.
- BUZÁS I. 1988: Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv II. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- BUZÁS I. 1993: Talaj- és agrokémiai vizsgálati módszerkönyv I. INDA 4231 Kiadó, Budapest.
- CHOLNOKY J. 1932: Tihany. *Math. és Természettud. Ért.* 48: 214–236.
- DYRNESS C. T. - YOUNGBERG C. T. 1966: Soil-vegetation relationships within the ponderosa pine type in the central oregon pumice region. *Ecology* 47: 122–138.

- ELLENBERG H. 1950: Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie I. Unkrautgemeinschaften als Zeiger für Klima und Boden. Ulmer, Stuttgart.
- ELLENBERG H. 1952: Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie II. Wiesen und Weiden und ihre standortliche Bewertung. Ulmer, Stuttgart.
- ELLENBERG H. 1974: Zeiger der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica.
- ELLENBERG H., Weber H. E., Düll R., Wirth W., Werner W., Paulissen D., 1991: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Scripta Geobotanica 18., Goltze Vrt. Göttingen.
- ELLENBERG H. 1974: Zeigerwert der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica Goltze Vrl. Göttingen 9: 1–97.
- GRIME J. P. 1988: Comparative Plant Ecology. Unwin Hyman, London, Boston, Sydney, Wellington.
- GRIME J. P. 1979: Plant Strategies and vegetation Processes. John Wiley and Sons. Chichester, New York, Brisbane, Toronto.
- HORTOBÁGYI T., SIMON T. (szerk.) 1981: Növényföldrajz, társulástan és ökológia. Tankönyvkiadó, Budapest.
- PENKSZA K., BARCZI A., BENYOVSZKY B. M., MÖSELER B. M., BIRKENHEUER V., SZABÓ T. 1995: Relationship between vegetation and soil on the eastern slope of the Fehér-szirt (White cliff) of Keszthely. Tiscia 29: 3–10.
- SIMON T. 1992: A magyarországi edényes flóra határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- SIMON T. 2004: Gyepársulások indikációi. Gyepgazdálkodási Közlemények 2: 25–27.
- SIMON T. 1988: A hazai edényes flóra természetvédelmi értékének becslése. Abstracta Botanica 12: 1–23.
- SOÓ R. 1964: A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I., Akadémia Kiadó, Budapest.
- SOÓ R. 1980: A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve VI. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- SZEMÁN L. 2006: Települési környezetkultúra. ROP-3.3.1-05/1-2005-04-0002/35 számú projekt.
- TURCSÁNYI G. (szerk.) 2001: Mezőgazdasági növénytan. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest.
- ZÓLYOMI et. al 1967: Einreihung von 1400 Arten der ungarischen Flora in ökologische Gruppen nach TWR-Zahlen. Fragmenta Botanica 3: 101–142.

ASSOCIATION ANALYSIS OF GRASSLAND COMPOSING PLANT SPECIES
BASED ON ECOLOGICAL CLAIMS

M. HARCSA, L. SZEMÁN

Szent István University,
Fac. of Agricultural and Environmental Sciences, Institut of Crop Production,
Branch of Lawn Management
H-2100, Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: hmarietta@citromail.hu

Kulcsszavak: fajgazdag gyep, vadvirágos növénytársítás, társítás-elemzés, TWR- értékek, relatív ökológiai igények

We checked the evaluation of grass stand, which was established as a species-rich mixture, in a ten-years continuance experiment. In the established mixtures there were 17 wild-cropped and meadows growing adaptable dicotyledonous (wildflower), 2 vexillaries and 7 grasses species. We established in the experiment three kind of mixtures in three iterations. The measure of parcel patches were 6*5 meter, with 0,5 meter disjunctive area. The reservation of the grassland was with extensive methods. After the year of establishment we made assessment for the botanical covers per months, then twice a year, and then once a year. We used simple comparison in the analysis, then we evaluated the TWR values stressed with rates of the botanical covers. At the end of the ninth year there were 9 species from the established 26 species in the stand. The first question of the experiment was that what ecological demands owned the residual species in the experiment's areas. Checking the temperature demand (T), water demand (W) and soil reaction (R) cleared up, that the residual species have similar ecological demands. Adapting the stressed method, the grassland society shows unique results of the groundtest, which differ from the established one. Summing our results, we appointed that the soil aptitude of the areas and the habitat demand of the society are equal. This method is adaptable for developing the habitat aptitude analogue plant stand before establishing species rich grassland.

AZ ÖKOLÓGIAI MÉHÉSZETEK JELLEMZŐI MAGYARORSZÁGON

SZALAI Dániel

Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet
2103 Gödöllő, Páter Károly út 1. e-mail: Szalai.Daniel@kti.szie.hu

Kulcsszavak: ökológiai méhészet, Magyarország, EU 2092/91

Összefoglaló: Magyarország hagyományosan az Európai Unió jelentős méztermelője. Az ökológiai termékek iránti kereslet növekedésével jelentkezett az igény a méhészkedés rögzített feltételrendszer alapján történő folytatására és ellenőrzésére. Az ökológiai gazdálkodást az EU 2092/91, illetve az 1804/1999-es rendelet szabályozza.

Az elmúlt évtizedekben az antibiotikumok általános elterjedéséig csak a nektárforrástól (méhlegelőtől) függően volt jelentős különbség a konvencionális és a biológiai gazdálkodás között. Harminc éve az ázsiai nagy méhatka (*Varroa destructor*) megjelenésével változott meg ez az állapot. Magyarországon a tanúsított ökológiai méhészetek száma jelenleg viszonylag alacsony, de az általuk használt természetbarát technológiák a hagyományos méhészetekben is egyre népszerűbbek. A cikkben ismertetem a bio-rendelet egyes fejezeteit, illetve a vizsgált méhészetek ehhez kapcsolódó jellemzőit.

Bevezetés

Hazánk az évente 15–20 ezer tonna körüli mézterméssel az Európai Unió egyik fő beszállítója (FAO 2006). A hazai alacsony fogyasztás és a külföldi piaci lehetőségek miatt jelentős a méhészeti termékek exportja. Az elmúlt évtizedben a 2092/91-es tanácsi rendelet hatálybalépésével és későbbi bővítésével az ökológiai gazdálkodás az Európai Unióban törvényi kereteket és ezzel együtt általános létjogosultságot kapott.

Az ökológiai gazdálkodást Magyarországon 1983-tól a Biokultúra Egyesület népszerűsítő és tanácsadó munkája tette egyre ismertebbé, majd a Biokontroll Hungária Kht. EU akkreditációja keretében vált hivatalosan is tanúsítottá (SÁRKÖZY et al. 1993).

Az ökológiai gazdálkodás és termékkereskedelem növekedésével jelentkezett az igény a termelés rögzített feltételrendszer alapján történő folytatására és ellenőrzésére. Ez egyrészt közvetlen garanciát nyújthat a fogyasztónak, másrészt nemzetközi kereskedelem, illetve export esetén követelmény is lehet. Az ellenőrzött ökológiai gazdálkodást az uniós tanács 2092/91. rendelete alapján a 140/99. Kormányrendelet, és a 74/2004. FVM rendelete irányítja hazánkban.

Az ún. bio irányzatok a hivatalossá válásig a mezőgazdaság számos területén, sokáig különböző feltételek alapján tértek el a konvencionális termeléstől, amely a gazda belátása, érdeklődése és motivációja szerint eltérő lehetett. A méhészetben a méhlegelő elhelyezkedése és egyéb technológiai tényezők lényegesen befolyásolhatják a termékek minőségét. A nektárforrástól (méhlegelőtől) függően hosszú ideig nem volt jelentős különbség a konvencionális és az öko-gazdálkodás között. A klasszikus hazai méz forrása, az akác többnyire kiterjedt erdőkben található (csaknem 400 e ha), amelyek többségét nem veszélyezteti a mezőgazdasági/ipari szennyezés (ÁESZ 2005). A szántóföldi méhlegelő kultúrák esetében azonban más a helyzet.

A méhcsalád természetes körülmények között emberi beavatkozás nélkül is képes mézfelesleg felhalmozásra, szaporodásra (rajzás), a téli élelem begyűjtésére, áttelelésre, tehát fenntartható rendszernek is nevezhető. Európában azonban az *Apis mellifera* fajhoz tartozó fajták fennmaradása – klasszikus értelemben – az 1980-as évek elejéig, az ázsiai nagy méhatka (*Varroa destructor*) elterjedéséig volt érvényes (KOLTAI 1985). Az ellene való küzdelem elkerülhetetlen és szükséges rossz is, mert nagyon sok idegen anyag kerülhet a kaptárba, a méhekre és tulajdonképpen a méhészeti termékekbe (WALLNER 1995, SZALAY 1999).

Itthon a vegyszeres védekezésben először az amitráz tartalmú szerek jelentek meg: a Varrescens füstölőcsíkot a nyolcvanas években amelyet hazánkban a Hungoronektár állította elő, majd a házilag készített (Tactic, Mitac atkaölőszerek) csíkok, lámpabelek, gurtnik használata és az amitrázos füstölés következett. Az ellenőrizhetetlen hatóanyag-tartalom és a gyakori, rosszul időzített kezelések vegyes eredményre vezettek. A piretroid (fluvalinát hatóanyag pl. Apistan) és foszforsavészter tartalmú gyógyszereket alkalmazását a hasonló hatóanyag tartalmú növényvédőszer házi kiszerelése követte (pl. Mavrik). A kumafosz (Perizin) használata a hivatalos szerekben merült ki, és külföldön már jelentkezett a rezisztencia (PETTIS 2004). E folyamat felgyorsította elsősorban a piretroidok ellen kialakuló atka-rezisztenciát (MILANI 1995), illetve bebizonyosodott, hogy a kémiai szerek hatékonyságát a dózisos és a kezelések gyakoriságának emelésével nem lehet fokozni (IMDORF et al., 2003). A vegyszerek, illetve metabolitjaik viaszban és mézben való megjelenése is a szerhasználat csökkentését, alternatíváját vetette fel (WALLNER 1999).

Egy német felmérés szerint 1987-ig a viaszminták fluvalinát-mentesek voltak, 1992-ben a minták 63%-ában volt kimutatható a hatóanyag, 1994-ben a minták 100%-a volt szennyezett fluvalináttal, 71%-ban brómpropiláttal és 21%-ban kumafosszal. Belgiumban 1989-ben a viaszminták 25%-ában, 1993-ban a viaszminták 95%-ában volt szermaradék (SZALAY 1999).

Németországban 241 mézmintában többféle szermaradékot találtak. Leggyakoribb volt a brómpropilát és a kumafosz, kevesebb a flumetrin és hiányzott a fluvalinát. Ugyanakkor az osztrák méhészek viaszában 71%-ban találták meg a fluvalinátot (WALLNER 1997).

A fenti adatok mellett az elmúlt évtized méhészeti termékeiben megjelenő tényleges szennyeződéséről és az egyéb potenciális veszélyekről (pl. növényvédőszer, radioaktivitás stb.) részletesen számol be egy svájci kutató (BOGDANOV 2006). Ilyen előzménnyel a hagyományos technológiák szigorítása mellett az öko irányzatok növekvő szerepe is várható.

A dolgozatban a hazai terminológiában szinonimaként kezelt 'öko' és 'bio' kifejezéseket egyenrangúként használom. Munkám célja a hazai/EU-s öko-feltételrendszer fontosabb elemeinek áttekintése, illetve a hazai gyakorlat értékelése.

Anyag és módszer

Magyarországon jelenleg 192 tanúsított ökoméhészet található (BIOKONTROLL 2008.). Vizsgálataim során 52 ellenőrzött méhészettel és az ÁTK méhészeti kutatócsoportjával működtem együtt. A méhészetek értékelését az ökológiai gazdálkodás irányadó rende-

letei alapján végeztem. Az 1991-ben megjelent EU-s öko rendelet akkor még nem tért ki külön a méhészet szabályozására, erre csak később – 1999-ben – került sor, amikor az 1804/1999 rendeletet megalkották (EU, 1991). Így az állattartást érintő részek is bekerültek a jelenleg csaknem 100 oldalas rendelet mellékletébe.

A vizsgálat tárgyát képezte az ökológiai gazdálkodás főbb előírásainak elemzése, összesítése.

Eredmények, következtetések

A rendelet előírásai többek között tartalmazzák az átállási időszak meghatározását. Ez az időszak a tanúsító testületnél való bejelentkezéssel kezdődik. A méhfajtára is tesz ajánlást a rendelet, mégpedig minden országban a helyi ökotípust kell előnyben részesíteni. Magyarországon az engedélyezett fajta a krajnai (*Apis mellifera carnica*). A méhcsaládok elhelyezésénél a lehetséges szennyező forrásoktól (hulladéklerakó, nagyforgalmú utak, stb.) megfelelő távolságra és a szükséges nektárforráshoz (öko vagy konvencionális) közel kell lenni. A nektárhiányos időszakban is figyelemmel kell lenni, hogy a méhek ne jussanak konvencionális termékhez (cukor), hanem megfeleljenek az öko elveknek. A fertőzésekkel kapcsolatos alapelv a szintetikus szerek mellőzése. Az engedélyezett szerekről rendelkezik a melléklet. A technológiai kérdések közül a méhkímélés az egyik elsődleges elv, illetve a kaptár anyaga. A raktározásra vonatkozó követelmények közül kiemelendő a konvencionális terméktől elkülönített tárolás, illetve a jelölés.

A hagyományos gazdálkodás az átállási időszak letelte után minősíthető ökológiai rendszernek, azaz a méhészeti termékek csak akkor értékesíthetők ökológiai termelési módszerre való utalással ellátva (öko logó), ha az a rendeletben megállapított rendelkezéseknek való megfelelés legalább egy éve fennáll. A méhészetben az átállási időszak kritikus folyamata a viasz (lép-) cseréje. Erre a szükséges lépésre a bevezetőben ismertetett szermaradvány-vizsgálati eredmények adják meg a gyakorlati választ.

A vizsgált mintában az átállítás előtt a betegségek és kártevők elleni védekezésre használt szereket a méhészetek általánosan használták a Neo-Te-Sol, a Fumagillin, illetve a Fumerra (lepény) formában az antibiotikumokat európai költésrohadás, illetve a nosema kór elleni védekezésre, amelyek számos esetben a rosszul értelmezett megelőzés eszközeihez is tartoztak. 2004-től ezek használata a konvencionális méhészetekben is tiltott, illetve jelenleg korlátozott.

A felhasznált engedélyezett, illetve a nem legális szerek alkalmazásánál további veszély jelenthet az alkalmazott dózis és a gyakoriság is. A szintetikus atkaölő szerek nagy része zsírban jól oldódik, és a viaszban felhalmozódik, ugyanakkor, a termelő és főképp a fogyasztó számára biztató lehet, hogy a végtermékek közül a legfontosabb, a méz lényegesen kisebb mennyiséget tartalmaz ezekből (WALLNER 1999).

Rakodókaptárban pl. egyszeri, őszi, előírás szerint brómpropilát-kezelés után tavasszal a fészkek lépeiben közel 50 mg/kg, a mézkamrában 2,4 mg/kg, míg a mézben mindössze 0,01 mg/kg értéket mértek (BOGDANOV et al. 1998). A brómpropilátra alkalmazott maximális szermaradvány (Maximum Residue Level – MRL) mézre 0,1 mg/kg (EU 2008).

A helyzetet tovább bonyolítja, hogy egyes szereknél a gyors lebomlás miatt a potenciális szennyező metabolitok megtalálása/kimutatása még nem általános (KORTA et al. 2002).

Az ökológiai rendszerben ezért érthető követelmény a lépkészlet cseréje az ún. átállás alatti időben. A rendeletben minimálisan meghatározott idő (1 év) azonban számos tényezőtől függ (kaptártípus, technológia, szaktudás, méhlegelő, évjárat, stb.) az esetek többségében több évig tart. A hazai gyakorlatot a 1. táblázat mutatja.

1. táblázat Átállási idő hossza a méhészetekben
Table 1 The length of the conversion of the apiaries

Átállás (év)	Méhészetek (%)
1	30
2	50
3	20

Megállapítható, hogy vándorlástól, méhlegelőtől függően a fészkekben lévő, illetve a teljes lépkészlet megújítása legalább két évet vett igénybe a vizsgált esetek többségében.

Az új lépek cseréjénél egyidejűleg jelentkező probléma a kiolvasztott, többnyire selejtlépekből származó viasz, majd műlép mérhető, illetve feltételezhető szennyezettsége. Amennyiben nincs az öko-feltételek szerinti méhészetekből származó, minőségi tanúsítvánnyal rendelkező viasz, vagy műlép, engedélyezhető az átállási folyamatban részt vevő (tehát csak korlátozott, engedélyezett szereket alkalmazó) méhészet fedelezéséből, szűz építményéből származó viasz felhasználása is.

A lépkészlet későbbi rendszeres, technológiai megújítása természetesen – állategészségügyi szempontból is – nem csak az ökológiai előírásokat követő méhészetek feladata és érdeke.

A lépek gyorsabb kiépítése nagymértékben a méhlegelő függvénye, így a vándorlási tervvel és annak megvalósulásával is összefüggést mutat.

Az EU-s öko-rendelet melléklete pontosan meghatározza azokat a nem-szintetikus védekező szereket amelyeket a tanúsított méhészet felhasználhat az atka ellen. A különböző védekezési stratégiák segíthetik a hatékony védekezést. A rendeletek rendszerében 2003-ban még az okozott gondot, hogy az engedélyezett szerek (pl. oxálsav, timol stb.) nem szerepeltek az EU hivatalos gyógyszer vizsgáló és értékelő hivatalának (European Medicines Agency – EMEA) lajstromában, amely arra hivatott, hogy rendszerében minden az Európai Unióban alkalmazott gyógyszer és gyógyhatású szer hivatalos vizsgálaton essen át és meghatározza minden egyes anyagra az ún. MRL-t. Azóta a londoni székhelyű hivatal megvizsgálta az „esetet” és úgy határozott, hogy e védekező szerek nem jelentenek humánegészségügyi kockázatot, lévén a méz természetes alkotóelemei, ezért a szermaradvány határérték meghatározás nem szükséges (EMEA 2003). A hangyasav alkalmazására nem volt példa a vizsgált telepeken.

Az öko-rendelet méhlegelőre vonatkozó követelményei a következők: elegendő természetes nektár-, édesharmat- és pollenforrást, valamint vizet kell biztosítani a 3 km-es röpkörzetben ökológiai-, illetve korlátozott környezeti hatású (ún. környezetgazdálkodási elveknek megfelelő) módszerekkel történő termesztésből származó, és/vagy spontán vegetációból álló növényzetből. Feltétel továbbá, hogy a telephely megfelelő távolságra legyen minden olyan nem mezőgazdasági termelési forrástól, amelyek szennyezéshez vezethetnek (városközpont, autópálya, ipartelep, hulladéklerakó, stb.). Ezek a feltételek a telelési időszakra nem vonatkoznak.

A hazai méhészetekben általában, így a vizsgálati mintában is jelentős szerepet kapott a vándorlás. A méhészet elhelyezkedését megfelelő, illetve értékelhető méretarányú térképen kell feltüntetni, beleértve a vándorlást is. Kielégítő dokumentáció szükséges a méhek számára elérhető területek (röpkörzet) minőségéről.

A fenti követelmények vizsgálatánál először a vándorlás, illetve az adott helyen történő méhészkedési módokat elemeztük, amelyet a 2. táblázat mutat be.

2. táblázat Vándorlás évi gyakorisága a méhészetekben
Table 2 The frequency of the migration in the selected apiaries

Vándorlások száma	Méhészetek száma és százaléka	
0	6	11,5%
1	10	19,2%
2	18	34,6%
3	6	11,5%
4	10	19,2%
5	2	3,8%

A 2. táblázatból látható, hogy a vizsgált 52 méhészetben 0–5 között változott a vándorlások száma, leggyakoribb az évi kétszeri vándorlás volt. Közel 1/5–1/5-e a méhészeknek vándorolt egy, illetve négy legelőre is. Az egyszeri vándorlásnál az esetek 64%-a az északi, második akácot (itt a telephely biztosította a korai akáchordást), míg 36%-ban a telephelyről egyetlen akácos méhlegelő elérését jelentette. Az álló méhészetek esetén precízen dokumentált (térképpel kiegészített) helyszínrajzzal rendelkeztek a méhészek. A változatos méhlegelőnek köszönhetően három méhészet állandó helyen tartózkodva is jó eredményt ért el.

A méhlegelőt vizsgálva megállapítható, hogy az első és második akácos vándortanyák megfeleltek az előírásoknak, a selyemkóró esetében részben a Kiskunsági Nemzeti Parkhoz tartozó területre vándoroltak dokumentált földhasználattal. Egy alkalommal az autópálya (M5) közelsége miatt kellett változtatni a tervezett méhlegelőn.

Az ökológiai feltételrendszer nem tiltja a konvencionális méhlegelő használatát sem. Hazánkban a jelentős tömegvirágzást biztosító repcét és napraforgót így többen hasznosítják ebből körből is, természetesen azzal a feltétellel, hogy az ebből származó méz nem tanúsítható/értékesíthető öko megjelöléssel.

Az emberi és természeti tényezők mellett a gazdaságosság is kiemelt szerepet kap a hazai ökológiai előírások szerint gazdálkodók/méhészkedők munkájában. A fenntarthatóság általános tényezői között sem elhanyagolható a gazdasági kérdés.

Hazánkban a méhészetek kb. 1%-a végzi ellenőrzött ökológiai feltételek mellett a tevékenységét. Az említett előírások mellett a betegségek/kártevők ellen alkalmazható (engedélyezett) szerekekkel történő hatékony védekezési technológiák megvalósítása jelent még nagy kihívást a méhészeknek, bár sokakat visszatart a folyamatos monitoring érdekében végzett szükségszerű adminisztráció is. Az ún. alternatív *Varroa destructor* elleni védekezési módszerek gyakorlatát a vizsgált gazdaságokban és kísérletekben egy következő összefoglaló munkában mutatjuk be.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton is szeretnék köszönetet mondani az együttműködő méhészeteknek, a tanúsító szervezetnek és az ÁTK kutatócsoportjának.

Irodalom

- ÁESZ 2005: Magyarország erdőterületei. Állami Erdészeti Szolgálat www.aesz.hu
- BOGDANOV S. 2006: Contaminants of bee products. *Apidologie* 37: 1–18.
- BIOKONTROLL HUNGÁRIA KFT 2008: Beszámoló a 2007-es tevékenységről. Budapest www.biokontroll.hu
- BOGDANOV S., KILCHENMANN V., IMDORF A. 1998: Acaricide residues in some bee products. *J. Apic. Res.* 37: 57–67.
- EMEA 2003: Oxalic acid summary report - European Medicines Agency London <http://www.emea.eu.int/>
- EU 1991: A Tanács 2092/91/EGK rendelete a mezőgazdasági termékek ökológiai termeléséről, valamint a mezőgazdasági termékeken és élelmiszereken erre utaló jelölésekről *Official Journal L* 198, 22.7.1991.
- EU 2008: Pesticides Web Version - EU MRLs http://ec.europa.eu/sanco_pesticides/public/index.cfm
- FAO 2006: FAOSTAT. <http://faostat.fao.org/>
- FVM 2004: 74/2004. (V. 1.) FVM r. A mezőgazdasági termékek és élelmiszerek ökológiai követelmények szerinti előállításának, forgalmazásának és jelölésének egyes eljárási szabályairól. *Magyar Közlöny* 2004. 61.
- IMDORF A., CHARRIERE J.D., KILCHENMANN, V., BOGDANOV, S., FLURI, P. 2003: Alternative strategy in central Europe for the control of *Varroa destructor* in honey bee colonies. *Apiacta* 38: 258–285.
- KOLTAI L. 1985: Méhbetegségek megelőzése és gyógyítása. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- KORMÁNY RENDELET 1999: 140/1999. (IX. 3.) Korm. r. A mezőgazdasági termékek és élelmiszerek ökológiai követelmények szerinti előállításáról, forgalmazásáról és jelöléséről. *Magyar Közlöny* 1999. 79.
- KORTA E., BAKKALI A., BERRUETA L. A., GALLO B., VICENTE F., BOGDANOV S. 2002: Determination of amitraz and of other acaricide residues in beeswax. *Anal. Chim. Acta* 475: 97–103.
- MILANI N. 1995: The resistance of *Varroa jacobsoni* Oud. to acaricides. *Apidologie* 30: 229–234.
- PETTIS J. 2004: A scientific note on *Varroa destructor* resistance to coumaphos in the United States. *Apidologie* 35: 91–92.
- SÁRKÓZY P., SELÉNDY SZ. (szerk.) 1993: Az árutermelő biogazdálkodás alapjai Biokultúra Egyesület.
- SZALAY L. 1999: Bioméhészet. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- WALLNER K. 1995: The use of varroacides and their influence on the quality of bee products. *American Bee Journal* 12: 817–821.
- WALLNER K. 1997: Bericht der Anstalt für Bienenkunde der Universität Hohenheim. *Allg. Dtsch. Imkerztg.* 31. 15.
- WALLNER K. 1999: Varroacides and their residues in bee products. *Apidologie* 30: 235–248.

SOME CHARACTERISTICS OF ORGANIC APIARIES IN HUNGARY

D. SZALAI

Szent István University, Institute of Management Environmental and Landscape
H-2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1.
Szalai.Daniel@kti.szie.hu

Keywords: organic beekeeping, Hungary, EU 2092/91

Hungary is among the largest honey producers in Europe. Since the demand for safe agricultural products has grown in the last decade Europe-wide, the number of organic beekeepers in Hungary has increased. Organic agricultural production is regulated by the EEC 2092/91 and 1804/99 regulation. Depending on the nectar-source (bee-pasture) there has been only minor difference between organic and conventional beekeeping till the 1980's. After the appearance of the Varroa mite (*Varroa destructor*) the beekeeping practice changed and divided into organic and so-called conventional. Though the number of organic beekeepers is still relatively low compared to the conventional ones, their achievements and technology are often appreciated by the non-certified beekeepers as well. A practical approach of the regulation is presented in this paper through the characteristics of the Hungarian organic apiaries.

KÖRNYEZETJOG A FELSŐOKTATÁSBAN

CSAPÓ Olga¹, JÁVOR Benedek²

¹ Pécsi Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Földtudományok Doktori Iskola
7624 Pécs, Ifjúság u. 6., csapo.olga@gmail.com

² Pázmány Péter Katolikus Egyetem, Jog- és Államtudományi Kar,
Környezetjogi és Gazdasági Szakjogok Tanszék
1088 Budapest, Szentkirályi u. 28., bjavor@jak.ppke.hu

Kulcsszavak: fenntarthatóságra nevelés, környezetvédelem, környezetjog, felsőoktatás, környezeti tudatosság, környezeti nevelés, környezeti tárgyak,

Összefoglalás: A fenntarthatóság megvalósításában az oktatásnak megkülönböztetett szerepe van. Különösen igaz ez azokra a szakmákra, amelyek a környezethasználat kötelező normáinak, a jogszabályi kereteknek a kialakításában illetve végrehajtásában vesznek részt. A jogászok környezeti ismereteinek elmélyítése és az érintkező szakmák kurikulumain belül a környezetjog megfelelő oktatása nélkül aligha várható mélyreható változás a mindennapokban. Kutatásunk során azt vizsgáltuk, hogy a környezetjog, mint a természeti rendszereket érintő döntéseink kötelező érvényű kerete, hogyan, milyen mélységben jelenik meg a hazai felsőoktatásban egyfelől a jogi karokon, másrészt a nem jogi felsőoktatásban. A környezeti jog megjelenésének általános felmérése a hazai felsőoktatásban mindmáig nem történt meg kellő alaposítással. A kutatás során a magyarországi egyetemi képzéseket vizsgáltuk. Az adat- és információgyűjtéshez az internetet használtuk fel. Az egyes egyetemek honlapjait tanulmányozva kurzusleírásokat, tantervi hálókat elemeztünk. Ezekből gyűjtöttük össze a környezetjogi tantárgyakat. Megállapítást nyert, hogy a környezetjog, valamint további, kiegészítő környezeti tárgyak oktatása valamennyi hazai jogi karon megvalósul. Jelentős különbségek tapasztalhatók azonban a környezetjogi képzés megjelenésében (kötelező vagy fakultatív tárgy), intenzitásában (hány órában, hány féléven keresztül) illetve sokszínűségében (milyen egyéb környezeti tárgyak érhetők el). Szükségnek látszik az oktatás harmonizációja az egyes egyetemek között, annak érdekében, hogy kiszámítható, megbízható környezetjogi ismeretekkel rendelkezzenek az egyes egyetemeken végző hallgatók. Megerősítésre szorul a környezeti és környezetjogi oktatás a nem jogi szakokon is. Ennek érdekében felmerül egy egységes, komplex környezeti tárgy kidolgozásának és bevezetésének szükségessége a hazai felsőoktatásba.

Bevezetés

Egy fenntartható, élhető és a szolidaritást hangsúlyozó világ kialakításában a felsőoktatásnak, mint a jövő értelmiségét, vezetőit és tanárait képző szellemi műhelynek kiemelkedő szerepe van (HAJNAL 2006). Olyan szemléletű programok, modulok, tárgyak bevezetésére van szükség, amelyek kutatási területtől függetlenül figyelembe veszik a környezet és a további fejlődés globális kihívásait (VÁSÁRHELYI és VIKTOR 2003). Mindehhez nélkülözhetetlen a tudományágak közötti együttműködés. Különösen fontos a környezeti tárgyak és a környezeti jog ismerete, elsősorban a jogi jellegű képzéseken belül, hiszen a jog az az írott normarendszer, amely orientálja és megszabja többek között a környezettel szembeni viselkedésünk kereteit is. A döntéshozatali eljárások során ez az irányadó, a jogászok pedig fontos, döntéshozói pozíciókba kerülhetnek (jogalkotás, jogalkalmazás), és így megkülönböztetett jelentőségük lehet a közösségi döntések befolyásolásában.

Az ENSZ 57. közgyűlése által deklarált „Tanulás a fenntarthatóságért” évtizednek (2005–2014) is éppen az a legfontosabb törekvése, hogy az oktatás minden momentumát

áthassák a fenntarthatóság és a környezetvédelem alapértékei. A dokumentum az önálló véleményalkotásra, döntéshozatalra és cselekvésre képes állampolgárok nevelését tartja a legfontosabbnak.

Napjaink oktatáspolitikai törekvéseinek egyik központi fogalma eközben a gyakorlatias tudás, melynek alapvető jellemzője a valósághoz kötöttség, az alkalmazhatóság, a tapasztalattal alátámasztott tudás, ismeret. A társadalmi döntések háttérében ugyanakkor elméleti tudás is áll. Az ember pontosan abban a mértékben nyer szabadságot a világ alakítására, amilyen mértékben megismeri a korábban általa befolyásolhatatlan természeti erőket. A természettudományos tudatlanság az ember kiszolgáltatottságát növeli, szabadságát korlátozza, mert mások (szakértők) eszközévé teszi. Hogyan is lehetne érv az emberi szabadság mellett a tudatlanság? Azonban a természettudományos tárgyak ismerete önmagában még nem elégséges, hiszen ezen empirikus tudományoknak legfeljebb leíró szerepük lehet a környezeti válság természeti és társadalmi jelenségei szempontjából. Azon kérdés megválaszolására, hogy mit és hogyan kell tennünk – milyen gazdasági-társadalmi-jogi-politikai struktúrát kell létrehozunk a természeti környezet megóvására – alkalmatlanok.

Ahhoz, hogy a szerzett tudást, az elméletet átültethessük és alkalmazhassuk a gyakorlatban, számos „segítő tudományra” van szükség. Mind a természettudományos, mind a jogi diszciplínákat egy komplex egységben kell kezelnünk:

- a természettudományos oktatást ki kell, hogy egészítse egy olyan szakterület, ami a jogi-gazdasági-társadalmi rálátást növeli, a gyakorlati életben az eligazodást segíti,
- a jogtudományok pedagógiáját pedig természet- és társadalomtudományos szellemű tananyaggal kell kiegészíteni, hogy a fennálló problémák mögé láthasson a szakember.

A környezetjog oktatását két oldalról is meg lehet közelíteni. Egyfelől a joghallgatók képzési tematikájában helyet kell, hogy kapjon, mint a jogrendszer egyik nélkülözhetetlen területe. Mind a társadalom értékrendjének változásai, és így a környezeti érzékenység várható növekedése, mind pedig a munkaerőpiac egyre növekvő elvárásokat fog támasztani a megfelelő környezeti, környezetjogi ismeretekkel rendelkező jogászok képzése iránt. Másfelől az egyéb tudományok hallgatói – különös tekintettel a környezethez kapcsolódó szakterületek hallgatói – számára is szükségszerű lenne egy általános jogi ismeret elsajátítása, amely keretein belül hangsúlyosan jelenne meg a környezetvédelmi jog.

Kutatásunk során azt vizsgáltuk, hogy a környezetjog, mint a természeti rendszereket érintő döntéseink kötelező érvényű kerete, hogyan, milyen mélységben jelenik meg a hazai felsőoktatásban egyfelől a jogi karokon, másrészt a nem jogi felsőoktatásban. A környezeti jog megjelenésének általános felmérése a hazai felsőoktatásban mindmáig nem történt meg kellő alaposítással, ahogyan arra a Nemzeti Környezeti Nevelési Stratégia 2003-as megújított változata is rámutat.

A környezetjog és a természettudományok oktatása az egyetemeken

„Az embernek alapvető joga van a szabadsághoz, egyenlőséghez és a megfelelő életfeltételekhez egy olyan minőségű környezetben, amely emberhez méltó és egészséges életre ad lehetőséget, ugyanakkor pedig ünnepélyes kötelezettsége, hogy e környezetet a jelen és jövő nemzedékek számára megóvja és javítsa.”

1972, Stockholm

A környezetjog fontossága a jogi karok oktatásában

Hazánk jogi szakemberei nyolc egyetem jogi karáról kerülnek ki (1. táblázat). A környezetjog tárgy létjogosultsága a képzési rendszerükben nem kérdés. Hiszen alapvető állampolgári jog az egészséges környezethez való jog és szerepel a harmadik generációs emberi jogok között is. Ezzel párhuzamosan megjegyzendő, hogy a jogi karokon folyó oktatásban elenyésző a természettudományos ismeretek megjelenése, pedig az alapok megteremtése szükségszerű a környezetvédelmi jog oktatásához. A globális problémák, a környezeti elemek, a gazdasági, fejlődési, technológiai kérdések környezeti vonatkozásainak megismerése nélkül nehéz átültetni a gyakorlatba az elméleti tudást. A szerzett ismeretanyag nagymértékben segítheti a joghallgatók átfogó gondolkodásának kialakulását. A helyzetkép szerint (kurzusok céljában megfogalmazottak alapján) a jogászképzésbe a speciálkollégiumok elsődlegesen szemléletformáló, látókörtágító szándékkal kerülnek be. Jobbára az ilyen jellegű tantárgyak ismertetik a környezeti problémákat, a környezeti értékeket és érdekeket, a környezet és a gazdaság (pl. ELTE), a környezet és az etika (pl. PPKE) kérdéskörei között feszülő problémákat. Azonban nem kielégítő a helyzet a kiegészítő tudást közvetítő környezeti tárgyak tekintetében.

A környezetjog evidenciája a nem jogi felsőoktatásban

Összetettebb kérdés a nem jogtudományokat hallgatók esetében. Itt megjegyzendő, hogy a felelős döntéseket hozó állampolgároknak – mindegy, hogy milyen felsőoktatási intézményben tanult – rendelkezniük kell bizonyos nélkülözhetetlen ismeretanyaggal a helyes válaszok meghozatalához. Egyértelmű, hogy az olyan képzések struktúrájának, amelyek az ember és a környezet kapcsolatára valamilyen módon befolyással vannak (legyen akár elméleti, vagy gyakorlati), szerves részét kell, hogy alkossák a környezet-használat, környezetvédelem, egyáltalán a környezetben való létezés jogi alapjainak az ismeretei. Elképzelhetetlen, hogy például környezetmérnöki, vagy környezettudományi szakon, ne kapjon egy leendő diplomás ilyen jellegű oktatást, azonban sajnos van rá példa.

Különösen nagy a felelősség például azokon a szakokon, ahol gazdasági, gazdálkodási szakemberek kerülnek ki a képzés végén és későbbiekben vállalatok, cégek, különböző társaságok felelős beosztottai vagy vezetői lesznek. A vállalatok társadalmi felelőssége a környezet védelmének szempontjából – a termelésorientált piacgazdaság satu módjára szorító versenyében – egyre nagyobb. Nem szabad, hogy a környezethasználók a környezetvédelmet fenyegetésnek, kényszerű rossznak tekintsék, amelynek szigorú szabályrendszere és adott esetben kemény szankciói vannak.

A kutatás módszertana

A kutatás során a magyarországi egyetemi képzéseket vizsgáltuk. A felmérés a felsőoktatás jelenlegi helyzetét mutatja, azonban a bolognai folyamat keretében maga az intézményrendszer is átalakulóban van, így eredményeink mind a környezetjog oktatása, mind az intézmények és szakok tekintetében csak a 2007/2008-as tanév állapotait tükröző pillanatfelvételnak tekinthetők.

Az adat- és információgyűjtéshez az internetet használtuk fel. Az egyes egyetemek honlapjait tanulmányozva kurzusleírásokat, tantervi hálókat elemeztünk. Ezekből gyűjtöttük össze a környezetjogi tantárgyakat. Az adatok valóságtartalmát személyesen és telefonon keresztül is igyekeztünk ellenőrizni – kisebb-nagyobb sikerrel. Az alapvető koncepció szerint a jogász, valamint a környezethez valamilyen módon kapcsolódó oktatás szakjainak tanterveit rendre összegyűjtöttük, majd ezekből válogattuk ki azokat, ahol a keresett tárgyat (a környezetjogi képzést vagy valamilyen válfaját) megtaláltuk. A válogatás eredményét táblázatokban összegeztük. (2. és 4. táblázatok)

Annak érdekében, hogy minél szélesebb körben szerzett információk alapján lehessen a témát elemezni és értékelni, adatgyűjtéssel kezdődött a kutatás. Ehhez kapcsolódóan azonban szükségesnek tartjuk néhány pontban összefoglalni a nehézségeket, amelyekkel szembesültünk.

1. Alapvető problémaként merült fel, hogy a talált adatok megfelelnek-e a valóságnak. A honlapok frissítése ugyanis esetenként elmaradt – így például a Budapesti Corvinus Egyetemen sikerült olyan szakokra bukkannunk, ahol a weblap szerint oktatnak környezetjogot, valójában két éve volt két félévre meghirdetve az adott három kurzus, de már nem vehetőek fel – csak fennmaradt a webes felületen.
2. Gondot okozott a tantárgyakért felelős oktatók megtalálása, elérhetősége, illetve adott esetekben segítőkészsége – tisztelet a kivételnek –, pedig tőlük várhattuk a legtöbb és leghasznosabb információt.
3. Megállapítható, hogy az új rendszer (Bologna-rendszer) bevezetése sok felsőoktatási intézménynek nehézségeket okoz. A BSc szakok tantervei legtöbb helyen már letisztultak, de az MSc képzésekről sokszor nem kaptunk érdemi információt – pedig adott esetben a környezetjog oktatása ezen a szinten kapna helyet. További problémát jelentett, hogy az éppen induló BSc szakokon még csak elsőéves hallgatók vannak, de a tárgy majd harmadéven lesz kötelező – ez esetben jelenleg aktív képzésnek számít-e a környezetjog? Mivel a szak tanterve már elfogadott, két év múlva pedig lesz harmadéves hallgató – úgy tekintettük, hogy igen. A kifizető szakok esetében is figyelembe vettük, hogy van-e még olyan évfolyam, amelyik érintett a kurzus oktatásában.
4. A munka nehézségét fokozta, hogy a vizsgálat csupán a környezetjog (és annak változatos elnevezései) tárgyára összpontosított. A telefonos információszerezés során azonban többször kiderült, hogy az adott szakon kötelező Jogi alaptan, vagy Jogi alapismeretek, esetleg hasonló című tárgyak esetében a tematika nagyban a környezetvédelmi jogra helyezi a hangsúlyt. Csakhogy ez a tantárgy címében nem jelenik meg. Másik gyakori esetként előfordult az is, hogy a tárgynak még a nevéől sem következtethettünk jogi vonatkozású oktatásra, azonban a tantárgyi tematika részletes megvizsgálása kimutatta, hogy a kurzusban feltűnik a környezetjogi téma.

Eredmények

A környezetjog megjelenése a jogi felsőoktatásban

Magyarország felsőoktatási intézményei közül nyolc egyetemen működik jogi kar. Ezek közül hat állami, kettő pedig egyházi (1. táblázat).

1. táblázat Jogászképzés a hazai felsőoktatásban
Table 1. Education of environmental law in Hungarian universities

Állami egyetemek:	Nem állami egyetemek:
DE ÁJK – Debreceni Egyetem, Állam- és Jogtudományi Kar	SZTE ÁJK – Szegedi Tudományegyetem, Állam- és Jogtudományi Kar
ELTE ÁJK – Eötvös Lóránd Tudományegyetem, Állam- és Jogtudományi Kar	SZE DFÁJK – Széchenyi István Egyetem, Deák Ferenc Állam- és Jogtudományi Kar
ME ÁJK – Miskolci Egyetem, Állam- és Jogtudományi Kar	KGRE ÁJK – Károli Gáspár Református Egyetem, Állam- és Jogtudományi Kar
PTE ÁJK – Pécsi Tudományegyetem, Állam- és Jogtudományi Kar	PPKE JÁK – Pázmány Péter Katolikus Egyetem, Jog- és Államtudományi Kar

A felsorolt jogi karok képzési rendszerét (a jogászok képzése megmaradt az osztatlan (ún. „régis”) képzési rendszerben, ezért nem okozott olyan jellegű problémát az eredmények feldolgozása, mint ahogyan a Bologna-rendszerű képzések esetén az eredmények kiértékelése.), a jogászképzés tanterveit vizsgálva kaphatunk egy átfogó képet arról, hogy 2007-ben hazánk jogi szakképzésű hallgatói milyen mértékben részesülnek a környezetjoghoz kapcsolódó tudományokból. Az elemzés eredményeit a 2. táblázat összegzi, melyben felsorolásra kerül, hogy a magyar egyetemek jogi karain hol és milyen formában (kötelező, vagy választható) található környezetjogi oktatás. De vizsgáljuk azon tárgyak jelenlétét is, melyek nem konkrétan a környezetjoghoz, hanem inkább a környezetvédelemhez kapcsolódnak, mint például a Vizek védelme az EU-ban című tárgy az ELTE ÁJK-n.

2. táblázat Környezetjogi és környezeti témájú kurzusok a magyarországi jogi egyetemek képzésében

Table 2. Courses on environmental law and sciences in the curricula of law faculties in Hungary

Egyetem	Tárgy	Félév	Kötelező/ fakultatív	Környezetjogi szakjogász- képzés	Doktori Iskolában oktatott tárgy
<i>Állami egyetemek</i>					
DE ÁJK	Környezetjog	8.	Kötelező	van	2 modul
	Környezetjogi gyakorlat	8.	köt. választható		
	Környezetvédelem az Alkotmányban		speciálkollégium		

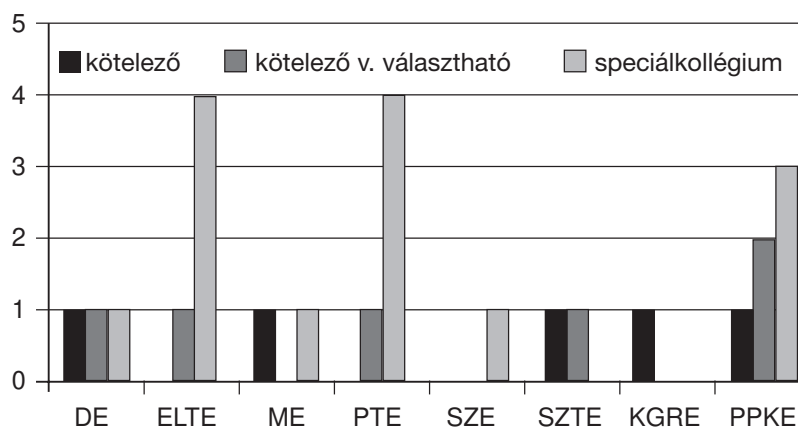
2. táblázat folytatása
Contd. Table 2.

<i>Egyetem</i>	<i>Tárgy</i>	<i>Félév</i>	<i>Kötelező/ fakultatív</i>	<i>Környezetjogi szakjogász- képzés</i>	<i>Doktori Iskolában oktatott tárgy</i>
<i>Állami egyetemek</i>					
ELTE ÁJK	Környezetvédelmi jog és igazgatás	n.a.	Köt. választható		
	Környezetvédelem gazdaságtana		speciálkollégium		
	Környezetmenedzsment		speciálkollégium	van	3 tantárgy
	A vizek védelme az EU-ban és Magyarországon		speciálkollégium		
	Környezetmenedzsment		speciálkollégium		
ME ÁJK	Környezetjog	7.	Kötelező	–	1 tárgy
	Agrár- és környezetvédelmi jogi gyakorlat I–II.		speciálkollégium		
PTE ÁJK	Környezetvédelmi jog	n.a.	speciálkollégium		
	Környezeti jog és politika		köt. választható		
	Az Európai Unió környezeti politikája és esetjoga*		speciálkollégium	–	1 modul
	A környezeti követelmények integrálása az EK termékpolitikájába*		speciálkollégium		
	Magyar környezetjog I. (Általános Rész)*		speciálkollégium		
SZE DFÁJK	A környezeti jog alapjai		speciálkollégium	–	–
SZTE ÁJK	Környezetvédelmi jog	9.	Kötelező	van	–
	Környezetvédelmi jog gyakorlat	9.	köt. választható		
<i>Nem állami egyetemek</i>					
KGRE ÁJK	Környezetvédelmi- és agrárjog I–II.	9. és 10.	Kötelező	–	–
PPKE JÁK	Környezetvédelmi jog I-II.	7. és 8.	Kötelező		
	Környezet és fejlődés	7.	köt. választható		
	Bioetika és környezeti etika I–II.	7. és 8.	köt. választható		
	A környezethez való jog		speciálkollégium	van	1 tárgy
	Az erdőgazdálkodás szerepe az Őrség társadalmában		speciálkollégium		
	Ökológia és politika		speciálkollégium		

(* a 2007/2008. tanév előtt indított kurzusok számára)

A táblázatot vizsgálva számos következtetést vonhatunk le:

1. Első és legfontosabb, hogy szinte minden egyetem jogi karán szerepel a környezetjog oktatása valamilyen tantárgy keretén belül
2. A nyolc kar közül öt teszi kötelezővé a környezetjogot (DE, ME, SZTE, KGRE és PPKE), ezek közül az egyházi egyetemeken két féléves tantárgyként szerepel.
3. Két egyetemen (DE és SZTE) kapcsolódik a kötelező elméleti előadásokhoz kötelezően választható gyakorlat is, míg a ME ÁJK esetében a környezetvédelmi jogi gyakorlat speciálkollégiumként vehető fel.
4. Fontos megállapítás, hogy a joghallgatók számára nem jogi, de környezeti témájú tantárgyak is elérhetőek. Ezen tárgyak legtöbbször speciálkollégiumként vehetőek fel, mint például az ELTE ÁJK-n meghirdetett négy kurzus, vagy a PTE ÁJK-n. A környezeti követelmények integrálása az EK termékpolitikája c. kifutó kurzus. Érdekes, hogy a PPKE JÁK-on két olyan környezeti témájú tárgyat is oktatnak, amelyek kötelezően választhatóak és emellett még három szabadon választható speciálkollégium is van.
5. A magyarországi jogászképzéseket összehasonlítva a környezeti témájú tantárgyak oktatásában a PPKE JÁK jeleskedik (1. ábra), de a PTE ÁJK is kiemelendő. Magyarországon a PPKE JÁK elsőként vezette be a kötelező környezetvédelmi képzést. A joghallgatók képzési követelményei közé a Környezet és fejlődés c. tárgy tudatformáló szerepe miatt került be, a természetesen kötelező Környezetjog I.–II. c. tantárgy mellé. Itt fontos megjegyezni, hogy a Környezetjog c. tárgy két féléven keresztül kötelező a hallgatóknak, míg a legtöbb egyetemen csak egy féléves tárgy – ha egyáltalán jelen van a képzésben. További két kötelezően választható kurzus és három speciálkollégium segíti a joghallgatók környezettudatának alakítását (2. táblázat).



1. ábra A környezeti témájú tantárgyak előfordulása és jellege az egyes egyetemek jogi karán
 Figure 1. Characteristics and appearance of environmental courses at the faculties of law of different universities

A kép teljességéhez hozzátartozik és megjegyzendő, hogy az említett két karon megfigyelhető a magyar felsőoktatásnak az a sajnálatos sajátossága, hogy részben oktatóhoz kötött a tantárgyak jelenléte, intenzitása a képzésben. Egyes oktatók személyes kötődése a környezeti problémák megoldásához, akarata és türelme a témában való elmélyedéséhez sokszor a legfontosabb feltétele annak, hogy oktatásba kerüljenek a környezetjogi tárgyak.

6. A jogi karok közül a SZE DFÁJK-n egy kurzus keretében hallgatható a környezetjog, amely nem is kötelező tárgy. Valamint kiemelendő az ELTE ÁJK, ahol ugyanígy egy kötelezően választható kurzusként szerepel a környezetjog. Ezek alapján elmondható, hogy ezen egyetemeken jogi karain kapnak a joghallgatók a legkevesebb ismeretet a környezeti kérdésekről.
7. A 2. táblázat elemzésekor szembeűnő, hogy a környezetjogi kurzusok a jogászképzés tantervében többnyire a 7. félévben, vagy az után szerepelnek. Ennek oka abban keresendő, hogy előbb az alapozó tárgyak oktatására kerül sor és csak később az egyes jogágakra. Másik magyarázata viszont az lehet, hogy előbb ismerkednek meg a hallgatók azokkal a jogterületekkel, amelyekre a környezetjog épül, illetve amely jogterületeken megjelenik – mint például a polgári jog, közigazgatási jog és a büntetőjog – és csak később kapnak egy szintetizáló, több lábbon álló, szinte minden területre kiterjedő tárgyat.
8. Fontos kiemelni, hogy a magyarországi jogászképzés után a végzett hallgatóknak van lehetőségük tovább szakosodni. A bíróságokon egyre „népszerűbbek” a környezeti problémákat behatóbban ismerő szakjogászok, így a környezeti problémák gyarapodásával együtt nőtt az igény az ilyen szakemberek képzésére is. Ma már a nyolc jogi kar közül négy helyen szakosodhatnak a végzett jogászok környezetvédelmi képzésre: DE, ELTE, PPKE, SZTE. Mivel a környezeti problémák nem állnak meg a tulajdonok határainál – pl. kerítések, államhatárok – és a szabályozás is egyre szigorúbb, mára elengedhetetlené vált a szakértő jogászok jelenléte. A környezeti károkhöz, szennyezésekhez, természetromboláshoz kapcsolódó ügyeknél a tárgyalóteremben, míg az egyes vállalkozások, cégek megfelelő felkészültségéhez adott esetben helyben is szükség van olyan szakemberre, aki ismeri és érti a szakjogot.
9. A doktori iskolákat sem kihagyva a felsorolásból, a 2. táblázat rámutat arra, hogy az egyes kutatásokban is egyre nagyobb szerepet kap a környezetjog témája. A nyolc karból öt helyen fellelhető a doktori képzésben a környezetvédelmi jogra épülő tantárgy, vagy jobb esetben modul. Érdekes felvetés, hogy azokon az egyetemeken miért nem jelentősebb a doktori iskola környezetjogi orientációja, ahol alapképzésben is intenzívebb a tárgy oktatása? Például SZTE ÁJK, ahol kötelező az alapképzésben a Környezetvédelmi jog c. előadás, kötelezően választható hozzá a gyakorlat, van szakjogi képzés is, de a doktori iskolában nem oktatják.

További érdekességként említhető, hogy miközben a környezetjogi oktatás természettudományos háttérének megalapozásának szükségességét tárgyaljuk, például a DE ÁJK-n beszüntetésre kerültek olyan speciálkollégiumok, amelyek addig kreditálhatóak voltak a joghallgatóknak:

„DE Tanulmányi és Vizsgaszabályzat 14. § (10) bekezdése alapján úgy határozott, hogy a 2006/07. tanév II. félévétől kezdődően az alábbi tárgyak teljesítéséért a Kar nem

ad kreditpontot, tehát a szabadon választható tárgyak terhére sem számolhatók el, és az ösztöndíjatlagnak sem számítanak bele: A civilizáció és környezete, Egy új természetképről, Fenntartható fejlődés, Természettörténet, matematika nélkül, Természettudomány és vallás.” Forrás: <http://www.law.klte.hu/jati>

A felsorolt tárgyak mind abba a kategóriába tartoztak, amely erősítésre szorul a jogi karok képzési rendszerében és nem pedig leépítendő. Ugyanakkor szintén Debrecenben, létrehoztak egy Jogi Klinikát a környezetjogi ismeretek terjesztésére, a jogi segítségnyújtás előmozdítására, a környezetjogi kapacitásbővítésre az Észak-alföldi régióban. Mindennek kiemelkedő és központi szerepe lehet a jogi oktatásban és a gyakorlat orientált képzési struktúrában.

A 2. táblázatot kiértékeljük az egyes egyetemek rangsorolása szempontjából is, egy egyszerű mutató alkalmazásával. A környezetjog oktatása esetén, ha kötelező, 3 pontot kapott az adott kar, ha kötelezően választható, 2 pontot, ha szabadon választható, tehát speciálkollégium, akkor pedig 1 pontot. Ha nincs ilyen jellegű kurzus a karon, akkor értelmesszerűen nulla az érték. A nem jogi speciális kollégiumok egyenként egy-egy pontot érnek. Az ily módon történő értékelés eredményét a 3. táblázat mutatja, amelyből kitűnik, hogy a jogi karok közül a négy leginkább „környezettudatos” a PPKE ÁJK, a DE ÁJK, PTE ÁJK és az ELTE ÁJK.

3. táblázat: A jogi karok rangsora a környezetjog oktatásában
Table 3. Order of faculties of law in teaching environmental law

	Környezetjog			Σ	Speciálkollégium	Kjog+speci	Σ	Rangsor
	K	KV	SZV					
DE	3	2	0	5	1		6	2–3–4.
ELTE	0	2	0	2	4		6	2–3–4.
ME	3	0	1	4	0		4	5-6.
PTE	0	2	2	4	2		6	2–3–4.
SZE	0	0	1	1	0		1	8.
SZTE	3	2	0	5	0		5	5–6.
KGRE	3	0	0	3	0		3	7.
PPKE	3	0	1	4	4		8	1.

A fenti számítási módszer nem tökéletes és számos hibával rendelkezik. Például a 2–3–4. helyre került a PTE ÁJK és az ELTE ÁJK, amely karok jogászai elvégezhetik úgy a képzést, hogy nem kapnak kötelezően környezetjogi oktatást – tehát aki nem akarja, nem tanulja. Említett két egyetem helyezését az egyéb környezeti tantárgyaknak köszönheti. Ugyanez nem mondható el a SZTE ÁJK-ról, hiszen itt – nagyon helyesen – csak kötelező és kötelezően választható a környezetjogi tárgy, nem fakultatív és nem érdeklődés kérdése, a rangsorban mégis csak a PTE ÁJK után következik, mert nincsenek egyéb felvehető speciálkollégiumai, amelyek kiegészíthetnék a hallgatók tudását.

Összességében elmondható, hogy a hazai jogászképzésben törekvések mutatkoznak arra, hogy a hallgatók megfelelő szintű környezetjogi képzésben részesüljenek – ám sajnos nem minden egyetemen. Ugyan már az ENSZ által deklarált „Tanulás a fen-n-tartathóságért” (2005-2014) évtized közepén járunk, a jogi egyetemi felsőoktatás nem tük-

rözi a jelmondat mögé bújtatott célokat. Napjainkban, amikor külön jog épül a környezet védelmére és jelenünk, jövőnk múlik az emberek szemléletén, gondolkodásmódján, úgy véljük gondatlanság kihagyni a jogászképzésből ezt a tárgyat. De nem csak kihagyni nem szabad, hanem követve az előremutató példákat, kötelezővé kell tenni a hallgatóknak a környezetjogot, valamint lehetőleg minél több háttértudás bővítésére alkalmas tárggyal kell gyarapítani a felvehető kurzusok repertoárját. Szükséges a kötelező környezetjog mellé beépíteni minimum egy olyan kötelező tárgyat, amely megadja a szükséges természettudományos alapot a téma jogi vonulatának és a természetben való tájékozódásnak az összefűzésére.

A környezetjogi ágak megjelenése a magyarországi egyetemek alapképzési rendszerében

Ahogy azt korábban írtuk, környezetünk állapotából fakadó egyetemes problémáink szükségszerűvé tették, hogy a közoktatáson felül, egy magasabb szintű képzési rendszerben, szervezett keretek között helyet kapjon a környezetünk védelmét alapjaiban meghatározó jogi szabályozások ismerete a nem jogi felsőoktatásban is.

Ezen fejezet feldolgozza és értelmezi – a kutatás egyik eredményeképpen – a magyar felsőoktatás nem jogi alapképzéseiben megjelenő környezetjogi oktatás helyzetét. Az eredmények értelmezése során számos probléma merült fel. Gondot okozott, hogy az egyetemek átálltak az új rendszerre, de a régi képzésben indult szakok – a kifutó szakok – is jelen vannak még a palettán. Tehát a magyar felsőoktatás enyhe kaotikus állapota nem engedte tisztán látni az egyes szakok típusát, így nehezen sorolhatók be egy-egy képzési részbe. Hogy példát is említsünk, a környezettudomány szak nem BSc képzés a Felsőoktatási felvételi tájékoztató 2007 és a felvi.hu adatbázisa szerint. Azonban az egyes egyetemeken BSc szakként van megjelölve (PTE, ELTE) és jelenleg is működő szak, míg másutt nem BSc (NYME, SZTE). A környezettudomány szakot nem tekintetük BSc képzésnek, megkülönböztetés nélkül azonban önálló szakként jelöljük meg.

4. táblázat A magyarországi egyetemek nem jogi alapképzésében megjelenő környezetjogi tárgyak
 Table 4. Courses of environmental law in other-than-law BSc education of Hungarian universities

<i>Intézmény</i>	<i>Szak</i>	<i>Tantárgy</i>	<i>Tantárgy jellege</i>
BCE	Környezetgazdálkodási agrármérnök (BSc)	Környezetjog és az EU agrárpolitikája	K
	Kertészmérnök (BSc)	Környezetvédelmi jogi ismeretek	Szv
BMGE	Környezetmérnök*	Környezeti jog	K
DE	Környezetgazdálkodási agrármérnök (BSc)	Környezetpolitika és környezetjog	K
	Agrármérnök (kifutó)*	Gazdasági és környezeti jog és igazgatás	K
ELTE	Környezettan	Környezeti és gazdasági jog	K
	Környezettudományi (BSc)	Környezeti jog	K
ME	Környezetmérnök (BSc)*	Környezetjog	K
		Környezetjog	Szv
	Környezettan (MSc)	Jogi ismeretek	K
	Erdőmérnök (MSc)		K
	Környezetmérnök (BSc)	Környezeti szakigazgatási és jogi ismeretek	
	Okleveles környezet-tudományi szak		
	Vadgazda mérnök (BSc)		
Környezetgazdálkodási agrármérnök (BSc)	Környezeti jog	K	
PE	Környezettan (BSc)	Környezetjog	
	Környezetmérnök (BSc)	Környezetjogi ismeretek	
	Környezetmérnök (MSc)	Jogi ismeretek és környezetjog	K
	Környezetgazdálkodási agrármérnök (BSc)	Környezeti jog	
PTE	Környezetmérnök	Környezetjog védelmének fejlődése	K
	Környezettan (BSc)	Környezetvédelem jogi irányítása és szabályozása	
	Környezettudományi	Környezeti jogi igazgatás	
SZE	Környezetmérnök	Környezetjog és igazgatás	
SZTE	Környezetmérnöki (BSc)	Környezetjog, intézmények	K
	Környezetminősítő és környezeti kockázat-becslő	Környezetvédelmi jog és igazgatás - EU és lokális	K
	Környezettan (BSc)	Környezeti jogi alapismeretek	K
	Környezettudományi	Környezet és természetvédelmi jog	K
SZIE	Környezetgazdálkodási agrármérnöki (BSc)	Környezetpolitika és jog	K
	(ezen tárgyak nem voltak szakokhoz rendelve)	Környezetjog és intézményrendszere Környezetjog és környezetvédelmi szakigazgatás Gazdasági és környezetvédelmi jog	

* az említett tantárgy a szak környezeti szakirányán vehető fel.

(BCE = Budapesti Corvinus Egyetem; BME = Budapesti Műszaki és Gazdaság-tudományi Egyetem; DE = Debreceni Egyetem; ELTE = Eötvös Lóránt Tudományegyetem; ME = Miskolci Egyetem; NYME = Nyugat-Magyarországi Egyetem; PE = Pannon Egyetem; PTE = Pécsi Tudományegyetem; SZE = Széchenyi István Egyetem; SZTE = Szegedi Tudományegyetem; SZIE = Szent István Egyetem)

A felmérés során fény derült arra, hogy az egyetemek nem jogi és nem tanári képzésében csak azokon a szakokon – és ott sem mindenhol – jellemző a környezetjog oktatása, ahol az szervesen kapcsolódik a szak tárgyához. A 4. táblázatban összegezzük és felsoroljuk az egyes egyetemek azon szakjait, ahol oktatott tárgyként a környezetjog megjelenik. Az alábbi szakokon jelenik meg a környezetjog:

- Agrármérnöki (osztatlan képzési rendszer – kifutó)
- Kertészmérnök (BSc)
- Környezetgazdálkodási agrármérnök (BSc)
- Környezetmérnök (BSc + MSc)
- Környezettan (BSc)
- Környezettudományi

A Felsőoktatási felvételi tájékoztató 2007 megkülönböztet képzési területeket, többek között agrár, gazdasági, műszaki, természettudományos képzési területekre sorolja be az alapszakokat. Említett területeken összesen 19 olyan szakot számoltunk meg (a biomérnöktől a földtudományi alapszakig), ahol véleményünk szerint kötelező érvényű kellene, hogy legyen a környezetjog oktatása. Ezekből mindössze hat szakon van ilyen kurzus, ami alig egyharmados arányt jelent. Ha még azt is figyelembe vesszük, hogy az agrármérnöki szak kifutó képzés, a környezettudományi pedig nem jelenik meg a BSc szakok között, akkor a 19-ből csak 4 szak számít.

Érdekes megvizsgálni, hogy mely szakokon jelenik meg leggyakrabban a környezetjog, mint tantárgy? Az 5. táblázat mutatja sorrendben az alapképzési szakokat, annak megfelelően, hol a leggyakoribb a tantárgy előfordulása. Ezek alapján elmondható, hogy a környezetgazdálkodási agrármérnök és a környezettudományi szakon mindenhol, a környezetmérnöki és a környezettan szakokon pedig egy-egy kivétellel, majdnem mindenhol szerepel a tantervben a környezetjog! Ez nem azt jelenti, hogy a kimaradó egyetemeken – ahol ugyan van az említett szakoknak képzése, de nincs környezetjogi tárgy –, valóban nem kapnak ilyen témájú képzést a hallgatók. Például a környezetmérnöki képzés esetében a SZIE-en is kötelező a Jog és közigazgatási ismeretek c. kurzus, csak mivel a tárgy nevében nem szerepel a környezet, mint jelző, nem került be az adatbázisba. De előfordul, hogy a tantárgynak még a neve sem igazán utal arra, hogy környezetjogi témát is érint a kurzus, mégis szerepel a tematikában (pl. a Pannon Egyetem „Környezetfejlesztés” című tárgya).

Általánosan elmondható, hogy amely egyetemen működik a környezetjog oktatása, ott elsősorban az agrár (környezetgazdálkodási agrármérnök), a műszaki (környezetmérnök) és a természettudományos (környezettan) képzéseken valósul meg, de ott szinte kivétel nélkül. A cél azonban az lenne, hogy konkrétan a környezetjog legalább azokon a szakokon legyen kötelező tárgy, ahol a szak intenzíven kapcsolódik a környezeti témához. Az egyéb szakokon bevezetésre kerülhetne egy új tantárgy, amelyre az összegzésben javaslatot teszünk.

5. táblázat A környezetjogi tantárgy szakonkénti megoszlása
 Table 5. Distribution of environmental law courses in different BSc specializations

Szak	Mely egyetemi alapképzésen oktatják...	
	...a környezetjogot?	... a szakot összesen?
Környezetmérnök	7	8 (11)
Környezettan	5	6 (11)
Környezetgazdálkodási agrármérnök	5	5 (8)
Környezettudomány	3	3 (n.a.)
Agrármérnök	1	4 (4)
Kertészmérnök	1	4 (6)
Összesen	23	30 (40)

Zárójelben az a szám szerepel, ahány helyen oktatják az adott szakot az egyetemek és a főiskolák együtt.

A környezetjog megjelenése a magyarországi egyetemek szakképzési rendszerében

Megvizsgáltuk a szakirányú továbbképzési lehetőségeket a nem jogi képzések esetén is, csakúgy, mint a szakjogász-képzést is a jogászok ügyében. Az eredményt a 6. táblázat tartalmazza. A felvi.hu oldalait böngészve látható, hogy szinte minden egyetemen van lehetőség valamilyen továbbképzésre, az említett táblázatból pedig kiderül, hogy hol kapcsolódik a környezeti szakképzéshez környezetjogi oktatás.

Alábbi szakirányú továbbképzések esetén találtunk a képzési tematikában környezetjogi tárgyat:

- környezetvédelmi (4 helyen)
- környezetirányítási szakértő (2 helyen)
- környezetgazdálkodási (2 helyen)
- környezetvédelmi igazgatás
- környezeti menedzsment
- környezettechnológia
- növényvédelmi szakmérnök
- környezetvédő

Jellemzően meghatározzák az egyes egyetemek azt, hogy milyen diplomával vehető fel a szakirányú továbbképzés. Ezek alapján van olyan képzés, amelyet bármilyen felsőfokú diplomával (egyetemi vagy főiskolai) rendelkező felvehet (BCE), de van olyan is, amely specializált pl. mérnöki diplomához kötött (PE MK, SZIE YMÉK).

6. táblázat A környezetjogi tárgyak megjelenése a nem jogi szakirányú továbbképzésekben
 Table 6 Appearance of courses of environmental law in other-than-law postgraduate education

<i>Intézmény</i>	<i>Kar</i>	<i>Szakirányú továbbképzés neve</i>	<i>Tantárgy</i>	<i>Félévek száma</i>
Budapesti Corvinus Egyetem	Közigazgatás-tudományi Kar	Környezetvédelmi igazgatás	Környezetvédelmi igazgatás és jog	4
	Közgazdaságtudományi Kar	Környezeti menedzsment	Környezeti jog	4
Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem	Gazdaság- és Társadalom-tudományi Kar	Környezetirányítási szakértő	Környezeti jog	4
	Vegyésmérnöki és Biomérnöki Kar	Környezetvédelmi	(külön a szakterületek jogai)	4
Debreceni Egyetem	Mezőgazdaságtudományi Kar	Környezettechnológiai	Környezetjog és igazgatás	4
	Mezőgazdaságtudományi Kar	Növényvédelmi szakmérnök	Hazai és nemzetközi környezetjog	4
Miskolci Egyetem	Műszaki Agrártudományi Kar	Környezetvédelmi	Környezetvédelem szervezete, jogszabályai	4+1
Pannon Egyetem	Mérnöki Kar	Környezetirányítási szakértő	Magyarországi és EU-s környezetjog és intézményrendszer	4
		Környezetvédelmi	Jog a környezetvédelemben	4
Szegedi Tudományegyetem	Természet-tudományi Kar	Környezetvédő	Környezet és természetvédelmi jog	4
Szent István Egyetem	Gépészmérnöki Kar	Környezetvédelmi	-----	4
	Mezőgazdaság- és Környezet-tudományi Kar	Mezőgazdasági környezetgazdálkodási	Környezetgazdálkodás társadalmi, szervezeti és jogi kérdései	4
	Ybl Miklós Építés-tudományi Kar	Környezetgazdálkodási	Környezetjogi kérdések	5

A környezetjog oktatásának szempontjából fontos, hogy a szakirányú továbbképzéseken a tematikákban többnyire csak kötelező tárgyak szerepelnek, tehát a környezetjog is kötelező a 6. táblázat képzéseiben résztvevőnek. Továbbá igaz az is, hogy akik a képzési rendszer leginkább specializált szintjére jelentkeznek, nem biztos, hogy átfogó szemléletű környezetjogi kurzust kapnak, hanem adott esetben valamely szakterület jogszabályaihoz kapcsolódó tárgyat hallgatnak – pl. vizes szakirányon a Vízgazdálkodási törvény, a hulladékos vonalon pedig a Hulladékgazdálkodási törvény szabályrendszere lesz a hangsúlyos.

Magától értetődőnek tűnik, hogy a szakképzések esetében a környezetjogot csak azokon a szakirányú képzéseken oktassák, ahol azt a szakképzés irányultsága megkívánja. A jogi és természettudományos alaptudás pedig elvárható a korábbi képzésekből. A szemléletformálásnak nem a leginkább specializált oktatási területen kell megvalósulnia. A kötelezőség pedig ezen a szinten a legkevésbé értelmezhető, hiszen már a közép- és felsőfokú képzés is fakultatív jellegű, a szakirányú továbbképzésekre pedig még inkább igaz ez.

Következtetések

A fenntartható társadalom eszméjének megvalósulásához szükséges a bioszféra fejlődőképességének megőrzése éppúgy, mint a megfelelő gazdasági ellenőrzés és szabályozás, valamint a társadalom önszabályozása is. A szükséges mértékű biodiverzitás fenntartásához szükséges a felelős közép-hosszútávú, rendszerszemléletű gondolkodás a társadalom és az egyén részéről. Környezetünk dinamikus stabilitását elősegítendően meg kell tudni akadályozni az egyéni, vagy társadalmi érdekek túlkapasait. Mindehhez elengedhetetlen a „természet- és környezetvédelem jogi és gazdasági eszközökkel történő megvalósítása, valamint a társadalom etikai, magatartásbeli normáinak elterjesztése az oktatás és nevelés valamennyi területén keresztül” A felelős döntéshozatalhoz komoly tudásra van szükség, amely megfelelő szemléletű oktatási rendszerben elsajátítható.

Különösen fontos a környezetet érintő tevékenységek kötelezően kikényszeríthető normáit definiáló környezeti jog adekvát kialakítása (jogalkotás) és implementációja (jogalkalmazás), valamint ezeknek a normáknak széleskörű, – de legalább a környezet-használatokkal hivatásszerűen foglalkozókra kiterjedő – alapos ismerete. Ennek feltétele a jogász hallgatók környezeti oktatásának megfelelő színvonala, illetve a különböző környezeti szakok kurrikulumban a környezeti jog megjelenése. Vizsgálatunk arra terjedt ki, hogy a 2007/2008-as tanévre vonatkozóan a hazai felsőoktatási intézményekben hogyan jelentek meg az ehhez szükséges tárgyak.

A kutatás során megállapítottuk, hogy a környezetjog jelen van a hazai felsőoktatásban, és ezen belül a jogászképzésben, de nagyon változatos a hangsúlya és az oktatás intenzitása, az egyes egyetemeken végzett jogászok különböző mértékben lehetnek birtokában a környezetjogi ismereteknek. A jogi karokon felvehető kiegészítő tárgyak témája ugyancsak igen sokszínű, teljesen eltérő tudással végezhetnek még az azonos terület iránt érdeklődő, és környezeti tárgyakat felvevő hallgatók is. Ez abból a szempontból jelenthet problémát, hogy a munkáltatók nem számíthatnak többé-kevésbé biztosan a környezetjog készségszintű ismeretére a végzett hallgatók esetében, a környezeti jog területén ráadásul még az egyre szélesebb körben figyelembe vett intézményi rangsorok sem irányadóak. Mint láttuk, az ilyen rangsorok szinte mindegyikében az élmezőnyben végzett, és általában szakmailag a legerősebbnek tekintett ELTE ÁJK a környezeti jog oktatását illetően inkább az intézmények közép- vagy alsó-középmezőnyében foglal helyet, az onnan kikerülő diákok környezeti jogi ismeretei tehát kevésbé mélyek lehetnek, mint egyes, más szempontból hátrébb rangsorolt egyetemek végzőseinél.

Bár időbeli vizsgálatokat nem végeztünk, a jelenlegi adatokból az látszik, hogy sajnos nem egyértelműen a környezetjog oktatásának erősödése a tendencia (pl. a Debreceni Egyetemen kreditmentessé váló tárgyak, vagy a kifutó agrármérnöki és környezet-tudományi szakok). Úgy véljük, hogy mindenképpen az ezzel ellentétes folyamatoknak

kellene dominálniuk, és mind a jogászképzés keretében a környezeti tárgyak oktatásának, mind a nem jogászok körében a környezeti jog átadásának erősödnie kell, figyelembe véve a környezeti kérdések iránti egyre növekvő nemzetközi figyelmet.

Ugyancsak feltűnő jelenség, hogy az oktatás során – legalábbis ami jogászképzést illeti – az elméleti képzésen van a hangsúly, gyakorlatok csak kevés helyen kötődnek a tárgyhöz, pedig ez rendkívül fontos volna. A felsőoktatás tömegesedése az elmúlt másfél évtizedben egyébként is a könnyebben megszervezhető, kevesebb oktatóval leadható elméleti órák, előadások térnyerését hozta magával a szemináriumok, gyakorlatok rovására. A környezetjog oktatása véleményünk szerint csak akkor válhat sikeressé, ha az elméleti képzés mellett lehetőség nyílik a hallgatók számára, hogy konkrét ügyek, tapasztalatok, helyi konfliktusok megismerése révén beleláthassanak a környezetjog gyakorlati problémáiba is.

Javaslatok, illetve a továbblépés lehetséges irányai

A fentebb említett a problémák orvoslására a következőket látjuk kívánatosnak. Az intézményi autonómia szem előtt tartása mellett érdemes lehet a harmonizáció irányába vinni az egyes egyetemek környezeti képzését. Különösen fontos ez a jogi karok környezetjogi képzése tekintetében, az egyes egyetemeken végzett joghallgatók környezetjogi ismereteit illetően kívánatosnak tartjuk az ismeretek konvergenciáját. Ezzel párhuzamosan a környezeti oktatás általános megerősítését is előnyösnek tartanánk. A jogi karok esetében részben a szabadon választható, és kiegészítő (nem jogi) környezeti tárgyak választékának bővítésével, részben pedig az európai és nemzetközi környezetjog intenzívebb megjelenítésével az oktatásban – ami nemzetközi viszonylatban is erősíthetné a magyar joghallgatók esélyeit a munkaerőpiacon. Szükségesnek látjuk a gyakorlati tárgyak oktatásban való határozottabb megjelenítését, speciális kollégiumok, vagy a (környezetjogi) főtárgyhoz kötődő szeminárium, gyakorlat keretében.

Ugyancsak felvetődik egy általános, komplex, jogi és nem jogi szakokon egyaránt oktatott környezeti tárgy bevezetésének szükségessége, ami összehangolja a különböző szakok hallgatóinak környezeti ismereteit – meghagyva természetesen a lehetőséget arra, hogy az adott szak speciális igényeinek megfelelően az alapismereteket különböző sajátos területekkel egészítsék ki az egyes intézmények. Ez a tantárgy az alapozó tárgyakkal egy sorban – tehát a tudásanyag alappilléreként – jelenhet meg. Tematikája több oldalról közelítené meg globalizálódó világunk jelenlegi gazdasági-társadalmi-természeti problémáit, magyarázattal és megoldási lehetőségekkel gazdagítva tudásunkat annak érdekében, hogy alapvető összefüggésekkel, jogokkal, fogalmakkal tisztába kerüljenek a hallgatók, és felismerjék saját felelősségüket és cselekedeteik jelentőségét a környezeti krízis megoldásában. A gondolat egy ilyen tantárgyról nem új keletű, de egyre inkább sürgető a megvalósítása. Jól tudjuk, hogy az alulról jövő kezdeményezések lehetnek igazán hatékonyak, ezért a paradigmaváltás során az egyének szemlélete, az egyének alkalmazkodó készsége döntő fontosságú lehet.

Egy ilyen komplex, innovatív tárgy a fogalmi tisztázásoktól kiindulva (rendszer-szemlélet, a bioszféra alapvető működése, a fenntartható fejlődés fogalma, stb.) rámutatna a jelenlegi problémák kialakulásának okaira, közelebb hoz a megtapasztaláshoz,

felhívja a figyelmet, hogy globális érdek a megoldások keresése és megvalósítása, ugyanis alapvető gond, hogy nem érezzük magunkénak a válság tüneteit, a kollektív tapasztalat hiányzik. Ugyanígy rávilágíthat bizonyos jogainkra, amelyeket gyakran úgy sértenek meg, hogy mi nem is tudunk róla, mert nem tudjuk, hogy van ilyen. Az alapvető emberi és állampolgári jogokon túl elsősorban a környezeti jogok megismertetését tartalmazza, annak érdekében, hogy aktív, a döntéshozatalba bekapcsolódni kész és képes végzősök kerüljenek ki az egyetemekről, akik hajlandók az aktív állampolgárság, a demokratikus eszmék megvalósítására környezeti és más ügyekben egyaránt. Része lehet egy ilyen tárgynak a környezetetikai és morális civilizációs kérdések felvetése.

A következtetések levonása után fel kell vázolni az egyéni megoldási lehetőségeket és a cselekvési lehetőségeket. El kell érni, hogy minden állampolgár magáénak és szívügyének tekintse környezetének védelmét és önként, belső indíttatásból, ne pedig kényszer befolyása alatt cselekedjen. A komplex szemléletben való gondolkodást nem lehet tanítani – hosszú évek gyűjtögető munkájának és kellő mértékű nyitottságnak az eredményeképp alakulhat ki bennünk. Azonban ha a kezdeti, alapozó lépéseket sem tesszük meg, semmi esélyünk egészében látni a világ helyzetét.

Irodalom

Felsőoktatási felvételi tájékoztató 2007.

HAJNAL K. 2006: A fenntartható fejlődés elméleti kérdései és alkalmazása a településfejlesztésben, Doktori disszertáció kézirat

VÁSÁRHELYI T., VICTOR A. (szerk.) 2003: Nemzeti Környezeti Nevelési Stratégia. Magyar Környezeti Nevelési Egyesület, Budapest

<http://www.law.klte.hu/jati>

<http://www.okm.gov.hu/main.php?folderID=638&articleID=4265&ctag=articlelist&iid=1>

THE ATTITUDE/SITUATION OF THE ENVIRONMENTAL LAW ON THE HUNGARIAN UNIVERSITIES

Olga CSAPÓ¹, Benedek JÁVOR²

¹University of Pécs, Faculty of Sciences, Doctoral School of Earth Sciences
H-7624 Pécs, 6 Ifjúság Str. E-mail: csapo.olga@gmail.com

²Pázmány Péter Catholic University, Faculty of Law and Political Sciences,
Department of Environmental and Economic Law
H-1088 Budapest, 28 Szentkirályi Str. E-mail: bjavor@jak.ppke.hu

Keywords: higher education, environmental law, environmental awareness, sustainable development

By examining the training of different Hungarian universities, we get to know how important environmental awareness is in their education. At some universities the teaching of environmental law is very intensive while at others it is not an important subject. It would be favourable to widen the knowledge of environmental issues in case of law students and to provide a good basis in law for students of different (other) sciences. It is advisable to bridge the gap between the two different study areas by developing, introducing and putting into practice a new, complex and interdisciplinary subject. It is necessary to achieve nature and environmental protection by both legislative and economic means, in every spheres of education.