

MTA doktori értekezés tézisei

**A biológiai sokféleség keletkezése,
veszélyeztető tényezői, helyreállítása és
monitorozása**

**Evolúciós és konzervációökológiai kutatások a
biodiverzitás különböző szintjein**

Dr. Lengyel Szabolcs
MTA Ökológiai Kutatóközpont

Debrecen
2012

1. BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉSEK

Korunk egyik legnagyobb környezeti problémája a biológiai sokféleség rendkívül felgyorsult fogyatkozása. A „biodiverzitás-krízis” (Soulé 1986) felismerése vezetett a konzervációbiológia tudományának kialakulásához, mely több természet- és társadalomtudomány megközelítéseit és eredményeit szintetizálja a Föld biológiai sokféleségének megőrzése érdekében (Groom et al. 2006). A tudományterület gyors fejlődése ellenére a sokféleség keletkezéséről, helyreállítási lehetőségeiről és optimális monitorozásáról még viszonylag keveset tudunk. Különösen igaz ez a diverzitás nagyobb időskálán (evolúciós-történeti) és térbeli léptéken (globális, regionális, táji szinten) működő folyamataival kapcsolatban.

A konzervációbiológia eredményeinek gyakorlatba átültetése nem csak hazánkban, hanem világszerte akadozik (Sutherland et al. 2004). Égetően szükséges ezért olyan természetvédelmi beavatkozások végzése, melyek tudományos bizonyítékokon alapulnak és dokumentált (publikált) információkat eredményeznek a beavatkozások hatékonyságáról, mely hozzájárulhat a bizonyíték-alapú természetvédelem ('evidence-based conservation', Pullin and Knight 2001, Sutherland et al. 2004) elterjedéséhez. A jelen értekezés megpróbálja átívelni az elmélet és a gyakorlat közötti hiátust mindkét terület számára érdekes módszerek és eredmények összefoglalásával, valamint példával szolgál az evolúciós, ökológiai és konzervációs ismeretek egységes szemléletű kutatásának fontosságára.

A „biodiverzitás” több szerveződési szinten és térbeli-időbeli léptéken értelmezhető fogalom. Az értekezésben

bemutatott kutatások a biodiverzitás genetikai/populációs, faji és élőhelyi/közösségi szintjeit érintik és három térbeli/időbeli léptéket (globális - évmilliók, kontinentális - néhány tízezer év, táji - évek, évtizedek) ölelnek fel. Az értekezésben tizenkét vizsgálat tizenhárom közleményben megjelent eredményei szerepelnek, melyek a biodiverzitási szintek és vizsgálati léptékek keresztmetszetében végzett változatos evolúciós és konzervációökológiai vizsgálatokat mutatnak be (**1. táblázat**).

1. táblázat. Az értekezésben bemutatott vizsgálatok (számozva) a biodiverzitás szintje és a térbeli/időbeli lépték szerint.

	<i>Térbeli/időbeli lépték</i>		
<i>Biodiverzitás szintje</i>	Globális/ évmilliók	Kontinentális/ tízezer évek	Táji / évtizedek
Genetikai/populációs	–	3.	4-5.
Faji	1-2.	–	7-8.
Élőhelyi/közösségi	–	11-12.	6., 9-10.

Az értekezés 1. részében egy növények és hangyák között kialakult magterjesztési mutualizmus példáján mutatom be, hogy milyen evolúciós és ökológiai tényezők hozhatóak kapcsolatba a faji szintű biodiverzitás globális mintázatainak kialakulásával evolúciós (több millió éves) időskálán (1. és 2. Vizsgálatok). Egy kisebb, kontinentális léptékű esettanulmányban a biodiverzitás legalacsonyabb szintjén, a genetikai sokféleségben fellelhető mintázatokat vizsgálom a kisebb (néhány tízezer éves) időléptéken zajló evolúciós folyamatok értelmezése céljából a tiszavirág példáján (3. Vizsgálat).

Az értekezés 2. részében két esettanulmányban mesterséges élőhelyek illetve létesítmények negatív szerepét

vizsgálom két természetvédelmi szempontból fontos faj, a gulipán élőhelyválasztásában illetve a tiszavirág diszperziós mozgásában és szaporodásában, melyek a populációk fogyatkozásának majd eltűnésének közvetlen mechanizmusai lehetnek (4. és 5. Vizsgálatok).

Az értekezés 3. részében a táji szintű biológiai sokféleség védelmében végzett, egyedülálló térbeli léptékű beavatkozásainkat és azok legfontosabb korai eredményeit mutatom be annak alátámasztására, hogy megfelelő ismeretekkel felszerelve lehetséges a sokféleség védelme az egyes fajok szintjén felül, a közösségek és élőhelyek szintjén is (virágos növények, ízeltlábúak, gerincesek; 6-10. Vizsgálatok).

Az értekezés 4. részében végül az élőhelyi szintű biodiverzitás-monitorozás jelenlegi európai gyakorlatának tudományos megalapozottságát tekintem át és értékelem abból a szempontból, hogy a jelenlegi elaprózott programok hogyan integrálhatóak annak érdekében, hogy a nagyobb, kontinentális léptékű biodiverzitási mintázatok időbeli változásait (trendjeit) a tudományos elvárásoknak és a politikai igényeknek egyaránt megfelelő módon vizsgálhassuk (11-12. Vizsgálatok).

2. MÓDSZEREK

A változatos vizsgálati témákhoz változatos kutatási módszerek kapcsolódnak, melyek röviden a következők:

Az 1. Vizsgálatban a zárvatermő növények (Angiospermatophyta) egyik kevésbé ismert, a hangyák által végzett magterjesztési módjának (myrmecochoria) taxonómiai, filogenetikai és biogeográfiai elterjedését tekintettük át 200 szakcikk, monográfia, kézikönyv és online adatbázis alapján. Azonosítottuk a myrmecochoria független evolúciós eredeteit és adatokat gyűjtöttünk a leszármazási ágak fajgazdagságáról és elterjedéséről.

A 2. Vizsgálatban azonosítottuk a myrmecochoriás ágak filogenetikai testvér-csoportjait és adatokat gyűjtöttünk róluk (fajgazdagság, terjesztési mód, elterjedés). A diverzifikációs rátát a $D = \log X - \log Y$ fajszám-kontrasztal jellemeztük, ahol X a myrmecochoriás ág, Y a testvércsoport fajszáma volt. Elemeztük a kontraszt előjelét, nullától való eltérését, valamint vizsgáltuk az ősi terjesztési mód és az elterjedési típus hatását.

A 3. Vizsgálatban 262 terepen gyűjtött tiszavirág-lárva (Rába, Tisza) és 37 múzeumi példány (Rajna) szekvenciáit elemeztük. A DNS-t a vízi rovarokra kifejlesztett protokollok alapján vontuk ki és amplifikáltuk. A szekvenciák alapján haplotípus- és nukleotid-diverzitást számoltunk, és F_{ST} értékeket számítottunk. A variancia szintjeit AMOVA-val, a migrációt a MIGRATE szoftverrel, a migráció időpontját pedig az Isolation with Migration elemzéssel vizsgáltuk.

A 4. Vizsgálatban a gulipán szaporodási sikerét a Kiskunság természetes élőhelyeken (szikes tavak) és mesterséges élőhelyeken (halastó, szennyvízülepítő,

tőrekonstrukció) mértem 848 fészek és mintegy 800, színes gyűrűkkel egyedileg jelölt fióka nyomon követésével.

Az 5. Vizsgálatban a tiszavirág rajzását a Kisar és Tivadar közötti hídnál video- és fényképfelvételekkel dokumentáltuk. A vízfelszín és a híd fénymintázatainak elemzésére polarimetriás felvételeket készítettünk (Horváth and Varjú 2004). Az egyedek energiatartalmát kalorimetriával becsültük. A híd felett és alatt uszadékhálóval gyűjtöttük a levedlett lárvabőröket és meghatároztuk azok ivarát.

A 6-10. Vizsgálatok helyszíne a Hortobágyi Nemzeti Park „Egyek-Pusztaköcsi Mocsarak” tájegysége volt (4000 hektár). Hazánk egyik legrégebben indult és legnagyobb területű élőhely-restaurációs programjának első fázisa (1976-1997) a mocsarak vízpótlását oldotta meg. A második fázis (2004-2009) a gyepek rekonstrukcióját és a rehabilitált mocsarak további természetvédelmi kezelését célozta.

A 6. Vizsgálat a második fázis stratégiai tervezését és megvalósítását ismerteti, különös tekintettel az Európában egyedülálló léptékű gyeprekonstrukcióra. A monitorozás során nyomon követtük a növényzet és az állatvilág fontos csoportjainak változásait. Minden kb. 25 ha gyepesített területen véletlenszerűen egy mintavételi helyet, azon belül két 5x5 m területű négyzetet ($n = 75$), ezeken belül pedig négy db 1x1 m-es állandó kvadrátot jelöltünk ki ($n = 300$) a felmérésekre. A mintavételi helyeken fitocönológiai felmérést, azok környékén ízeltlábú-mintavételt, madár-számlálást illetve kisemlős élvefogó csapdázást végeztünk.

A 7. Vizsgálatban a gyeprekonstrukció sikerességét potenciálisan befolyásoló tényezők (utolsó termény, magkeverék, évek száma a rekonstrukció óta, célgyepepektől

távolság) hatását mértük fel a virágos növények fajsámára, diverzitására és borítására.

A 8. Vizsgálatban tíz volt lucerna-szántón végzett gyepesítésen végzett fitocönológiai felmérés adatai alapján követtük a vegetáció változását és hasonlítottuk össze a rekonstrukciót és a spontán regenerálódást.

A 9. Vizsgálatban négy ízeltlábú (egyenesszárnyú, vadméh, futóbogár, pók) és három gerinces csoport (kételtű, madár, kisemlős) változásait követtük nyomon. Az egyenesszárnyúakat és pókokat standard fűhálózással, a vadméheket sárga tálcasapdákka, a futóbogarakat és talajlakó pókokat Barber-féle talajcsapdákka mértük fel. A kételtűeket a talajcsapdák alapján, a madarakat pontszámlálással, a kisemlősöket standard élvefogó csapdázással vizsgáltuk.

A 10. Vizsgálatban négy ízeltlábú csoportot (egyenesszárnyúak, pókok, futóbogarak, poloskák) mértünk fel szántókon, egyéves, kétéves gyepesítéseken és természetes gyepéken a fenti módszerekka (a poloskákat a fűhálózással gyűjtöttük). Az elemzésben a fajsám mellett az egyes fajok élőhelyi affinitását jellemző indexeket használtunk.

A 11. és 12. Vizsgálatban az európai élőhely-monitorozó programokról az EU FP6-os „EuMon” projekt keretében 2006-ban kérdőíves felméréssel gyűjtött információkat használtuk. A kérdőívet (8 alapkérdés, 35 specifikus kérdés), összesen 1600 egyéni címre és levelezőlistára küldtük ki monitorozó programok koordinátorainak, minisztériumoknak és civil szervezeteknek. A válaszokból online adatbázist képeztünk. Összesen 150 élőhely-monitorozó-program adatait használtuk. A 12. Vizsgálatban a koordinátorok által bevitt információkat további adatokkal egészítettük ki.

3. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK

3.1. A MYRMECOCHORIA ELTERJEDTSÉGE

Összesen 77 zárvatermő család 334 genusában mutattuk ki a myrmecochoriát. A fajok számát 11 500-ra becsültük (összes faj 4.5%-a), míg a független evolúciós eredetek száma 101 volt. Ha nem csak a jól dokumentált, hanem minden információt figyelembe veszünk, a fajok száma 23 000 (9%), míg a független evolúciós eredetek száma 147. Eredményeink szerint a myrmecochoria sokkal elterjedtebb, mint azt korábban vélték (kb. 3000 faj).

A myrmecochoria különösen gyakori (>3 evolúciós eredet) az Asteraceae, Euphorbiaceae, Fabaceae, Ranunculaceae, Hyacinthaceae és Lamiaceae családokban. Huszonkét további családban egynél több, 45 további családban pedig egy eredetet találtunk.

A myrmecochoriás családok a zárvatermők törzsfáján egyenletesen oszlottak el, azaz a myrmecochoria jelen van számos, egymástól távoli leszármazási ágban is. A legtöbb myrmecochoriás család viszonylag fiatal, 70-80 millió éves.

A myrmecochoria fő biogeográfiai centrumai Ausztrália (29 eredet, 78 genus) és a holarktikus régió (Palearktis és Nearktisz együtt, 48/86). Kis területéhez képest ugyancsak jelentős centrum a Fokvárosi Flóratartomány (Dél-Afrika, 16/34) is. Kevés eredetet találtunk a trópusi régiókban.

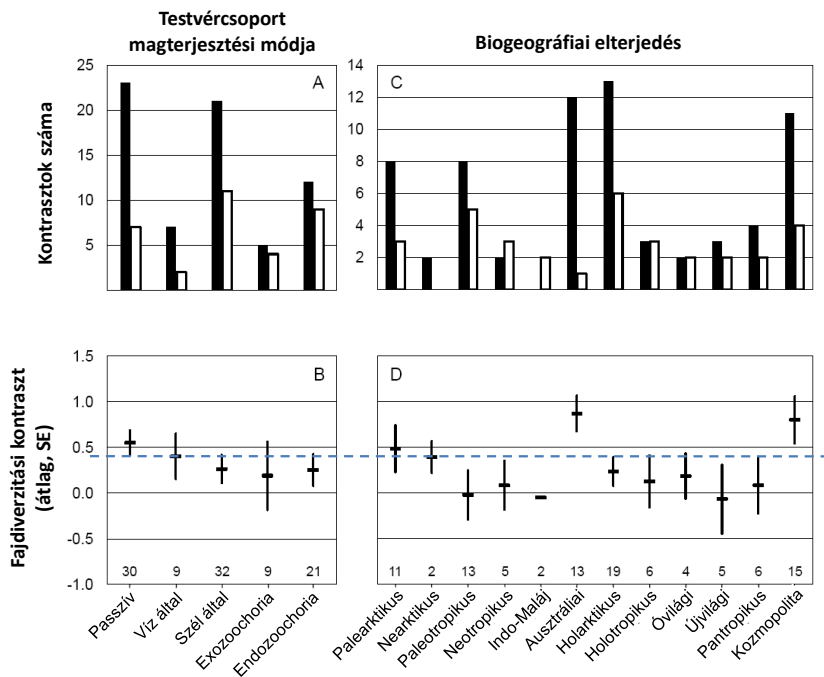
A myrmecochoria a konvergens evolúció egyik legszebb példája a biológiában: a hangyák és növények mutualizmusa akár közel 150-szer is kialakulhatott az evolúció során. A myrmecochoria konzisztens és sajátos szelekciós előnyökkel járhat, mivel a magvak a talajba kerülve magasabb túlélési esélyekkel és tápanyaggazdag mikro-helyekre jutva magasabb

csírázási sikerrel rendelkeznek (Beattie 1985, Gorb and Gorb 2003, Giladi 2006). Az elaioszómák fiziológiai költségei ugyanakkor valószínűleg jóval alacsonyabbak, mint a más, állati terjesztéshez kapcsolódó „jutalmak” (pl. húsos gyümölcsök, bogyók stb.) hasonló költségei.

3.2. A MYRMECOCHORIA DIVERZIFIKÁCIÓS ELŐNYEI

A myrmecochoriás ág 101 esetből 68-szor fajgazdagabb volt, mint a nem-myrmecochoriás ág, mely eltért a véletlenszerű aránytól (előjelteszt, $p = 0.0006$). A fajdiverzitási kontraszt átlaga 0.35 ± 0.83 (S.D.) volt, ami különbözött a null-hipotézis alapján várt 0 értéktől ($t_{97} = 4,258$, $p < 0.0001$) és azt mutatta, hogy a myrmecochoriás ágban átlagosan több mint kétszer annyi faj volt, mint a testvér-ágban ($10^{0,35} \approx 2.24$).

A magasabb diverzifikációs ráta a myrmecochoriás ágban nem függött attól, hogy milyen ősi magterjesztési módból alakult ki és nem különbözött szignifikáns mértékben a biogeográfiai elterjedési típusok között (1. ábra, előjel: logisztikus regresszió, $F_{4,85} = 0.751$, $p = 0.560$; érték: GLMM, $F_{4,85} = 0.756$, $p = 0.557$, random faktor n.s.). A 12 biogeográfiai típusból kilenc esetén a myrmecochoriás ág volt fajgazdagabb, a legnagyobb különbség az ausztráliai és palearktikus csoportoknál esetén volt (1. ábra).



1. ábra. Fajdiverzitási kontrasztok száma és átlaga az ősi magterjesztési mód (A, B) és a biogeográfiai típus (C, D) szerint. Sötét oszlopok: több faj a myrmecochoriás ágban, világos oszlopok: több faj a testvér-ágban. Szaggatott vonal: globális átlag. Mintaszámok (kontrasztok száma) az X tengely felett.

Vizsgálatunk elsőként bizonyította, hogy egy egymástól független leszármazási ágakban konvergens evolúcióval megjelenő kulcs-újítás (az elaioszóma) gyorsabb diverzifikációhoz vezethet a zárvatermőkben. Ez kétféleképpen történhet. Egyrészt, a myrmecochoria túlélési és csírázási szelekciós előnyei magasabb átlagos rátermettséghez, így alacsonyabb kihalási rátához vezethetnek. Másrészt, a rövid távú magterjesztés (világ-átlag: 1 m, Gomez and

Espadaler 1998) miatt a génáramlás lecsökken, mely szubpopulációk kialakulását is okozhatja. A myrmecochoriás fajokban akár néhány méteres léptéken is jelentős genetikai különbségek lehetnek (Kalisz et al. 2001, Zhou et al. 2007), mely hosszabb távon magasabb fajkeletkezési rátára ad lehetőséget. Az alacsonyabb kihalási és magasabb fajkeletkezési ráta pedig okozhatja a myrmecochoriás növények általunk kimutatott diverzifikációs előnyét. A myrmecochoria mint evolúciós kulcs-újítás globálisan is jelentős, regionálisan pedig nagyon fontos hatással volt és van a zárwatermők biológiai sokféleségének alakulására.

3.3. A TISZAVIRÁG GENETIKAI SOKFÉLESÉGE

Mind a tiszai állományokban, mind pedig a rábai populációban váratlanul magas genetikai diverzitást találtunk. A 245 egyedben 87 haplotípust azonosítottunk, mely nagy része csak a Tiszában (77-ből 76) ill. a Rábában (10-ből 9) volt meg. A haplotípusok közül három széles körben elterjedt, az egyedek 57%-ában jelen volt, a számos többi szatellit-haplotípus egy vagy néhány egyedben fordult elő. A három gyakori haplotípusból kettő csak a Tisza vízgyűjtőjén került elő.

A genetikai differenciálódás szignifikáns volt a Rába ($n = 17$ egyed) és a Tisza összevont állományai ($n = 228$) között ($F_{ST} = 0.353$, $p < 0.05$; populáció-differenciálódási egzakt teszt [ETPD], $p < 0.05$). Ugyancsak szignifikáns különbség volt a Rába és minden egyes tiszai állomány között (ETPD, $p < 0.05$). A tiszai állományokon között a Bodrog állományát leszámítva nem találtunk jelentős differenciálódást. A három tiszai régió (Felső-, Közép-, Alsó-Tisza) között ugyancsak kis különbség volt (1.11%, $F_{CT} = 0.011$, $p = 0.163$).

Jelentős genetikai különbségek voltak a történelmi (kipusztult) rajnai és az összevont tiszai populáció között ($F_{ST} = 0.57$, $p < 0.001$) valamint a Rába és a Tisza állományai között ($F_{ST} = 0.68$, $p < 0.001$), de – érdekes módon – nem volt különbség a Rába jelenkori és a Rajna történelmi állományai között ($F_{ST} = 0.02$, $p < 0.61$). További elemzések szerint a Tiszából a Rábába történő génáramlás volt a legvalószínűbb, ám ez a génáramlás a múltban (néhány tízezer éve) történt és jelenkori genetikai kapcsolat nincs a Rába és a Tisza állományai között.

A tiszai tiszavirágok váratlanul magas genetikai variabilitása azzal magyarázható, hogy a jelenlegi beszűkült elterjedési terület egybeeshet a faj jégkorszaki refúgium-területével. A tiszai és rábai állományok jelentős különbségei alapján a két populáció legalább az utolsó eljegesedés (kb. 20 ezer éve) óta nincs genetikai kapcsolatban. Ha ez igaz, akkor az utolsó eljegesedés idején kellett lennie egy második refúgium-területnek is, valószínűleg a Duna vízrendszerének középső részén.

Meglepő, hogy a kihalt rajnai populáció szignifikánsan eltért a tiszai, de nem a rábai populációtól. Ez arra utal, hogy az északnyugat-európai folyók jégkorszak utáni újraterelődése a Rába-Duna refúgiumból történhetett, azaz a rábai állomány a kihalt nyugati populáció utolsó képviselője lehet, tehát védelme rendkívül fontos. Ezen eredmények alapján a tiszavirág jelenleg is folyó németországi visszaterelődését nem a tiszai, hanem a rábai populáció egyedeivel kellene végezni, amennyiben a kis rábai populáció egyedszáma ezt lehetővé teszi.

3.4. A GULIPÁN SZAPORODÁSI SIKERE TERMÉSZETES ÉS MESTERSÉGES ÉLŐHELYEKEN

A gulipánok előnyben részesítették a mesterséges élőhelyeket a fészkelés során, ahol a telepek átlagosan 20 nappal hamarabb indultak, mint a természetes élőhelyeken. A fészkek mintegy fele elpusztult. A fészkek kelési aránya magasabb volt a mesterséges élőhelyeken (fészkek 53%-a sikeres), mint a természetes élőhelyeken (27%).

A kelés után a párok a szikes tavak táplálékgazdag területeire vezették fiókáikat. A mesterséges élőhelyekről a párok kétharmada elvezette fiókáit a természetes élőhelyek felé, ám ellenkező irányban nem tapasztaltam mozgást. A mesterséges élőhelyeket elhagyó családok fiókái magas arányban pusztultak a fizikai akadályok és a predáció miatt, míg a természetes élőhelyeken a fiókák mortalitása jóval kisebb volt. A kirepülési arány mindössze 23% volt az elhagyó családokban ($n = 79$), 43% a mesterséges élőhelyeken maradó családokban ($n = 47$) és 68% a természetes élőhelyeken maradó családokban, mely arányok szignifikánsan különböztek ($G_2 = 31.17$, $p = 0.001$).

Az élőhelyek közötti különbségek ellentétesen alakultak a szaporodási időszak két részében: a mesterséges élőhelyek jobb feltételeket kínáltak a fészkelésre, míg a természetes élőhelyek jobban megfeleltek a fiókanevelésre. Mivel a kirepülési siker alacsonyabb (31%), mint a kelési siker (50%), az összesített költési sikerre a kirepülési siker nagyobb hatással van. Mindezek alapján a mesterséges élőhelyek ökológiai csapdák (Dwernychuk and Murphy 1972) lehetnek a gulipánok és más partimadarak számára. A mesterséges élőhelyek ezen szerepe miatt a konzervációs beavatkozásokat

a természetes élőhelyek védelmére kell koncentrálni vagy a rekonstrukciót a természetes élőhelyek szomszédságában kell elvégezni.

3.5. A HIDAK SZEREPE A TISZAVIRÁG RAJZÁSÁBAN

A kompenzációs repülésben részt vevő tiszavirág-nőstények nagy része a híd fizikai érintése nélkül visszafordult, míg elenyésző része a vízfelszínhez közel vagy magasan afölött átrepült a hídon. A percenként rögzített fényképeken számolt nőstények ($n = 10\,449$) 86%-a a híd folyásirány szerinti alsó oldalán tartózkodott, azaz jelentős részük nem tudta leküzdeni a híd által jelentett akadályt.

A polarimetriás felvételek tanúsága szerint az égbolt vagy a Nap fényét visszaverő vízfelületek vízszintesen és enyhén ($30\% < d < 50\%$) polarizáltak voltak, melyet a tiszavirágok vízfelületként azonosítanak. A híd szürke tömege polarizálatlan fényt vert vissza, mely megbontotta ezt a polarizációs csatornát. A nőstények furcsa viselkedésének fő oka az lehet, hogy a hídnál elvesztették az addig követett polarizációs jelet.

A hídnál a nőstények energiatartalma átlagosan 68%-a volt a híd alatt 1 km-re gyűjtött nőstények energiatartalmának, habár a két csoport nem különbözött sem testméretben, sem tojásmennyiségben. Ezen eredmények szerint a nőstények energetikailag kimerült állapotban voltak a hídnál.

Az uszadékhálóval gyűjtött 17 637 egyed adatai alapján az ivararány szignifikánsan eltért az 1:1 arányú megoszlástól a híd alatti szakaszon (7398 nőstény, 3591 hím; $\chi^2 = 679.157$, $p < 0.0001$), míg a híd feletti szakaszon nem. A nőstények

aránya a híd alatt átlagosan 64%, azaz az ivararány-eltolódás közel 2:1 arányú volt.

Eredményeink szerint a híd optikai barriert jelent a rajzó tiszavirág-nőstények többségének. A híd valószínűleg szelektív barrier az energiaigényes párzásban résztvevő (ivarosan szaporodó) és részt nem vevő (parthenogenetikus) nőstények számára, mely utóbbiak messzebbre tudnának repülni. A csak nőstény utódokat produkáló partenogenetikus nőstények bármilyen kicsiny feldúsulása elindíthatta a megfigyelt ivararány-eltolódást 1942, a híd építése óta. A folyamat öngerjesztő, hiszen egyre kevesebb lesz az ivarosan szaporodó és több a parthenogenetikus nőstény.

Vizsgálatunk ritka példa arra, hogy a mesterséges létesítmények által megváltoztatott egyedi viselkedés populációs szintű változáshoz (ivararány-eltolódáshoz) vezethet. Mivel ezáltal csökkenhet az effektív populációméret, ez felveti annak lehetőségét, hogy a tiszavirág európai összeomlásában szerepet játszhatott a polarizáltfény-szennyezés (Horváth et al. 2009) is.

3.6. ÉLŐHELY-REKONSTRUKCIÓK ÉS KEZELÉSEK STRATÉGIAI TERVEZÉSE

Az egyek-pusztakócsi tájrehabilitáció második ütemének célja az emberi hatások csökkentése, a természetes ökológiai folyamatok elősegítése volt a mocsárrendszer egykori dinamikusan változó élőhelymozaik-szerkezetének visszaállítása érdekében. A stratégiai tervezés során azonosítottuk a veszélyeztető tényezőket, meghatároztuk az élőhelyek célállapotát, majd a szükséges természetvédelmi

rekonstrukciós és kezelési munkálatok helyét, kiterjedését és ütemezését.

A gyepragmentáció mérséklésére két ökológiai folyosó kialakítását céloztuk meg. A szegélyhatás csökkentésére legalább 70 méter széles pufferzónákat terveztünk. E kulcsterületeken a szántóművelés megszüntetését és gyeprekonstrukciót terveztünk.

A mozaikos élőhelystruktúrákat fenntartó természetes bolygatás érdekében imitáltuk a hortobágyi tájakra jellemző főbb zavarásokat (legelés, tűz). Magyar szürkemarkarával kb. 300 ha nádaszt legeltetünk ill. kb. 120 ha-t égettünk a nádasok visszaszorítására. A természetes és rekonstruált gyepek kezelését 600 ha-on legeltetéssel végezzük.

A táplálkozóterületként fontos szántókat (150 ha) extenzíven (vegyszermentesen) műveljük, változatos „apróvad-” és „vadlúd-földeket” kialakítva a ragadozó- és vízimadár-fajok táplálkozóházájának (kisemlősök, őszi gabona stb.) megerősítésére.

A stratégiai terv megvalósítával a mocsárrendszer legtöbb szárazföldi élőhelye kedvezőbb védelmi állapotba került. A szántók aránya a felére csökkent és a megmaradó szántók jelentős részén extenzív, vegyszermentes művelés folyik. A gyepek aránya 46%-ról 70%-ra nőtt. Létrejött az ökológiai folyosók az északi és déli területek között, illetve a pufferzónák a mocsarak szegélyein. A művelés megszüntével jelentősen csökkent az emberi zavarás. A legeltetési rendszer megalapozza a gyepek optimális kezelését. Az égetés és a legeltetés kombinálása a mocsarak homogén nádasainak felnyílásához vezetett. A stratégiai tervezés esetén egyszerre több cél érdekében történhet beavatkozás a természeti értékek védelmében.

3.7. VEGETÁCIÓFEJLŐDÉS A GYEPREKONSTRUKCIÓ UTÁN

A gyeprekonstrukciót összesen 760 hektáron végeztük el 2005 és 2008 között, 95 ha-on löszgyep, míg 665 ha-on szikes gyep telepítésével. Ismereteink szerint jelenleg ez a legnagyobb területű aktív (magvetést alkalmazó, nem spontán) gyeprekonstrukció Európában.

Az ősszel már kicsírázó *Festuca* fajokat tavasszal gyorsan túlnőtték a gyomok. A vetett fűfajok a telepítést követő második vagy harmadik évre váltak dominánssá. Néhány nem vetett évelő fű és kétszikű a harmadik évre telepedett meg.

Az állandó kvadrátokban 2009-ben talált 100 virágos növényfaj nagy része (63%) gyom volt, míg 37 célfaj volt. A kvadrátokon kívül több, természetvédelmi szempontból fontos faj is megtelepedett (pl. *Salvia nemorosa*, *Aster sedifolius*, *Limonium gmelinii*, *Dianthus pontederæ*).

A növényzetet a gyepesítés óta eltelt idő, az utolsó termény és a magkeverék is befolyásolta, míg a célgyepektől való távolságnak kisebb szerepe volt. Az első évben magas fajszám és Shannon diverzitás jelentősen csökkent a második és a harmadik év között, míg a Simpson diverzitás értékei nőttek az egyévestől a négyéves gyepékig. A célfajok borítása folyamatosan nőtt, az első évi 17%-ról a negyedik évi 83%-ra.

Az összes fajszám és a Shannon diverzitás magasabb volt az egykori gabona- és napraforgóföldeken, mint a lucernaföldeken. Mivel azonban a célfajok száma/diverzitása nem különbözött, a gabona/napraforgóföldeken arányaiban több gyom volt, mint a lucernaföldeken. A lucernából induló gyepesítés ezért sikeresebb lehet, mint a más terményből induló rekonstrukció.

A szikes gyepesítésekben több faj volt, mint a löszös gyepesítésekben. Az összes faj Shannon és a célfajok Simpson diverzitása szintén magasabb volt a szikes, mint a löszös gyepesítésekben. Ezzel szemben mind az összes faj, mind a célfajok borítása magasabb volt a löszös, mint a szikes gyepesítéseken. A löszös gyepesítések tehát kevesebb faj számára kínálnak jó kolonizációs feltételeket, mely fajok így képesek relatíve magasabb borítást elérni, mint a szikes gyepesítéseken.

Érdekes módon a célgyepektől való távolság nem befolyásolta a vizsgált növényzeti változókat. A területek között azonban a legtöbb vegetációs változó esetén különbség volt, mely arra utalt, hogy a növényzet másodlagos szukcessziójában nagy különbségek voltak helyszínek között. Alacsonyabb térszíneken rétek formálódtak, a magasabb, szárazabb háton cickafarkos *Festuca* gyep alakult ki. Évek során a talaj a szántás hiányában több helyen megsüllyedt, mely süllyedésekben már a második évben megjelentek vízinövények és partjukon erőteljes párolgás és sókiválás indult meg, helyenként kis léptékű erózióval. Ezek a folyamatok idővel remélhetőleg elvezetnek a pannon szikes gyepre oly jellemző szikes mikroformák (szikerek, szikpadkák) kialakulásához.

3.8. VOLT LUCERNAFÖLDEK VEGETÁCIÓFEJLŐDÉSE

A volt lucernaföldek gyepesítésein 23 fűnemű és 72 kétszikű fajt, összesen 95 fajt mutattunk ki. Hatvanhét fajt észleltünk a szikes és 79 fajt a löszös magkeveréssel vetett területeken. Az első évben domináns rövid életű gyomokat a második évre mindenhol élő fűfélék váltották fel, míg a gyomok borítása

10% alá csökkent a harmadik évre, amikor alacsony borításban (<5%) megjelentek a célgyepek fajai is (*Achillea collina*, *Dianthus pontederæ*, *Melandrium viscosum*, *Trifolium spp.*, *Cruciata pedemontana*, *Vicia spp.*).

A fajszám és a kétszikű fitomassza a gyomok visszaszorulásával jelentősen csökkent az elsőről a második évre, majd a Shannon diverzitással együtt nőtt a harmadik évre a löszös, de nem a szikes gyepesítéseken. A vetett füvek fitomasszája évről évre nőtt, az avar mennyisége az első és a második év között nőtt nagyot, majd nem változott jelentősen.

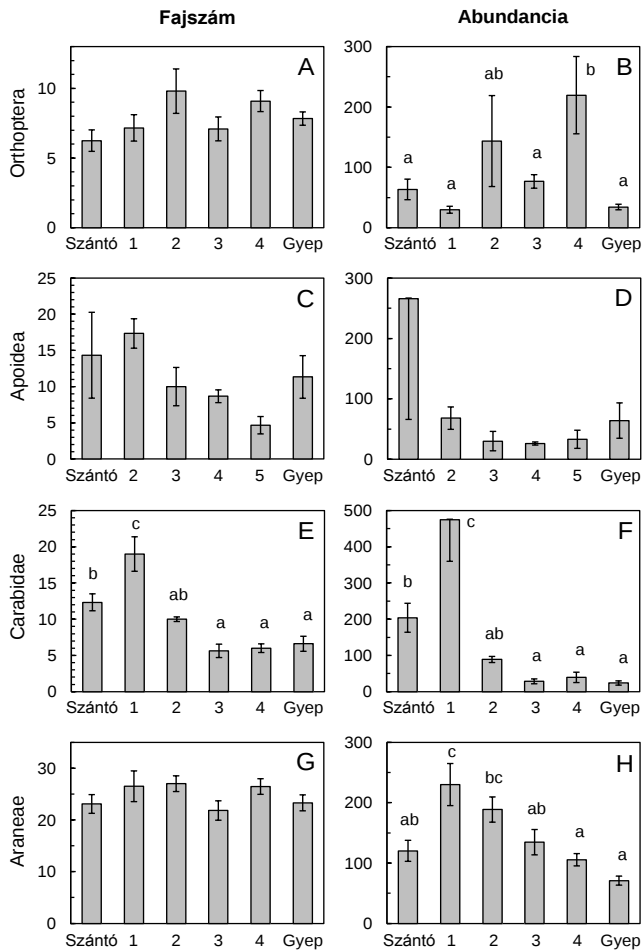
A gyepesítések fajkészlete minden évben egyre közelebb került a referenciaként szolgáló gyepék fajkészletéhez. A szikes gyepesítések esetén a fajkészlet a harmadik évre megközelítette a célgyepek fajkészletét, míg a löszös telepítések fajkészlete nagyobb szórást mutatott és lassabban közeledett a célgyepekéhez.

Az egyéves gyomok visszaszorulása váratlanul gyors volt. Az élő fűnemű dominancia gyorsabban (mindössze három év alatt) kialakult, mint a spontán regeneráció során (általában tíz vagy több év alatt, Ruprecht 2005, Csecserits et al. 2007). A fitomassza mindeközben jelentősen növekedett, ám a harmadik évi kaszálásra csökkent, mely arra utalt, hogy a gyepék további fejlődéséhez elengedhetetlen a rekonstrukció utáni kezelés, mivel a kompetíció és az avarfelhalmozódás meggátolhatja a bejutó növényfajok megtelepedését.

3.9. ÁLLATEGYÜTTESEK A GYEPREKONSTRUKCIÓ UTÁN

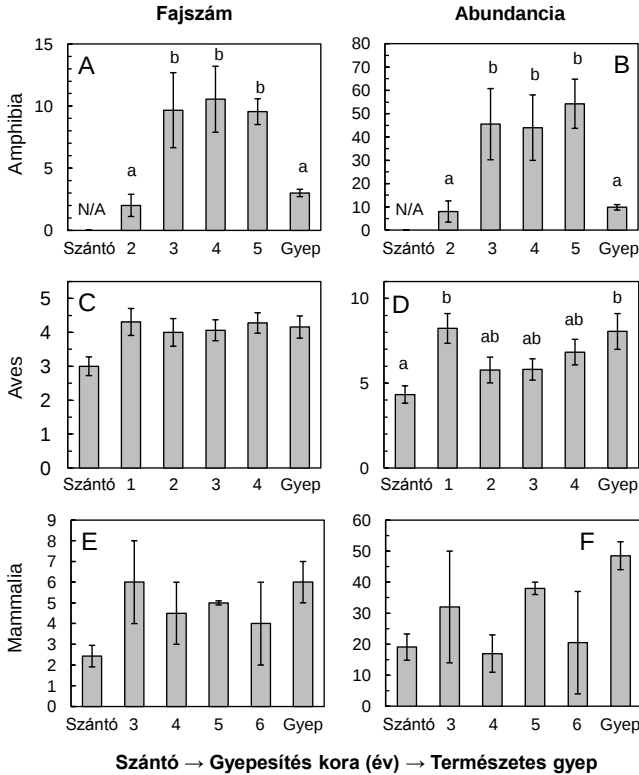
Az egyenesszárnnyú fajok száma enyhén nőtt az elsőtől a negyedik évig, abundanciája pedig a negyedik évre megduplázódott a szántókhoz képest (2. ábra). A fullánkos méhek fajsza és abundanciája fokozatosan csökkent a rekonstrukció után és valamivel a természetes gyepek értéke alatt volt az ötödik évben. A futóbogarak fajsza a gyepesítés utáni első évben jelentősen nőtt, majd szignifikánsan csökkent és már a harmadik évben beállt a természetes gyepek szintjére. A futóbogarak és a pókok abundanciája ugyancsak nőtt az első évben, majd a szántók szintje alá, a természetes gyepekre jellemző értékekre csökkent. A pókok fajsza nem változott időben a szántókhoz képest (2. ábra).

A 2010-es nedves évben a kétélűek fajsza és abundanciája is magasabb volt a legalább két éves gyepesítéseken, mint a fiatalabb gyepesítéseken vagy természetes gyepekben (3. ábra). A madarak fajsza a szántókhoz képest kicsiny, de szignifikáns mértékben nőtt a gyepesítéseken, míg abundanciájuk a gyepesítés után volt legmagasabb, a kettő-négy éves gyepesítéseken pedig alacsonyabb. A kisemlősök (cickányok, egerek, pockok) fajsza és abundanciája magasabb volt a természetes gyepekben, mint a szántókon, ám közepes szinten fluktuált a gyepesített területeken (3. ábra).



Szántó → Gyepesítés kora (év) → Természetes gyep

2. ábra. Fajszám és abundancia (átlag $\pm$ S.E.) változásai szántókon, gyepesítéseken és természetes gyepeken. Különböző betűk: Tukey HSD teszt, $p < 0.05$.



3. ábra. Fajszám és abundancia (átlag $\pm$ S.E.) változásai szántókon, gyepesítéseken és természetes gyepeken. Különböző betűk: Tukey HSD teszt, $p < 0.05$.

Az állategyüttesek gyeprekonstrukció utáni válasza a vártnál jóval változatosabbak voltak, azaz a különböző csoportok nem egyformán reagáltak a rekonstrukcióra. A válaszok irányát és mértékét az állatcsoport életmenet-jellegei, trofikus helyzete és specialista sajátságai egyaránt befolyásolhatják (Funk et al. 2008), de magyarázhatják a vegetáció poszt-rekonstrukciós változásai is. A gyomtakaró

strukturálisan tagolt növényzetet, jó vadászati lehetőségeket biztosít a ragadozó futóbogarak és pókok számára (Brose 2003, Koivula 2011). A növekvő fűdominancia strukturális egyszerűsödéssel is járt, mely legalább részben magyarázhatja a futóbogarak és pókok csökkenését, a generalista növényevő egyenesszárnyúak növekedését (Mortimer et al. 1998) és a herbivor specialista szervezetek (pl. méhek) csökkenését.

3.10. ÍZELTLÁBÚ CSOPORTOK MINŐSÉGI VÁLTOZÁSAI

Az átlagos fajszaám nem különbözött a szántók, egy- és kétéves gyepezítések és természetes gyepek között. A habitat-affinitási index értékei azonban szignifikánsan különböztek az élőhelytípusok között. Az egyéves gyepek nem különböztek a szántóktól, míg a kétéves gyepek szignifikánsan különböztek a szántóktól, az egyéves és a természetes gyepektől is. A specificitás és a fidelitás alapján számolt indexek hasonló mintázatot mutattak.

Az ízeltlábú együttesek összetétele idővel fokozatosan közeledett és egyre hasonlóbba vált a természetes gyepek fajkészletéhez. Az egyéves gyepekre zavarástűrő generalista fajok voltak jellemzőek, míg a második évre több, a természetes gyepekre jellemző faj is megjelent. A kétéves gyepekre ezért változásban levő fajkészlet és egyre több, a természetes gyepekben tipikus faj előfordulása volt jellemző.

A fajgazdagság önmagában nem, de a fajösszetétel valamilyen jellemzőjének integrálásával alkalmas lehet a szukcesszió nyomon követésére (Perner and Malt 2003). A habitat affinitási indexek alkalmasak erre, hiszen figyelembe veszik a fajok identitását és élőhelyi kötődéseit (fidelitását és specificitását) is.

A változások a négy ízeltlábú csoport természetességének növekedését mutatták. Habár a restauráció hosszú távú folyamat, vizsgálatunk jó példa arra, hogy megfelelő adottságok esetén néhány fűfaj vetése nem csak a növényzet, hanem az állategyüttesek szintjén is a vártnál gyorsabb regenerációt indíthat el. A gyors változások egyik lehetséges magyarázata, hogy az itt vizsgált gyepesítések lucernából indultak ki. A lucernaszántókat rendszerint csak kaszálják és nem bolygatják szántással évente, mely kedvező feltételeket biztosíthatott a természetes gyepök ízeltlábú fajainak fennmaradásához.

3.11. AZ EURÓPAI ÉLŐHELY-MONITOROZÁS GYAKORLATA

Az élőhely-monitorozó programok 90%-a az EU Élőhelyvédelmi Irányelvének elfogadása (1992) után, annak ösztönzésére indult. A programok felét az EU, harmadát pedig a nemzeti kormányzatok finanszírozzák. A programok több mint fele ennek ellenére lokális, további negyede regionális, ötöde országos léptékű volt. A monitorozott terület átlaga 27 km² volt, de nagy szórást mutatott (S.D. 93 km²). A programok mindössze 14%-a használ fejlett statisztikai módszereket az adatok elemzésére.

A monitorozó személyek száma és munkaidőigénye nagy változatosságot mutatott. A mintavétel általában csak az összes idő 11%-át tette ki. Önkéntesek csak a programok harmadában vettek részt, valószínűleg mivel az élőhely-monitorozás sokszor különleges képzettséget igényel (sok faj ismerete, térképezési-térinformatikai ismeretek).

A programok összes becsült költsége 80 millió euró körül volt, az évi átlagos költség 653 842 euro (kb. 183 millió Ft)

volt programonként. Érdekes módon az összköltség fordított arányban állt a monitorozás módszertani fejlettségével. A költségek ugyancsak szignifikánsan alacsonyabbak voltak azon programoknál, melyek térképezéssel vagy távérzékeléssel dokumentálták az élőhelyek területi változásait, mint azoknál, amelyek nem dokumentálták ezeket a változásokat.

Vizsgálatunk számos gyengeségre derített fényt, melyek pótlása vélhetőleg a költséghatékonyság növekedésével járna a már amúgy is magas költségű, de nem megfelelően megtervezett programokban. Vizsgálatunk megerősíti néhány korábbi tanulmány kétségeit a monitorozás gyakorlatával kapcsolatban, de rámutat az előrelépési lehetőségekre is: (i) térbelileg explicit információk gyűjtése, (ii) a megalapozott mintavételi eljárások és (iii) statisztikai elemzések használata. Mindezek elengedhetetlenek ahhoz, hogy a jelentős költséggel gyűjtött adatok hatékonyan váljanak a döntéshozók/politikusok és a közvélemény számára felhasználható információkká.

3.12. ÉLŐHELY-MONITOROZÓ PROGRAMOK INTEGRÁLÁSA

Az elaprózott monitorozási tevékenységek egyesítésének sokrétű, hosszú távon ígéretes és költséghatékony módja a programok integrálása. A három alapvető sajátosság (térbeli aszpektus, térbeli dokumentálás, élőhelyi lefedettség) alapján a programok hat osztályba sorolhatóak (2. táblázat).

2. táblázat. Az élőhely-monitorozó programok megoszlása a három alaptulajdonság által kijelölt hat alaptípusban az EuMon adatbázis szerint.

Térbeli aszpektus	Térbeli dokumentáció	Élőhelyi lefedettség	Programok száma
Térbeli (n = 63)	Térképezés	Holisztikus	16
		Célzott	26
	Távérzékelés	Holisztikus	16
		Célzott	5
Nem térbeli (n = 83)	–	Holisztikus	66
	–	Célzott	17
		Összesen:	146

A programok integrációja elképzelhető osztályokon belül és az osztályok között is. Az *osztályon belüli* integráció esetén a *távérzékelésen alapuló holisztikus* programok integrálása kecsgetet a siker legnagyobb esélyével, melyek egymásba átkonvertálható térbeli információtartalommal rendelkeznek. A *távérzékelésen alapuló célzott* programok integrálása a mintavételi változatosság miatt valamivel nehezebb, ám különösen alkalmas diszjunkt, de hasonló élőhelytípusok (pl. alpin, magashegyi területek) monitorozásának kiterjesztésére. A *terepi térképezésen alapuló, holisztikus* programok integrációja valószínűleg a pán-európai élőhely-monitorozás kulcsfontosságú része lesz (Bunce et al. 2006). A kevés kis kiterjedésű élőhelytípust (pl. lápok) monitorozó *terepi térképezésen alapuló célzott* programok integrációja kézenfekvő, csak a térképezés módszereit kell összehangolni és az integrált program elméletileg akár holisztikus programmá is bővíthető.

Az *osztályok közötti integráció* nehezkesebb, de jóval több értékes plusz-információt adhat, mint az osztályon belüli integráció. A térképezett részletes információ (pl. vegetációtérkép) hasznos lehet a kisebb felbontású, de nagyobb területről szerzett információ (pl. űrfotó) értelmezésében és validálásában is. A terepi térképezés a távérzékelés elől rejtve maradó információkat is képes vizsgálni (pl. talajminőség, invazív növények), míg a távérzékelés térképezéssel nehezen becsülhető információkkal szolgálhat (pl. fragmentáció, konnektivitás).

Az integráció lehetőségeit az EuMon adatbázis (n = 150 program) alapján vizsgáltuk. Térbeli aspektussal a programok mindössze 44%-a rendelkezett, ezek kétharmada térképezést és egyharmada távérzékelést használt. A távérzékeléssel dolgozó programok inkább holisztikusak, míg a térképezésen alapuló programok inkább célzottak voltak (2. táblázat). A programok többsége igen kis térbeli léptéken működik és mindössze 3%-a használja az egységes EUNIS élőhelyklasszifikációs rendszert.

Vizsgálatunk elméleti keretet ad az élőhely-monitorozó programok lehetséges integrációs útvonalaira és áttekinti az egyes útvonalakon megoldást igénylő legfontosabb problémákat. Egy ideális, holisztikus össz-európai élőhely-monitorozó rendszer alapját a távérzékelésre kell helyezni, az élőhelytípusok klasszifikációjára az EUNIS javasolható. A terepi térképezésnek a hitelesítés és részletesebb információszerzés érdekében szerepet kell kapnia a természetvédelmi szempontból fontos élőhelytípusokban, de a tudományos elvárásoknak megfelelő protokollok alapján.

4. IDÉZETT IRODALOM

- Beattie, A. J. 1985. The Evolutionary Ecology of Ant-Plant Mutualisms. Cambridge University Press, Cambridge.
- Brose, U. 2003. Bottom-up control of carabid beetle communities in early successional wetlands: mediated by vegetation structure or plant diversity? *Oecologia* **135**:407-413.
- Bunce, R. G. H., M. Pérez-Soba, V. Gómez-Sanz, J. M. G. del Barrio, and R. Elena-Rossello. 2006. European framework for surveillance and monitoring of habitats: a methodological approach for Spain. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales* **15**:249-261.
- Csécserits, A., R. Szabo, M. Halassy, and T. Redei. 2007. Testing the validity of successional predictions on an old-field chronosequence in Hungary. *Community Ecology* **8**:195-207.
- Dwernychuk, J. E. and E. C. Murphy. 1972. Ducks nesting in association with gulls: an ecological trap? *Canadian Journal of Zoology* **50**:559-563.
- Funk, J. L., E. E. Cleland, K. N. Suding, and E. S. Zavaleta. 2008. Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. *Trends in Ecology & Evolution* **23**:695-703.
- Giladi, I. 2006. Choosing benefits or partners: a review of the evidence for the evolution of myrmecochory. *Oikos* **112**:481-492.
- Gomez, C. and X. Espadaler. 1998. Myrmecochorous dispersal distances: a world survey. *Journal of Biogeography* **25**:573-580.
- Gorb, E. and S. Gorb. 2003. Seed Dispersal by Ants in a Deciduous Forest Ecosystem. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Groom, M. J., G. K. Meffe, and C. R. Carroll. 2006. Principles of Conservation Biology. Sinauer Associates, Sunderland.
- Horváth, G., G. Kriska, P. Malik, and B. Robertson. 2009. Polarized light pollution: a new kind of ecological photopollution. *Frontiers in Ecology and the Environment* **7**:317-325.
- Horváth, G. and D. Varjú. 2004. Polarized Light in Animal Vision - Polarization Patterns in Nature. Springer-Verlag, Heidelberg, Berlin, New York.

- Kalisz, S., J. D. Nason, F. M. Hanzawa, and S. J. Tonsor. 2001. Spatial population genetic structure in *Trillium grandiflorum*: The roles of dispersal, mating, history, and selection. *Evolution* **55**:1560-1568.
- Koivula, M. J. 2011. Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. *ZooKeys* **100**:287-317.
- Mortimer, S. R., J. A. Hollier, and V. K. Brown. 1998. Interactions between plant and insect diversity in the restoration of lowland calcareous grasslands in southern Britain. *Applied Vegetation Science* **1**:101-114.
- Perner, J. and S. Malt. 2003. Assessment of changing agricultural land use: response of vegetation, ground-dwelling spiders and beetles to the conversion of arable land into grassland. *Agriculture Ecosystems & Environment* **98**:169-181.
- Pullin, A. S. and T. M. Knight. 2001. Effectiveness in conservation practice: pointers from medicine and public health. *Conservation Biology* **15**:50-54.
- Ruprecht, E. 2005. Secondary succession in old-fields in the Transilvanian Lowland (Romania). *Preslia* **77**:145-157.
- Soulé, M. E., editor. 1986. *Conservation Biology - The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland.
- Sutherland, W. J., A. S. Pullin, P. M. Dolman, and T. M. Knight. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology & Evolution* **19**:305-308.
- Zhou, H. P., J. Chen, and F. Chen. 2007. Ant-mediated seed dispersal contributes to the local spatial pattern and genetic structure of *Globba lancangensis* (Zingiberaceae). *Journal of Heredity* **98**:317-324.

5. AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉBEN MEGJELENT KÖZLEMÉNYEK

5.1. IMPAKT FAKTOROS KÖZLEMÉNYEK

Lengyel Sz, Gove AD, Latimer AM, Majer JD & Dunn RR. 2010. Convergent evolution of seed dispersal by ants, and phylogeny and biogeography in flowering plants: a global survey. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12: 43-55. [IF: 4,488]

Lengyel Sz, Gove AD, Latimer AM, Majer JD & Dunn RR. 2009. Ants sow the seeds of global diversification in flowering plants. *PLoS ONE* 4: e5480. [IF: 4,351]

Bálint M, Málnás K, Nowak C, Geismar J, Váncsa É, Polyák L, Lengyel Sz & Haase P. 2012. Species history masks the effects of human-induced range loss - unexpected genetic diversity in the endangered giant mayfly *Palingenia longicauda*. *PLoS ONE* 7: e31872. [IF₂₀₁₁: 4,092]

Lengyel Sz. 2006. Spatial differences in breeding success in the Pied Avocet (*Recurvirostra avosetta*): effects of habitat on hatching success and chick survival. *Journal of Avian Biology* 37: 381-395. [IF: 2,472]

Málnás K, Polyák L, Prill É, Kriska G, Hegedüs R, Dévai G, Horváth G & Lengyel Sz. 2011. Bridges as optical barriers and population disruptors in the mayfly *Palingenia longicauda*: an overlooked threat to freshwater biodiversity? *Journal of Insect Conservation* 15: 823-832. [IF: 1,688]

- Lengyel Sz, Varga K, Kosztyi B, Lontay L, Déri E, Török P & Tóthmérész B. 2012. Grassland restoration to conserve landscape-level biodiversity: a synthesis of early results from a large-scale project. *Applied Vegetation Science* 15: 264-276. [IF: 1,678]
- Török P, Deák B, Vida E, Valkó O, Lengyel Sz & Tóthmérész B. 2010. Restoring grassland biodiversity: sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation* 143: 806-812. [IF: 3,498]
- Déri E, Magura T, Horváth R, Kisfali M, Ruff G, Lengyel Sz & Tóthmérész B. 2011. Measuring short-term success of grassland restoration: use of habitat affinity indices in ecological restoration. *Restoration Ecology* 19: 520-528. [IF: 1,681]
- Lengyel Sz, Déri E, Varga Z, Horváth R, Tóthmérész B, Henry P-Y, Kobler A, Kutnar L, Babij V, Seliškar A, Christia C, Papastergiadou E, Gruber B & Henle K. 2008. Habitat monitoring in Europe: a description of current practices. *Biodiversity and Conservation* 17: 3327-3339. [IF: 1,473]
- Lengyel Sz, Kobler A, Kutnar L, Framstad E, Henry P-Y, Babij V, Gruber B, Schmeller DS & Henle K. 2008. A review and a framework for the integration of biodiversity monitoring at the habitat level. *Biodiversity and Conservation* 17: 3341-3356. [IF: 1,473]

5.2. NEM IMPAKT FAKTOROS KÖZLEMÉNYEK

Lengyel Sz, Szabó Gy, Kosztyi B, Mester B, Mérő TO, Török P, Horváth R, Magura T, Rácz IA & Tóthmérész B. 2012. Variability in responses of animal groups to grassland restoration. Proceedings of 9th European Dry Grassland Meeting, Prespa, Görögország. (in press)

Lengyel Sz, Góri Sz, Lontay L, Kiss B, Sándor I & Aradi Cs. 2007. Konzervációbiológia a gyakorlatban: természetvédelmi kezelés és tájrehabilitáció az Egyek-Pusztakócsi LIFE-Nature programban. ***Természetvédelmi Közlemények*** 13: 127-140.

Déri E, Lengyel Sz, Lontay L, Deák B, Török P, Magura T, Horváth R, Kisfali M, Ruff G & Tóthmérész B. 2010. Természetvédelmi stratégiák alkalmazása a Hortobágyon: az egyek-pusztakócsi LIFE-Nature program eredményei. ***Természetvédelmi Közlemények***. 15: 89-102.