



**AZ ÉLŐHELYI SZINTŰ BIOLÓGIAI SOKFÉLESÉG VÁLTOZÁSAI,
BEFOLYÁSOLÓ TÉNYEZŐI, MONITOROZÁSA ÉS NÖVELÉSÉNEK
LEHETŐSÉGEI**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

DÉRI ESZTER

Témavezető:
DR. LENGYEL SZABOLCS

DEBRECENI EGYETEM
Természettudományi és Technológiai Kar
Debrecen, 2010.

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Biodiverzitás programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2010. szeptember 30.

Déri Eszter

Tanúsítom, hogy Déri Eszter doktorjelölt 2005-2008. között a fent megnevezett Doktori Iskola Biodiverzitás programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2010. szeptember 30.

Dr. Lengyel Szabolcs

Az élőhelyi szintű biológiai sokféleség változásai, befolyásoló tényezői, monitorozása és növelésének lehetőségei

Értekezés a doktori (PhD) fokozat megszerzése érdekében
BIOLÓGIA tudományágban

Írta: Déri Eszter okleveles alkalmazott zoológus
Készült a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola
Biodiverzitás programja keretében
Témavezető: Dr. Lengyel Szabolcs

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: Prof. Dr. Tóthmérész Béla	
tagok: Dr. Magura Tibor	
Dr. Grigorszky István	

A doktori szigorlat időpontja: 2009. január 21.

Az értekezés bírálói:

Dr. Báldi András	
Dr. Lakatos Gyula	

A bírálóbizottság:

elnök: Dr.	
tagok: Dr.	
Dr.	
Dr.	
Dr.	

Az értekezés védésének időpontja: 2010.

„Diversity of organisms is good.”

(Soulé 1985)

TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS	7
2. CÉLKITŰZÉSEK	10
2.1. I. Vizsgálat: Élőhely-monitorozás Európában	10
2.2. II. Vizsgálat: Az élőhelyi sokféleség és a fajgazdagság kapcsolata	10
2.3. III. Vizsgálat: Természetvédelmi stratégiák alkalmazása	11
2.4. IV. Vizsgálat: A biológiai sokféleség változásai a gyepesítés hatására	11
3. MÓDSZEREK	12
3.1. Konzervációökológiai fogalmak	12
3.2. Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer	13
3.3. Mintavételi módszerek és adatelemzés	15
3.3.1. I. Vizsgálat: Élőhely-monitorozás Európában	15
3.3.2. II. Vizsgálat: Az élőhelyi sokféleség és a fajgazdagság kapcsolata	15
3.3.3. III. Vizsgálat: Természetvédelmi stratégiák alkalmazása	19
3.3.4. IV. Vizsgálat: A biológiai sokféleség változásai a gyepesítés hatására	19
3.4. Hozzájárulás a vizsgálatokhoz és a vizsgálatokból készült publikációkhoz	24
4. EREDMÉNYEK	25
4.1. I. Vizsgálat: Élőhely-monitorozás Európában	25
4.2. II. Vizsgálat: Az élőhelyi sokféleség és a fajgazdagság kapcsolata	26
4.3. III. Vizsgálat: Természetvédelmi stratégiák alkalmazása	28
4.4. IV. Vizsgálat: A biológiai sokféleség változásai a gyepesítés hatására	31
5. ÉRTÉKELÉS	35
6. ÖSSZEFOGLALÁS	40
6.1. Az eredmények gyakorlati hasznosíthatósága	43
7. SUMMARY	45
8. IRODALOMJEGYZÉK	49

9. PUBLIKÁCIÓS LISTA	55
A értekezéshez csatolt közlemények.....	55
Egyéb, az értekezés témakörében megjelent közlemények	55
Egyéb közlemények	55
Az értekezés témakörében elhangzott előadások és poszterek	56
Egyéb előadások és poszterek.....	57
10. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	57
11. FÜGGELÉK	58
I. Vizsgálat	58
II. Vizsgálat.....	72
III. Vizsgálat.....	111
IV. Vizsgálat	126

1. BEVEZETÉS

2010 a Biodiverzitás éve. Az Európai Unió 2001-ben célul tűzte ki, hogy 2010-re meg kell állítani a biodiverzitás csökkenését (Communication from the Commission 264 2001). Ezt a célt számos korábban indult projektbe, természetvédelmi programba is integrálták (pl. Natura 2000 hálózat, az EU Biodiverzitás Akcióterve) és jelentős forrásokat fordítottak a cél elérésére (pl. LIFE-Nature és LIFE+ programok). Ennek ellenére a kitűzött célt nem sikerült elérni 2010-re, a biológiai sokféleség továbbra is csökken, elsősorban azért, mert még a biodiverzitás csökkenésének pontos okait sem ismerjük teljesen (Secretariat of the Convention on Biological Diversity 2010). Napjainkban is tovább zajlik az élőhelypusztítás, a fajok irtása, a fragmentáció, a szennyezés stb., veszélyeztetve az élőlények sokféleségét (Meffe & Carroll 1997, Groom et al. 2006). Európában a mezőgazdasági és erdőgazdasági területek terjedése és a művelési módszerek intenzifikálódása az egyik legnagyobb veszély a természetes élőhelyek és ezzel együtt a biológiai sokféleség számára (Bakker & Berendse 1999, Walker et al. 2004).

Dolgozatomban az élőhelyi szintű biológiai sokféleség változásainak, ható tényezőinek vizsgálatával, a sokféleség növelésének és monitorozásának lehetőségeivel foglalkozom. A dolgozatban bemutatott publikációk mindegyikében központi szerepet kap az élőhelyi szintű biológiai sokféleség és védelme. Az élőhelyi szintű sokféleségről – a faji szintű sokféleséggel szemben – nagyon keveset tudunk. Ennek oka, hogy egyelőre ritkák azok a vizsgálatok, melyek egyes fajok, illetve fajcsoportok kutatásán túl az élőhelyek és a tájak szintjén, egyszerre több nagy növény- és állatcsoport bevonásával zajlanak.

Az I. Vizsgálatban az élőhelyek monitorozásának európai gyakorlatát tekintettük át annak érdekében, hogy egyrészt tapasztalatokat vonjunk le az Egyek-Pusztakócsi monitorozó-rendszer kiépítésére és fejlesztésére, másrészt pedig, hogy általános javaslatokat fogalmazzunk meg az európai élőhely-monitorozási gyakorlat hatékonyabbá tételére. Ezután a II. Vizsgálatban kisebb léptékre váltva, a biológiai sokféleség és a terület, illetve az élőhelyi diverzitás kapcsolatát vizsgáltuk az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer területén. A kapott eredményeket felhasználva, a III. vizsgálatban bemutatom a mocsárrendszer tájléptékű sokféleségének növelését célzó természetvédelmi stratégiai tervezés lépéseit. A stratégiai tervek megvalósítására egy LIFE-Nature pályázatban került sor, melynek legnagyobb területen zajló beavatkozása 760 hektár szántóterület gyepesítése volt. A gyepesítés hatását rendszeres monitorozással követtük nyomon, felhasználva az I. Vizsgálat tapasztalatait. A rekonstrukció rövid távú, az ízeltlábúak sokféleségére gyakorolt hatását a IV. Vizsgálatban mutatom be. A négy vizsgálatral arra szeretném felhívni a figyelmet, hogy a biológiai sokféleség csökkenését akkor tudjuk megállítani, ha az elméleti és a gyakorlati szakemberek együttműködnek, illetve ha a

rekonstrukciók/rehabilitációk és a természetvédelmi kezelések mellett arra is figyelmet fordítunk, hogy mi áll a biodiverzitás-krízis (Soulé 1985) hátterében, azaz milyen tényezők befolyásolják a biológiai sokféleséget (Forman & Collinge 1996).

A fajszámot befolyásoló számos tényező közül leggyakrabban a fajszám-terület összefüggést és az élőhely-diverzitás hipotézist vizsgálták. A fajszám-terület összefüggés (*area per se* hipotézis; Arrhenius 1921, MacArthur & Wilson 1967, Whittaker 1998) szerint nagyobb területen több faj tud megtelepedni. Ugyanakkor a fajgazdagság az élőhelyek számával és sokféleségével is növekedhet (élőhely-diverzitás hipotézis; Bazzaz 1975, Kohn & Walsh 1994, Rosenzweig 1995), mivel a különféle élőhelyeken különböző élőhely-igényű fajok telepedhetnek meg. A két jól ismert elméletet nagyon nehéz egymástól elkülöníteni, hiszen nem ellentétei, hanem kiegészítői egymásnak (Ricklefs & Lovette 1998, Triantis et al. 2003). Ezért az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer területén végzett élőhely-monitorozás során gyűjtött adatok elemzésekor egyszerre teszteltük a két hipotézist és vizsgáltuk a biológiai sokféleséget befolyásoló tényezőket (ld. II. Vizsgálat).

A biodiverzitás hierarchikus természetéből (Noss 1990) adódóan az élőhelyek szintjén zajló monitorozás gyakran a kisebb léptékben zajló folyamatokról is sok információt szolgáltat, ez alól kivételt csak a távérzékeléssel végzett monitorozás jelent, mely kevésbé alkalmas az élőhelyi szintű vagy finomabb léptékű változások kimutatására. A biodiverzitás hierarchikus jellege miatt sokszor hasznosabb és költséghatékonyabb lehet az élőhelyek monitorozása, mint több faj egyidejű nyomon követése (Nagendra 2001, Turner et al. 2003, Gottschalk et al. 2005). Részben ezen felismerés, részben pedig a természetvédelmi előírások hatására egyre szélesebb körben alkalmazzák az élőhely-monitorozást. Ezen monitorozás fő célja, hogy az egyes fajok vizsgálatán túl nyomon kövesse a biodiverzitás nagyobb térbeli léptékű változásait, ugyanakkor a rendszeresen végzett monitorozás elősegíti a biológiai sokféleség megőrzéséhez szükséges ismeretek megszerzését is. Korábbi tanulmányok számos problémát vetettek fel a monitorozási gyakorlattal kapcsolatban. Leggyakrabban a monitorozást megelőző, alapos kutatótervezés hiányára hívják fel a figyelmet (Yoccoz et al. 2001, Balmford et al. 2003), illetve javaslatot tesznek a trendek kimutatására alkalmas monitorozási módszerek alkalmazására (Di Stefano 2001, Legg & Nagy 2006). Az I. Vizsgálatban áttekintettük az Európában zajló élőhely-monitorozási programokat figyelembe véve a fent említett tanulmányok eredményeit. Megvizsgáltuk a programok hatékonyságát, meghatároztuk hiányosságaikat, elsősorban a monitorozás során gyűjtött adatok felhasználhatóságának szempontjából és javaslatokat tettünk a monitorozási gyakorlat fejlesztésére.

Az élőhely-monitorozás során gyűjtött információk hasznosak lehetnek a természetvédelmi beavatkozások stratégiai tervezése során is. Mivel a monitorozást gyakran végzik alapkutatással és a gyakorlati

természetvédelemmel foglalkozó szakemberek is, egy nagy léptékű élőhelyrekonstrukciós/rehabilitációs program tervezésénél és kivitelezésénél lehetőség nyílik a gyakorlat és elmélet közötti kommunikációs szakadék (Pullin & Knight 2003, Sutherland et al. 2004) áthidalására. Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer területén megvalósított LIFE-Nature pályázat tervezése és kivitelezése során ezért a konzervációbiológia alapelveinek minél teljesebb alkalmazása mellett fontosnak tartottuk a gyakorlat és az elmélet ismereteinek integrálását is (ld. III. Vizsgálat).

Az élőhelyrekonstrukciókat és természetvédelmi kezeléseket ökológiai kísérletként is lehet értelmezni. Amennyiben a beavatkozásokat megfelelő monitorozás követi, a gyűjtött adatok elősegíthetik a beinduló ökológiai folyamatok jobb megértését is (Lindenmayer et al. 2008). Egy adott élőhely változásait különböző mérőszámokkal lehet nyomon követni, ezek közül a leggyakrabban a fajgazdagságot és különböző diverzitási indexeket alkalmazzák (Perner & Malt 2003, Piper et al. 2007). A fajgazdagság azonban félrevezető lehet, mert nem mindig áll összefüggésben a természetvédelmi célokkal, illetve az ökológiai folyamatokkal (Borrwall & Ebenmann 2008). Elképzelhető például, hogy a védelem célja nem a fajgazdagság maximalizálása, hanem bizonyos szempontból kitüntetett jelentőségű fajok vagy élőhelyek védelme. Ilyen esetekben a fajgazdagság mellett más mérőszámokat is alkalmazni kell. Ezért az Egyek-Pusztakócson zajló gyeprekonstrukció rövid távú hatásainak vizsgálatában a fajsza mellett a fajkészlet változásainak vizsgálatára többváltozós módszereket (ordinációt) és az egyes fajok sajátosságait is figyelembe vevő, nemrégiben kifejlesztett habitat affinitási indexeket (Magura et al. 2006, Tóthmérész & Magura 2005) alkalmaztuk. A IV. Vizsgálatban a gyepesítés rövid távú hatásai mellett bemutatjuk az indexek használhatóságát is.

Jelen dolgozatban röviden összefoglalom a függelékben csatolt publikációk tartalmát és az eredményeket, amelyeket társszerzőimmel együtt a biológiai sokféleség különböző szempontból történő vizsgálata során kaptunk. A publikációkban szereplő módszerek és eredmények részletes megismétlése helyett az összefoglalóban röviden bemutatom az előzményeket, a célkitűzéseket, a jelentősebb eredményeket, értékelem az eredményeket és rámutatok azok gyakorlati hasznosságára is.

2. CÉLKITŰZÉSEK

2.1. I. Vizsgálat: Élőhely-monitorozás Európában

A biodiverzitás-krízis egyik legfontosabb oka a természetes élőhelyek fogyatkozása, leromlása és fragmentációja (Groom et al. 2006). Ennek eredményeként egyre több kutatás és monitorozási-program vizsgálja az élőhelyek mennyiségének és minőségének változásait globális, regionális, nemzeti és táj-szinten. A biodiverzitás változásának nyomon követését számos természetvédelmi célú program is előírja (pl. Natura 2000, agrár-környezetvédelmi programok). Ez a kötelezettség jelentősen elősegíti a monitorozás módszereinek fejlődését. Az élőhely-monitorozási programokban két megközelítést alkalmaznak, az élőhely- vagy vegetációtérképezést és a távérzékelést. A térképezés helyi és táj-szinten alkalmas a finom léptékű változások (pl. invazív fajok térhódítása) kimutatására, míg a távérzékelés a nagyobb térbeli léptékeken bekövetkező változások (pl. fragmentáció) detektálására alkalmas. Ezen túlmenően azonban nagyon kevés ismeretünk van az Európában zajló élőhely-monitorozás múltbéli vagy jelen gyakorlatáról. Mindezek miatt áttekintettük az Európában alkalmazott élőhely-monitorozási módszereket, meghatároztuk a felmerülő hiányosságokat, majd javaslatokat tettünk a monitorozás fejlesztésére. Ehhez a munkához felhasználtuk az EuMon projekt (*EU-wide monitoring methods and systems of surveillance for species and habitats of Community interest*, <http://eumon.ckff.si>) keretében összegyűjtött információkat az európai élőhely-monitorozási programokról.

2.2. II. Vizsgálat: Az élőhelyi sokféleség és a fajgazdagság kapcsolata

Az élőhelyi szintű biodiverzitás két alapvető fontosságú befolyásoló tényezője a vizsgált terület mérete és élőhelyi sokfélesége. Mint a Bevezetésben említésre került, e két tényező nem független egymástól, hatásukat nehéz elkülöníteni. Mindezek miatt a II. Vizsgálatban a fajszaám-terület és a fajszaám-élőhely-diverzitás hipotéziseket teszteltük. Az előbbi hipotézis esetén az eddigi vizsgálatoknak megfelelően pozitív kapcsolatot vártunk az élőhelyek területe és fajgazdagsága között. Az utóbbi hipotézis esetén azt a predikciót teszteltük, hogy az élőhely-diverzitás más és más mérői, de egyöntetűen pozitívan hatnak a fajgazdagságra. A predikciók tesztelésére alternatív modelleket állítottunk fel a élőhelyfoltok közötti és azokon belüli diverzitást reprezentáló magyarázó változókkal. Mivel a növényeket elsősorban az abiotikus tényezők befolyásolják (Kohn & Walsh 1994), predikciónk szerint a foltok fizikai tulajdonságai (pl. foltméret, foltalak, izoláció) fogják meghatározni a növények fajszaámát. Az állatcsoportokra vonatkozó predikciókat korábbi tanulmányokra (Tews et al. 2004) és arra alapoztuk, hogy az élőhely leginkább a trofikus kapcsolatokon keresztül befolyásolja az állatokat. A növényen lakó/növényevő

csoportoknál azt vártuk, hogy elsősorban az élőhely kompozicionális összetevői (pl. társulás-diverzitás) hatnak majd a fajszámra, míg a talajlakók/ragadozók esetében az élőhelyek strukturális sokféleségének (pl. növényzetmagasság) a hatását vártuk. Ennek magyarázata, hogy a növényevők számára a növényzet összetétele (pl. specifikus tápnövények jelenléte) lehet elsődleges fontosságú (Siemann 1998, Reid & Hochuli 2007, Schaffers et al. 2008), míg a ragadozóknak a bűvőhelyek szempontjából a vegetáció komplexitása (térbeli tagoltsága) lehet meghatározó (Brose 2003). A vizsgálatban az Egyek-Pusztakócsi mocsarak területén gyűjtött, számos élőlénycsoportot felölelő adatok alapján teszteltük ezeket a predikciókat.

2.3. III. Vizsgálat: Természetvédelmi stratégiák alkalmazása

A II. Vizsgálat eredményei azt mutatták, hogy az élőhelyi sokféleség alapvetően pozitívan befolyásolja az élőhelyek fajgazdagságát. Mindezek alapján arra a következtetésre jutottunk, hogy a természetvédelmi intézkedéseknek elsősorban az élőhelyek sokféleségét kell elősegítenie és fenntartania. Ennek alapján meghatároztuk azokat a rekonstrukciókat és kezelési módokat, melyek növelhetik az Egyek-Pusztakócsi mocsarak élőhelyi diverzitását és így fajgazdagságát. A rekonstrukciók és kezelések tervezésének első lépésében felmértük az élőhelyeket veszélyeztető tényezőket. A veszélyeztető tényezők azonosítása után megterveztük a csökkentésükre vagy felszámolásukra irányuló rekonstrukciókat és természetvédelmi kezeléseket (legeltetés, kaszálás, égetés, „apróvad-földek” extenzív művelése, gyepesítés és erdősítés) összesen 1640 hektáron. A III. Vizsgálatban a természetvédelmi stratégiai tervezés lépéseit és a megvalósítás legfontosabb eredményeit ismertetem.

2.4. IV. Vizsgálat: A biológiai sokféleség változásai a gyepesítés hatására

Az élőhely-rehabilitációs program legnagyobb területen zajló beavatkozása a szántóterületek gyepesítése volt (760 ha). A IV. Vizsgálat során a gyepesítésnek az ízeltlábú együttesekre gyakorolt rövid távú hatását tanulmányoztuk, illetve vizsgáltuk a habitat affinitási indexek alkalmazhatóságát a bekövetkezett változások nyomon követésére. Hipotézisünk szerint a visszagyepesített területek természetessége nőni fog, és ezen növekedés mérhető lesz mind a fajszám, mind a fajkészlet változásai, mind pedig a habitat affinitási indexek alapján.

3. MÓDSZEREK

3.1. Konzervációökológiai fogalmak

A természetvédelmi beavatkozások nevezéktana szerteágazó, és ez gyakran nehezíti a kommunikációt a gyakorlati és az elméleti szakemberek között. Ezért ebben a fejezetben a leggyakrabban használt konzervációökológiai fogalmakat tekintem át, főként Gőri (2001) és Groom et al. (2006) munkái alapján.

Az aktív természetvédelmi kezeléseknek („restoration”) öt alaptípusát különböztetjük meg:

- **Konzerváció (fenntartás):** Egy természetvédelmi (ökológiai) szempontból értékes, kívánatos állapot rögzítése, fenntartása. A természetes vagy természetközeli hortobágyi gyepek legeltetéssel illetve kaszálással történő fenntartása például konzervációs kezelésnek minősül ezen definíció alapján.
- **Prezerváció (megőrzés):** A természetes szukcessziót fenntartó folyamatok kedvező környezeti feltételeinek megőrzése, védelme. A prezerváció egyik gyakori példája a gyepek természetes, beavatkozás nélküli, spontán regenerációja a művelés alól kivont szántókon ('old-field succession', Cramer et al. 2008).
- **Rehabilitáció (helyreállítás):** A részlegesen sérült és/vagy degradálódott, de az eredeti természeti rendszer alapelemeit és vázát még őrző élőhelyek helyreállítása. Rehabilitációkor elsősorban a még meglévő természetes folyamatok kis beavatkozással történő helyreállítása a cél, ezután a rendszer általában magától regenerálódik. Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer területén a korábbi mozaikos élőhelyszerkezet visszaállítását célzó természetvédelmi kezelés (a mocsárszegélyek legeltetése illetve égetése) például a mocsári élőhelyek rehabilitációjaként fogható fel.
- **Rekonstrukció (újralétesítés):** Egy adott helyen korábban már létező, a terület eredeti állapotának megfelelő, de időközben teljesen megszűnt természeti rendszer újbóli kialakítása. A rekonstrukció sikeressége elsősorban azon múlik, hogy a megszűnt élőhely abiotikus tényezői változatlanul jelen vannak-e a területen. A dolgozatban szereplő természetvédelmi beavatkozások közül a gyepesítés és az erdősítés tartozik a rekonstrukció fogalmához.
- **Kreáció (létesítés):** Az adott területen korábban nem létező, de a tágabb környezetben feltételezhetően meglévő, a kiterjedt kultúrtáját színesítő, lehetőleg őshonos fajokból álló élőhelytípus kialakítása. Az Egyek-Pusztakócsi területen kreációt nem végeztünk.

3.2. Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer

A kutatás helyszíne a Hortobágyi Nemzeti Park nyugati kapujában fekvő, 4073 hektár kiterjedésű Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer volt. A terület Egyek és Tiszafüred-Kócsújfalu települések határában terül el (É 47°32'-36'; K 20°51'-59'). A mocsárrendszer a Nemzeti Park alapítása óta (1973) országos védetség alatt áll. Nemzetközi jelentőségét mutatja, hogy 1999 óta a Világörökség része „kultúrtáj” kategóriában, emellett Ramsari- és Natura 2000 terület, valamint Fontos Madárelőhely.

A terület átlagos tengerszint feletti magassága 87-99 m, domborzata változatos, mely révén különbözik a klasszikus, „asztalsímaságú” Hortobágytól. Talajaira jellemző a szikes jelleg, főként szolonyeces talajtípusok, illetve a magasabb térszíneken löszös jellegű csernozjom talajok fordulnak elő (Göri 2001). A talajvíz 2-4 méter mélyen helyezkedik el. A klíma mérsékelt száraz kontinentális, az éves középhőmérséklet 9,9 °C, az éves csapadék mennyisége 520-550 mm.

A Tisza szabályozása előtt a terület mélyebb fekvésű részein, a rendszeres áradásoknak köszönhetően hét nagyobb szikes mocsár alakult ki (Kis-Jusztus, Hagymás-lapos, Csattag-lapos, Meggyes-mocsár, Fekete-rét, Bögő-lapos, Hajdú-fenék), melyek a vizet egyrészt tárolták, másrészt a délebbre fekvő Kunkápolnási-mocsarak felé vezették le. A mocsarak szegélyében nedves rétek helyezkedtek el, tőlük távolabb szikes és löszgyepek, vakszikes foltok, valamint erdők mozaikjai váltakoztak. Ez a jól működő, mozaikos rendszer először az 1800-as évek közepén zajló folyószabályozási munkálatok miatt került veszélybe, mivel megszűnt a mocsarak természetes vízutánpótlása az áradások elmaradásával. Ezt fokozták az 1930-50-es években zajló mocsárlecsapolások, és a természetes vízgyűjtő terület intenzív mezőgazdasági hasznosítása is súlyosbította a helyzetet. A mocsarak szinte teljes kiszáradása az 1970-es években következett be, amikor az egyeki térség meliorizációja zajlott. Ezt a katasztrófát az aszályos időjárás, és a Csattag-mocsár esetében a vízhiány miatt kialakuló hatalmas tűzvészek is súlyosbították. Ekkortájt csak a különösen csapadékos években telt meg vízzel a mocsarak medre, és a degradatív folyamatok kerültek túlsúlyba a területen. Szerencsére a térség rehabilitációja viszonylag hamar, 1976-ban elkezdődött és azóta is zajlik, így az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer hazánk legrégebbi és legnagyobb területen zajló élőhely-rehabilitációs programjának a helyszíne (Göri et al. 2000, Aradi et al. 2003, Lengyel et al. 2007).

Az első helyreállítási ütemben (1976-1997) elsősorban hidrológiai rekonstrukció zajlott, melynek eredményeképpen kiépült egy csatornarendszer, mely lehetővé tette a mocsarak vízutánpótlását a Tiszából, a Nyugati főcsatornán keresztül. A sikeres első ütem után viszonylag gyorsan regenerálódott a mocsarak növény- és állatvilága (Göri et al. 2000, 2006), de az emberi jelenlét negatív hatásai az évek során tovább erősödtek. A mocsarak

mezőgazdasági eredetű szennyeződése és az intenzív nádatartás miatti homogenizációja, a gyepek szántók általi fragmentáltsága, valamint a csökkenő állatállomány miatt a legeltetés hiánya egyaránt további beavatkozásokat tettek szükségessé. A részletes helyzetelemzés, alapállapot-felmérés és tervezési fázis után 2004-ben elkezdődött a terület rehabilitációjának második üteme, melynek fő célkitűzései az Élőhelyvédelmi Irányelvben kiemelt két élőhelytípusnak, a pannon szikes puszták és mocsarak (Natura 2000 kód: 1530) és a pannon löszpusztagyeppek (kód: 6250) helyreállítása és a már rehabilitált mocsarak védelme és kezelése voltak. A célok elérése érdekében, egy Európai Unió által támogatott LIFE-Nature program keretében (LIFE04NAT/HU/000119) több természetvédelmi kezelést és rekonstrukciós beavatkozást (legeltetés, kaszálás, égetés, „apróvad-földek” extenzív művelése, gyepesítés és erdősítés, 6. ábra) terveztünk és valósítottunk meg. A hosszú távú rehabilitációs program harmadik, befejező szakasza az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer egészét tervezi összekapcsolni a Hortobágyi Nemzeti Park többi élőhelyével ÉK-i és D-i irányba (Lengyel et al. 2008b).

Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer különlegességét az adja, hogy a Hortobágyra jellemző élőhelytípusok, növénytársulások és a hozzájuk kötődő állatközösségek itt szinte mind megtalálhatóak és átmenetet képeznek a Borsodi Mezőségre és a Nagykunságra jellemző élőhelyek irányába. A szikes mocsarakat nádasok (*Scirpo-Phragmitetum*) borítják, melyekben számos védett növény- és állatfaj él (pl. rucaöröm *Salvinia natans* L., réti csík *Misgurnus fossilis* Linnaeus, vöröshasú unka *Bombina bombina* Linnaeus, kanalas gém *Platalea leucorodia* Linnaeus, cigányréce *Aythya nyroca* Guldenstadt, gólyatöcs *Himantopus himantopus* Linnaeus) (Lengyel et al. 2008b). A mocsarak nyíltvízes területeitől kifelé haladva a zsiókás (*Bolboschoenetum maritimi*) társulásokat nedves rétek váltják. A nedves rétzónát követik a Hortobágyra jellemző szikes pusztai társulások, melynek két fő típusa az ürmös szikes puszta (*Artemisio-Festucetum pseudovinae*), és a cickafarkos szikes puszta (*Achilleo-Festucetum pseudovinae*), jelentős sóvirág (*Limonium gmelini* (Willd.)) állományokkal. A szikes pusztákba helyenként szikfoki növényzet (*Puccinellietum limosae*) és vakszik (*Camphorosmetum annuae*) elegyedik. A magasabb térszíneken kisebb maradványfoltokban löszgyepekkel találkozhatunk (*Salvio-Festucetum rupicolae*, *Cynodonti-Poëtum angustifoliae*), melyekben helyenként még megtalálható a védett magyar szegfű (*Dianthus pontederæ* (Kern.)) és a macskahere (*Phlomis tuberosa* L.) (Kiss et al. 2001). A terület szárazabb élőhelyei is gazdag állat együtteseknek adnak otthont. Megtalálható itt például a szongáriai cselőpók (*Lycosa singoriensis* Laxmann), a törös szöcske (*Gampsocleis glabra* Herbst) és az aranypettyes bábrabló (*Calosoma auropunctatum* Herbst) is. A gyepek madárfaunája is bővelkedik ritkaságokban (túzok *Otis tarda* Linnaeus, parlagi pityer *Anthus campestris*, Linnaeus kékvércse *Falco vespertinus* Linnaeus, réti sas *Heliaetus albicilla* (Linnaeus) stb.), emiatt a madarászok egyik kedvelt úticélja a terület.

Végül a hazai emlősfauna jelentős része is képviselteti magát (güzüegér *Mus spicilegus* Petenyi, mezei nyúl *Lepus europeus* Pallas, őz *Capreolus capreolus* (Linnaeus), borz *Meles meles* (Linnaeus), vörös róka *Vulpes vulpes* (Linnaeus) stb., Lengyel et al. 2008b).

3.3. Mintavételi módszerek és adatelemzés

3.3.1. I. Vizsgálat: Élőhely-monitorozás Európában

Az élőhely-monitorozás gyakorlatának áttekintésére az EuMon projektben (*EU-wide monitoring methods and systems of surveillance for species and habitats of Community interest*), az Európai Unió 6. keretprogramja által támogatott kutatási projektben, az európai monitorozási-programokról összegyűjtött adatbázis használtuk. Az adatbázis meta-adatokat tartalmaz az egyes monitorozási programok legfontosabb jellemzőiről. A meta-adatokat 2005 és 2006 során gyűjtöttük egy 8 általános és 35 specifikus kérdést tartalmazó kérdőív segítségével (<http://eumon.ckff.si/monitoring>). Európa-szerte több mint 1600 email címre és számos levelezőlistára küldtük el a kérdőívet kitöltésre, elsősorban monitorozással foglalkozó kutatóknak, állami szervezeteknek és egyéb monitorozásban érintett csoportnak.

A kitöltött kérdőívek bekerültek az EuMon projekt adatbázisába, amelyben az itt bemutatott elemzések elvégzésekor (2007. augusztus 31-i állapot) összesen 150 élőhely-monitorozási program szerepelt. A mintaelemszámok azonban különbözhetnek az egyes összehasonlítások esetében, mert néhány információ nem szerepelt minden programnál. A statisztikai elemzések során nem-paraméteres tesztek alkalmaztunk (χ^2 -próba, Kruskal-Wallis teszt), mert a legtöbb változó nem volt normális eloszlású és/vagy a varianciák egyenlőtlen eloszlást mutattak. A statisztikai elemzéseket az SPSS for Windows 16.0 programmal végeztük.

3.3.2. II. Vizsgálat: Az élőhelyi sokféleség és a fajgazdagság kapcsolata

Az Egyek-Pusztakócsi mocsarak élőhelyi szintű biológiai sokféleségét befolyásoló tényezők vizsgálata a mocsárrendszer északnyugati, Egyekhez közeli, a Csattag-mocsarat övező mintegy 1500 hektár területű részén zajlott. A mintavételi helyek kiválasztását 2002-ben egy átfogó vizsgálat előzte meg, melyben első lépésként űr- és légi felvételek készültek. Ezt 2003-ban terepi bejárás és botanikai felmérés követte, melynek során a légifotók alapján, az Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer (Fekete et al. 1997) szerint határoltuk le az élőhelyfoltokat a mintaterületen, illetve rövid jellemzések, leírások készültek az egyes foltokról. Összesen 296 élőhelyfoltot határoltunk le, melyből kiválasztottunk 51-et, melyekben a botanikai és a zoológiai

vizsgálatokat végeztük 2004-ben. A kiválasztott foltok négy élőhelytípusba tartoztak: (i) szikes gyepek, (ii) rét, (iii) mocsár és (iv) löszgyep. A foltok kiválasztását rétegzett mintavétellel végeztük, mely során az első három élőhelytípusba tartozó foltok közül random módon választottunk mintavételi foltokat a méreteloszlás megfelelő reprezentáltságáig, majd a választott foltokhoz hozzáadtuk mind a négy degradált löszgyepet, ami a területen megtalálható. A választott foltok átlagos mérete $9,1 \pm 9,94$ S.D. hektár (min.-max.: 0,7 - 35,8 ha); összesen 496 hektár volt.

A botanikai felmérés késő júniusban zajlott, amikor a legtöbb növényfaj fenológiai állapota lehetővé teszi a határozást. Az adatgyűjtés során minden foltban minimum három darab, 2×2 méteres, véletlenszerűen kiválasztott kvadrátban történt a cönológiai felvételezés, borításbecslés, a csupasz talajfelszín és a talaj avarral való borítottságának becslése, a növényzet és az avar magasságának mérése. A kvadrát körüli 30 m átmérőjű körben ('makrokvadrát') becsültük a növénytársulások számát és borítását. Amennyiben a makrokvadrát heterogenitása magas volt, további kvadrátokat jelöltünk ki fitocönológiai vizsgálatra, így összesen 231 kvadrátban mértük fel a növényzetet (átlag: $4,5 \pm 1,54$ S.D. kvadrát/folt, min. - max.: 3-9). A növényfajok és -társulások meghatározását Simon (2000) és Borhidi (2003) alapján végeztük.

A zoológiai mintavétel során a területre jellemző, trofikus szerepük miatt különösen fontos állatcsoportokat vizsgáltuk (növényen lakó ízeltlábúak: pókok (Araneae), poloskák (Heteroptera), egyenesszárnnyúak (Orthoptera); talajlakó ízeltlábúak: pókok (Araneae), futóbogarak (Carabidae); gerincesek: madarak (Aves)). A növényen lakó ízeltlábúakat 100 csapásos fűhálózással gyűjtöttük minden foltban egy 3×3 méteres, 1 méter magas fóliával körbekerített kvadrátban. A kvadrát helyét random módon jelöltük ki, így az minden mintavételi időpontban máshova esett az adott folton belül. A talajlakó ízeltlábúakat 26 foltban, foltonként két random módon választott helyen leásott Barber-féle talajcsapdával gyűjtöttük. A csapdák két darab, fél literes műanyag pohárból álltak, melyben 100 ml, 75%-ra hígított eltilén-glikolt használtunk ölfolyadékként. A csapdákat farostlemezzel fedtük be, hogy megakadályozzuk az eső általi kimosódást, és a nagyobb, gerinces állatok csapdába kerülését. Az ízeltlábú-mintavételek a fenológiai sajátságok szerint, júniustól szeptemberig, háromhetente (összesen hat alkalommal) zajlottak. A gyűjtött állatokat laboratóriumban a taxonok specialistái faji szintig határozták. A madarak mintavételezése dán rendszerű pontszámlálással történt, minden foltban egy alkalommal a szezon során. A pontszámlálás során a pont 100 m sugarú körzetében, öt perc alatt észlelt (látott vagy hallott), az adott foltot bármilyen élettevékenységre (költés, táplálkozás, pihenés stb.) használó madarak faja és egyedszáma került feljegyzésre. A megfigyelési pontok száma a foltmérethez volt igazítva oly módon, hogy nagyobb foltokban több számlálópont volt

hálózatos elrendezésben, ahol a szomszédos számlálási pontok közötti távolság minimum 200 m volt.

Az adatfeldolgozáskor a biológiai sokféleség legegyszerűbb, és leggyakrabban használt mérőszámát (Tóthmérész 1997), a fajszámot használtuk függő változóként. Az elemzésekben a vizsgált taxonokat egyenként és nagyobb csoportokba összevonva (teljes fajszám, teljes állatfajszám, növények, növényen lakó ízeltlábúak, talajlakó ízeltlábúak, madarak) is vizsgáltuk. Az egyes csoportok fajszámának kiszámításához a hat mintavétel során gyűjtött adatokat összevontuk.

Az élőhelyi sokféleséget leíró független változókat két, lépték szerinti csoportba soroltuk: (i) folt szintű változók és (ii) folton belüli változók, emellett vizsgáltuk még a foltméret és a kezelés hatását is. Mindkét lépték szerinti csoportban voltak kompozicionális és strukturális változók (1. táblázat). A kezelésnek három típusa volt: legeltetés (N = 17), kaszálás (N = 4), és nem kezelt (N = 30).

1. táblázat. Az elemzésekben használt független változók és magyarázatuk.

Lépték	Szempont	Változó	Leírás
<i>Folt szintű</i>	Kompozicionális	Élőhelytípus	Lőszgyep, szikes gyepek, nedves rét vagy mocsár
	Strukturális	Foltalak	Patton-féle foltalak index (Patton 1975)
		Elszigeteltség	Legközelebbi azonos élőhelytípusba tartozó folttól való távolság (logaritmizált)
<i>Folton belüli</i>	Kompozicionális	Növénytársulás diverzitás	A növénytársulások Shannon-féle diverzitásának exponenciálisa (e^{HS})
	Strukturális	Növényzet-magasság	A növényzet magasságának átlaga (15 mérés foltonként)
		Csupasz talajfelszín	A növényzettel nem borított talajfelszín százalékos aránya

A foltok területét az ArcGIS 3.2 program segítségével számoltuk, és az elemzéshez a logaritmikusan transzformált területet használtuk. A foltalakot a

Patton indexszel jellemeztük (Patton 1975). Az index egy terület-független mérőszám, mely a folt alakját egy azonos területű körrel hasonlítja össze. Minél nagyobb az index értéke, annál nagyobb mértékben tér el a folt alakja a körtől.

A Patton index számolása:
$$\frac{\text{kerület}}{2 \cdot \sqrt{(\pi \cdot \text{terület})}}$$
.

Az élőhelyfoltok között nem volt térbeli autokorreláció, mivel a foltok elhelyezkedése a mintaterületen nem különbözött a random mintázattól (Moran I index = -0,02; Z érték = -0,202; $p > 0,05$; Moran 1950). A növénytársulások diverzitását az effektív növénytársulásszámmal fejeztük ki (e^{HS}), ahol HS a

Shannon diverzitást jelenti ($HS = -\sum_{i=1}^S p_i \cdot \log p_i$, ahol p_i a relatív borítása a foltban található i -edik növénytársulásnak) (Jost 2006).

A nyolc független változó hatását a fajszámmra általános lineáris modellekkel (GLM) vizsgáltuk. Az általános lineáris modellek, mivel többszörös regresszió alapulnak, feltételezik, hogy a magyarázó változók között nincs korreláció (Venables & Ripley 2002). A folytonos független változók korrelációjának kizárásához elvégeztük az összes lehetséges pár Pearson-féle korrelációs elemzését, és nem találtunk szignifikáns kapcsolatot egyik pár között sem ($p > 0,05$). A folton belüli változókat azonban a folt szintű változók két esetben befolyásolták. A növényzetmagasság különbözött az élőhelytípusok között (szikes gyepek: $25,5 \pm 14,55$ cm, $N = 23$; löszgyepek: $33,8 \pm 9,74$ cm, $N = 4$; nedves rét: $46,7 \pm 20,86$ cm, $N = 12$; mocsár: $117,8 \pm 30,35$ cm, $N = 12$; egyutas ANOVA logaritmizált adatokkal, $F_{3,47} = 19,748$, $p < 0,001$). Emellett a száraz élőhelytípusok területe nagyobb volt a nedves élőhelytípusokénál (löszgyepek: $15,2 \pm 12,96$ ha, $N = 4$; szikes gyepek: $13,4 \pm 11,43$ ha, $N = 23$; mocsár: $4,7 \pm 5,06$ ha, $N = 12$; nedves rét: $3,0 \pm 1,44$ ha, $N = 12$; egyutas ANOVA logaritmizált adatokkal, $F_{3,47} = 8,735$, $p < 0,001$). Abban az esetben, ha ezen kapcsolódó változók közül valamelyik szignifikáns hatásúnak mutatkozott a modellben a változók sokfélesége gyakorolt relatív hatásának meghatározására a modelleket újraillesztettük csak az egyik, csak a másik vagy mindkét változó felhasználásával és a relatív hatásokat ennek alapján értékeltük.

Az elemzés első lépésben a legbővebb modellt illesztettük, mely az összes független változót tartalmazta. Ezután az egyenkénti kihagyás módszerével leszűkítettük a modellt ($p_{\text{kihagy}} > 0,05$), amit újra illesztettünk, a regressziós koefficiensek kiszámítására (folytonos változók esetén), illetve Tukey tesztet végeztünk a kategorikus változók hatásának meghatározásához. A szűkített modell illeszkedését az Akaike Információs Kritériummal (AIC) (Akaike 1973) vizsgáltuk. A teljes modell után illesztettük a folt szintű, majd a folton belüli változókat tartalmazó modelleket, és megvizsgáltuk a magyarázó változók egyenkénti hatását is, amellyel ellenőriztük a teljes modell illesztésekor szignifikánsnak mutató változókat. Emellett a modellek

illesztése során az interakciókat is vizsgáltuk. Mivel egyik interakció sem mutatkozott szignifikánsnak ($p > 0,1$), ezért csak a magyarázó változókat tartalmazó modellek eredményeit ismertetjük. A magyarázó változók egy része növényzeti paraméter volt, ezért a növény- és a teljes fajszám esetében a modell független változóként csak a foltméretet, a foltalakot, az elszigeteltséget és a kezelési típust tartalmazta. Az állatcsoportok esetében a modellben az összes magyarázó változó szerepelt.

Az általános lineáris modellek feltételeit grafikus módszerekkel ellenőriztük (normalitás: QQ-ábra; linearitás: reziduum-becsült érték ábra; varianciák állandósága: szórás-becsült érték ábra; torzító pontok: standardizált reziduum-hatóerő ábra, Reiczigel et al. 2007).

3.3.3. III. Vizsgálat: Természetvédelmi stratégiák alkalmazása

Az egyek-pusztakócsi élőhely-rehabilitáció szükségességét elsősorban a területen található szántók magas aránya (29%) és a hozzájuk kapcsolódó mezőgazdasági tevékenységek negatív hatásai (fragmentáció, degradáció, homogenizáció, szennyezés), illetve a természetvédelmi kezelések (legeltetés, égetés) hiánya indokolták (Lengyel et al. 2005). A természetvédelmi stratégiai tervezés első lépéseként meghatároztuk a veszélyeztető tényezőket, majd az ezekkel kapcsolatos célokat és végül a célok eléréséhez szükséges rekonstrukciókat és természetvédelmi kezeléseket. Ezután az utolsó lépésben meghatároztuk a várható eredményeket is (Lengyel et al. 2007): a beavatkozásokat követően a projekt-területen több mint felére (29%-ról 14%-ra) csökken a szántók és egyharmaddal nő a gyepek aránya (46%-ról 60%-ra); a fás területek aránya az összes terület mintegy 3%-át fogja kitenni; a mocsarak (Fekete-rét, Csattag-lapos) homogén nádasai helyett a legeltetés és az égetés hatására új, mozaikosabb élőhely-szerkezet alakul ki. A tervezés és megvalósítás során szorosan együttműködtünk a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság gyakorlati természetvédelmi szakembereivel.

3.3.4. IV. Vizsgálat: A biológiai sokféleség változásai a gyepesítés hatására

A gyepek helyreállítása elsősorban a mocsárrendszer déli részén zajlott, összesen 760 hektáron. A gyepesítést alacsony diverzitású magkeverékek felhasználásával végeztük, amelyek két vagy három fűfajt tartalmaztak a szikes- illetve löszgyepek kialakításához (Vida et al. 2008). Négy különböző élőhelytípust vizsgáltunk 2007-ben, amelyek egyben időgrádiens is jelentettek: gyepesítés előtti szántók (gabona, lucerna), egyéves gyepek, kétéves gyepek, és végül referenciaként szolgáló természetes gyepek (szikes vagy lösz).

Az egyéves gyepeken még az egy-kétnyári, szántóföldi gyomfajok domináltak (pl. pásztortáska *Capsella bursa-pastoris* L., ebszékfű *Matricaria*

inodora L., mezei rozsnok *Bromus arvensis* L., puha rozsnok *Bromus mollis* L.). Ez a többnyire magasra növő növényekből álló gyomtenger (1. ábra) a vetett magok csírázását elősegítő, szélvédett, meleg és páradús mikroklímát hozott létre, így az első évi kaszálás után a kicsírázott növények kedvező feltételekhez jutva gyors fejlődésnek indultak.



1. ábra. Gyomtenger az első évben.

A kedvező feltételeknek és az első évben végzett kaszálásnak köszönhetően a kétéves gyepekben már nagyrészt felváltották a rövid életű gyomokat az évelő növényfajok (pl. réti csenkesz *Festuca pratensis* Huds., deres tarackbúza *Elymus hispidus* (Opiz) Melderis) és megjelent néhány, a természetes gyepekre jellemző faj is (pl. mezei cickafark *Achillea collina* L.; apró szulák *Convolvulus arvensis* L.) (2. ábra) (Deák et al. 2008, Török et al. 2010). A referencia gyepek növénytársulásairól ld. 3.1. fejezetet.



2. ábra. Kétéves gyep (fotó: dr. Lengyel Szabolcs)

A mintavétel összesen 39 foltban történt 2007 májusa és szeptembere között (szántó: 5 db, egyéves gyep: 10 db, kétéves gyep: 11 db, és természetes gyep: 13 db). A foltok mérete 4 és 36 hektár között volt. A változások nyomon követéséhez ugyanazokat az ízeltlábú csoportokat vizsgáltuk, mint a 2004-es alapállapot-felmérésben: növényen lakó és talajlakó pókok (Araneae), poloskák (Heteroptera), egyenesszárnyúak (Orthoptera) és futóbogarak (Carabidae). A talajlakó gerincteleneket talajcsapdákkal, a korábban említett módon gyűjtöttük. A csapdákat egymástól legalább 50 méterre, két random módon kijelölt helyre ástuk le minden egyes mintavételi foltban, májusban. A növényen lakó gerincteleneket egy transzekt mentén 200 fűhálócsapással gyűjtöttük a talajcsapdák környékén. A gyűjtéseket háromhetente végeztük, így a teljes vegetációs periódus alatt hat mintavételezés történt. A begyűjtött állatokat laboratóriumban az adott taxon specialistája faji szintig határozta. Az adatfeldolgozáskor az összes gyűjtött fajt együtt kezeltük.

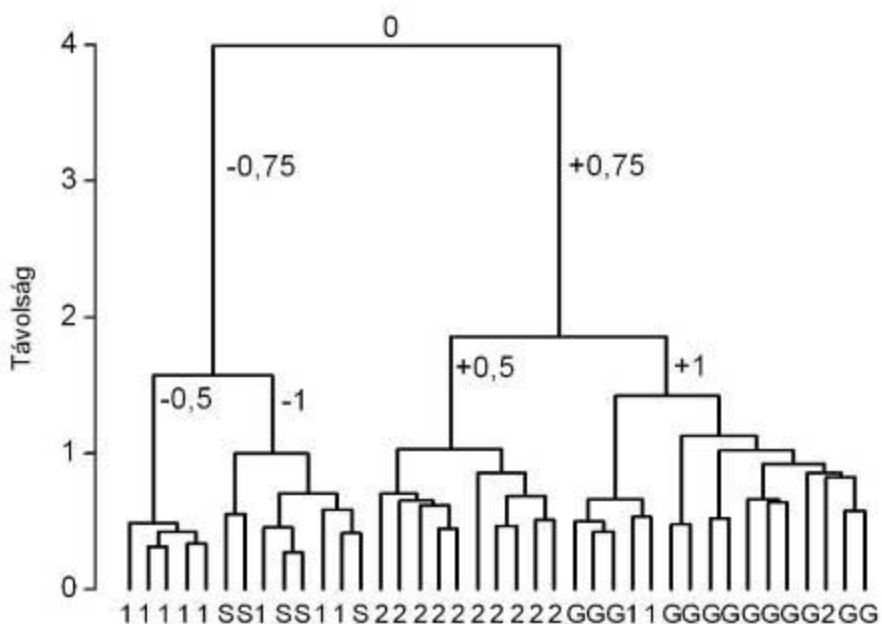
A gypesítés utáni változásokat a fajsza szám változásaival, ordinációval (Legendre & Legendre 1998), és a Tóthmérész és Magura (2005) által továbbfejlesztett habitat affinitási indexekkel vizsgáltuk. A botanikában általánosan használnak különféle természetességi indexeket (Borhidi 2003) és a zoológiában is egyre gyakrabban alkalmaznak hasonló módszereket (Allegro & Sciaky 2002, Tóthmérész & Magura 2005, Magura et al. 2006). Az affinitási indexek eredeti formájukban, kizárólag a relatív gyakoriságot veszik figyelembe (Allegro & Sciaky 2002), így torzítanak azon közösségek irányába, amelyek csak néhány, magas abundanciájú féltermészetes fajt tartalmaznak. Ezért Tóthmérész és Magura (2005) a természetesség mérésére olyan affinitási indexeket dolgoztak ki, amelyek figyelembe veszik az adott élőhely többi élőhelyhez viszonyított relatív minőségét a fajok fidelitása és/vagy specificitása alapján. Kutatásaik során ezek az új indexek hatásosnak bizonyultak különböző korú erdők összehasonlítására (Tóthmérész & Magura 2005, Magura et al. 2006), ezért alkalmaztuk őket gyepekre is. A IV. Vizsgálatban a fidelitás

(HAF_r), a specificitás (HAS_r) és a kettő kombinációjával számított affinitási indexeket használtuk ($HAFS_r$).

A fajok affinitási értékeit (A_i) négy lépésben határoztuk meg. Először hierarchikus klaszteranalízissel osztályoztuk a mintavételi helyeket (Bray-Curtis távolságfüggvény, Ward fúziós módszer) a fogott ízeltlábú fajok abundanciái alapján. A klaszteranalízis a vizsgált mintavételi helyeket jól körülhatárolható, élőhelytípusok szerinti csoportokba sorolta (3. ábra). Második lépésként -1 és $+1$ közötti értékeket rendeltünk minden élőhelytípushoz a dendrogram alapján (3. ábra). A harmadik lépésben karakterfaj-analízist (IndVal) (Dufrêne & Legendre 1997) végeztünk, amely a terepi adatok alapján mindegyik fajt hozzárendelte valamelyik élőhelytípushoz vagy élőhelytípus-csoporthoz, figyelembe véve a terepen tapasztalt mintázatokat. Utolsó lépésként meghatároztuk az összes faj affinitási értékét az alapján, hogy melyik faj melyik élőhelytípushoz tartozott.

Így tehát a fajok affinitási értéküknek megfelelően a következő hét csoportba kerültek:

- +1: természetes gyepekre jellemző fajok,
- +0.75: kétéves és természetes gyepekre jellemző fajok,
- +0.5: kétéves gyepekre jellemző fajok,
- 0: élőhelytípushoz nem kötődő fajok („élőhely generalisták”),
- 0.5: egyéves gyepekre jellemző fajok,
- 0.75: egyéves gyepekre és szántókra jellemző fajok,
- 1: szántókra jellemző fajok.



3. ábra. A hierarchikus klaszteranalízis során kapott dendrogram, amely alapján hét csoportba soroltuk a gyűjtött fajokat. A klaszterlábak feliratai: 1: egyéves gye; 2: kétéves gye; S: szántó; G: természetes gye.

Végül, miután valamennyi fajhoz hozzárendeltünk egy affinitási értéket, kiszámoltuk az egyes mintavételi helyek affinitási indexeit. A fajok fidelitását figyelembe vevő affinitási indexet (HAF_r) a következő képlet alapján számoltuk:

$$HAF_r = \sum_{i=1}^S (I_{ir} \cdot \pi_i \cdot A_i),$$

ahol S a teljes fajszám; I_{ir} az indikátor függvény, amely 0 vagy 1 lehet attól függően, hogy az i faj jelen volt-e az r mintavételi helyen vagy sem; π_i azon mintavételi helyek relatív gyakorisága, ahol az i faj jelen volt egy adott élőhelytípusban; és A_i az i faj habitat affinitási értéke.

A fajok specificitásán alapuló habitat affinitási index (HAS_r) számítása a következő:

$$HAS_r = \sum_{i=1}^S (I_{ir} \cdot e_i \cdot A_i),$$

ahol e_i az i faj specificitása. A specificitás úgy definiálható, mint az adott faj adott élőhelytípusban tapasztalt átlagos egyedszámának és az összes többi élőhelytípusban található átlagos egyedszámának az aránya.

Végül a fidelitás és specificitás kombinációjával számolt habitat affinitási index képlete:

$$HAFS_r = \sum_{i=1}^S (I_{ir} \cdot \sqrt{\pi_i \cdot e_i} \cdot A_i),$$

ahol a szimbólumok jelentése megegyezik a korábbiakkal. Az indexek értéke annál nagyobb, minél több természetes gyepekre jellemző faj van jelen az adott mintavételi helyen.

A különböző korú élőhelytípusok (szántó, egyéves gyepek, kétéves gyepek, természetes gyepek) közötti különbség kimutatására variancia-analízist (ANOVA) használtunk. Ha az élőhelytípusok között szignifikáns különbség mutatkozott, akkor Tukey teszttel végeztük az utólagos, páros összehasonlításokat. A variancia-analízis feltételeit grafikus módszerekkel ellenőriztük (normalitás: QQ-ábra; varianciák állandósága: szórás-becsült érték ábra) (Reiczigel et al. 2007). Az élőhelyek izeltlábú együtteseinek gyepesítést követő fajkészlet-változásait nem-metrikus multidimenziós skálázással (Bray-Curtis távolság) vizsgáltuk (Legendre & Legendre 1998).

A statisztikai elemzések során kétoldalú teszteket és $\alpha = 0.05$ szignifikancia szintet használtunk. A szövegben az átlag ± 1 szórást (S.D.) adtuk meg, kivéve, ahol jelölve van. A II. és IV. Vizsgálat elemzéseit az R 2.8.0 (R Development Core Team 2008), illetve az SPSS 10.0 (SPSS, Inc. 1997) statisztikai programokkal végeztük.

3.4. Hozzájárulás a vizsgálatokhoz és a vizsgálatokból készült publikációkhoz

A dolgozatban összefűzött vizsgálatok mindegyike számos ember közös munkáján alapul, ezért ebben a fejezetben röviden összefoglalom személyes hozzájárulásomat az eredményekhez.

Az I. Vizsgálatban részt vettem az adatgyűjtésben (a kérdőív elkészítése, kiküldése, nyomon követése; beérkezett adatok adatbázisba rendezése), az adatok elemzésében és a cikk megírásában is. A II. Vizsgálatban a terepi mintavételben, az adatok összerendezésében és statisztikai elemzésében, és a kézirat megírásában vettem részt. A III. Vizsgálat esetében a stratégiai tervezésről és a megvalósított természetvédelmi beavatkozások eredményeiről készült cikk írásában volt jelentős szerepem, illetve a LIFE-Nature pályázat utolsó másfél évében (2007. július - 2008. december) koordinátori szerepet töltöttem be a pályázat konkrét megvalósításában. A IV. Vizsgálatban a terepi mintavételekben, az adatok összerendezésében és elemzésében, illetve a cikkírásban vettem számottevően részt.

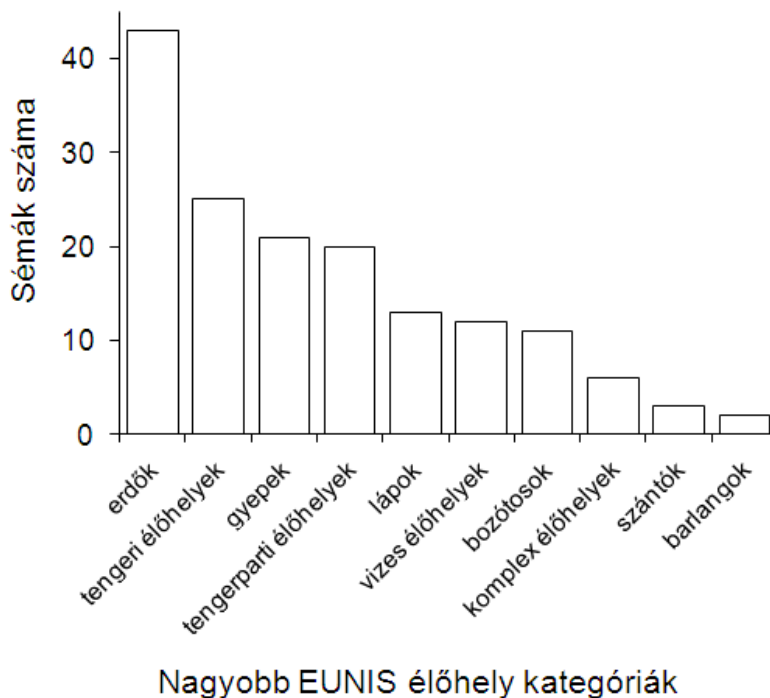
4. EREDMÉNYEK

Ebben a fejezetben csak a tanulmányok legfontosabb eredményeit összegzem. További részletek, táblázatok és ábrák a Függelékben szereplő publikációkban találhatók.

4.1. I. Vizsgálat: Élőhely-monitorozás Európában

A kiküldött kérdőívek nyomán 19 országból, összesen 150 élőhely-monitorozási programról gyűlt össze adat az adatbázisban. A legtöbb program (N = 33) Spanyolországból származott, ezt követte Görögország (N = 28), Nagy-Britannia (N = 22), Lengyelország (N = 17) és Franciaország (N = 12), majd hatodikként Magyarország következett tíz sémával. Számos országból (N = 8) csak egy-egy program volt az adatbázisban.

Az adatok (N = 142) szerint Európában leggyakrabban erdőket monitoroznak (28%), melyet a tengeri élőhelyek (16%), a gyepek (14%), majd a parti élőhelyek (13%) követnek. A folyók és egyéb vizes élőhelyek (8%), a lápok és mocsarak (8%), illetve a bozótosok (7%) kevésbé gyakori célpontok, míg a barlangokat, szántókat és a komplex élőhelyeket az esetek kevesebb mint 5%-ában monitorozzák (4. ábra) (Lengyel et al 2008a).



4. ábra. Az EuMon adatbázisban az egyes EUNIS élőhely-kategóriákba tartozó monitorozási programok száma (N = 142 program).

A programok többségében (69%, N = 142) a fajösszetétel mellett az élőhelyek kiterjedését is vizsgálták, míg az esetek 22%-ban csak a fajösszetételt és 9%-ban csak az élőhelytípus méretének változásait követték nyomon. Hasonló eredményt kaptunk akkor is, mikor azt vizsgáltuk, hogy a programok mekkora hányadában gyűjtenek jelenlét/hiány, illetve mennyiségi adatokat. A legtöbb sémában (72%, N = 134) mind a kettőt vizsgálták, míg 22% volt a csak az abundanciát és 6% a csak a jelenlét/hiány adatokat nyomon követő programok aránya.

Az adatfeldolgozáskor bonyolultabb statisztikai módszereket (pl. lineáris regresszió, additív és kevert modellek, idősorozatok) csak a programok 14%-ban (N = 140), míg lineáris regressziót csak 4%-ban használnak. Ezzel szemben leíró statisztikát és egyszerűbb grafikonokat az esetek 18%-ban, míg a programok felében „egyéb statisztikai módszereket” alkalmaznak. A programok 11%-ában a gyűjtött adatokat semmilyen módon nem elemzik, 3%-ban pedig nem az adatgyűjtő elemzi őket.

A programok többségéről azt állították, hogy képes többlet információval szolgálni a monitorozott területről, így például a környezeti paraméterekről, az élőhely minőségéről és a tapasztalt változások okairól. A környezeti tényezőket a programok közel felében vizsgálják (49%; N = 149), míg az élőhely minőségét a programok 91%-ában rögzítik. A leggyakrabban vizsgált minőségjelző paraméter a fajösszetétel (28%), ezt szorosan követi a kulcs-, ernyő-, vagy tipikus fajok jelenléte (24%) (N = 315, többszörös választás alapján). Ez biztosítja a közösségek változásának, az inváziós fajok megjelenésének, vagy akár a természetes fajok kihalásának nyomon követését. Emellett szintén nyomon követik a szerkezeti változásokat (18%), a fizikai-kémiai környezet változásait (15%) és a fragmentációt (14%), mely segíthet a változások okainak felderítésében.

4.2. II. Vizsgálat: Az élőhelyi sokféleség és a fajgazdagság kapcsolata

Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer területén végzett vizsgálat során, melyben az élőhelyi szintű biológiai sokféleséget befolyásoló tényezők feltérképezését tűztük ki célul összesen 434 fajt gyűjtöttünk és határoztunk meg az 51 élőhelyfoltban (2. táblázat). A legtöbb faj az ízeltlábúakhoz (221 faj) és a virágos növényekhez (170 faj) tartozott.

2. táblázat A vizsgált csoportok és taxonok összesített és foltonkénti átlagos fajszáma az Egyek-Pusztakócsi mocsarak területén.

Csoport	Taxon	Fajszám			
		Összesen	Átlag ± S.D.	Min - Max	N*
Növények	Virágos növények	170	21.3 ± 11.64	2 - 46	51
Növényen lakó ízeltlábúak	Araneae	65	8.3 ± 4.07	1 - 21	51
	Heteroptera	14	1.7 ± 1.17	0 - 5	51
	Orthoptera	32	7.7 ± 2.58	2 - 13	51
	Összesen	111	17.7 ± 5.52	7 - 31	51
Talajlakó ízeltlábúak	Araneae	43	9.2 ± 6.98	0 - 25	26
	Carabidae	67	12.8 ± 8.56	2 - 33	26
	Összesen	110	22.0 ± 14.18	2 - 49	26
Madarak	Aves	43	3.7 ± 2.50	1 - 13	51
<i>Teljes fajszám</i>		434	67.0 ± 15.10	39 - 98	26

*N: a vizsgált élőhelyfoltok száma

A teljes fajszámra egyik vizsgált változó (terület, alak, izoláció, kezelési típus) közvetlen hatását sem sikerült kimutatnunk, egyik illesztett modell esetén sem (3. táblázat a II. Vizsgálatban).

A fajszám-terület összefüggést csak madarak esetében sikerült kimutatni (1. ábra a II. Vizsgálatban), az összevont csoportok és a többi taxon fajszáma a folt méretével nem mutatott kapcsolatot. A foltszintű változók közül az élőhelytípus mutatta a legszorosabb kapcsolatot a növényen lakó és talajlakó ízeltlábúak fajszámával, a taxonok közül pedig az egyenesszárnyúak, a talajlakó pókok és a futóbogarak fajszámával. A folton belüli változók közül a növényzetmagasság korrelált a teljes állatfajszámmal, az egyenesszárnyúak és a futóbogarak fajszámával (4. táblázat a II. Vizsgálatban).

Ahogy változott az elemzés léptéke (folton belülitől foltszintű változókig, vagy egyes taxontól az összevont csoportokig) gyakran úgy változott a kapcsolat a fajszám és az élőhely-diverzitás között. Elsősorban akkor változtak vagy tűntek el a kimutatott összefüggések, amikor a különböző változókkal korrelációban álló taxonokat összevontuk nagyobb csoportokba. Ez jelentheti azt, hogy az egyes taxonok szintjén meglévő összefüggések ellenkező előjelűek voltak, azaz „kioltották” egymást, vagy akár azt is, hogy az egyes taxonok fajszámára más és más tényező hatott.

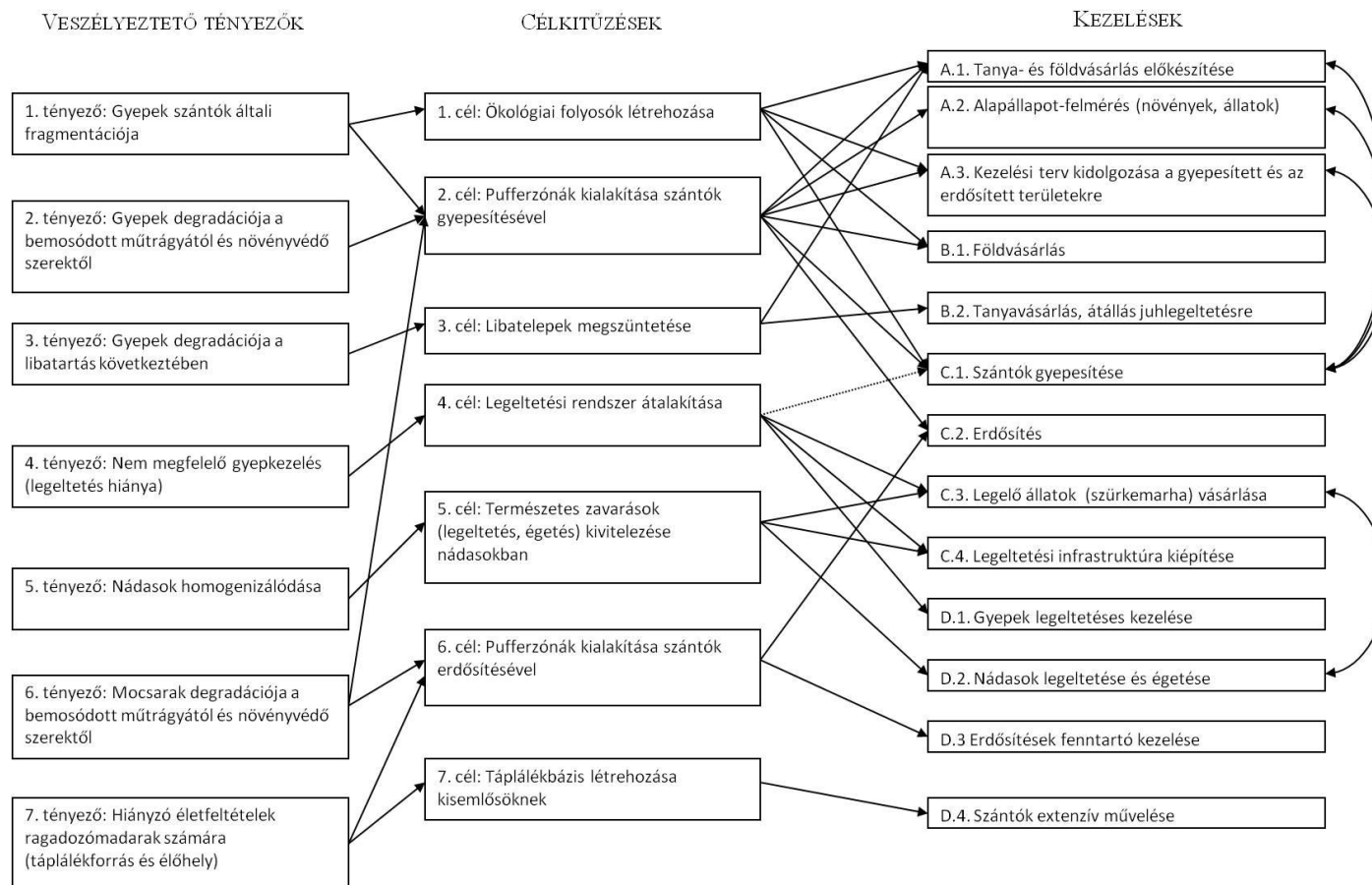
Azonban a talált összefüggések mindegyike pozitív irányú volt (3. táblázat a II. Vizsgálatban), ami azt mutatta, hogy a fajgazdagság általában nő az élőhelyi diverzitás növekedésével. Más szavakkal, az egyes taxonok szintjén meglévő összefüggések nem voltak ellenkező előjelűek (azaz nem „oltották ki”

egymást), mely arra utal, hogy az egyes taxonok fajgazdagságára más és más élőhely-diverzitási tényezők voltak hatással.

A részletes eredmények a II. Vizsgálatban szerepelnek, taxonok és összevont csoportok szerinti bontásban a 3. és 4. táblázatban, a statisztikákkal együtt.

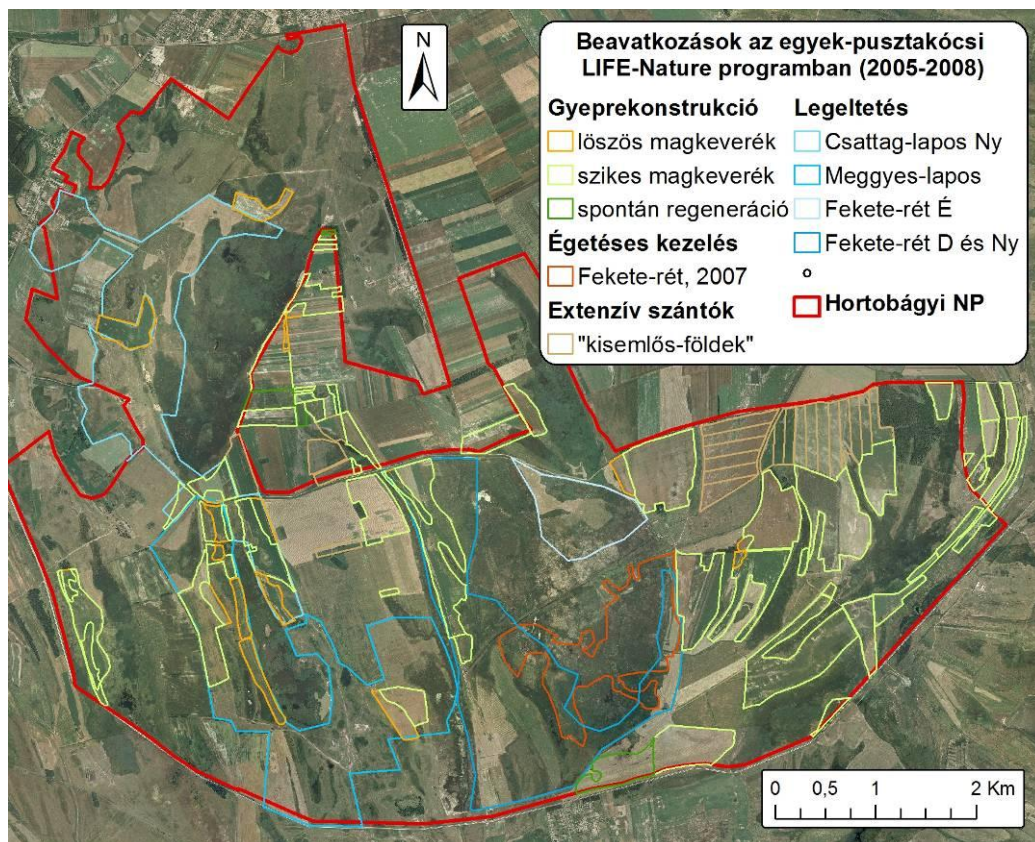
4.3. III. Vizsgálat: Természetvédelmi stratégiák alkalmazása

Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer természetvédelmi stratégiai tervezésének első lépéseként mélyinterjút készítettünk a Nemzeti Park munkatársaival, és a területet ismerő szakemberekkel. Az interjúk értékelése során megkerestük a közös pontokat és meghatároztuk a fenyegető hatásokat és a terület sokféleségét közvetlenül veszélyeztető tényezőket. A begyűjtött információkat a térinformatikai adatbázissal összevetve kijelöltük az alkalmazott természetvédelmi beavatkozások (rekonstrukciók, kezelések) helyszíneit és az elérendő célállapotokat. Végül az így készült természetvédelmi stratégiai tervet véleményezésre bocsátottuk az érintettek körében, aminek során kialakult a végleges stratégia. A stratégiai tervezési folyamat eredményét egy ábrán összesítettük (5. ábra), ezáltal is szemléltetve, hogy egyes tevékenységek több célt is szolgálhatnak.



5. ábra. A stratégiai tervezés eredménye; a biológiai sokféleséget veszélyeztető tényezők az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer területén a tájleptéktű rehabilitáció első lépcsője után és a hatásuk csökkentésére a rehabilitáció második lépcsőjében meghatározott célok és természetvédelmi beavatkozások.

A stratégiai tervezés során meghatározott tevékenységeket a „Füves területek rekonstrukciója és mocsarak védelme” című LIFE-Nature program keretében (LIFE04NAT/HU/000119) valósítottuk meg. A program során négy fő beavatkozást (gyepesítés, legeltetés, égetés, extenzív művelés) valósítottunk meg, összesen több mint 2000 hektáron (6. ábra).



6. ábra. Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer területén, a LIFE-Nature programban megvalósított rekonstrukciók és kezelések térképe.

A program során, 2005 és 2008 között összesen 760 hektáron történt meg a különböző kiindulási állapotú szántók (gabona, lucerna, napraforgó) lőszös és szikes magkeverékkel történő gyepesítése (C.1. akció, 5. ábra). Az előzetes tervezés során arra megfelelőnek ítélt helyszíneken, általában a 91 m t.sz.f. magasságot meghaladó lőszös-homokos hátakra lőszös magkeveréket vetettünk (95 ha), míg az alacsonyabban fekvő részekre szikes magkeverék került (665 ha). Négy év alatt a szántók aránya a felére csökkent, és így a gyepek aránya a védett területen belül 46%-ról 70%-ra nőtt. A tervezett ökológiai folyosók és pufferzónák megvalósulásával létrejötték az északi és déli területek közti átjárhatóságot biztosító térbeli kapcsolatok, illetve a mocsarak szennyeződését

megakadályozó védőzónák. A gyepesítés utáni első években mind a növényzet, mind az állat-együttesek meglepően gyors pozitív változásait figyelhattunk meg. A növényzet változásairól részletesen Török et al. (2010) számol be, az állat-együttesekről a IV. Vizsgálatban találhatók részletes eredmények.

A mocsárszegélyek (Fekete-rét, Csattag-lapos, Meggyes-lapos) szürkemarhakkal való legeltetése (D.1., D.2. akciók, 5. ábra) 2006-ban kezdődött, a Fekete-rét égetéses kezelését pedig 2007-ben végeztük. A mocsarak célzott legeltetése a három mocsárban összesen mintegy 325 hektáron, míg a csatlakozó régebbi és újonnan rekonstruált gyepterületek célzott legeltetése 660 hektáron valósult meg. A Fekete-rét mocsár déli részének nyár végi égetését 130 hektáron sikerült kivitelezni. Az égetés, illetve a szürkemarhák legelésének és taposásának (Csattag-lapos, Fekete-rét) hatására a mocsarak homogén nádasai felnyíltak, a növényzet mozaikosabbá, diverzebbé vált, megjelentek a nád (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel) mellett egyéb mocsári növényfajok is (pl. sziki káka *Bolboschoenus maritimus* (L.), mocsári lóróm *Rumex palustris* Sm., keskenylevelű gyékény *Typha angustifolia* L.) és a nádas mellett más élőhelyek is (pl. nyíltvizes területek, erősen taposott szikesedő foltok, gyékényesek, magassásos rétek stb.).

2006-ban a tervezett 80 hektáron makkvetéssel, illetve csemeték ültetésével megtörtént az erdősítés (C.2. akció, 5. ábra). A következő évi szárazság, és a területen található, jelentős méretű vaddisznó-állomány makkpusztítása azonban nagyon alacsony csírázási sikerességhez vezetett és az erdősítési terveket megghiúsította.

A gyeprekonstrukció után is megmaradó szántóterületek egy részén (150 hektáron) 100 m széles parcellákat kialakítva az intenzív használat helyett extenzíven művelt ún. „apróvad-földeket” hoztunk létre (D.4. akció, 5. ábra). 2005 óta ezeken a szántókon lucerna, őszi búza és árpa, évelő rozs, köles, cirok, kukorica és őszi borsó extenzív, vegyszermentes termesztése folyik. Az extenzív művelés az intenzíven művelt szántókhoz képest jelentősen növelte a rágcsáló kisemlős-fajok állományát, melyet jól jelzett a ragadozó madarak megnövekedett egyedszáma is az extenzív szántókon.

4.4. IV. Vizsgálat: A biológiai sokféleség változásai a gyepesítés hatására

A felmérés során, melyben a gyeprekonstrukciónak az ízeltlábú-együttesekre gyakorolt hatását vizsgáltuk összesen 341 fajt (17 199 egyed) gyűjtöttünk és határoztunk meg. A poloskák és a növényen lakó pókok voltak a legfajgazdagabbak 96 illetve 82 fajjal (7424 és 1498 egyed). Őket követte a futóbogarak (67 faj, 6305 egyed) és a talajlakó pókok csoportja (66 faj, 1492 egyed). Az egyenesszárnyúak közül került ki a legkevesebb faj és egyed is (30 faj, 480 egyed). Minden fajhoz affinitási értéket (A_i) rendeltünk a korábban

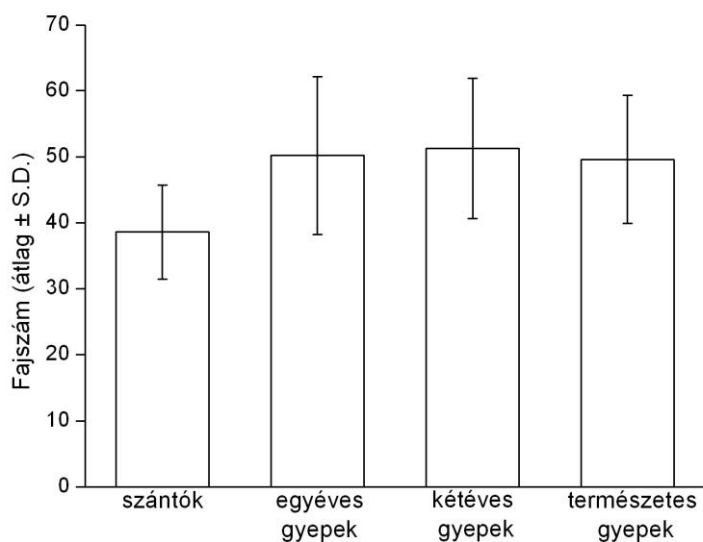
leírt módon (ld. 3.3.4. fejezet). A fajok A_i értékek szerinti megoszlása az egyes élőhelytípusokban az 3. táblázatban látható.

3. táblázat. A fajok százalékos megoszlása az egyes élőhelyeken az affinitási értékek (A_i) értékek szerint.

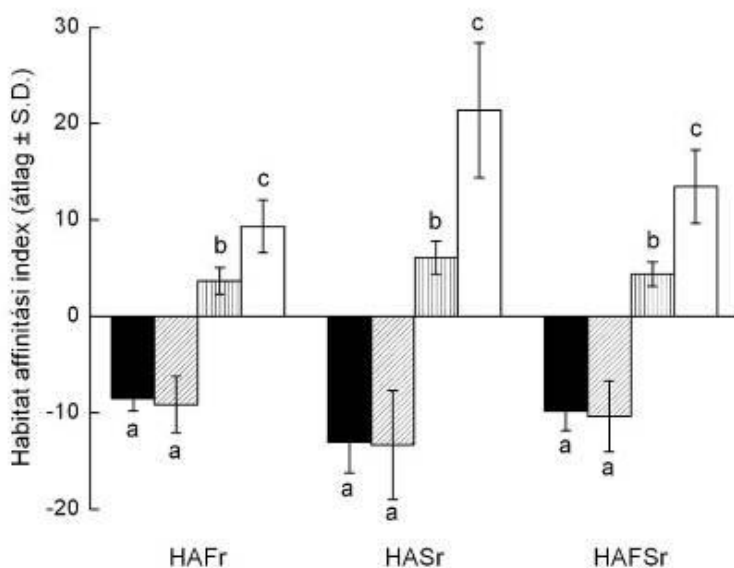
Élőhelytípus/ A_i érték (%)	1	0.75	0.5	0	-0.5	-0.75	-1
Szántó	3.7	9.4	6.5	17.8	7.5	13.1	42.1
Egyéves gyepek	5.5	12.8	7.3	16.5	40.9	8.5	8.5
Kétéves gyepek	5.6	34.4	16.1	15.6	15.0	3.9	9.4
Természetes gyepek	46.5	5.6	13.6	12.7	11.3	2.4	8.0

Habár a természetes gyepekben és a gyepesített területeken némileg magasabb volt a fajok száma, mint a szántókon, a különbség nem volt szignifikáns (7. ábra). Ezzel szemben a habitat affinitási indexek kimutatták a különbségeket. A természetes gyepekben magasabb volt a habitat affinitási index értéke, mint a többi élőhelyen, amely azt jelzi, hogy ott több volt a természetes élőhelyhez kötődő faj. A kétéves gyepek magasabb affinitási értékkel rendelkeztek, mint az egyéves gyepek és a szántók, amelyek egymástól nem különböztek szignifikánsan (8. ábra). Ez azt mutatja, hogy mind a szántókon, mind az egyéves gyepeken még a zavarástűrő fajok voltak túlsúlyban.

Habár a HAS_r index (amely a fajok specificitását veszi figyelembe) volt a legérzékenyebb az élőhelytípusok közötti különbségekre, a különbségek olyan robusztusak voltak, hogy bármelyik index használatával ugyanarra az eredményre jutottunk (8. ábra). Az egyéves gyepeken több magas affinitási értékkel rendelkező faj volt, mint a szántókon, és ugyanígy a kétéves gyepek is több magas A_i értéket kapott fajnak adtak otthont, mint az egyéves gyepek.



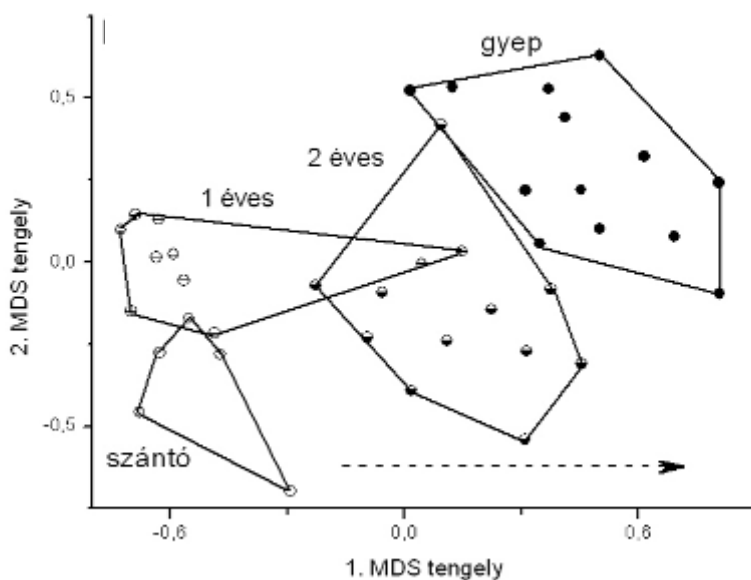
7. ábra. Fajgazdagság a vizsgált élőhelyeken. Nem volt szignifikáns különbség ($F_{3,38} = 1,92$, $p > 0,05$) az egyes élőhelytípusok között.



8. ábra. Habitat affinitási indexek a fajok fidelitása (HAF_r; $F_{3,38} = 148,32$, $p < 0,001$), specificitása (HAS_r; $F_{3,38} = 104,01$, $p < 0,001$) és együttes fidelitása és specificitása (HAFS_r; $F_{3,38} = 142,60$, $p < 0,001$) alapján a négy vizsgált élőhelytípusban. Jelölés: teli: szántó; harántcsíkozás: egyéves gye; függőleges csíkozás: kétéves gye; üres: természetes gye. Az oszlopdiagramok fölött látható különböző betűk a más csoportoktól szignifikánsan elkülönülő csoportokat jelölik.

Mivel a fajgazdagság összességében nem, míg az együttesek természetessége nőtt az idő előrehaladtával a gyepesítés után, gyanítható volt, hogy a megfigyelt változások a fajok kicserélődésén alapulnak. Az ordináció kimutatta, hogy a fajösszetétel idővel jelentősen változott. A rekonstruált gyepek ízeltlábú együtteseinek egyre hasonlóbakká váltak a természetes gyepekéhez (9. ábra), ami szintén azt mutatja, hogy egyre több olyan faj jelent meg, amelyek a természetes élőhelyekhez kötődnek. A zavart, pionír környezet közvetlenül a gyepesítés után a zavarástűrő fajoknak kedvezett, mint például a *Dictyna arundinacea* Linnaeus (Dictynidae, Araneae), a *Pardosa agrestis* (Westring) (Lycosidae, Araneae), a *Trigonotylus ruficornis* (Geoffroy) (Miridae, Heteroptera), a *Chorthippus biguttulus* (Linnaeus) (Acrididae, Orthoptera) és a *Pseudoophonus rufipes* (De Geer) (Carabidae, Coleoptera). A fajösszetétel megdöbbenően gyorsan változott az első és második év között. A kétéves gyepeken már nagy számban jelentek meg a természetes gyepekre jellemző fajok minden állatcsoportból (pl. *Nesticus cellulans* (Clerck) (Nesticidae, Araneae); *Titanoeca veteranica* Herman (Titanoecidae, Araneae); *Chorosoma schillingi* (Schilling) (Rhopalidae, Heteroptera); *Euchorthippus pulvinatus* (Fischer de Waldheim) (Acrididae, Orthoptera); *Amara fulvipes* (Audinet-Serville) (Carabidae, Coleoptera)).

Az egyes élőhelytípusok szignifikáns karakterfajainak listája (IndVal elemzés alapján) a IV. Vizsgálat függelékében található.



9. ábra. Az ízeltlábú együttesek fajösszetételének változásai a szántóktól az egyéves, kétéves gyepeken át a referenciaként szolgáló természetes gyepekig. A fajösszetétel a természetes gyepek fajkészletéhez egyre hasonlóbba válik.

5. ÉRTÉKELÉS

A biológiai sokféleség megőrzése szempontjából számos értékes információt gyűjtöttünk össze kutatásaink során. Az I. Vizsgálatban bemutattuk, hogyan követik nyomon a biológiai sokféleség változásait Európában, majd kisebb léptékre váltva a II. Vizsgálatban az élőhelyi sokféleség és a fajgazdagság közötti kapcsolatra helyeztük a hangsúlyt. Ezután a kapott eredményeket felhasználva kialakítottuk a megfelelő természetvédelmi stratégiát, amely az Egyek-Pusztaköcsi mocsárrendszer területén elősegítheti a mozaikos élőhelyszerkezet kialakítását és a tájléptékű biodiverzitás növekedését, melyet egy LIFE-Nature pályázat keretében igyekeztünk megvalósítani. Végül a IV. Vizsgálatban bemutattuk a legnagyobb területen zajló beavatkozás, a szántók gyepesítésének az ízeltlábúak sokféleségére gyakorolt rövid távú hatásait.

Az I. Vizsgálat összegzéseképpen elmondhatjuk, hogy habár az élőhely-monitorozás széles körben elterjedt Európában, és rengeteget fejlődött 1992, az Élőhelyvédelmi Irányelv bevezetése óta, még mindig számos hiányosság tapasztalható a monitorozás gyakorlatában. Eredményeink szerint a két legfontosabb terület, amelyet mindenképpen fejleszteni kell az adatok gyűjtési módja és az adatok elemzése. Az adatgyűjtéskor javasolható a távérzékelési módszerek párosítása a terepi mintavételekkel, így több léptékben válnak észlelhetővé az élőhelyek változásai, valamint nagyobb területen, egyszerre több élőhelytípust lehet nyomon követni.

Másik fontos eredményünk, hogy az adatok értékelése elmarad a várható szinttől, hiszen a programok nagy részében az adatokat nem elemzik vagy nem olyan módszerekkel elemzik, melyek alkalmasak a trendek kimutatására. Eredményeink szerint ennek egyik fontos oka lehet, hogy a mintavételi helyeket leggyakrabban személyes tapasztalatokra hagyatkozva választják ki, korrekt mintavételi kritériumok alkalmazása helyett. A monitorozás során gyűjtött adatok, lehetőség szerint részletes statisztikai módszerekkel való elemzése (pl. lineáris, additív és kevert modellek, idősorozatok) elengedhetetlen ahhoz, hogy kimutassuk az élőhelyek kiterjedésében és minőségében bekövetkező változásokat és vizsgálhassuk e változások okait és következményeit. Az adatok megfelelő elemzésének hiányában megkérdőjelezhető a monitorozás létjogosultsága és költség-igénye valamint gyakorlati felhasználása, pl. nehézkessé válik az információk eljuttatása a döntéshozókhoz. Mindenképpen javasolható tehát, hogy a monitorozást előre megtervezve lehetőség nyíljon az adatok statisztikai elemzésére.

A monitorozás fenti két, alapvető komponensének megváltoztatásával pontosabb mérőszámok és biztosabb információk állhatnak rendelkezésre az élőhelyek változásairól kis és nagy léptékben egyaránt. Ugyancsak javaslatként fogalmazható meg az, hogy a ritkábban monitorozott élőhelyeket, például a mezőgazdasági területek élőhelyeit kívánatos lenne több programban vizsgálni,

mely lehetővé tenné az Európában általános agrár-környezetvédelmi programok hatásosságának a jelenleginél intenzívebb vizsgálatát.

Az európai élőhely-monitorozással kapcsolatosan fontos leszögezni azt, hogy eredményeink, és következtetéseink nagyban függnek az EuMon projekt keretében létrehozott adatbázis teljességétől. Korábbi feljegyzések alapján úgy becsüljük, hogy kb. 30-40 monitorozási program hiányzik a használt adatbázisból (Lengyel et al. in review). A hiányzó programok legtöbbje globális, pán-európai vagy nemzetközi léptékű (pl. ILTER). Ezért vizsgálatunk elsősorban országos és országon belüli léptékre vonatkozik, de lehetőséget ad a fenti általánosabb következtetések levonására is az európai élőhely-monitorozási gyakorlattal kapcsolatban.

Az Egyek-Pusztakócsi mocsarak területén 2004-ben végzett alapállapot-felmérés során a monitorozás több léptékben, több élőlénycsoport vizsgálatával előre meghatározott módon zajlott, ezért példaként szolgálhat az élőhely-monitorozásban (II. Vizsgálat). Az alapállapot-felmérés során kombináltuk a légi felvételeket a terepi élőhely-térképezéssel, a mintavételeket előre megterveztük és az adatokat statisztikai módszerekkel elemeztük annak érdekében, hogy megállapítsuk a vizsgált taxonok fajgazdagságára leginkább ható tényezőket.

A biológiai sokféleséget befolyásoló tényezőkkel kapcsolatban két fontos következtetésre jutottunk Egyek-Pusztakócscon. Az összevont csoportok és az egyes taxonok fajsza ma is nőtt az élőhelyi diverzitás növekedésével, azonban az élőhely-diverzitás más és más összetevői befolyásolták pozitívan a vizsgált csoportokat. Predikciónknak megfelelően az élőhelyek kompozicionális összetevői (pl. a növényzet diverzitása) elsősorban a növényen lakó ízeltlábúakat befolyásolták, míg a strukturális változók (pl. növényzetmagasság) elsősorban a talajlakó ízeltlábúak és a madarak fajsza mával korreláltak. Ennek az ellentétes hatásnak a következtében az összevont, teljes fajsza m esetében nem találtunk egyértelmű kapcsolatot az élőhelyi diverzitással. Eredményeink így bizonyítékot szolgáltatnak arra, hogy az élőhely-diverzitás és a fajgazdagság között általános pozitív kapcsolat van, de a nagyobb csoportokra és az egyes taxonokra az élőhelyi diverzitás különböző összetevői hatnak. Az általunk vizsgált térbeli léptéken az élőhelyfoltok területe kevésbé volt fontos a fajgazdagság alakulásában. Következtetéseink összhangban állnak Báldi (2008) vizsgálatának eredményeivel, amelyben a szerző különböző ízeltlábú csoportok fajgazdagságának befolyásoló tényezőit vizsgálta Közép-Magyarországon. Báldi (2008) nagyobb térbeli léptékben végzett vizsgálatában is fontosabbnak mutatkozott az élőhelyi diverzitás, mint önmagában a terület. Emellett meg kell említeni, hogy a vizsgálódás léptéke is befolyásolja, hogy a fajgazdagságra milyen tényezők hatnak. Mezei pacsirta (*Alauda arvensis* Linnaeus) esetében például kimutatták (Erdős et al. 2007), hogy táji léptékben a nagy kiterjedésű, nyílt területeket kedveli, míg élőhelyi léptékben a mozaikos, heterogén

élőhely-strukturát részesíti előnyben. Eredményeink arra utalnak, hogy élőhelyi léptékben az élőhelyi diverzitás fontosabb lehet a biológiai sokféleség befolyásolásában, mint a terület. Vizsgálatunk újabb példát szolgáltat arra, amikor a terület-fajszám összefüggés csak egy vizsgált csoport esetében mutatható ki, mert a többi taxont elsősorban nem a terület, hanem egyéb tényezők befolyásolják (Lövei et al. 2006, Magura & Kődöböcz 2007, Báldi 2008, Magura et al. 2008). Az eredmények alapján javasoljuk, hogy azokban a vizsgálatokban, melyekben a folt szintű biodiverzitásra ható tényezők vizsgálata a cél, mind a területet, mind az élőhely-diverzitást figyelembe kell venni.

Vizsgálatunk természetvédelmi szempontból is hasznos, mert felhívja a figyelmet arra, hogy az élőhelyek területi csökkenésén túl az élőhelyek mozaikos szerkezete, természetes heterogenitása is fontos több csoport fajgazdagságának egyidejű, magas szinten tartásához. Annak ellenére, hogy a különböző élőlénycsoportokra az élőhelyi diverzitás különböző összetevői hatottak, az eredmények azt mutatják, hogy az élőhelyi diverzitás növekedésével nőtt a fajgazdagság minden taxon esetében (Collinge 1996, Kruess & Tschamtker 2002, Tews et al. 2004). A gyakorlatban ez azt jelentheti, hogy különböző élőhelyek létrehozása vagy rehabilitációja növelheti a fajgazdagságot. Így eredményeink alátámasztják azt a nézetet, miszerint a biológiai sokféleség növelésének egyik leghatásosabb módja, ha fenntartjuk az összetett, mozaikos tájszerkezetet, amely ideális körülményeket biztosít a legtöbb élőlénynek (Duelli 1997, Cattin et al. 2003, Wittingham & Evans 2004). A természetvédelmi kezeléseknél ezért célként kellene kitűznie mind a folt szintű (pl. a különböző élőhelytípusok számának növelése), mind a folton belüli (pl. az élőhelyfolt mozaikosságának növelése többféle kezeléssel) diverzitás fenntartását.

A fenti eredményeket szem előtt tartva határoztuk meg az Egyek-Pusztaköcsi mocsarak hosszútávú tájrehabilitációs programjának második ütemében tervezett beavatkozásokat (III. Vizsgálat). A folt szintű és folton belüli mozaikosság növelése érdekében különböző élőhely-rekonstrukciókat (gyepesítés, erdősítés) és természetvédelmi kezeléseket (legeltetés, kaszálás, égetés, extenzív szántóművelés) terveztünk és valósítottunk meg a 2004-2008 közötti időszakban.

A tervezett ökológiai folyosók és pufferzónák megvalósulásával létrejöttek az északi és déli területek közt átjárhatóságot biztosító térbeli kapcsolatok, illetve a mocsarak szennyeződését megakadályozó védőzónák. A legeltetési rendszer kiterjesztésével a természetes és a projektben rekonstruált természetközeli gyepek természetvédelmi szempontból megfelelő kezelését alapoztuk meg. Az égetés és a legeltetés kombinálása hatékony módszernek bizonyult a mocsarak homogén nádasainak felnyitására. Az elvégzett beavatkozások a környék lakosságára is pozitív hatással voltak. A mintegy 2200 hektárt érintő program 18 gazdának biztosít legeltetési lehetőséget. A táj mozaikosabbá válása gazdag madárfaunát vonz, és ezáltal fellendíti a terület

ökoturizmusát, elsősorban a madarászok és a természetfotósok körében – többek között 2004 óta három panzió megélhetését biztosítva ezzel Kócsújfalun. A program egyik tanulsága, hogy az élőhely-rekonstrukciós és természetvédelmi kezelési programok különösen alkalmasak a kutatásban és a gyakorlati természetvédelemben érdekelt felek hatékony együttműködésére. Emellett a természetvédelmi beavatkozások előtt zajló stratégiai tervezés szükségességére is szeretnénk felhívni a figyelmet, hiszen a jól átgondolt stratégia jelentősen megkönnyíti a nagyszabású természetvédelmi programok sikeres lebonyolítását. Esetünkben az elvégzett beavatkozások nyomán a projekt-területen nőtt a tájszintű sokféleség és csökkent a kedvezőtlen emberi behatás mértéke. Ezen változások biztosítják a természetes regenerálódási folyamatok zavartalanságát, és megalapozzák a tájrehabilitációs program jövőbeli folytatását.

A IV. Vizsgálatban a rekonstrukciós program legnagyobb területen zajló beavatkozásának, a gyepesítésnek hatását rendszeres monitorozással követtük nyomon. Eredményeink azt mutatták, hogy a gyepesítés után a növényzetben bekövetkezett változásokat az állatok is hamar követték: az ízeltlábú együttesek összetétele hasonlóvá kezdett válni a természetes gyepekéhez már az első két év alatt.

Vizsgálatunk során hasonló eredményeket kaptunk azokhoz a kutatásokhoz, melyekben a fajszám mellett további mérőszámokat (pl. diverzitás, hasonlósági indexek) is használtak gyepek szukcessziós folyamatainak nyomon követésében (növények és lepkék: Steffan-Dewenter & Tschamntke 1997; ugróvillások: Brand & Dunn 1998; növények, pókok és bogarak: Perner & Malt 2003; futóbogarak: Purtauf et al. 2004, Shepherd & Debinski 2005). Az ízeltlábúak fajszáma ugyan nem változott számottevően a gyepesítést követő első két év során, ám az affinitási indexek növekedése azt mutatta, hogy a fajösszetételben jelentős változások következtek be. A speciális élőhelyhez nem kötődő fajokat elkezdték lecserélni a természetes gyepekre jellemző fajok. Az említett változásokat a nemrégiben módosított habitat affinitási indexekkel sikerült kimutatnunk, amelyek korábbi vizsgálatokban hasonló eredményt hoztak (Magura et al. 2006). Magura és munkatársai (2006) ültetett fenyvesekben vizsgálták az indexek használhatóságát, és azt találták, hogy a természetes bükkösökben magasabb volt az affinitási indexek értéke, mint a különböző korú ültetvények bármelyikében. Az eddigi tanulmányok és saját tapasztalataink alapján megállapíthatjuk, hogy habár a habitat affinitási indexeket jelenleg csak szűk körben alkalmazzák, azok megfelelő kiegészítői lehetnek a leggyakrabban alkalmazott diverzitási mérőszámoknak. Eredményeink alapján ezért minden természetvédelmi célú monitorozást végző ökológust bátorítunk, az élőhely-affinitási indexek használatára. Más kutatásokkal összhangban (pl. McCoy & Mushinsky 2002; Ruiz-Jaen & Aide 2005; Wilsey et al. 2005) valljuk, hogy az

élőhely-rekonstrukciók sikerességének nyomon követéséhez szükségeszerű a fajgazdagság mellett egyéb mérőszámokat is alkalmazni.

Rekonstrukciók után általában több mint egy évtized szükséges ahhoz, hogy a helyreállított élőhelyek diverzitása megközelítse a természetes élőhelyekét (Brand & Dunn 1998; Purtauf et al. 2004). Az Egyek-Pusztakócson tapasztalt gyors változások feltehetően a propagulum források közelségének és elérhetőségének köszönhetőek. Emellett tapasztalataink másokhoz hasonlóan azt mutatják, hogy a gyepek helyreállítása gyorsítható az alapvető növényfajok vetésével (Hutchings & Booth 1996a, Walker et al. 2004, Piper et al. 2007), illetve a gyepesítés után különböző kezelések (pl. legeltetés, kaszálás, égetés) alkalmazásával (Hutchings & Booth 1996b).

Habár összességében a gyepek helyreállítása hosszú folyamat, melynek mi csak az első néhány évét vizsgáltuk, az Egyek-Pusztakócsi mocsarak területén tapasztalt gyors változások cáfolják azt a szemléletet, miszerint az élőhelyek helyreállítása túl hosszú időt venne igénybe, és ezért csak pénzkidobás ilyen természetvédelmi beavatkozásokba pénzt fektetni (Aronson et al. 2006).

Napjainkban egyre nagyobb figyelem irányul az évtizedek óta zajló „biodiverzitás-krízisre” (Soulé 1985), és számos program indult a biológiai sokféleség csökkenésének megállítására. A természetvédelmi programokban gyűjtött adatok azonban megfelelő elemzés és értékelés hiányában gyakran nem hasznosulnak, nem válnak elérhetővé más programok számára, míg a tudományos kutatás eredményei gyakran megmaradnak elméleti szinten és nem "fordítják le" őket a gyakorlat számára hasznos formába. Dolgozatomban az Egyek-Pusztakócsi mocsarak példáján próbáltam bemutatni, hogyan ötvözhető a két megközelítés, azaz hogyan hasznosulhatnak a monitorozás során, tudományos céllal gyűjtött adatok a gyakorlatban is, illetve a gyakorlati tervezés és megvalósítás hogyan adhat keretet tudományos célú és monitorozó jellegű vizsgálatoknak. Ezzel szeretném felhívni a figyelmet arra, hogy a biológiai sokféleség védelme érdekében megvalósuló bárminemű tevékenység esetében elengedhetetlen az elméleti és gyakorlati szakemberek összefogása, illetve az előzetes, alapos tervezés és a folyamatos monitorozás, hogy a begyűjtött adatok alapján lehetővé váljon a biodiverzitás változásainak nyomon követése és a megfelelő következtetések levonása.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

A biológiai sokféleség napjainkban soha nem látott mértékben csökken melynek fő oka a természetes élőhelyek fogyatkozása, fragmentációja, leromlása. Habár az egyes fajok védelméről egyre szélesebb körű ismereteink vannak, az élőhely- vagy tájszintű sokféleség védelméről jóval kevesebbet tudunk. Vizsgálataink során ezen hiányosság enyhítésére törekedtünk. Az élőhely-szintű biodiverzitás megőrzésével kapcsolatban a megalapozott elméleti és gyakorlati döntések meghozatalához a problémát holisztikusan kell kezelni és több (lehetőség szerint számos) faj együttes védelmét megalapozó ismeretek szükségesek. Meg kell ismerni a biológiai sokféleség változásainak hátterét, az ökológiai folyamatokra és egyes élőlénycsoportokra ható tényezőket, az alkalmazott gyakorlati lehetőségeket és korlátokat, majd az összegyűjtött ismeretek birtokában lehet dönteni a megfelelő természetvédelmi célokról és eljárásokról.

A biodiverzitás csökkenése miatt a természetvédelemre folyamatosan növekvő felelősség hárul, és egyre gyorsabb és átfogóbb megoldásokra van szükség. A gyorsuló tempó következményeképpen egyre nagyobb szerep jut a már évek óta zajló élőhely-monitorozási programoknak, amelyek magasabb térbeli skálán, több élőlénycsoport változásainak megértéséhez szükséges adatokat szolgáltathatnak. Az I. Vizsgálatban ezért célul tűztük ki az európai élőhely-monitorozási programok értékelését az EuMon projekt keretében. Áttekintettük az alkalmazott módszereket, majd meghatároztuk a felmerülő hiányosságokat és a fejlesztési lehetőségeket. Eredményeink alapvetően fontosak az élőhely-monitorozási gyakorlat javításában. A Natura 2000 fajok és élőhelyek monitorozása a tagállamok számára az Európai Unió által előírt kötelezettség, ezért jelenleg egyre nagyobb figyelem irányul a biodiverzitás-monitorozás elméleti hátterére és gyakorlati kivitelezésére. Vizsgálatunk komoly hiányosságokra mutatott rá azzal, hogy a legtöbb programban hiányzik vagy nem megfelelő az adatok elemzése, részben mert a mintavétel során nem érvényesülnek a kutatástervezés szempontjai és a begyűjtött adatok nem alkalmasak bonyolultabb elemzések elvégzésére. Eredményeink szerint ezért az adatgyűjtés és elemzés a két legfontosabb fejlesztendő terület az európai élőhely-monitorozási gyakorlatban. Javasoljuk a monitorozási programok mintavételezési kritériumok mentén történő alapos megtervezését, majd a gyűjtött adatok statisztikai elemzését, annak érdekében, hogy az élőhelyekben bekövetkező változások kimutathatóvá váljanak illetve, hogy a bekövetkező változások okai és következményei meghatározhatóvá váljanak.

Az Egyek-Pusztakócsi mocsarak területén 2004-ben végzett alapállapot-felmérés során a mintavételeket előre megterveztük és az adatokat statisztikai módszerekkel elemeztük, ezért példaként szolgálhat az élőhely-monitorozásban. A vizsgálat során – a szikes és löszös gyepek fajkészletének általános felmérésre mellett – arra voltunk kíváncsiak, hogy élőhelyi szintű

biológiai sokféleséget milyen tényezők befolyásolják a területen. A terület-fajsza szám hipotézis mellett teszteltük a fajsza szám-élőhely-diverzitás hipotézist. Utóbbinál specifikus predikciónk volt, hogy az élőhely-diverzitás más és más mérője, de alapvetően egyöntetűen pozitívan hatnak a biológiai sokféleség elemeire. A hipotézisek tesztelésére alternatív modelleket állítottunk fel folt szintű és folt on belüli diverzitást reprezentáló magyarázó változókkal. A vizsgálat több élőlény csoportot foglalt magába: növények (Plantae), pókok (Araneae), poloskák (Heteroptera), egyenesszárnnyúak (Orthoptera), futóbogarak (Carabidae), madarak (Aves). A biológiai sokféleséget befolyásoló tényezőkkel kapcsolatban két fontos következtetésre jutottunk Egyek-Pusztakócs on. Az összevont csoportok és az egyes taxonok fajszáma is nőtt az élőhelyi diverzitás növekedésével, azonban az élőhely-diverzitás más és más összetevője hatottak pozitívan a vizsgált csoportokra. Predikciónknak megfelelően az élőhelyek kompozicionális összetevője (pl. a növényzet diverzitása) elsősorban a növényen lakó ízeltlábúakat befolyásolták, míg a strukturális változók (pl. növényzetmagasság) a talajlakó ízeltlábúakra és a madarakra hatottak főleg. Eredményeink így bizonyítékot szolgáltatnak arra, hogy az élőhely-diverzitás és a faji diverzitás között általános pozitív kapcsolat van, de a nagyobb csoportokra és az egyes taxonokra az élőhelyi diverzitás különböző összetevője hatnak. Esetünkben a terület kizárólag a madarak fajszáma val mutatott kapcsolatot, amely felhívja a figyelmet arra, hogy az élőhelyi diverzitás legalább olyan fontos lehet a biológiai sokféleség befolyásolásában, mint a terület.

Az eredmények alapján javasoljuk, hogy azokban a vizsgálatokban, melyekben a folt szintű biodiverzitásra ható tényezők feltárása a cél, mind a területet, mind az élőhely-diverzitást figyelembe kell venni. Emellett természetvédelmi szempontból is fontos üzenetet hordoz vizsgálatunk, miszerint az élőhelyek területi csökkenésén túl az élőhelyek homogenizálódása egyaránt veszélyeket rejt, hiszen az élőhelyi diverzitás csökkenése magával vonhatja a biológiai sokféleség csökkenését is. Ezért a természetvédelmi beavatkozásoknak az élőhelyi sokféleség és a mozaikos élőhelyszerkezet biztosítását is célul kell kitűzniük.

A II. Vizsgálat eredményeit felhasználva határoztuk meg a természetvédelmi stratégiát, amit Egyek-Pusztakócs on egy LIFE-Nature pályázat keretében valósítottunk meg 2004-2008 között. A tervezés első lépéseként meghatároztuk a veszélyeztető tényezőket, majd kitűztük az elérendő célokat, és ezekhez megfelelő módszereket rendeltünk. Ezek után meghatároztuk a kockázatokat és a monitorozható indikátorokat, melyekkel a beavatkozások sikerességét mérhetjük a későbbiekben.

Az élőhely-rehabilitáció szükségességét elsősorban az Egyek-Pusztakócsi mocsarak területén található szántók magas aránya (29%) és a hozzájuk kapcsolódó mezőgazdasági tevékenységek negatív hatásai (fragmentáció, degradáció, homogenizáció, szennyezés), illetve a természetvédelmi kezelések

(legeltetés, égetés) hiánya indokolták. A fenyegető hatások kiküszöbölése és a foltszintű, illetve folton belüli élőhely-diverzitás növelése érdekében különböző élőhely-rekonstrukciókat (gyepesítés, erdősítés) és természetvédelmi kezeléseket terveztünk (legeltetés, kaszálás, égetés, extenzív gazdálkodás). A tervezett ökológiai folyosók és pufferzónák megvalósulásával létrejöttek az északi és déli területek közti átjárhatóságot biztosító térbeli kapcsolatok, illetve a mocsarak szennyeződését megakadályozó védőzónák. A legeltetési rendszer kiterjesztésével a természetes, és a projektben rekonstruált természetközeli gyepek természetvédelmi szempontból megfelelő kezelését alapoztuk meg. Az égetés és a legeltetés kombinálása hatékony módszernek bizonyult a mocsarak homogén nádasainak felnyitására.

A program egyik fontos tanulsága, hogy az élőhely-rekonstrukciós és természetvédelmi kezelési programok különösen alkalmasak a kutatásban és a gyakorlati természetvédelemben érdekelt felek hatékony együttműködésére. Munkánk ezen túl alátámasztja a természetvédelmi beavatkozások előtt zajló stratégiai tervezés szükségességét is, hiszen a jól átgondolt stratégia jelentősen megkönnyíti a nagyszabású természetvédelmi programok sikeres lebonyolítását.

Az ökológiai kísérletként felfogott és megfelelően monitorozott természetvédelmi kezelések elősegítik a beavatkozások hatására meginduló ökológiai folyamatok jobb megértését. Esetünkben ezért a legnagyobb léptékű beavatkozás, a gyepesítés rövid távú hatását rendszeres mintavételezéssel követtük nyomon. Mivel a fajszám gyakran nem áll összhangban a természetben zajló folyamatokkal, ezért a fajszám mellett ordinációt és habitat affinitási indexeket is alkalmaztunk az ízeltlábúakra gyakorolt hatások kimutatására.

Eredményeink azt mutatták, hogy a gyepesítés után a növényzetben bekövetkezett változásokat az állatok is hamar követték: az ízeltlábú-együttesek összetétele hasonlóvá kezdett válni a természetes gyepekéhez már az első két év alatt. Az ízeltlábúak fajszáma ugyan nem változott számottevően a gyepesítést követő első két év során, ám az ordináció, valamint a habitat affinitási indexek növekedése azt mutatta, hogy a fajösszetételben jelentős változások következtek be. A speciális élőhelyhez nem kötődő fajokat kezdték lecserélni a természetes gyepekre jellemző fajok. Emellett az eddigi tanulmányok és saját tapasztalataink alapján megállapíthatjuk, hogy habár a habitat affinitási indexeket jelenleg csak szűk körben alkalmazzák, azok megfelelő kiegészítői lehetnek a leggyakrabban alkalmazott diverzitási mérőszámoknak.

Gyakran megfelelő elemzés és értékelés hiányában a nem kutatási célú projektek során gyűjtött adatok nem hasznosulnak, illetve a tudományos kutatások eredményei elméleti szinten maradnak. Dolgozatomban az Egyek-Pusztakócsi mocsarak példáján mutattam be, hogyan hasznosulhatnak a monitorozás során, tudományos célzattal gyűjtött adatok a gyakorlatban is.

Ezzel arra szeretném felhívni a figyelmet, hogy a biológiai sokféleség csökkenését csak az elméleti és a gyakorlati szakemberek széleskörű összefogásával állíthatjuk meg. Ehhez az együttműködéshez járulhatnak hozzá az alaposan megtervezett, hosszú távú élőhely-monitorozási programok, a természetvédelmi stratégiai tervezés és a gyakorlati természetvédelmi beavatkozások.

6.1. Az eredmények gyakorlati hasznosíthatósága

Az I. Vizsgálat eredményeinek legfontosabb gyakorlati hozadéka, hogy a monitorozási programokban megfelelő hangsúlyt kell fektetni a mintavétel tervezésére és a gyűjtött adatok megfelelő szintű feldolgozására. Ezek hiányában az élőhelyek mennyiségi és minőségi változásairól gyűjtött adatok értelmezése kétséges és félrevezető lehet. A biodiverzitás védelmével szemben érdekelt felek (pl. gazdálkodók, területfejlesztők, beruházók) az ilyen vizsgálatok eredményeit joggal kérdőjelezhetik meg. Emiatt a monitorozó programoknak tudományos szempontból kifogástalannak kell lenniük. Csakis a tudományos szempontból korrekt monitorozási programok eredményeit lehet felhasználni a helyi érdekeltek, a szélesebb közvélemény, mind pedig a döntéshozók (politikuskok) meggyőzésére.

A II. Vizsgálat eredményeiből leszűrhető legfontosabb gyakorlati javaslat az, hogy a megfelelően nagy térbeli léptéken végzett természetvédelmi beavatkozások alapvető célja a mozaikos élőhelyszerkezet kialakítása legyen. A mozaikos élőhelyszerkezet nagyobb térbeli egységen belül egy időben képes megteremteni számos faj életfeltételeit, ezáltal a magas élőhelyi sokféleség képes lehet a nagyobb térbeli egység magas fajdiverzitásának fenntartására.

A III. Vizsgálatban bemutatott stratégiai tervezési folyamat modell-értékű lehet más, nagyobb térbeli egységekben végzett természetvédelmi programok számára is. Habár a természetes élőhelyek beszűkülése miatt egyre kisebb területeken van lehetőség aktív természetvédelmi beavatkozásokat végezni, elsősorban az élőhely-rehabilitációs és rekonstrukciós kezelések tervezésekor mindenképpen érdemes követni az általunk is alkalmazott fenyegető-hatás/célok/akciók hármas tervezési egység logikáját. Az alkalmazott stratégiai tervezés és a stratégia alapján megvalósított nagy léptékű élőhely-rehabilitáció jó példája az elméleti és gyakorlati szakemberek együttműködési lehetőségének, amely elengedhetetlen a biodiverzitás csökkenésének sikeres megállításához.

Végül, a IV. Vizsgálat gyakorlati eredménye, hogy a mindössze két vagy három fűfajjal végzett gyeprekonstrukció is rendkívül gyorsan, akár két-három év alatt elvezethet a nagyjából a természetes gyepekre jellemző ízeltlábú-együttesek megjelenéséhez, amennyiben a megfelelő propagulum-források (a cél-állapotot jelentő természetes gyepek illetve megfelelő refúgium-területeket jelentő lucernások) megtalálhatóak a rekonstruálandó területek környékén.

További fontos gyakorlati ajánlás, hogy az alkalmazott habitat affinitási indexek rendkívül alkalmasak a természetvédelmi beavatkozások hatásosságának mérésére, hiszen a beavatkozás célállapotát jelentő természetes élőhelyek fajaiból kiindulva teszi lehetővé a beavatkozás utáni folyamatok nyomonkövetését, a beavatkozás sikerességének mérését.

7. SUMMARY

A primary cause of biodiversity loss worldwide is the destruction or alteration of habitats by intensifying human activities (e.g. agriculture, industry). The responsibility of nature conservation addressing the loss of biodiversity is increasing and thus, quicker and more effective solutions need to be developed. There is a growing demand for habitat monitoring programs which can provide information on the degree of biodiversity loss over several taxa and habitat types and which can help conservationists to better understand the driving forces of the ongoing biodiversity crisis. Also, it is easier to make adequate decisions in conservation if good practices and methods of monitoring programs are readily available.

Therefore, the aim of our Study I was to collect and evaluate the European habitat monitoring schemes in Europe in the frame of the EuMon project (“EU-wide monitoring methods and systems of surveillance for species and habitats of Community interest”, <http://eumon.ckff.si>). We reviewed the monitoring schemes collated in the project and identified the weaknesses and the possibilities for improvement in habitat monitoring. Our results are most relevant for monitoring at the national and sub-national scales but enable us to draw some general conclusions on the practice of habitat monitoring in Europe.

Our results show that forests are the most frequently monitored habitats in Europe, while agricultural areas and caves are the least frequently monitored ones. Due to the overwhelming impact of agriculture on Europe's biodiversity, especially agricultural habitat types should be monitored more often to evaluate the effectiveness of agri-environmental schemes. Most of the schemes monitored species composition or indicator/keystone/umbrella species, indicating that community changes due to invasive species or extinction of native species are thoroughly monitored. Furthermore, many schemes were reported to measure background variables, such as environmental parameters and habitat quality, and many schemes are reportedly able to make inferences about the causes of the changes observed.

However, in more than half of the schemes, it is not clear whether and how the data collected are analyzed and turned into information useful for stakeholders and decision-makers (politicians). Our results suggest that advanced statistics may be used infrequently because in most schemes sampling sites are selected based on expert/personal knowledge rather than on pre-defined criteria derived from sampling theory.

Our survey suggests that the most important areas of improvement of habitat monitoring are in sampling methods and statistical analyses. We recommend that all sampling should be based on pre-defined criteria derived from sampling theory, which can yield data amenable to statistical analysis.

Data from monitoring need to be analyzed, preferably by using advanced analytical methods and by allocating priority to data from projects using an experimental approach to evaluate drivers and pressures of biodiversity change.

The monitoring of habitat types in the Egyek-Pusztakócs marsh and grassland system in Hortobágy National Park, E-Hungary can serve as an example for an adequately designed and analyzed monitoring program. The aim of Study II was to assess the species sets of major grassland habitat types and to identify effects influencing habitat-scale biodiversity. We specifically tested the species-area hypothesis along with our hypothesis that different aspects of habitat diversity influence components of biological diversity in different ways. We developed a set of alternative models to explain biodiversity at two scales, between and within habitat patches and then evaluated the support for these models using inferential statistics and information theoretic statistics such as AIC. We included six taxonomic groups: flowering plants (Angiospermae), orthopterans (Orthoptera), true bugs (Heteroptera), spiders (Araneae), ground beetles (Carabidae), and birds (Aves).

Study II provided two key results at the Egyek-Pusztakócs marsh and grassland system. First, combined and taxon species richness unequivocally increased with increasing habitat diversity. Second, major groups and taxa differed as to which measure of habitat diversity their species richness showed positive correlations with. As predicted, compositional habitat diversity (e.g. vegetation diversity) mostly affected the richness of vegetation-dwelling arthropods, whereas structural habitat diversity (e.g. vegetation height) was more related to species richness of ground-dwelling arthropods and birds. These findings provide empirical evidence that the effect of habitat diversity on species diversity is generally similar and positive but that the major groups and taxa respond to different aspects of habitat diversity.

Patch area was positively related to species richness only for birds and not for any other taxon or major group. These findings show that habitat diversity can be as important as or more important than area effects in explaining patch-level patterns in biological diversity. The results also call for the need to incorporate both habitat diversity and the species-area relationship in studies attempting to explain overall biological diversity at the patch-level. From a conservation point of view, the study shows that habitat diversity is fundamental in maintaining high species diversity over habitat patches and that beyond the direct loss of habitats, the decrease in habitat diversity (homogenization within and across habitat types) can also threaten biological diversity. Conservation actions, therefore, should aim to maintain or increase both patch-level habitat diversity, e.g. by increasing the number of different habitat types through creation or restoration, and within-patch level diversity, e.g. by enhancing within-patch mosaic pattern through adaptive ecosystem management.

Based on the results of Study II, we developed a conservation strategy consisting of restoration and management actions to maintain and increase habitat diversity, which we implemented in the Egyek-Pusztakócs marsh and grassland system in the frame of a LIFE-Nature project between 2004 and 2008. The first step of the strategic planning was to identify the threats to different habitat types, then to set clear objectives and finally to identify the methods of restoration and management actions. Along with this planning, we also considered the potential risks and identified the indicators which let us detect the effects of the planned actions.

Landscape-scale restoration was justified at Egyek-Pusztakócs mainly because the proportion of arable lands was high (29%) and the negative impacts of agricultural activities (fragmentation, degradation, pollution) endangered natural habitats within the area of the National Park. In addition, the lack or inadequacy of conservation management actions (grazing, fire management) also threatened marshes and grasslands due to homogenization. Therefore, based on the identified threats we planned two restoration actions (grassland restoration, afforestation) and four management actions (grazing, mowing, burning, extensive cultivation of arable lands) to increase landscape-scale and patch-level habitat diversity. In close cooperation with us, Hortobágy National Park Directorate implemented grassland restoration on 760 hectares of former arable land, grazing management on a total of 985 ha marshes and grasslands, fire management in 130 ha marshes and initiated extensive cultivation on 150 hectares of arable land remaining after grassland restoration.

As a result of the implemented grassland restoration, fragmentation of northern and southern as well as southern and eastern grasslands and pollution of natural habitats from agricultural areas were greatly reduced. With the development of an elaborate grazing system we laid a foundation for the optimal conservation management of the grasslands of Egyek-Pusztakócs, while grazing combined with fire management proved to be an effective way of opening up homogeneous reedbeds in marshes.

One of the most important conclusions of this rehabilitation program is that a clear strategic plan of threats, objectives and actions greatly aids the implementation of conservation interventions and that this three-step logical structure can be applied successfully in the planning of conservation interventions. Moreover, the planning process can facilitate cooperation between researchers and practitioners, both of which groups need to be consulted during the strategic planning phase.

Conservation actions treated as ecological experiments and followed up by monitoring help us to gain a better understanding of the ecological processes induced by restoration. Therefore, in our habitat rehabilitation program we followed grassland restoration, the most important conservation action by detailed monitoring of several groups of vegetation- and ground-dwelling arthropods (spiders, true bugs, orthopterans, and ground beetles). We found

that the most commonly used measure to follow habitat changes after restoration, species richness of selected taxa can be misleading because it does not always correlate with conservation objectives or ecological function. Thus, in Study IV, we also used habitat affinity indices based on single species and natural habitat types and applied ordination based on nonmetric multidimensional scaling to look for changes in species composition beyond changes in species richness.

Our results show that the rapid changes in vegetation were quickly followed by changes in the arthropod assemblages. We found that arthropod species richness did not change in the first two years following grassland restoration and did not differ significantly among successional stages. The composition of arthropod assemblages of the restored sites, however, was approaching that of native grasslands as early as the second year after restoration. The changes in species composition between the first and the second year after restoration were striking and we initially expected these changes later. Increasing values of the habitat affinity indices with time showed that arthropod assemblages had changed due to the replacement of species indifferent to habitat type by species characteristic of target grasslands. Based on this study and several others, we suggest that the recently developed habitat affinity indices, although rarely used, are useful complementary estimates to the most common diversity measures.

With this paper I would like to draw attention to the fact that effective conservation of biodiversity requires thorough planning, careful implementation of restoration and management actions and monitoring using adequate sampling and analysis. Even though time and space for such a complete process is not always available in species-level conservation programs where species on the very brink of extinction are to be saved urgently, conservation programs operating at the habitat level, over larger spatial and temporal scales, can generally benefit from these guidelines. Another major lesson from this paper is that halting the loss of biodiversity is only possible if researchers and practitioners cooperate. Large-scale habitat conservation interventions, along with their strategic planning and monitoring programs, offer a great opportunity for such collaboration.

8. IRODALOMJEGYZÉK

- Akaike, H. (1973) Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov, B. N. & Csaki, F., eds. Second International Symposium on Information Theory. Budapest: Akadémiai Kiadó, pp. 267–281.
- Allegro, G. & Sciaky, R. (2002) Assessing the potential role of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators in poplar stands, with a newly proposed ecological index (FAI). *Forest Ecology and Management* **175**:275–284.
- Aradi, Cs., Gőri, Sz. & Lengyel, S. (2003): Az Egyek-Pusztakőcsi mocsárrendszer (Hortobágy). – In: Teplán, I. (szerk.). A Tisza folyó és hidrológiai rendszere. II. Stratégiai tanulmányok a Magyar Tudományos Akadémián. IV. program: A területfejlesztési tervezés tudományos alapozása, 4. alprogram: A Tisza folyó. Magyar Tudományos Akadémia Társadalomkutató Központ, Budapest, pp. 277—306.
- Aronson, J., Clewell, A. F., Blignaut, J. N. & Milton S. J. (2006) Ecological restoration: a new frontier for nature conservation and economics. *Journal for Nature Conservation* **14**:135–139.
- Arrhenius, O. (1921) Species and area. *Journal of Ecology* **9**:95–99.
- Bakker, J. P., & Berendse, F. (1999) Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology and Evolution* **14**:63–68.
- Báldi, A. (2008) Habitat heterogeneity overrides the species-area relationship. *Journal of Biogeography* **35**:675–681.
- Balmford, A., Green, R. E. & Jenkins M. (2003) Measuring the changing state of nature. *Trends in Ecology and Evolution* **18**:326–330.
- Bazzaz, F. A. (1975) Plant species diversity in old-field successional ecosystems in Southern Illinois. *Ecology* **56**:485–488.
- Borhidi, A. (2003) Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Borrwall, C. & Ebenman, B. (2008) Biodiversity and persistence of ecological communities in variable environments. *Ecological Complexity* **5**:99–105.
- Brand, R. H., & Dunn, C. P. (1998) Diversity and abundance of springtails (Insecta: Collembola) in native and restored tallgrass prairies. *American Midland Naturalist* **139**:235–242.
- 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.
- Cattin, M-F., Blandenier, G., Basanek-Richter, C. & Bersier, L-F. (2003) The impact of mowing as a management strategy for wet meadows on spider (Araneae) communities. *Biological Conservation* **113**:179–188.

- Collinge, S. K. (1996) Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning* **36**:59–77.
- Communication from the Commission (2001) A Sustainable Europe for a Better World: A European Union Strategy for Sustainable Development. (URL: http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/en/com/2001/com2001_0264en01.pdf)
- Cramer, V. A., Hobbs, R. J. & Standish, R. J. (2008) What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in Ecology and Evolution* **23**:104–112.
- Deák, B., Török, P., Kapocsi, I., Lontay, L., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, S. & Tóthmérész, B. (2008) Szik- és löszgyep-rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti Park területén (Egyek-Pusztakócs). *Tájökológiai Lapok* **6**:323–332.
- Di Stefano, J. (2001) Power analysis and sustainable forest management. *Forest Ecology and Management* **154**:141–153.
- Duelli, P. (1997) Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **62**:81–91
- Dufrêne, M. & Legendre, P. (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* **67**:345–366.
- Erdős, S., Szép, T., Báldi, A. & Nagy, K. (2007) Mezőgazdasági területek felszínborításának és tájszerkezetének hatása három madárfaj gyakoriságára. *Tájökológiai Lapok* **5**:161–172.
- Fekete, G., Molnár, Zs. & Horváth, F. (1997) Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer II. A magyarországi élőhelyek leírása, határozója és a Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest.
- Forman, R. T. T. & Collinge, S. K. (1996) The 'spatial solution' to conserving biodiversity in landscapes and regions. In: DeGraaf, R. M. & Miller, R. I. (Eds.) Conservation of Faunal Diversity in Forested Landscapes. Chapman & Hall, London, UK, pp. 537–568.
- Gottschalk, T. K., Huettmann, F. & Ehlers, M. (2005) Thirty years of analysing and modelling avian habitat relationships using satellite imagery data: a review. *International Journal of Remote Sensing* **26**:2631–2656.
- Gőri, Sz., Lakatos, Gy., Aradi, Cs., K. Kiss, M. & Bitskey, K. (2000) The vegetation of the Meggyes Marsh in the starting phase of rehabilitation. *Acta Botanica Croatia* **59**:403–409.
- Gőri, Sz. (2001) Az Egyek-Pusztakócsi mocsarak újranevesedési folyamatainak értékelése, rehabilitációjának tájleptéktű ökológiai elemzése. Egyetemi doktori (Ph.D.) értekezés, Debreceni Egyetem, Debrecen.
- Gőri, Sz., Lakatos, Gy., Szilágyi, E., Andrikovics, S. & Aradi, Cs. (2006) Recolonization of waterbirds after wetland rehabilitation (Hortobágy

- National Park, Hungary). Pp. 180-189 in Hanson, A., Kerekes, J. & Paquet, J. (2006) *Limnology and Aquatic Birds: Abstracts and Selected Papers from the Fourth Conference of the Societas Internationalis Limnologiae (SIL) Aquatic Birds Working Group*. Canadian Wildlife Service Technological Report Series No. 474 Atlantic Region. xii + 203 pp.
- Groom, M. J., Meffe, G. K. & Carroll, C. R. (eds) (2006) *Principles of Conservation Biology*, Third Edition. Sinauer Associates Inc., Sunderland, MA.
- Hutchings, M. J. & Booth, K. D. (1996a) Studies on the feasibility of recreating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and the seed rain. *Journal of Applied Ecology* **33**:1171–1181.
- Hutchings, M. J. & Booth, K. D. (1996b) Studies on the feasibility of recreating chalk grassland vegetation on ex-arable land. II. Germination and early survivorship of seedlings under the different management regimes. *Journal of Applied Ecology* **33**:1182–1190.
- Jost, L. (2006) Entropy and diversity. *Oikos* **113**:363–375.
- Kiss, B., Göri, Sz. & Aradi, Cs. (2001) Az Egyek-Pusztakócsi mocsarak kialakulásának tájtörténeti elemzése és további rehabilitációjának megalapozása. Kutatási jelentés, Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen.
- Kohn, D. D. & Walsh, D. M. (1994) Plant species richness – the effect of island size and habitat diversity. *Journal of Ecology* **82**:367–377.
- Kruess, A. & Tscharntke, T. (2002) Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation* **106**:293–302.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998) *Numerical Ecology*. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands.
- Legg, C. J. & Nagy L. (2006) Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. *Journal of Environmental Management* **78**:194–199.
- Lengyel, S., Aradi, Cs., Göri, Sz. & Kiss, B. (2005) Master plan for the long-term rehabilitation programme of the Egyek-Pusztakócs marsh system. – Kutatási jelentés, Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen.
- Lengyel, S., Göri, 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**:127–139.
- Lengyel, S., Kobler, A., Kutnar, L., Framstad, E., Henry, P-Y., Babij, V., Gruber, B., Schmeller, D. & Henle, K. (2008a) A review and a framework for the integration of biodiversity monitoring at the habitat level. *Biodiversity and Conservation* **17**: 3341–3356.

- Lengyel, S., Lontay, L., Aradi, Cs., Góri, Sz. & Molnár, A. (2008b) Gyepterületek rekonstrukciója és mocsarak védelme Egyek–Pusztakócsón. Favorit-Nyomda Kft., Debrecen.
- Lengyel, S., Tóthmérész, B., Henry, P-Y et al. What determines scientific quality and cost-effectiveness in European habitat monitoring? An evaluation and a method. *Conservation Biology* (in review)
- Lindenmayer, D., Hobbs, R. J., Montague-Drake, R., Alexandra, J., Bennett, A., Burgman, M. et al. (2008) A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology Letters* **11**:78–91.
- Lövei, G. L., Magura, T., Tóthmérész, B. & Kődöböcz, V. (2006) The influence of matrix and edges on species richness patterns of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in habitat islands. *Global Ecology and Biogeography* **15**:283–289.
- MacArthur, R. H. & Wilson, O. E. (1967) The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton.
- Magura, T., Tóthmérész, B. & Elek, Z. (2006) Changes in carabid beetle assemblages as Norway spruce plantations age. *Community Ecology* **7**:1–2.
- Magura, T. & Kődöböcz, V. (2007) Carabid assemblages in fragmented sandy grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **119**:396–400.
- Magura, T., Báldi, A. & Horváth, R. (2008) Breakdown of the species-area relationship in exotic but not in native forest patches. *Acta Oecologica* **33**:272–279.
- McCoy, E. D. & Mushinsky, H. R. (2002) Measuring the success of wildlife community restoration. *Ecological Applications* **12**:1861–1871.
- Meffe, G. K. & Carroll, C. R. (1997) Principles of Conservation Biology. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Moran, P. A. P. (1950) Notes on continuous stochastic phenomena. *Biometrika* **37**:17–23.
- Nagendra, H. (2001) Using remote sensing to assess biodiversity. *International Journal of Remote Sensing* **22**:2377–2400
- Noss, R. F. (1990) Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology* **4**:355–364.
- Patton, D. R. (1975) A diversity index for quantifying habitat ‘edge’. *Wildlife Society Bulletin* **3**:171–173.
- Perner, J. & Malt, S. (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 and Environment* **98**:169–181.
- Piper, J. K., Schmidt, E. S. & Janzen, A. J. (2007) Effects of species richness on resident and target species components in a prairie restoration. *Restoration Ecology* **15**:189–198.
- Pullin, A. S. & Knight, T. M. (2001) Effectiveness in conservation practice: pointers from medicine and public health. *Conservation Biology* **15**:50–54.

- Purtauf, T., Dauber, J. & Wolters, V. (2004) Carabid communities in the spatio-temporal mosaic of a rural landscape. *Landscape and Urban Planning* **67**:185–193.
- R Development Core Team (2009) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0 (URL <http://www.R-project.org>).
- Reiczigel, J., Harnos, A. & Solymosi, N. (2007) Biostatisztika nem statisztikusoknak. Pars Kft., Budapest.
- Reid, A. M. & Hochuli, D. F. (2007) Grassland invertebrate assemblages in managed landscapes: Effect of host plant and microhabitat architecture. *Austral Ecology* **32**:708–718.
- Ricklefs, R. E. & Lovette, I. J. (1999) The roles of island area *per se* and habitat diversity in the species-area relationships of four Lesser Antillean faunal groups. *Journal of Animal Ecology* **68**:1142–1160.
- Rosenzweig, M. L. (1995) Species Diversity in Space and Time. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ruiz-Jaen, M. C. & Aide, T. M. (2005) Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology* **13**:569–577.
- Schaffers, A. P., Raemakers, I. P., Sýkora, K. V. & ter Braak, C. J. F. (2008) Arthropod assemblages are best predicted by plant species composition. *Ecology* **89**:782–294.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2010) Global Biodiversity Outlook 3. Montréal.
- Shepherd, S. & Debinski, D. M. (2005) Evaluation of isolated and integrated prairie reconstructions as habitat for prairie butterflies. *Biological Conservation* **126**:51–61.
- Siemann, E. (1998) Experimental tests of effects of plant productivity and diversity on grassland arthropod diversity. *Ecology* **79**:2057–2070.
- Simon, T. (ed) (2000) A magyarországi edényes flóra határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Soulé, M. E. (1985) What is conservation biology? A new synthetic discipline addresses the dynamics and problems of perturbed species, communities, and ecosystems. *BioScience* **35**:727–734.
- Steffan-Dewenter, I. & Tschamntke, T. (1997) Early succession of butterfly and plant communities on set-aside fields. *Oecologia* **109**:294–302.
- Sutherland, W. J., Pullin, A. S., Dolman, P. M. & Knight, T. M. (2004) The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology and Evolution* **19**:305–308.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielbörger, K., Wichmann, M. C., Schwager, M. & Jeltsch, F. (2004) Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* **31**:79–92.
- Tóthmérész, B. (1997) Diverzitási rendezések. Scientia Kiadó, Budapest.

- Tóthmérész, B. & Magura, T. (2005) Affinity indices for environmental assessment using carabids. *Proceedings of the 11th European Carabidologist Meeting DIAS Report* **114**:345–352.
- Török, P., Deák, B., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, S. & Tóthmérész, B. (2010) Conserving grassland biodiversity by restoration: low-diversity seed mixtures, weed control, rapid changes, and landscape effects. *Biological Conservation* **143**:806–812.
- Triantis, K. A., Mylonas, K., Lika, K., Vardinoyannis, K. (2003) A model for the species–area–habitat relationship. *Journal of Biogeography* **30**:19–27.
- Turner, W., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E. & Steininger, M. (2003) Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology and Evolution* **18**:306–314.
- Venables, W. N., Ripley, B. D. (2002) *Modern Applied Statistics with S*. Springer, New York.
- Vida, E., Török, P., Deák, B. & Tóthmérész, B. (2008) Gyepek létesítése mezőgazdasági művelés alól kivont területeken: a gyepesítés módszereinek áttekintése. *Botanikai Közlemények* **95**:115–125.
- Walker, K. J., Stevens, P. A., Stevens, D. P., Mountford, J. O., Manchester, S. J. & Pywel, R. F. (2004) The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* **119**:1–18.
- Whittaker, R. J. (1998) *Island Biogeography: Ecology, Evolution, and Conservation*. Oxford University Press, Oxford.
- Wilsey, B. J., Chalcraft, D. R., Bowles, C. M. & Willig, R. M. (2005) Relationships among indices suggest that richness is an incomplete surrogate for grassland biodiversity. *Ecology* **86**:1178–1184.
- Wittingham M. J. & Evans, K. L. (2004) The effects of habitat structure on predation risk of birds in agricultural landscapes. *Ibis* **146**:210–220.
- Yoccoz, N., Nichols, J. D. & Boulinier, T. (2001) Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* **16**:446–453.

9. PUBLIKÁCIÓS LISTA

A értekezéshez csatolt közlemények

- Lengyel, S., **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: 1,423 [Study I]
- Déri, E.**, Lengyel, S., Horváth, R., Deák, B., Magura, T. & Tóthmérész, B. (in review) Similar responses to different measures mask general relationship between habitat diversity and species diversity. *Submitted to Journal of Biogeography*. [Study II]
- Déri, E.**, Lengyel, S., Lontay, L., Deák, B., Török, P., Magura, T., Horváth, R., Kisfali, M., Ruff, G. & Tóthmérész, B. (2009) Természetvédelmi stratégiák alkalmazása a Hortobágyon: az egyek-pusztakócsi LIFE-Nature program eredményei. *Természetvédelmi Közlemények* **15**:89-102. [Study III]
- Déri, E.**, Magura, T., Horváth, R., Kisfali, M., Ruff, G., Lengyel, S. & Tóthmérész, B. (in press) Measuring short-term success of grassland restoration: use of habitat affinity indices in ecological restoration. *Restoration Ecology*, online megjelenés: 2010/03/12 DOI: 10.1111/j.1526-100X.2009.00631.x. IF: 1,892 [Study IV]

Egyéb, az értekezés témakörében megjelent közlemények

- Déri, E.**, Horváth, R., Magura, T., Ködöböcz, V., Kisfali, M., Ruff, G., Lengyel, S. & Tóthmérész, B. (2009) A földhasználat-változás hatásai az ízeltlábú együttesekre Egyek-Pusztakócsón. *Természetvédelmi Közlemények* **15**:246-256.
- Deák, B., Török, P., Vida, E., Valkó, O., Miglécz, T., **Déri, E.**, Lontay, L., Lengyel, S. & Tóthmérész, B. (2008) Tájléptékű gyeprekonstrukció eredményei az Egyek-Pusztakócsi LIFE területen. *IV. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia kötet II.* 310-315.
- Déri, E.** & Lengyel, S. (2006) A tájszintű diverzitás és megőrzése az Egyek-Pusztakócsi mocsarak területén. *A Magyar Biológiai Társaság XXVI. Vándorgyűlése*, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest Pp. 51-57.

Egyéb közlemények

- Schmeller, D.S., Henry, P.-Y., Julliard, R., Clobert, J., Gruber, B., Dziock, F., Lengyel, S., Nowicki, P., **Déri, E.**, Budrys, E., Kull, T., Tali, K., Bauch, B., Settele, J., van Swaay, C., Kobler, A., Babij, V., Papastergiadou, E. &

- Henle, K. (2009) Advantages of volunteer-based biodiversity monitoring in Europe. *Conservation Biology* **23**:307-316. IF: 3.762
- Déri, E.** Emlősök (2008) – Mammalia. in: Rácz I. A. (szerk.): Állatrendszertani gyakorlatok. Kossuth Egyetemi Kiadó, Debrecen. Pp.331-357.
- Déri, E., Horváth R., Lengyel S., Nagy A. & Varga Z.** (2007) Zoológiai kutatások a gépi kaszálás hatásának vizsgálatára hat magyarországi tájegységben. *Állattani Közlemények* **92**:59-70.

Az értekezés témakörében elhangzott előadások és poszterek

- Déri, E., Lengyel, S., Magura, T. & Tóthmérész, B.** (2008) Use of habitat affinity indices in measuring the short-term success of grassland restoration. 11th European Ecological Conference of the European Ecological Federation, Lipcse, Németország, 2008. szeptember 15-19., *angol nyelvű előadás.*
- Deák, B., Török, P., Déri, E., Lontay, L., Lengyel, S. & Tóthmérész, B.** (2007) Szántók visszagyepesítése: a szekunder szukcesszió alternatív útjai hasonló közösségi mintázatokat eredményezhetnek. IV. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, műhelytalálkozó, Tokaj, 2007. március 29-31., *magyar nyelvű előadás.*
- Déri, E., Lengyel, S., Deák, B. & Tóthmérész, B.** (2007) Quicker-than-expected positive changes after grassland restoration in Hortobágy, Hungary. 21st Annual Meeting, Society for Conservation Biology, Port Elizabeth, Dél-Afrika, 2007. július 1-5., *angol nyelvű poszter.*
- Déri, E. & Lengyel, S.** (2007) Bizonyítékgyűjtés Egyek-Pusztakócsan. Bizonyíték alapú természetvédelem előadóülés, Budapest, 2007. szeptember 26., *magyar nyelvű előadás.*
- Déri, E., Lengyel, S., Deák, B., Horváth, R. & Tóthmérész, B.** (2006) Habitat mosaic structure and patch characteristics influence biodiversity in an alkaline wet-dry grassland gradient in E Hungary. 1st European Congress of Conservation Biology, Eger, 2006. augusztus 22-26., *angol nyelvű előadás.*
- Déri, E., Lengyel, S., Tóthmérész, B. & Deák, B.** (2006) Az élőhelyi és tájszintű heterogenitás szerepe a biológiai sokféleség fenntartásában, egy hortobágyi élőhelykomplexum példáján. 7. Magyar Ökológus Kongresszus, Budapest, 2006. szeptember 4-6., *magyar nyelvű poszter, poszter verseny II. helyezés.*
- Déri, E. & Lengyel, S.** (2006) A tájszintű diverzitás és megőrzése az Egyek-Pusztakócsi mocsarak területén. Magyar Biológiai Társaság XXVI. Vándorgyűlése, Budapest, 2006. november 9-10., *magyar nyelvű előadás.*

Déri, E. (2005) Hortobágyi gye- és vizes élőhely-mozaikok szünbiológiai és térinformatikai vizsgálata. XXVII. OTDK, Biológia szekció, Pécs, 2005. március 21-24., *magyar nyelvű előadás, különdíj.*

Egyéb előadások és poszterek

Déri, E., Horváth, R., Lengyel, S. & Varga, Z. (2007) Zoológiai kutatások a gépi kaszálás hatásának vizsgálatára hat magyarországi tájegységben. 3. Szünzoológiai Szimpózium, Budapest, 2007. március 5-9., *magyar nyelvű előadás.*

10. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Mindenekelőtt szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek, dr. Lengyel Szabolcsnak az átadott tudásért és a jótanácsokért, amelyek irányt adtak munkámnak, illetve azért, hogy a mércét mindig olyan magasra tette, amelyről tudta, hogy képes vagyok megugrani, még ha én nem is hittem el. Köszönöm két bírálómnak, dr. Báldi Andrásnak és dr. Lakatos Gyulának lelkiismeretes munkájukat a dolgozat átnézésében, és a hasznos tanácsokat és javaslatokat, melyek jobbá tették a dolgozatot. Hálás vagyok dr. Magura Tibornak, dr. Tóthmérész Bélának és dr. Horváth Rolandnak a szakmai tanácsokért, a publikációk írásában nyújtott segítségért és az építő jellegű kritikákért. Köszönöm Kisfali Máténak a barátságát, a rengeteg segítséget, amit a Debrecenben töltött évek során nyújtott, a lelkes lektorálást és természetesen az egyenesszárnnyúak határozását is. Köszönet illet mindenkit, aki a terepmunkában, illetve a határozásban részt vett: Bogyó Dávid, Deák Balázs, dr. Horváth Roland, Kisfali Máté, dr. Kődöböcz Viktor, dr. Lengyel Szabolcs, Lontay László, dr. Magura Tibor, Nagy Gergő Gábor, Ruff Gábor, Tóth János, dr. Török Péter és Samu, akik miatt még a 40 °C-os Hortobágyon is jó hangulatban zajlott a munka. Nagyon köszönöm dr. Kőrösi Ádámnak és dr. Vilisics Ferencnek a praktikus tanácsokat a dolgozat megírásához és Domján Dánielnek a dolgozat formázásában nyújtott segítségét. Az Universitas Alapítványnak a 2008. évi ösztöndíjat, amely kutatómunkámat segítette. Köszönöm a Magyar Természetvédők Szövetsége munkatársainak, hogy lehetővé tették, hogy munka mellett befejezzem doktori tanulmányaimat; Kapitányné Sándor Szilviának és Lukács Attilának külön is a rengeteg dicséretért és a belém vetett bizalomért, ami erőt adott a munkához és a dolgozat megírásához egyaránt.

És végül, de nem utolsó sorban hatalmas köszönet illeti családomat, Jonathant és a barátaimat a folyamatos biztatásért, a türelemért és a támogatásért, amely ösztönzött a dolgozat megírására.

11. FÜGGELÉK

I. Vizsgálat

Habitat monitoring in Europe: a description of current practices

Szabolcs Lengyel, Eszter Déri, Zoltán Varga, Roland
Horváth, Béla Tóthmérész, Pierre-Yves Henry, Andrej Kobler,
Lado Kutnar, Valerija Babij, Andrej Selinkar, Chysoula
Christia, Eva Papastergiadou, Bernd Gruber & Klaus Henle

Biodiversity Conservation **17**:3327-3339.

Habitat monitoring in Europe: a description of current practices

Szabolcs Lengyel · Eszter Déri · Zoltán Varga · Roland Horváth ·
Béla Tóthmérész · Pierre-Yves Henry · Andrej Kobler · Lado Kutnar ·
Valerija Babij · Andrej Seliškar · Chysoula Christia ·
Eva Papastergiadou · Bernd Gruber · Klaus Henle

Received: 28 September 2007 / Accepted: 3 April 2008 / Published online: 6 June 2008
© Springer Science+Business Media B.V. 2008

Abstract Monitoring of biodiversity at the level of habitats is becoming increasingly common. Here we describe current practices in habitat monitoring based on 150 schemes in Europe. Most schemes were initiated after 1990 in response to EU nature directives or habitat management/restoration actions, with funding mostly from European or national sources. Schemes usually monitor both the spatial distribution and the quality of the habitats, and they frequently collect data on environmental parameters and potential causes

S. Lengyel · B. Tóthmérész
Department of Ecology, University of Debrecen, Egyetem tér 1, 4032 Debrecen, Hungary

S. Lengyel (✉)
Department of Zoology, North Carolina State University, 100 Brooks Avenue, Raleigh,
NC 27695-7617, USA
e-mail: szabolcslelengyel@yahoo.com

E. Déri · Z. Varga · R. Horváth
Department of Evolutionary Zoology and Human Biology, University of Debrecen,
Egyetem tér 1, 4032 Debrecen, Hungary

P.-Y. Henry
UMR 5173 & UMR 7179, Département Écologie et Gestion de la Biodiversité,
Muséum National d'Histoire Naturelle, 55 Rue Buffon, Paris 75005, France

A. Kobler · L. Kutnar
Department of Forest Ecology, Slovenian Forestry Institute, Vecna pot 2, Ljubljana 1000, Slovenia

V. Babij · A. Seliškar
Jovan Hadži Institute of Biology, Scientific Research Centre of Slovenian Academy of Sciences and Arts,
Novi trg 2, Ljubljana 1000, Slovenia

C. Christia · E. Papastergiadou
Department of Biology, Plant Ecology and Ecosystems Management, University of Patras,
26500 Patras, Greece

B. Gruber · K. Henle
Department of Conservation Biology, UFZ-Helmholtz Centre for Environmental Research,
Permoser Str. 15., Leipzig 04318, Germany

of changes. Many schemes are local or regional rather than national or international in scope, and sampling effort varies greatly across spatial and temporal scales. Experimental design is used in half of the schemes, however, data are rarely analysed by advanced statistics. Most schemes require two months or less per year in manpower and are typically run by professionals rather than by volunteers. Estimated salaries plus equipment costs average 650,000 Euro per year per scheme, and add up to 80 million Euros annually. Costs are particularly high for schemes based on European or international law and for schemes funded by European or national sources. Costs are also high in schemes in which sampling sites are selected subjectively rather than based on sampling theory, and in schemes that do not use field mapping or remote sensing to document spatial variation in habitats. Our survey demonstrates promising developments in European habitat monitoring but also underlines the need for better spatial coverage, documentation of spatial variation, improved sampling design and advanced data analysis. Such improvements are essential if we are to judge progress towards the 2010 biodiversity targets.

Keywords 2010 target · Biodiversity research · Ecosystem monitoring · Habitats Directive · Nature conservation

Introduction

A primary cause of the currently ongoing biodiversity crisis is the destruction, deterioration and fragmentation of habitats (Groom et al. 2006). As a result, an increasing number of studies and monitoring programmes are focusing on changes in the quantity and quality of habitats at the global, regional, national and landscape levels. Habitat monitoring, defined here as the repeated recording of the condition of habitats, habitat types or ecosystems of interest to detect or measure deviations from a predetermined standard, target state or previous status (after Hellawell 1991), has several advantages over species or site-based monitoring. For example, habitat monitoring can cover large geographical areas. Therefore, it can be used to evaluate pressures and drivers of biodiversity change over large spatial and temporal scales, which may be difficult to reveal at smaller spatial scales (e.g. fragmentation in neotropical rainforests, Asner et al. 2005; Peres et al. 2006). Furthermore, according to the hierarchical theory of biodiversity (Noss 1990), monitoring at the level of habitats or ecosystems also provides information on the status of lower organisational levels of biodiversity, e.g. on typical or characteristic species. When the link between such species and habitat types is established, habitat monitoring can be used as a cost-effective substitute for simultaneous monitoring of several species (Nagendra 2001; Turner et al. 2003; Gottschalk et al. 2005).

Habitat monitoring often includes a strong spatial aspect. The spatial aspect is typically handled either by field mapping (and sampling) or by remote sensing. Field mapping, typically based on the mapping of habitat types, vegetation, or plant associations, is the traditional way of obtaining information on habitats. Remote sensing, a more recent, technologically sophisticated way to collect information on habitats is based on computer-aided interpretation and visualization of satellite imagery over larger areas (Turner et al. 2003). Aerial photography can aid both approaches, either as a basis for field-mapping or as a basis for ground-truthing of remotely sensed information at higher resolutions. The monitoring of some specific habitats (e.g. wetlands, bogs, fens, etc.) may be more biased towards monitoring the changes in the quality, as opposed to the distribution (range, area etc.) of the habitat types. Long-term monitoring programmes using permanent plots to

study vegetation dynamics (Bakker et al. 1996), for example, are usually more interested in changes in habitat quality than quantity. These monitoring programmes thus may lack a strong spatial aspect.

Habitat monitoring is developing at a fast rate. Both between and within the two basic approaches (field mapping, remote sensing), new methods are being developed and incorporated in habitat monitoring within short times. Field mapping, for example, is revolutionised by application of object-oriented methods or wireless sensor systems (e.g. Polastre et al. 2004; Bock et al. 2005). Recent technological advances in remote sensing and spatial informatics have resulted in widespread production and use of spatial information on biodiversity (Duro et al. 2007; Papastergiadou et al. 2007). Despite the growing interest in habitat monitoring, to our knowledge, neither the past nor the current practices of habitat monitoring have been reviewed in Europe or elsewhere.

In this paper, we overview the current practices of habitat monitoring in Europe. We do so by using metadata on habitat monitoring schemes collected within the project 'EuMon', a policy-oriented STREP project financed by the European Commission under the 6th Framework Programme (<http://eumon.ckff.si>). We identify those properties of monitoring schemes that can be recommended for future practices. We also identify gaps, lack of knowledge or shortcomings in methodology in current practices, where improvements are expected. This paper is accompanied by two additional papers related to habitat monitoring. A literature review of approaches and major methods as well as a framework for the integration of habitat monitoring is given in Lengyel et al. (2008), whereas the scientific quality of habitat monitoring schemes based on sampling design, precision and cost-effectiveness is evaluated in Lengyel et al. (in review).

Methods

We use the term 'habitat' in a wide sense when generally referring to the physical, chemical and biological components of a defined geographical area. In this conceptualization, the term 'habitat monitoring' covers monitoring programs that are referred to as 'ecosystem monitoring' in some studies (Pereira and Cooper 2006). The term 'habitat type' is reserved for specific kinds of habitats that have been described as separate from other such entities in international or national habitat classification systems (e.g. Annex I of the 'Habitats' Directive: Council of the European Communities 1992; CORINE: Devillers et al. 1991; EUNIS: <http://eunis.eea.europa.eu>). Examples of habitat types are "*Fagus* woodlands" (EUNIS code G1.6) and "Pannonic loess steppic grasslands" (E1.2C).

We collected metadata on habitat monitoring schemes in Europe in 2005 and 2006. We have developed a questionnaire containing eight questions on basic features and 35 questions on specific properties of the schemes. The questionnaire is available as an online data entry interface at the EuMon website at <http://eumon.ckff.si/monitoring>. Between February 1 and August 31, 2006, we asked coordinators of monitoring schemes, ministry officials and representatives of other stakeholder groups involved in monitoring in all European countries to fill out the questionnaire. We sent emails or letters to over 1,600 individuals and to several national or international mailing lists. All information on monitoring were entered by the coordinators of the monitoring schemes online. The information entered were organised into the EuMon database.

We used all information as they were given by the coordinators. To estimate the salary costs of manpower necessary to run the schemes, we used information on the number of professional and volunteer participants and on average salary per country (World Bank

2006). We multiplied the average salary per country by the total number of person-days for professionals, but not for volunteers as given by the coordinators. We estimated total costs by adding the salary estimates and the material/equipment costs given by the coordinators. In cases when person-days were not given ($n = 28$), only the material/equipment costs were used.

As of August 31, 2007, the EuMon database had information on 150 habitat monitoring schemes. Sample sizes may differ in different comparisons because complete information was not available for all schemes. Because most variables used were not normally distributed and/or had unequal variances, we used non-parametric statistics in all analyses of data. Statistical analyses mostly involved χ^2 -tests evaluating differences in proportions, which were calculated for biologically meaningful comparisons and when reasonable expected frequencies could be predicted based on available data. We also used Kruskal–Wallis non-parametric ANOVAs to test differences among groups. Means $\pm$ SDs and two-tailed probabilities are reported in the text.

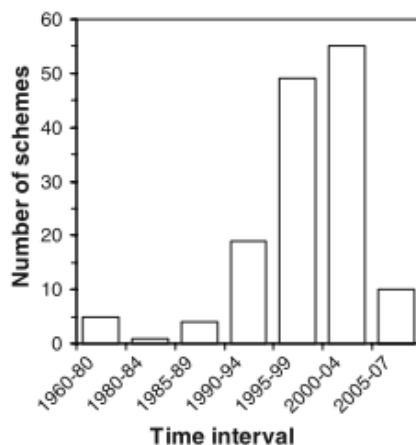
Results

Starting year, motivation and funding

Most habitat monitoring schemes have been started relatively recently. For example, 93% of the schemes have been initiated after 1990 (Fig. 1). The number of schemes in the most recent (2005–) time period is low because data were collected in 2005 and 2006 only. Because most (71%) of the schemes have been operating for less than 10 years (1997–), we did not evaluate changes in monitoring practices with time.

The most frequent reason for the launching of habitat monitoring ($n = 148$ schemes) was given by coordinators as the European nature directives (41.2%), followed by habitat management or restoration activities (31.1%) and scientific interest (13.5%). Only a few schemes were launched based on national law (6.8%), other international obligation (4.7%), or for other reasons (2.7%). Reasons arising from EU directives and restoration/management were significantly more frequent than other reasons ($\chi^2_3 = 166.880$, $P < 0.001$).

Fig. 1 Number of habitat monitoring schemes started in different time periods between 1960 and 2007 ($n = 143$ schemes)



The main funding sources (available for 130 schemes) were the European Union (48.5%) and national governments (35.4%). Regional sources funded 7.7% of the schemes, whereas private, scientific or other sources were rare (3.9, 3.1, 1.5%, respectively). These differences were significant ($\chi^2_3 = 57.538$, $P < 0.001$), indicating the importance of funding from European and national sources compared to other sources.

Geographical scope and representation of countries, protected areas and habitat types

Despite the majority of projects being launched and funded by European regulations and programmes, only one (or 0.7%) of the schemes was conducted at the geographical scope of Europe and only four schemes (or 2.7%) were international in scope. Most schemes were local (55.4%), regional (23.6%) and national (17.6%) in scope. More than 16 schemes were reported from Spain, Greece, the UK and Poland, between 6 and 13 schemes were described from France, Hungary and Germany, whereas other countries were represented by three or fewer schemes (Table 1).

A high proportion (61.3%) of the schemes ($n = 137$) were conducted entirely within protected areas and 33.6% were conducted partly in protected areas. Only 5.1% of the schemes were run in non-protected areas. Considering that the proportion of protected areas per country area ranges between 1.1% and 31.3% in Europe (UNEP-WCMC 2004), we concluded that habitat monitoring is primarily conducted in protected areas. The number of habitat types monitored ranged from 1 to 116, with 44% of the schemes monitoring only one habitat type. Based on 156 EUNIS habitat types marked by coordinators in 142 schemes, the most frequent targets of monitoring were forests (28%), marine habitats (16%), grasslands (14%) and coastal habitats (13%). Rivers and wetlands (8%), bogs and fens (8%) and heaths and scrubs (7%) were less frequently monitored, and caves, arable lands and complex habitats were marked in less than 5% of the schemes (Lengyel et al. 2008).

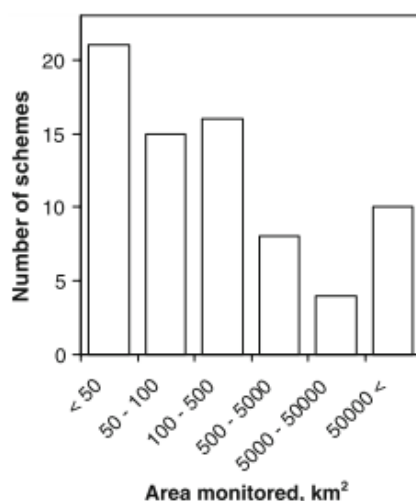
Sampling methodology and sampling effort

A relatively high proportion (52.4%) of the schemes were reported to use an experimental design. This proportion was especially high in schemes monitoring the impacts of habitat restoration or management (29 of 45 schemes).

Table 1 Number of habitat monitoring schemes by countries in the EuMon database (as of 31 August, 2007)

Country	No. of schemes	Proportion (%) of total
Spain	33	22.0
Greece	28	18.7
United Kingdom	22	14.7
Poland	17	11.3
France	12	8.0
Hungary	10	6.7
Germany	7	4.7
Cyprus	3	2.0
Estonia, Norway, Switzerland (two each)	6	4.0
Belgium, Czech Republic, Ireland, Italy, Malta, Netherlands, Slovenia, Turkey (one each)	8	5.4
Other international	3	2.0
Pan-European	1	0.7
Total	150	100.0

Fig. 2 The distribution of habitat monitoring schemes according to the area monitored ($n = 74$ schemes)



Most (69.0%) of the schemes ($n = 142$) collected data on both the species composition and the distribution (range, area) of habitat types, whereas only species composition was monitored in 21.8% and only distribution was monitored in 9.2% of the schemes. Similarly, most schemes (72.4%, $n = 134$) collected data on both the presence/absence and abundance of species used in habitat monitoring, whereas 21.6% monitored the abundance of the species of interest and 6% monitored presence–absence only.

The area monitored (to which results can be extrapolated) by schemes averaged 26.6 km², and showed large variability (SD 93.12, range 1–550,000 km², Fig. 2). Spatial variation in habitats was documented in only 45% of the schemes ($n = 149$), with 30% of the schemes using field mapping and only 15% of the schemes using remote sensing. No spatial method was marked for 55% of the schemes. Sampling was conducted at an average of 56.1 ± 93.46 sites (range 1–566, $n = 62$ schemes) and the number of samples collected was on average 38.7 ± 116.41 (range 1–900, $n = 73$).

Monitoring in most schemes was implemented every year (43 of 77 schemes), but there were also many (25 of 77) schemes that were run once every 5 years or less frequently. Sampling visits took place usually once (25 of 53 schemes), twice (10) or three times (8) a year, and visits more frequent than three per year were rare (10).

Data processing and information obtained

Despite the frequent use of an experimental approach, only 14.3% of the schemes ($n = 140$) applied advanced statistics (general linear, additive or mixed models, time series, etc.) and 3.6% used linear regression to analyse the data collected, whereas 17.9% used graphics and descriptive statistics. “Other statistical methods” were marked for 50.0% of the schemes. Data were not analysed in 11.4% of the schemes or were analysed by someone else in 2.9% of the schemes.

Many schemes were declared capable of obtaining additional information on the habitat types monitored, such as data on environmental parameters, habitat quality and causes for

the changes observed. Environmental parameters were measured in half (49.7%) of the schemes ($n = 149$) and habitat quality criteria were monitored in 91.2% of the schemes. The most often (27.9%) monitored habitat quality criterion (based on $n = 315$ multiple choice data entries) was the composition of species, followed closely by indicator/keystone/umbrella/typical species (marked for 24.4% of the schemes). Structural changes in the habitats (18.1%), changes in the physical-chemical environment (15.2%) and fragmentation (14.3%) were also frequently marked as the monitored criterion for habitat quality.

A high proportion (85.6%) of the schemes were also declared to make inferences on the causes of the habitat-level changes observed. The most frequently monitored potential cause was “land use” (Table 2), which also included active habitat management in 12 schemes. In the latter group, livestock grazing was the most frequent management type monitored (seven occurrences), followed by water management and arable land farming (four each) and fire management (1).

Time requirements of habitat monitoring

The time requirements of monitoring showed high variation among the schemes (Table 3). The large variation in person-days for sampling was because it required 40 days or less per year in 94.8% of the schemes, but in three schemes, sampling was carried out using 110, 1,000 and 2,000 person-days per year, respectively. Similarly, the total time requirement per year was 1,500 person-days or less for all but two of 53 schemes, which two schemes required 8,800 and 10,000 person-days, respectively. Generally, sampling involved only ca. 11% of the total time necessary to run the schemes in a year (58.2 out of 527.7 person-days), likely indicating that habitat monitoring involves substantial data processing and analysis. Another striking feature of habitat monitoring is that only 33.3% of the schemes ($n = 63$) involved volunteer participants and most monitoring work is conducted by professionals (ca. 85% of total number of persons conducting monitoring were professionals, Table 3). This may be related to the fact that habitat monitoring often requires special

Table 2 Frequency of causes that can be inferred from the data obtained in habitat monitoring according to the scheme coordinators

Rank	Cause of change	Number of mentions	Percentage
1	Land use	121	34.6
2	Fragmentation	65	18.6
3	Pollution	55	15.7
4–5	Invasive species	33	9.4
4–5	Habitat succession	33	9.4
6	Catastrophic event	27	7.7
7	Climate change	16	4.6
	Total	350	

Table 3 Number of persons participating and time requirements in habitat monitoring schemes entered in the EuMon database

Variable	Mean $\pm$ SD	Min-Max	<i>N</i>
Number of professionals	24.9 $\pm$ 82.16	0–600	63
Number of amateurs	4.3 $\pm$ 19.51	0–150	63
Total number of persons	29.3 $\pm$ 88.32	1–640	63
Person-days for sampling	58.2 $\pm$ 290.81	0.1–2000	58
Total number of person-days	527.7 $\pm$ 1802.17	1–10000	53

skills. For instance, 80.5% of the schemes ($n = 149$) required training or expert knowledge from the participants.

Costs of habitat monitoring

The average estimated cost of running the schemes in the EuMon database is 653,842 Euro per year (SD: 970,188 Euro, range: 0–5,955,396 Euro, $n = 122$ schemes). A minimum estimate of the total cost for all schemes in the database is close to 80 million Euro per year (79,768,744 Euro total, $n = 122$ schemes). This number includes schemes for which both salary costs could be estimated and material/equipment costs were given ($n = 53$), and for which only the costs of materials/equipment were given ($n = 69$). Costs could not be assessed in 28 monitoring schemes due to lack of information.

Total estimated costs (salaries plus material/equipment) were highest in schemes launched in response to obligations from EU directives or other international law and those launched to monitor habitat management and restoration activities (Fig. 3A, Kruskal–Wallis $H = 21.843$, $df = 5$, $P = 0.001$). As a possible consequence, schemes funded from European or national sources had higher total costs than schemes funded from other sources (Fig. 3B, Kruskal–Wallis $H = 48.965$, $df = 4$, $P < 0.001$).

Interestingly, the methodological refinements were directly related to the costs of monitoring. Schemes in which sampling sites were selected based on scientifically sound criteria (exhaustive, systematic or random sampling) had considerably lower costs than schemes that did not use such criteria (Fig. 4A, Kruskal–Wallis $H = 14.899$, $df = 4$, $P = 0.005$). Furthermore, schemes in which the spatial variation in habitats was not considered had much higher costs than schemes in which spatial variation is documented by either field mapping or remote sensing (Fig. 4B, Kruskal–Wallis $H = 46.057$, $df = 2$, $P < 0.001$).

There were no differences in total costs among monitoring schemes by geographical scope, use of an experimental design or type of data collected (Kruskal–Wallis tests, n.s.). Finally, there were no correlations between total costs and single variables of either sampling effort (number of sites, number of samples, annual frequency, number of visits per year) or areal extent (area monitored, number of habitat types monitored; Spearman rank correlations with significance levels adjusted for multiple comparisons, n.s.).

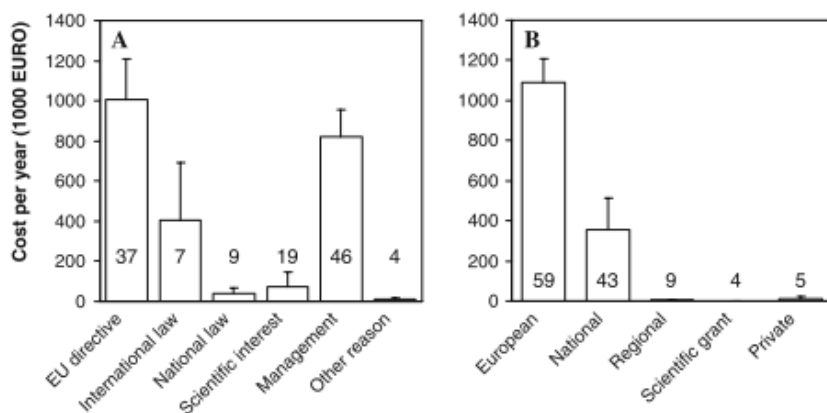


Fig. 3 Total estimated costs (mean $\pm$ SE) of running habitat monitoring schemes according to (A) reason for launching the scheme and (B) main source of funding. Sample sizes are given at the base or above bars

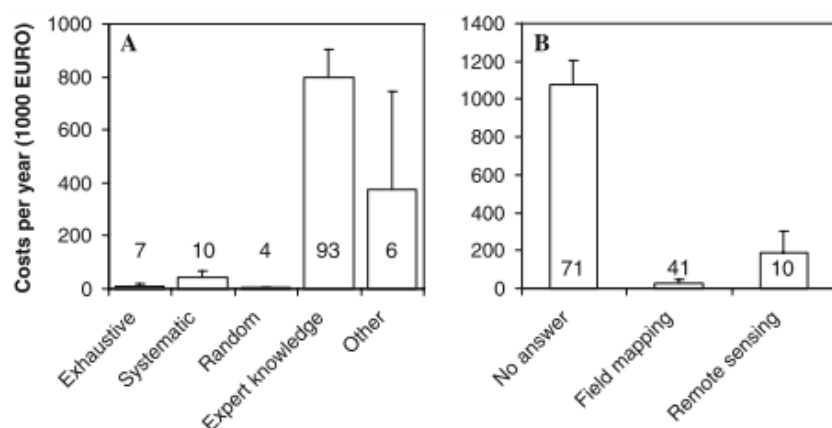


Fig. 4 Total estimated costs (mean $\pm$ SE) of running habitat monitoring schemes according to (A) method of selection of sampling sites and (B) method of documenting spatial variation in the habitats. Sample sizes are given at the base or above bars

Discussion

Our study suggests that European nature directives play an important motivating role in the initiation of habitat monitoring schemes in Europe. Most of the currently ongoing schemes have been started after the Habitats Directive was adopted by the European Commission in 1992 (Fig. 1). Furthermore, European sources are also important in funding habitat monitoring in Europe and national governments finance only one-third of the schemes. Most habitat monitoring is conducted in protected areas, which is a reasonable pattern as these host the intact, restored or managed habitats. The monitoring of such habitats are important from European perspectives (e.g. habitat types listed in Annex I of the Habitats Directive) or from management/restoration perspectives.

There are several promising developments in the current practices of habitat monitoring. For example, most schemes monitor both the distribution (range, area) and species composition (quality) of the habitats. Most schemes also collect data on species abundance beyond the simple presence/absence of species, a common practice in suboptimal monitoring according to Legg and Nagy (2006). Half of the schemes monitored species composition or indicator/keystone/umbrella species, indicating that community changes due to invasive species or extinction of native species are thoroughly monitored. Furthermore, many schemes measure background variables, such as environmental parameters and habitat quality, and many schemes are reportedly able to make inferences about the causes of the changes observed. Finally, many schemes use an experimental design, which offers the opportunity to compare the changes observed to some control or reference status of the habitats involved.

Our survey also identifies weaknesses in current practices. In more than half of the schemes, it is not clear whether and how data collected from monitoring are analysed, i.e., turned into information useful for stakeholders and politicians. Our results suggest that advanced statistics may be used infrequently because in most schemes sampling sites are selected based on expert/personal knowledge rather than on pre-defined criteria derived

from sampling theory. Furthermore, in more than half of the schemes, spatial variation in the habitats is either not monitored or monitored by unspecified methods. Field mapping and remote sensing are the primary accepted methods of quantifying spatial variation (Forman 1995; Turner et al. 2003). Especially low (15%) was the database representation of schemes that used remote-sensing as their main data collection method. One potential explanation for the ignorance of spatial variation is that most schemes are either local or regional in scope, operate at small spatial scales (Lengyel et al. 2008) and monitor only a few habitat types. The high incidence of no responses regarding the spatial aspect, however, may also indicate that coordinators could not decide on or did not think it important to report their spatial method. Such tendencies would be unfortunate as a spatial aspect of monitoring is necessary to detect changes in the range, area or fragmentation of habitat types. Finally, although an experimental design was used in 52% of the schemes, the ability to infer the causes of changes was reported in 86% of the schemes. According to basic scientific and ecological theory, causation can be inferred from experiments (Platt 1964; Popper 1968; Underwood 1997). Therefore, it needs further study to explore how such inferences can be made from data collected in schemes not using an experimental design.

The large variation among habitat monitoring schemes regarding their time requirements can be explained that a few schemes are particularly labour-intensive, whereas most schemes require reasonable time periods, e.g. 40 or fewer person-days per year. Contrary to species monitoring schemes (Schmeller et al. *in review*), habitat monitoring schemes involve greater number of professionals than volunteers. Volunteers are involved in a relatively smaller fraction of the schemes (33%) and work in a low proportion (15%) of the total number person-days. This may be because habitat monitoring often (81%) requires special skills from participants. Special skills necessary in habitat monitoring may range from field mapping (e.g. vegetation mapping, GPS use), through the identification of individuals of poorly known taxa (e.g. non-flowering plants, insects, etc.), to the interpretation of remotely sensed information using advanced techniques.

The annual costs of running the monitoring schemes were relatively high. However, it has to be noted that several schemes are run over large geographical areas, with the participation of up to 600 professionals, sometimes with considerable costs for salaries and in other cases (e.g. remote sensing schemes) with considerable material/equipment costs (e.g. permanent sampling plots, field surveys, travel costs, etc. for field-based schemes, and satellite imagery data service, computing power, etc. for remote sensing-based schemes).

Schemes launched from European or other international requirements and funded from European or national sources appeared more costly than others. Total costs also differed by two important aspects of methodology. Schemes in which spatial variation is not documented or which use expert knowledge to select sampling sites cost considerably more than schemes documenting spatial variation or which use scientifically sound criteria for site selection. These patterns suggest that the introduction of measures that greatly increase the quality and quantity of information that can be obtained in ongoing schemes will probably not lead to significant increases in total costs. Therefore, quantifying spatial variation and selecting sites based on sound criteria appear as highly cost-effective ways to improve current practices in habitat monitoring.

Surprisingly, total costs were not related to either the spatial or the temporal aspect of sampling effort. The lack of such relationship can be explained if the costs are correlated with effort variable(s) that went unmeasured in this project. Alternatively, it appears plausible that some combination of sampling effort variables is related to total costs. Furthermore, different costs (salaries, material/equipment) can be related to sampling effort variables in different ways. In a related study (Lengyel et al. *in review*), we have estimated precision

from variables describing sampling effort and quantified cost-effectiveness as either precision or quality of sampling design divided by total costs. The results showed that precision was highest in schemes funded by European and private sources, whereas cost-effectiveness was higher in schemes funded by scientific grants and regional sources. Cost-effectiveness was also higher for schemes using field mapping rather than remote sensing, in schemes monitoring all rather than only some habitats in a focal area and in schemes where sampling sites are chosen based on scientifically sound criteria rather than on expert knowledge (Lengyel et al. [in review](#)).

We acknowledge that our results and conclusions depend on the completeness and comprehensiveness of the EuMon database. Based on previous catalogues of monitoring programmes, we estimate that ca. 30–40 ongoing monitoring schemes are missing from the database used here (Lengyel et al. [in review](#)). Most of the missing schemes are global, pan-European or international in scope, and many of them are site-based (e.g. International Long-Term Ecological Research sites). Therefore, our results are most relevant for monitoring at the national and sub-national scales but enable us to draw some general conclusions on the practice of habitat monitoring in Europe. We are also aware of the limitations of studies based on questionnaires (White et al. 2005), therefore, we attempted to avoid overly bold statements regarding the importance of our results.

Country coverage may also influence our results. For example, some countries, e.g. Greece and Spain are probably overrepresented (Table 1), whereas some countries, e.g. Italy, are underrepresented in our survey. Some countries are simply not present in the database (e.g. Austria, Finland, Portugal) and some schemes (e.g. several marine monitoring programmes, the GLORIA project of monitoring alpine habitats, etc.) are also known to be missing. Even though we attempted to cover each European country by sending out questionnaires to numerous potential respondents, the return rate of replies showed high variation among countries, which may affect our results. Our experience, however, suggests that we generally had more responses from countries where habitat monitoring is well established (for an overview, please see Lengyel et al. 2008). Furthermore, an analysis of a potential country bias found no significant correlations between the number of schemes per country and country area, population size, population density, GDP and percentage of country area protected by national laws (Lengyel et al. [in review](#)). These patterns suggested that country bias had little influence on our results.

What will the future bring in habitat monitoring? There have been several concerns over the current practices in biodiversity monitoring due to lack of a general, hypothesis-testing framework (Yoccoz et al. 2001; Balmford et al. 2003), and inadequacy of sampling design and effort (Di Stefano 2001), which result in a poor ability of monitoring programmes to detect trends (Legg and Nagy 2006). Our overview provides evidence for some of these concerns but also highlights areas for future development (see also Lengyel et al. [in review](#)). For example, the decreasing costs of obtaining and processing spatial data (satellite imagery, remotely sensed information, aerial photography) will likely lead to the increasing use of such information. With intensive ongoing research in the area of biodiversity indicators (e.g. Gregory et al. 2005; Heer et al. 2005; Mace et al. 2005; Scholes and Biggs 2005; Pereira and Cooper 2006), monitoring will likely become more standardised as better indicators of biodiversity become available. To reliably assess changes in biodiversity over large spatial and temporal scales, the integration of data or monitoring activities will become a necessity (Henry et al. [this issue](#); Lengyel et al. 2008). Finally, the reporting requirements of member states of the European Union on the status of Natura 2000 species and habitats will lead to a further interest in the theory and best practice of biodiversity monitoring. At the global scale, the reporting mechanisms required from countries by the

Convention on Biological Diversity (<http://www.biodiv.org>) is foreseen to have a similar impact. Such increased interest will likely lead to advances in a general theory of monitoring and a better alignment of monitoring practices with this emerging theory.

Our general conclusion is that although habitat monitoring has become widespread and developed considerably in Europe since 1990, there is still much room for improvement. Improvements we judge as most important are the wider application of spatially explicit data collection, better adherence to sampling principles and better use of advanced statistical-analytical methods. Spatially explicit data collection would enable schemes to expand monitoring to larger areas, more habitat types and to non-protected areas. To introduce a spatial aspect, we recommend a scale-specific combination of remote sensing methods, which are capable of monitoring changes over larger spatial scales, and of field mapping methods, which are capable of monitoring small-scale changes. All sampling should be based on pre-defined criteria derived from sampling theory, which can provide the foundation for statistical analysis. Data from monitoring need to be analysed, preferably by using advanced analytical methods and by allocating priority to data from projects using an experimental approach to evaluate drivers and pressures of biodiversity change. These developments will result in higher precision of measurements, better and more accurate information on habitat changes and higher cost-efficiency. Such improvements are essential if we are to reliably measure changes of habitats at the European scale and to assess progress towards the 2010 target of halting the loss of biodiversity in Europe.

Acknowledgements We are grateful to our colleagues in the EuMon project who have helped in contacting coordinators in each EU country. We are also indebted to the many coordinators who filled out the online questionnaire or provided us data in any other form. Financial support for the EuMon database and this study was provided by the EuMon project ("European-wide monitoring methods and systems of surveillance for species and habitats of Community interest", <http://eumon.ckff.si>), funded by the European Commission (contract number 6463).

References

- Asner GP, Knapp DE, Broadbent EN et al (2005) Selective logging in the Brazilian Amazon. *Science* 310:480–482. doi:10.1126/science.1118051
- Bakker JP, Olff H, Willems JH et al (1996) Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *J Veg Sci* 7:147–156. doi:10.2307/3236314
- Balmford A, Green RE, Jenkins M (2003) Measuring the changing state of nature. *Trends Ecol Evol* 18:326–330. doi:10.1016/S0169-5347(03)00067-3
- Bock M, Xofis P, Mitchley J et al (2005) Object-oriented methods for habitat mapping at multiple scales—case studies from Northern Germany and Wye Downs, UK. *J Nat Conserv* 13:75–89. doi:10.1016/j.jnc.2004.12.002
- Council of the European Communities (1992) Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Official J Eur Commun, series L, 206:7–50
- Devillers P, Devillers-Terschuren J, Ledant JP (1991) CORINE biotopes manual—habitats of the European community. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg
- Di Stefano J (2001) Power analysis and sustainable forest management. *For Ecol Manage* 154:141–153. doi:10.1016/S0378-1127(00)00627-7
- Duro DC, Coops NC, Wulder MA et al (2007) Development of a large area biodiversity monitoring system driven by remote sensing. *Prog Phys Geogr* 31:235–260. doi:10.1177/0309133307079054
- Forman RTT (1995) Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge
- Gottschalk TK, Huettmann F, Ehlers M (2005) Thirty years of analysing and modelling avian habitat relationships using satellite imagery data: a review. *Int J Remote Sens* 26:2631–2656. doi:10.1080/01431160512331338041
- Gregory RD, van Strien A, Vorisek P et al (2005) Developing indicators for European birds. *Philos Trans R Soc B* 360:269–288

- Groom MJ, Meffe GK, Carroll R (2006) Principles of conservation biology, 3rd edn. Sinauer Associates, Sunderland
- Heer M, de Kapos V, ten Brink BJE (2005) Biodiversity trends in Europe: development and testing of a species trend indicator for evaluating progress towards the 2,010 target. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 360:297–308
- Hellawell JM (1991) Development of a rationale for monitoring. In: Goldsmith FB (ed) *Monitoring for conservation and ecology*. Chapman and Hall, London, pp 1–14
- Henry P-Y, Lengyel S, Nowicki P, Julliard R, Clobert J, Čelik T, Gruber B, Schmeller DS, Babij V, Henle K Integrating ongoing biodiversity monitoring: potential benefits and methods. *Biodivers Conserv* (this issue)
- Legg CJ, Nagy L (2006) Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. *J Environ Manage* 78:194–199. doi:10.1016/j.jenvman.2005.04.016
- Lengyel S, Kobler A, Kutnar L, Framstad E, Henry P-Y, Babij V, Gruber B, Schmeller D, Henle K (2008) A review and a framework for the integration of biodiversity monitoring at the habitat level. *Biodivers Conserv*. doi:10.1007/s10531-008-9359-7
- Lengyel S, Tóthmérész B, Henry P-Y et al What determines scientific quality and cost-effectiveness in European habitat monitoring? An evaluation and a method. *Conserv Biol* (in review)
- Mace G, Delbaere B, Hanski I et al (2005) A user's guide to biodiversity indicators. *Eur Acad Sci Advis Counc*. Available at <http://www.easac.org/displaypagedoc.asp?id=44>
- Nagendra H (2001) Using remote sensing to assess biodiversity. *Int J Remote Sens* 22:2377–2400. doi:10.1080/01431160117096
- Noss RF (1990) Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conserv Biol* 4:355–364. doi:10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x
- Papastergiadou ES, Retalis A, Kalliris P et al (2007) Land use changes and associated environmental impacts on the mediterranean shallow lake Stymfalia, Greece. *Hydrobiologia* 584:361–372. doi:10.1007/s10750-007-0606-9
- Pereira HM, Cooper HD (2006) Towards the global monitoring of biodiversity change. *Trends Ecol Evol* 21:123–129. doi:10.1016/j.tree.2005.10.015
- Peres CA, Barlow J, Laurance WF (2006) Detecting anthropogenic disturbance in tropical forests. *Trends Ecol Evol* 21:227–229. doi:10.1016/j.tree.2006.03.007
- Platt JR (1964) Strong inference. *Science* 146:347–353. doi:10.1126/science.146.3642.347
- Polastre J, Szwedczyk R, Mainwaring A et al (2004) Analysis of wireless sensor networks for habitat monitoring. In: Raghavendra CS, Sivalingam KM, Znati T (eds) *Wireless sensor networks*. Springer US, New York, pp 399–423
- Popper KR (1968) *The logic of scientific discovery*. Hutchinson, London
- Schmeller DS, Henry P-Y, Julliard R, Clobert J, Gruber B, Dziock F, Lengyel S, Nowicki P, Déri E, Budrys E, Kull T, Tali K, Bauch B, Settele J, van Swaay C, Kobler A, Babij V, Papastergiadou E, Henle K. Advantages of volunteer-based biodiversity monitoring in Europe. *Conserv Biol* (in review)
- Scholes RJ, Biggs R (2005) A biodiversity intactness index. *Nature* 434:45–49. doi:10.1038/nature03289
- Turner W, Spector S, Gardiner N et al (2003) Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends Ecol Evol* 18:306–314. doi:10.1016/S0169-5347(03)00070-3
- Underwood AJ (1997) *Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge University Press, Cambridge
- United Nations Environment Programme-World Conservation Monitoring Centre (UNEP-WCMC) (2004) *World Database on Protected Areas (WDPA)*. <http://www.unep-wcmc.org/wdbpa> Cited 31 Aug 2007
- White PCL, Jennings NV, Renwick AR et al (2005) Questionnaires in ecology: a review of past use and recommendations for best practice. *J Appl Ecol* 42:421–430. doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01032.x
- World Bank (2006) *World Development Indicators*. <http://go.worldbank.org/QKRICC4W10>, Cited 31 Aug 2007
- Yoccoz N, Nichols JD, Boulinier T (2001) Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends Ecol Evol* 16:446–453. doi:10.1016/S0169-5347(01)02205-4

II. Vizsgálat

Similar responses to different measures mask general relationship between habitat diversity and species diversity

Eszter Déri, Szabolcs Lengyel, Roland Horváth, Balázs Deák,
Tibor Magura & Béla Tóthmérész

Journal of Biogeography (benyújtott kézirat)

SIMILAR RESPONSES TO DIFFERENT MEASURES MASK GENERAL RELATIONSHIP
BETWEEN HABITAT DIVERSITY AND SPECIES DIVERSITY

Eszter Déri¹, Szabolcs Lengyel^{2*}, Roland Horváth², Tibor Magura³, Béla Tóthmérész²

¹ National Society of Conservationists – Friends of the Earth Hungary, 1091 Budapest, Üllői út
91/b., Hungary

² Department of Ecology, University of Debrecen, Egyetem tér 1., 4032 Debrecen, Hungary

³ Hortobágy National Park Directorate, 4024 Debrecen, Sumen u. 2., Hungary

* corresponding author

Department of Ecology, University of Debrecen

4032 Debrecen, Egyetem tér 1., Hungary

Phone: +36 52 512-900 / 62357,

Fax: +36 52 512-941 (fax)

E-mail: szabolcs.lengyel@yahoo.com

Web: <http://ecology.science.unideb.hu/ConsEcolGroup/index.html>

Manuscript word count (including text, references, tables, and captions): 8617

Abstract

The relative roles of area and habitat diversity (HD) in shaping patterns of species diversity have been difficult to disentangle because the species-area relationship is linked to HD in multiple ways. Here we develop a framework that includes area and both compositional and structural aspects of HD within and among habitat patches in grassland ecosystems. We then use general linear models to test this framework by modelling the effects of area and HD on species richness of flowering plants, orthopterans, true bugs, spiders, ground beetles and birds in a semi-natural grassland in E-Hungary. At the between-patch scale, a wet-dry habitat gradient primarily explained species richness in orthopterans, ground-dwelling arthropods, and all animals combined. Area was related to species richness only in birds, whereas management (grazing, mowing, none) was related to species richness of plants and true bugs. At the within-patch scale, compositional HD (vegetation diversity) was related to species richness of vegetation-dwelling arthropods, whereas structural HD (vegetation height) was related to species richness of ground-dwelling arthropods and birds. All relationships were positive, indicating increasing species richness with increasing HD. However, neither total species richness nor animal richness was associated to HD because different taxa showed responses to different variables of HD. The idiosyncratic responses may explain why HD has received less attention in explaining biodiversity patterns than have species-area relationships. Our results also show that management and restoration aimed specifically to sustain or increase the diversity of habitats are required to conserve biodiversity in complex landscapes.

Keywords

habitat heterogeneity, habitat structure, complexity, species-area relationship, grasslands, vegetation, arthropods, biodiversity conservation, habitat management

26 **Introduction**

27 The factors influencing biological diversity are scale-dependent and an understanding of this
28 dependence is crucial in the management and restoration of habitats. Species diversity at global
29 or continental scales is primarily influenced by temperature/solar radiation/energy and water
30 (Hawkins et al. 2003). At regional scales, areal effects (species-area relationships) become
31 more important, and at progressively smaller scales, the importance of habitat diversity
32 (heterogeneity) relative to area increases (Rosenzweig 1995, Böhning-Gaese 1997). At local
33 scales, habitat diversity appears primarily important (Davidowitz and Rosenzweig 1998). At
34 intermediate scales, both area and habitat diversity can explain patterns in species diversity.
35 The species-area relationship suggests that species richness increases with area because more
36 species will inhabit larger areas (Arrhenius 1921, Whittaker 1998). However, larger areas
37 usually also contain more habitats, provide more niches and can hold species of different
38 habitat requirements, therefore, species richness is also likely to increase with habitat diversity,
39 i.e., the number and complexity of habitats (Bazzaz 1975, Kohn and Walsh 1994, Rosenzweig
40 1995). Thus, the species-area relationship cannot be easily separated from habitat diversity and
41 these two explanations should be viewed as complementary (Ricklefs and Lovette 1999).

42 The species-area relationship has a well-developed ecological background, has clear
43 predictions and numerous empirical studies in support (Hawkins 2001, Tjorve 2003, Wiens and
44 Donoghue 2004). In contrast, the habitat diversity hypothesis lacks a general framework and a
45 central descriptive model (Triantis et al. 2003, Hortal et al. 2009). One reason is that there is
46 confusion over the terms used to describe habitat diversity. A review of 85 studies from 1963-
47 2003 (Tews et al. 2004) found 13 terms describing habitat diversity. Accordingly, a wide range
48 of variables have been used to describe habitat diversity. Early studies conducted on real island
49 archipelagoes often used elevation as a proxy for habitat diversity (Hamilton et al. 1963,
50 Johnson et al. 1968), whereas later studies used some typology of habitats (Kohn and Walsh
51 1994), vegetation (Kitchener et al. 1980, Kitchener et al. 1982) or soil (Johnson and Simberloff

1974). Habitat structure, often measured as the standard deviation of vegetation variables, has been incorporated in more recent studies, many of which have been conducted in forests (Blake and Karr 1987, Nilsson et al. 1988, Halaj et al. 2000, Lassau et al. 2005). Another reason for the lack of a habitat diversity theory is that different taxonomic groups can be influenced by habitat diversity in different ways or that different groups can be influenced by different aspects of habitat diversity (Ricklefs and Lovette 1999, Tews et al. 2004). Finally, the effects of habitat area and diversity can be difficult to disentangle partly because they are usually not independent and partly because they are not easy to manipulate in experiments. As a result, the conclusions of earlier studies are split regarding whether species diversity is influenced by area effects only (Blake and Karr 1987, Nilsson et al. 1988, Burbidge et al. 1997), habitat diversity effects only (Maly and Doolittle 1977, Losos 1986, Báldi 2008) or by both effects independently (Johnson and Simberloff 1974, Kohn and Walsh 1994, Hannus and von Numers 2008).

Here we test the effects of area and multiple aspects of habitat diversity on species diversity in various taxonomic groups. We first develop a conceptual framework, which incorporates structural and compositional aspects of habitat diversity at the within-patch and the between-patch levels. We then demonstrate how different aspects of habitat diversity can influence the diversity of a wide range of taxonomic groups along a wet-dry gradient in a temperate lowland grassland. We sampled six taxonomic groups (flowering plants, grasshoppers-katydid Orthoptera, true bugs Heteroptera, spiders Araneae, ground beetles Carabidae, and birds Aves). Taxa were selected to represent major trophic groups (herbivores, predators) and taxonomic levels (from plants to birds). We chose several arthropod taxa and only one vertebrate taxon as the former are usually underrepresented in studies of diversity patterns (Tews et al. 2004), even though they comprise more than 81% of the animal species described thus far (Groom et al. 2006).

We specifically test the responses of species diversity of a wide range of taxa to area and different measures of habitat diversity. We develop a set of alternative models to explain biodiversity at two scales, between and within habitat patches, and then evaluate the support for these models using inferential statistics and information theoretic statistics such as AIC. Based on the fundamental determination of plants by abiotic factors (Kohn and Walsh 1994), we predicted that plant species richness will be influenced by physical characteristics of the patches (e.g. patch area, shape, isolation, see definitions in Methods). Furthermore, based on conclusions from previous studies on animal groups (Tews et al. 2004, Woodcock and Pywell 2010), we predicted that the species richness of vegetation-dwelling, mainly herbivorous groups will be more affected by compositional aspects of habitat diversity, whereas that of ground-dwelling, mainly predatory groups will be more influenced by the structural aspects of habitat diversity. These predictions were based on the expectation that arthropods will be mostly influenced by habitat through trophic relationships. For the feeding of herbivores, the floristic composition of plants, i.e., a wider resource base, is expected to be of primary importance (Siemann 1998, Reid and Hochuli 2007, Schaffers et al. 2008), whereas for predators, the complexity of vegetation providing microhabitats suitable for predation is expected to be primarily important (Brose 2003). We tested these predictions using data from extensive surveys of multiple taxa in a semi-natural landscape complex with little human influence.

Methods

Definitions: a framework for habitat diversity

Differences among habitats can arise from the different composition, structure, or functioning of the habitat types present (Noss 1990, Forman 1995). In this study, we focus on compositional and structural habitat diversity (Table 1).

Composition refers to the pattern that landscapes consist of habitat types of different identity (Forman 1995). Correspondingly, most previous studies used the qualitative differences among habitat patches to infer habitat diversity (Ricklefs and Lovette 1999). The compositional aspect of habitat diversity at the between-patch level is interpreted here as different habitat types present in the landscape. In grassland habitats, within-patch compositional diversity arises if habitat patches contain different plant species or associations (Reid and Hochuli 2007). Therefore, compositional habitat diversity at the within-patch is interpreted here as the diversity (number and relative frequency) of different plant associations within habitat patches (Table 1).

Structure is most often viewed as the physical-architectural complexity of the abiotic and biotic elements that comprise the habitat (Halaj et al. 2000). At the between-patch level, structural habitat diversity can be interpreted as the variation in the architectural complexity (area, shape, isolation) of the habitat types. Although intensively managed grasslands are frequently envisioned as simple two-dimensional habitats, native or semi-natural grasslands are often multi-layered habitats holding various life-forms such as grasses, sedges, rushes, herbs, forbs, and shrubs (Reid and Hochuli 2007). In such grasslands, within-patch structural diversity arises if habitat patches contain architecturally complex abiotic elements (slopes, rocks), vegetation patterns (vertical layers or horizontal mosaics) or various life-forms. Therefore, structural habitat diversity at the within-patch level is interpreted here as the variation in abiotic gaps (bare ground surfaces) and complexity of vegetation structure (measured by vegetation height) within the habitat patches (Table 1).

#Table 1 approximately here#

Study site

We tested the effects of area and habitat diversity on species richness of various taxa in semi-natural grasslands of Hortobágy National Park, E-Hungary. Hortobágy, one of the largest steppes and most unique areas in Europe, lies in the NE part of the Carpathian Basin in Central/Eastern Europe. Our study area is in the Egyek-Pusztakócs marsh and grassland system, a 5000-ha isolated unit of Hortobágy National Park, the oldest (1973-) and largest (82 000 ha) national park in Hungary. The entire park is a World Heritage Site and is included in the Natura 2000 network of habitats in Europe as the classic locality of two priority habitat types of European importance (Pannonic loess steppic grasslands and Pannonic alkali grasslands and marshes) listed in Annex I of the Habitats Directive of the European Union.

The study area covers 1500 ha in the NW part of the Egyek-Pusztakócs habitat complex, and is a mosaic of alkali marshes, wet meadows, alkali steppes and loess grasslands. All habitat types characteristic to the larger Hortobágy region are represented and concentrated in a relatively small and geomorphologically diverse (88 to 103 m a.s.l.) area. The differences among habitat types arise largely due to small-scale differences in microtopography (relief), exposure to water table fluctuations (water balance), and soil quality, which lead to a formation of a mosaic pattern of different habitat types. The study area has been managed by low-intensity farming (grazing or mowing) through renting state-owned lands to local farmers since 1973, with conservation enjoying priority over other land uses.

145

146 *Field methods*

We measured area and habitat diversity, and sampled plants and animals in 51 habitat patches near the village of Egyek (N 47°63', E 20°89') between May and September in 2004. Habitat patches were delineated from aerial photographs and were verified and classified in the field according to the General National Habitat Classification System (ÁNÉR) of Hungary (Bölöni et al. 2007) as (i) alkali marshes, (ii) wet meadows, (iii) alkali steppes and (iv) loess grasslands. The ÁNÉR classification is based on vegetation; therefore, our concept of habitat type also

153 serves as a proxy for the physico-chemical factors that determine vegetation composition.
154 Marshes are covered by water (max. depth 0.5 m) most of the year, while wet meadows, which
155 typically surround marshes, are covered by water from late winter to early summer. Alkali
156 steppes are short-grass prairies on non-inundated alkali soils and loess grasslands are tall-grass
157 prairies typically on richer chernozem soils of higher grounds, most of which have been
158 converted to croplands.

159 We selected habitat patches for this study based on a stratified random design. We
160 randomly selected patches in three of the four habitat types until we had a good representation
161 of the variation in patch area, and added all four loess grassland remnants. The area of the
162 patches averaged $9.1 \pm \text{SD } 9.94$ ha and ranged over two orders of magnitude ($0.7 - 35.8$ ha;
163 total area selected: 462 ha).

164 We surveyed flowering plants in the selected habitat patches in late June, when the large
165 majority of such plants are in phenological stages that make their identification feasible. For
166 the botanical survey, we randomly selected three 2×2 m plots per patch. To reliably sample
167 species, we surveyed additional plots if the heterogeneity of the habitat patch was high.
168 Botanical survey was conducted in a total of 231 plots (mean $4.5 \pm \text{SD } 1.54$ plots per patch,
169 range: 3-9). We determined every plant to species within the plots using Simon (2000) and
170 estimated their cover; plant associations were identified based on (Borhidi 2003).

171 In the zoological survey, we sampled true bugs Heteroptera, grasshoppers-katydid
172 Orthoptera, and vegetation-dwelling spiders Araneae (vegetation-dwelling arthropods); ground
173 beetles Carabidae, ground-dwelling spiders Araneae (ground-dwelling arthropods); and birds
174 Aves.

175 Vegetation-dwelling arthropods were sampled by 100 strokes with a sweepnet in a 3×3 m
176 plot enclosed by vertical, 1-m-high plastic foil installed to prevent arthropods from escaping.
177 Plots were selected randomly in each of the 51 habitat patches. Ground-dwelling arthropods
178 were sampled by Barber pitfall traps in two randomly selected points in 26 habitat patches in

May. Traps were 0.5 L plastic cups with 10 mL ethylene-glycol as killing liquid, and were covered by fiberboard. To ensure the robustness of arthropod species richness estimates to phenological/seasonal changes, we conducted sweep-netting and emptied pitfall traps once every three weeks from mid-June to late September (six occasions total). The insects collected by sweep-netting and pitfall trapping were sorted and identified to the species level.

Birds were censused in point counts in 51 habitat patches twice in the season. During counting, all birds using the habitat patch for any activity (nesting, feeding/hunting, resting etc.) in a circle of 100 m radius (area: 3.14 ha) from the observation point were counted for 5 min. The number of counting points was one for patches smaller than 3 ha and we added one extra point at least 200 m away from the previous point for every 5-ha increase in patch area .

Variables and data analysis

The area of the habitat patches was measured in ArcGIS 9.0 and was log-transformed for analysis. Independent variables describing structural and compositional habitat diversity at the patch and within-patch level are summarized in Table 1. We characterized patch shape by Patton's shape index, which provides an area-independent descriptor of shape by comparing patch shape to a circle of similar area (Patton 1975). There was no spatial autocorrelation among habitat patches because the representation of habitat types in the landscape did not differ from a random pattern (Moran's I index = -0.02, Z score = -0.202, $p > 0.05$). Vegetation diversity was expressed as the effective number of associations e^{HS} , where $HS = -\sum p_i \cdot \log p_i$, where p_i is the relative cover of the i -th association in the patch (Jost 2006).

We used general linear models (GLM) to test the effects of area, habitat diversity and management type on species richness. Such approaches, based on multiple regression, assume that independent variables are not correlated (Venables and Ripley 2002). Correlation analyses using all possible pairs of continuous independent variables did not reveal deviations from this assumption (Pearson correlations, $p > 0.05$). Within-patch variables were generally not

205 correlated with between-patch variables, with two exceptions. First, vegetation height differed
206 among habitat types (alkali steppes: 25.5 ± 14.55 cm, $n = 23$; loess grasslands: 33.8 ± 9.74 ,
207 $n = 4$; wet meadows: 46.7 ± 20.86 cm, $n = 12$; alkali marshes: 117.8 ± 30.35 cm, $n = 12$; one-
208 way ANOVA on log-transformed data, $F_{3,47} = 19.748$, $p < 0.001$). Second, patches of dry
209 habitat types were larger than those of wet habitat types (loess grasslands: 15.2 ± 12.96 ha,
210 $n = 4$; alkali steppes: 13.4 ± 11.43 ha, $n = 23$; marshes: 4.7 ± 5.06 ha, $n = 12$; wet meadows:
211 3.0 ± 1.44 ha, $n = 12$; one-way ANOVA on log-transformed data, $F_{3,47} = 8.735$, $p < 0.001$). In
212 cases when either of the related variables were significant in the full model or the final model,
213 we refitted the final GLMs (see below) with either or both of the related variables to evaluate
214 their relative effect on species richness. Vegetation diversity did not differ among habitat types
215 (one-way ANOVA, $F_{3,48} = 2.562$, $p > 0.05$), indicating that habitat types were similarly
216 heterogeneous regarding their species composition. Finally, although most patches ($n = 30$)
217 were not managed, some patches were managed by grazing ($n = 17$) or mowing ($n = 4$). To
218 control for potential variation due to different management practices, we included the effect of
219 management in statistical analyses as a categorical variable with three levels (no management,
220 grazing, mowing).

221 In all analyses, response variables were species richness estimates of major groups (all
222 species, all animal species, plants, vegetation-dwelling arthropods, ground-dwelling
223 arthropods, birds) or constituent taxa. Data from sampling occasions ($n = 6$ for arthropods,
224 $n = 2$ for birds) were pooled to account for phenological changes in species richness. To
225 account for potential biases induced by differences in detection probability of birds (Thompson
226 2002), we obtained estimates of richness that account for heterogeneous detection probabilities
227 using the COMDYN software (<http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/comdyn.html>). The
228 results obtained using the corrected estimates provided results qualitatively similar to those
229 presented here and did not change our conclusions.

230 The model selection process was started by fitting the full GLM containing all
231 independent variables. In GLMs testing total and plant species richness, independent variables
232 were patch area, patch shape, isolation and management type. In GLMs of animal species
233 richness, independent variables were habitat type, patch area, patch shape, isolation and
234 management type (between-patch level) and vegetation height, bare ground surface cover and
235 vegetation diversity (within-patch level, Table 1). We then implemented a backward stepwise
236 variable removal algorithm ($p_{\text{out}} > 0.05$) to obtain a final reduced model that only contained
237 significant effects and which was used to obtain parameter coefficients for continuous
238 independent variables and to carry out post-hoc comparisons using Tukey's HSD procedure for
239 categorical independent variables. Next we also fitted the models containing either between-
240 patch or within patch-level independent variables only and used the same backward stepwise
241 algorithm to test model fit at the two different scales separately. We have also tested the
242 biologically meaningful interactions in all final models. None of the interaction terms were
243 significant ($p > 0.1$), therefore, we present results from the final models containing independent
244 variables only. Finally, we tested whether spatial autocorrelation affected observations of the
245 response variables by calculating Moran's I values based on a spatially weighted neighbour
246 matrix of each response variable, as suggested by Dormann et al. (2007). Residuals of neither
247 response variable showed significant spatial autocorrelation ($p > 0.05$), therefore, we did not
248 control for such autocorrelation in the final models. The normality of residuals was checked by
249 normal probability plots and Kolmogorov-Smirnov tests and the homogeneity of variances was
250 tested using Levene's test. When these assumptions were not met, we log-transformed response
251 variables before analysis. In GLMs, Type II sums of squares (SS) were specified to prevent
252 biases due to entry-order sensitivity present in models using Type I and Type III SS and
253 because our primary aim was model selection, for which Type II SS is more appropriate
254 (Langsrud 2003). In calculating multiple correlations in species richness among taxa, we
255 adjusted significance levels based on the FDR method (Benjamini and Hochberg 1995). We

256 used two-sided tests and $\alpha = 0.05$ significance levels in statistical tests. Means $\pm$ S.D.s are
257 given in the text, except where indicated. All statistical analyses were performed using the R
258 statistical language and environment, version 2.10.0 (R_Development_Core_Team 2009).
259

260 **Results**

261 *Total species richness and habitat diversity*

262 A total of 434 species were recorded in the 51 habitat patches (Table 2). Most species were
 263 arthropods (221 species) or flowering plants (170 species). The average number of species per
 264 patch was roughly similar in the three major groups (17-22 species per group per patch, Table
 265 2). Total species richness was related neither to area nor habitat diversity as the final model
 266 contained the intercept term only (Table 3). Similarly, the final model for total animal richness
 267 did not reveal significant effects even though three habitat diversity variables plus management
 268 type were retained in the model (Table 3).

269

270 #Table 2 approximately here#

271

272 *Model selection and scale-related issues*

273 Models containing both between-patch and within-patch variables had the lowest AIC values
 274 for each response variable (Table 3, 4). For orthopterans, true bugs and ground beetles, the
 275 model containing variables at both levels and the model containing only between-patch
 276 variables resulted in the same final model (Table 4), indicating that species richness of these
 277 taxa was primarily related to larger-scale variables. In contrast, the final models for spiders and
 278 birds also included either one (vegetation-dwelling spiders: plant association diversity; birds:
 279 vegetation height) or more within-patch variables (ground-dwelling spiders: vegetation height,
 280 bare ground cover), suggesting the importance of finer-scale habitat diversity in the richness of
 281 these taxa.

282 At the between-patch scale, the wet-dry habitat gradient showed the strongest
 283 correlations with species richness (all animals, orthopterans, ground-dwelling spiders and
 284 ground beetles). Patch area was related to species richness only in the case of birds (Table 4,
 285 Fig. 1) and was not related to species richness in any of the major groups or taxa. Isolation was

negatively related to the richness of true bugs (Table 4). Finally, management type was related to species richness of flowering plants and true bugs, although in contrasting directions because there were more flowering plants in grazed than in non-managed patches and more true bugs in non-managed than in grazed patches (Table 4, Fig. 2). At the within-patch scale, vegetation height had the strongest relationships with species richness (all animals, orthopterans, ground beetles), although vegetation diversity also showed positive correlations with richness (vegetation-dwelling spiders).

#Table 3 approximately here#

Scaling up, combining taxa and the habitat diversity relationship

Scaling up from within-patch to between-patch or from taxa to major groups often changed correlations between species richness and habitat diversity. Especially when two or more taxa were combined into major groups, different measures of habitat diversity showed correlations with combined species richness. For example, isolation and management were primarily related to the richness of true bugs; habitat type for orthopterans, and vegetation diversity for spiders, and each of these four variables were retained in the final model for vegetation-dwelling arthropods (Table 4). However, in other cases the habitat diversity variables may have masked, modified or contradicted the effect of other variables, resulting in a lack of significance for any habitat diversity measure. The lack of variables in the final model and the lack of significant effects in the case of total species richness and all animal richness, respectively, support this idea (Table 3).

#Table 4 approximately here#

Habitat diversity correlations

312 All correlations between combined or taxon species richness and habitat diversity were positive
 313 (Table 3, 4), indicating that species richness generally increased with increasing habitat
 314 diversity. For the combined species richness of all animals, significant effects were found only
 315 when the analyses were repeated at the between-patch and the within-patch level separately
 316 (Table 4). At the between-patch level, the wet-dry habitat gradient was related to species
 317 richness because the wettest habitat type (marshes: 60.8 ± 13.05 species, $n = 5$) had
 318 significantly more animal species than the considerably drier alkali steppes (40.1 ± 11.04 ,
 319 $n = 15$ patches, Tukey test, $p < 0.05$) and meadows and loess grasslands had intermediate
 320 richness. At the within-patch level, there was a positive correlation between vegetation height
 321 and total animal species richness ($B = 0.003 \pm \text{SE } 0.0012$, $F_{1,22} = 7.006$, $p = 0.015$).

322 The final model for flowering plants showed that habitat diversity between patches
 323 based on patch area, shape and isolation was not related to differences in plant species richness
 324 (Table 4). Management type was related to differences in plant richness (Table 4) because
 325 there were more species in grazed patches (27.8 ± 11.78 species, $n = 17$) than in non-managed
 326 patches (17.0 ± 9.86 , $n = 30$), although the difference was only marginally significant in post-
 327 hoc testing (Tukey test, $p < 0.1$).

328 Differences among habitat types were related to variation in arthropod species richness
 329 (Table 4). The wet-dry gradient in habitat types, however, was related differently to the species
 330 richness of vegetation-dwelling and ground-dwelling arthropods (Table 3). There were more
 331 vegetation-dwelling species in dry habitats than in wetter habitats (loess grasslands: $22.3 \pm$
 332 3.77 species, $n = 4$; wet meadows: 15.1 ± 4.23 species, $n = 12$; Tukey test, $p < 0.05$), whereas
 333 the relationship was opposite for ground-dwelling arthropods (marshes: 37.4 ± 12.30 species,
 334 $n = 5$; alkali steppes: 14.8 ± 10.86 species, $n = 15$; Tukey test, $p < 0.01$). Positive correlations
 335 at the within-patch level suggested that the richness of vegetation-dwelling arthropods
 336 increased with vegetation diversity, whereas the richness of ground-dwelling arthropods
 337 increased with increasing vegetation height (Table 4, Fig. 3).

338 The relationships between wet-dry habitat types and species richness of orthopterans and
 339 ground beetles showed the same general trend as those with the two major arthropod groups.
 340 There were more orthopteran species in loess grasslands (11.3 ± 1.71 , $n = 4$) than in both wet
 341 habitats (meadows: 7.1 ± 2.11 , $n = 12$, marshes: 6.3 ± 1.97 , $n = 12$; Tukey test, $p < 0.05$),
 342 whereas the species richness of ground beetles was higher in wet habitats (marshes: 23.0
 343 ± 8.94 , $n = 5$; meadows: 18.5 ± 5.97 , $n = 4$) than in dry habitats (alkali grasslands: 8.13 ± 5.48 ,
 344 $n = 15$; Tukey test, $p < 0.05$).

345 In contrast, the relationships between habitat diversity and species richness did not
 346 conform to the expectations based on the major groups in the case of vegetation-dwelling
 347 spiders and true bugs. The richness of vegetation-dwelling spiders increased with vegetation
 348 diversity more than with any other habitat diversity measure (Table 4). The species richness of
 349 true bugs was negatively related to isolation, indicating fewer species in more isolated patches
 350 (Table 4). The species richness of true bugs also differed by management type (Fig. 3b,
 351 $F_{2,50} = 4.246$, $p < 0.01$), with slightly more species in non-managed (Tukey test, $p < 0.01$).

352

353 #Figure 1 and 2 approximately here#

354

355 Discussion

356 Our study provided two key results. First, combined and taxon species richness unequivocally
 357 increased with increasing habitat diversity. Second, major groups and taxa differed as to which
 358 measure of habitat diversity their species richness showed positive correlations with. As
 359 predicted, compositional habitat diversity (vegetation diversity) mostly affected the richness of
 360 vegetation-dwelling arthropods, whereas structural habitat diversity (vegetation height) was
 361 more related to species richness of ground-dwelling arthropods and birds (Table 3, 4). As a
 362 consequence of the idiosyncratic relationships between taxon or group species richness and
 363 habitat diversity, we found no clear relationship between total species richness and habitat

364 diversity. These findings, therefore, provide empirical evidence that the effect of habitat
365 diversity on species diversity is generally similar and positive but that the major groups and
366 taxa respond to different aspects of habitat diversity.

367 Our study is one of the first attempts to integrate compositional and structural measures
368 of habitat diversity at the between-patch and within-patch scales and to holistically demonstrate
369 responses of plant and animal species richness to these different measures in grasslands. The
370 responses found here agree well with those reported separately by other studies. For example,
371 habitat diversity, rather than area *per se*, was the most important predictor of species richness
372 of various arthropods in nature reserves in south-central Hungary (Báldi 2008). Our finding
373 that compositional, rather than structural, habitat diversity was positively related to species
374 richness of vegetation-dwelling arthropods agrees well with previous reports that floristic
375 composition, rather than vegetation structure or environmental conditions, is the best predictor
376 of arthropod richness in semi-natural grasslands (Perner et al. 2005, Schaffers et al. 2008). The
377 positive correlation found between species richness of vegetation-dwelling spiders and
378 vegetation diversity is compatible with several previous observations with spiders in forest
379 ecosystems (Halaj et al. 1998, 2000, Langellotto and Denno 2004, Horváth et al. 2005). Our
380 data on ground beetles correspond with those of Brose (2003), who found that the structural
381 characteristics of plants, i.e., more prey, shade or humidity in complex micro-environments, are
382 more important for predatory ground beetles than the taxonomic diversity of plants. Structural
383 and not compositional habitat diversity was found previously to influence species richness of
384 orthopterans (Báldi and Kisbenedek 1999) and true bugs (Di Giulio et al. 2001), and these
385 results were also observed in this study. We also found that birds were most species-rich in
386 more complex habitats, where taller vegetation may provide more feeding and nesting sites
387 than may shorter vegetation in other habitat types (Whittingham and Evans 2004). For some
388 other taxa, however, our results contradict some previous studies. For example, structural
389 diversity created by different management, rather than compositional diversity, is known to

influence the diversity of many vegetation-dwelling taxa, such as true bugs (Kruess and Tschamtké 2002). In our study, grazing was associated with lower species richness in true bugs and higher richness in plants but did not significantly affect other groups or taxa (Table 3). The lack of effects of management shows that management had little influence on the patterns observed.

Patch area was positively related to species richness only for birds and not for any other taxon or major group. This result suggests that the scale at which our study was conducted (1-36 ha) was just below the scale at which species-area relationships become more important in explaining diversity patterns than species-habitat diversity relationships. Our study shows that habitat diversity can be at least as important as area effects in explaining patch-level patterns in biological diversity. Consequently, this study provides an example when a species-area relationship detected in one group may not be present in other taxa, which are primarily influenced by other factors, beyond the simple effect of area (Lövei et al. 2006, Magura and Kődöböcz 2007, Báldi 2008, Magura et al. 2008). Alternatively, it is also possible that the relative importance of area and habitat diversity varies by spatial scale across taxa. This explanation suggests that the scale of our study was large enough to detect areal effects in some groups and was small enough to detect habitat diversity effects in other groups. The results thus call for the need to incorporate both habitat diversity and the species-area relationship in studies attempting to explain overall biological diversity at the patch-level. One practical difficulty with such an integration is that there is no readily available metric to measure habitat diversity (Tews et al. 2004) and that the influence of different factors on biodiversity may vary across spatial scales (Beever et al. 2006). As this study attests, even though simple measures of habitat diversity can be suitable to detect relationships in certain taxa, it is less straightforward how to unite these simple measures into a general index of habitat diversity. Our framework may contribute to the development of such a metric by providing an example for separating

415 and explicitly addressing the structural and the compositional aspects of habitat diversity at two
416 spatial scales.

417 The conservation implication of our results is that beyond the direct loss of habitats, the
418 decrease in habitat diversity (homogenization) can also lead to decrease in biological diversity.
419 This threat has been less well recognized than threats directly arising from the area loss of
420 habitats. Relationships found in this study suggest that although different taxa respond to
421 different aspects of habitat diversity, species richness increases with habitat diversity in all taxa
422 (Collinge 1996, Kruess and Tscharntke 2002, Tews et al. 2004). Therefore, the results also
423 suggest that the creation or restoration of different habitat types may lead to increase in patch-
424 level species diversity. Our results, therefore, support the view that the best way to enhance
425 biological diversity is to maintain a complex, mosaic-like landscape structure which has ideal
426 conditions for most of the organisms (Duelli 1997, Cattin et al. 2003, Whittingham and Evans
427 2004). Conservation actions, therefore, should aim to increase both patch-level habitat
428 diversity, e.g. by increasing the number of different habitat types through creation or
429 restoration, and within-patch level diversity, e.g. by enhancing within-patch mosaic pattern
430 through adaptive ecosystem management.

431 In conclusion, our results show that patch-level species diversity is positively related to
432 habitat diversity. However, there is no general relationship because different aspects of habitat
433 diversity influence different components of biodiversity. The wet-dry gradient in habitat types
434 explained most variation in arthropod species richness at the between-patch level.

435 Compositional habitat diversity mostly influenced vegetation-dwelling spiders, whereas
436 structural habitat diversity mostly affected ground-dwelling taxa and birds. Habitat diversity,
437 therefore, should be incorporated along with area effects in studies of small- to mid-scale
438 diversity patterns and should be the focus of habitat conservation to maintain landscape-scale
439 biodiversity.

440

Acknowledgements

We thank Hortobágy National Park Directorate for permits and support for this research, which was part of a baseline ecological survey in the Egyek-Pusztakőcs LIFE-Nature programme (LIFE04NAT/HU/000119, <http://life2004.hnp.hu>). We thank B. Deák, L. Lontay and G. G. Nagy for help in the field, and V. Kődöböcz and C. Szinetár for help in arthropod identification. R. Dunn, N. Haddad and K. McGarigal provided helpful comments on a previous version of the manuscript. This study was partly funded by a grant from the Hungarian Scientific Research Fund – Norway Finance Mechanism (NNF 78887). SL was supported by a Békésy Postdoctoral Fellowship from the Ministry of Education and RH, SL and TM were supported by Bolyai Research Fellowships of the Hungarian Academy of Sciences during manuscript preparation.

453 **Literature cited**

- 454 Arrhenius, O. 1921. Species and area. *Journal of Ecology* **9**:95-99.
- 455 Báldi, A. 2008. Habitat heterogeneity overrides the species-area relationship. *Journal of*
 456 *Biogeography* **35**:675-681.
- 457 Báldi, A. and T. Kisbenedek. 1999. Orthopterans in small steppe patches: an investigation for
 458 the best-fit model of the species-area curve and evidences for their non-random
 459 distribution. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* **20**:125-132.
- 460 Bazzaz, F. A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern
 461 Illinois. *Ecology* **56**:485-488.
- 462 Beever, E. A., R. K. Swihart, and B. T. Bestelmeyer. 2006. Linking the concept of scale to
 463 studies of biological diversity: evolving approaches and tools. *Diversity and*
 464 *Distributions* **12**:229-235.
- 465 Benjamini, Y. and Y. Hochberg. 1995. Controlling the false discovery rate: a practical and
 466 powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society Series B*
 467 **57**:289-300.
- 468 Blake, J. G. and J. R. Karr. 1987. Breeding birds of isolated woodlots: area and habitat
 469 relationships. *Ecology* **68**:1724-1734.
- 470 Böhning-Gaese, K. 1997. Determinants of avian species richness at different spatial scales.
 471 *Journal of Biogeography* **24**:49-60.
- 472 Bölöni, J., Z. Molnár, E. Illyés, and A. Kun. 2007. A new habitat classification and manual for
 473 standardized habitat mapping. *Annali di Botanica nuova serie* **7**:55-76.
- 474 Borhidi, A. 2003. Magyarország növénytársulásai (Plant associations of Hungary). Akadémiai
 475 Kiadó, Budapest.
- 476 Brose, U. 2003. Bottom-up control of carabid beetle communities in early successional
 477 wetlands: mediated by vegetation structure or plant diversity? *Oecologia* **135**:407-413.

- 478 Burbidge, A. A., M. R. Williams, and I. Abbott. 1997. Mammals of Australian islands: factors
479 influencing species richness. *Journal of Biogeography* **24**:703-715.
- 480 Cattin, M. F., G. Blandenier, C. Banasek-Richter, and L. F. Bersier. 2003. The impact of
481 mowing as a management strategy for wet meadows on spider (Araneae) communities.
482 *Biological Conservation* **113**:179-188.
- 483 Collinge, S. K. 1996. Ecological consequences of habitat fragmentation: Implications for
484 landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning* **36**:59-77.
- 485 Davidowitz, G. and M. L. Rosenzweig. 1998. The latitudinal gradient of species diversity
486 among North American grasshoppers (Acrididae) within a single habitat: a test of the
487 spatial heterogeneity hypothesis. *Journal of Biogeography* **25**:553-560.
- 488 Di Giulio, M., P. J. Edwards, and E. Meister. 2001. Enhancing insect diversity in agricultural
489 grasslands: the roles of management and landscape structure. *Journal of Applied*
490 *Ecology* **38**:310-319.
- 491 Dormann, C. F., J. M. McPherson, M. B. Araujo, R. Bivand, J. Bolliger, G. Carl, R. G. Davies,
492 A. Hirzel, W. Jetz, W. D. Kissling, I. Kuhn, R. Ohlemuller, P. R. Peres-Neto, B.
493 Reineking, B. Schroder, F. M. Schurr, and R. Wilson. 2007. Methods to account for
494 spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review.
495 *Ecography* **30**:609-628.
- 496 Duelli, P. 1997. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two
497 different scales. *Agriculture Ecosystems & Environment* **62**:81-91.
- 498 Forman, R. T. T. 1995. *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge
499 University Press, New York.
- 500 Groom, M. J., G. K. Meffe, and C. R. Carroll. 2006. *Principles of Conservation Biology*.
501 Sinauer Associates, Sunderland.

- 502 Halaj, J., D. W. Ross, and A. R. Moldenke. 1998. Habitat structure and prey availability as
 503 predictors of the abundance and community organization of spiders in western Oregon
 504 forest canopies. *Journal of Arachnology* **26**:203-220.
- 505 Halaj, J., D. W. Ross, and A. R. Moldenke. 2000. Importance of habitat structure to the
 506 arthropod food-web in Douglas-fir canopies. *Oikos* **90**:139-152.
- 507 Hamilton, T. H., I. Rubinoﬀ, R. H. J. Barth, and G. L. Bush. 1963. Species abundance: natural
 508 regulation of insular variation. *Science* **142**:1575-1577.
- 509 Hannus, J. J. and M. von Numers. 2008. Vascular plant species richness in relation to habitat
 510 diversity and island area in the Finnish Archipelago. *Journal of Biogeography* **35**:1077-
 511 1086.
- 512 Hawkins, B. A. 2001. Ecology's oldest pattern? *Trends in Ecology & Evolution* **16**:470-470.
- 513 Hawkins, B. A., R. Field, H. V. Cornell, D. J. Currie, J. F. Guegan, D. M. Kaufman, J. T. Kerr,
 514 G. G. Mittelbach, T. Oberdorff, E. M. O'Brien, E. E. Porter, and J. R. G. Turner. 2003.
 515 Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecology*
 516 **84**:3105-3117.
- 517 Hortal, J., K. A. Triantis, S. Meiri, E. Thebault, and S. Sfenthourakis. 2009. Island species
 518 richness increases with habitat diversity. *American Naturalist* **174**:E205-E217.
- 519 Horváth, R., S. Lengyel, C. Szinetár, and L. Jakab. 2005. The effect of prey availability on
 520 spider assemblages on European black pine (*Pinus nigra*) bark: spatial patterns and
 521 guild structure. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* **83**:324-
 522 335.
- 523 Johnson, M. P., L. G. Mason, and P. H. Raven. 1968. Ecological parameters and plant species
 524 diversity. *American Naturalist* **102**:297-306.
- 525 Johnson, M. P. and D. S. Simberloff. 1974. Environmental determinants of island species
 526 numbers on the British Isles. *Journal of Biogeography* **1**:149-154.
- 527 Jost, L. 2006. Entropy and diversity. *Oikos* **113**:363-375.

- 528 Kitchener, D. J., A. Chapman, J. Dell, and B. G. Muir. 1980. Lizard assemblage and reserve
529 size and structure in the Western Australian wheatbelt - some implications for
530 conservation. *Biological Conservation* **17**:25-62.
- 531 Kitchener, D. J., J. Dell, and B. G. Muir. 1982. Birds in Western Australian wheatbelt reserves
532 - implications for conservation. *Biological Conservation* **22**:127-163.
- 533 Kohn, D. D. and D. M. Walsh. 1994. Plant-species richness: the effects of island size and
534 habitat diversity. *Journal of Ecology* **82**:367-377.
- 535 Kruess, A. and T. Tschamtké. 2002. Contrasting responses of plant and insect diversity to
536 variation in grazing intensity. *Biological Conservation* **106**:293-302.
- 537 Langellotto, G. A. and R. F. Denno. 2004. Responses of invertebrate natural enemies to
538 complex-structured habitats: a meta-analytical synthesis. *Oecologia* **139**:1-10.
- 539 Langsrud, Y. 2003. ANOVA for unbalanced data: Use Type II instead of Type III sums of
540 squares. *Statistics and Computing* **13**:163-167.
- 541 Lassau, S. A., D. F. Hochuli, G. Cassis, and C. A. M. Reid. 2005. Effects of habitat complexity
542 on forest beetle diversity: do functional groups respond consistently? *Diversity and*
543 *Distributions* **11**:73-82.
- 544 Losos, J. B. 1986. Island biogeography of day geckos (*Phelsuma*) in the Indian Ocean.
545 *Oecologia* **68**:338-343.
- 546 Lővei, G. L., T. Magura, B. Tothmérész, and V. Kődöböcz. 2006. The influence of matrix and
547 edges on species richness patterns of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in habitat
548 islands. *Global Ecology and Biogeography* **15**:283-289.
- 549 Magura, T., A. Baldi, and R. Horvath. 2008. Break-down of the species-area relationship in
550 exotic but not in native forest patches. *Acta Oecologica-International Journal of*
551 *Ecology* **33**:272-279.
- 552 Magura, T. and V. Kődöböcz. 2007. Carabid assemblages in fragmented sandy grasslands.
553 *Agriculture Ecosystems & Environment* **119**:396-400.

- 554 Maly, E. J. and W. L. Doolittle. 1977. Effects of island area and habitat on Bahamian land and
555 freshwater snail distribution. *American Midland Naturalist* **97**:59-67.
- 556 Nilsson, S. G., J. Bengtsson, and S. As. 1988. Habitat diversity or area per se: species richness
557 of woody plants, carabid beetles and land snails on islands. *Journal of Animal Ecology*
558 **57**:685-704.
- 559 Noss, R. F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation*
560 *Biology* **4**:355-364.
- 561 Patton, D. R. 1975. A diversity index for quantifying habitat edge. *Wildlife Society Bulletin*
562 **3**:171-173.
- 563 Perner, J., C. Wytrykush, A. Kahmen, N. Buchmann, I. Egerer, S. Creutzburg, N. Odat, V.
564 Audorff, and W. W. Weisser. 2005. Effects of plant diversity, plant productivity and
565 habitat parameters on arthropod abundance in montane European grasslands.
566 *Ecography* **28**:429-442.
- 567 R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R
568 Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- 569 Reid, A. M. and D. F. Hochuli. 2007. Grassland invertebrate assemblages in managed
570 landscapes: Effect of host plant and microhabitat architecture. *Austral Ecology* **32**:708-
571 718.
- 572 Ricklefs, R. E. and I. J. Lovette. 1999. The roles of island area per se and habitat diversity in
573 the species-area relationships of four Lesser Antillean faunal groups. *Journal of Animal*
574 *Ecology* **68**:1142-1160.
- 575 Rosenzweig, M. L. 1995. *Species Diversity in Space and Time*. Cambridge University Press,
576 Cambridge.
- 577 Schaffers, A. P., I. P. Raemakers, K. V. Sykora, and C. J. F. Ter Braak. 2008. Arthropod
578 assemblages are best predicted by plant species composition. *Ecology* **89**:782-794.

- 579 Siemann, E. 1998. Experimental tests of effects of plant productivity and diversity on grassland
580 arthropod diversity. *Ecology* **79**:2057-2070.
- 581 Simon, T. 2000. A magyarországi edényes flóra határozója (Plant Identification Handbook of
582 Vascular Plants in Hungary). Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- 583 Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielborger, M. C. Wichmann, M. Schwager, and F. Jeltsch.
584 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the
585 importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* **31**:79-92.
- 586 Thompson, W. L. 2002. Towards reliable bird surveys: accounting for individuals present but
587 not detected. *Auk* **119**:18-25.
- 588 Tjorve, E. 2003. Shapes and functions of species-area curves: a review of possible models.
589 *Journal of Biogeography* **30**:827-835.
- 590 Triantis, K. A., M. Mylonas, K. Lika, and K. Vardinoyannis. 2003. A model for the species-
591 area-habitat relationship. *Journal of Biogeography* **30**:19-27.
- 592 Venables, W. N. and B. D. Ripley. 2002. *Modern Applied Statistics with S*. Springer, New
593 York.
- 594 Whittaker, R. J. 1998. *Island Biogeography: Ecology, Evolution, and Conservation*. Oxford
595 University Press, Oxford.
- 596 Whittingham, M. J. and K. L. Evans. 2004. The effects of habitat structure on predation risk of
597 birds in agricultural landscapes. *Ibis* **146**:210-220.
- 598 Wiens, J. J. and M. J. Donoghue. 2004. Historical biogeography, ecology and species richness.
599 *Trends in Ecology & Evolution* **19**:639-644.
- 600 Woodcock, B. A. and R. F. Pywell. 2010. Effects of vegetation structure and floristic diversity
601 on detritivore, herbivore and predatory invertebrates within calcareous grasslands.
602 *Biodiversity and Conservation* **19**:81-95.
- 603
- 604

605 **Tables**

606

607 **Table 1** Concepts and variables used to describe habitat diversity.

Scale	Aspect	Variable	Description
Between-patch	Compositional	Habitat type	Loess grassland, alkali steppe, wet meadow or alkali marsh
	Structural	Patch shape	Patton's (1975) shape index
		Isolation	Distance to nearest similar patch (log-scale)
Within-patch	Compositional	Vegetation diversity	Exponential of Shannon-diversity of plant associations
	Structural	Vegetation height	Mean of min. 15 measurements per patch
		Bare ground cover	Cover of non-vegetated surfaces

608

609

610

611 **Table 2** Number of species by major groups and taxa and number of species per habitat patch
 612 in the Egyek-Pusztakócs marsh-grassland system in E Hungary. N indicates number of habitat
 613 patches surveyed.

Major group	Taxon	Number of species			N
		Total	Mean $\pm$ S.D.	Min - Max	
Plants	Flowering plants	170	21.3 $\pm$ 11.64	2 - 46	51
Vegetation-dwelling arthropods	Araneae	65	8.3 $\pm$ 4.07	1 - 21	51
	Heteroptera	14	1.7 $\pm$ 1.17	0 - 5	51
	Orthoptera	32	7.7 $\pm$ 2.58	2 - 13	51
	Subtotal	111	17.7 $\pm$ 5.52	7 - 31	51
Ground-dwelling arthropods	Araneae	43	9.2 $\pm$ 6.98	0 - 25	26
	Carabidae	67	12.8 $\pm$ 8.56	2 - 33	26
	Subtotal	110	22.0 $\pm$ 14.18	2 - 49	26
Birds	Aves	43	3.7 $\pm$ 2.50	1 - 13	51
<i>Total species richness</i>		434	67.0 $\pm$ 15.10	39 - 98	26

614

615 **Table 3.** Results of general linear models testing the relationship between different aspects of habitat diversity and species richness of major groups. Significant ($p < 0.05$) effects and significance levels are shown in bold.

Major group	Scale	Variables in full model	F	p	Variables in final model	AIC ^a	F	p	Relationship or difference ^b
All taxa sampled	Between-patch	Patch area Patch shape Isolation Management type	0.032 0.060 0.121 0.143	0.859 0.809 0.731 0.867	None (intercept only)	151.39	—	—	none
All animals (log)	Both scales	Habitat type	1.014	0.416	Habitat type	-67.46*	1.687	0.206	none
		Patch area	0.000	0.987	Bare ground surface		1.699	0.209	
		Patch shape	0.022	0.883	Vegetation diversity		1.571	0.226	
		Isolation	0.436	0.520	Management type		1.992	0.165	
		Management type	1.299	0.304					
		Vegetation height	0.510	0.487					
		Bare ground cover	2.008	0.178					
		Vegetation diversity	0.839	0.375					
	Between-patch	Habitat type Patch area Patch shape Isolation Management type	1.687 0.039 0.240 0.513 0.911	0.208 0.845 0.630 0.483 0.421	Habitat type Isolation	-61.47*	3.305 1.883	0.040 0.184	marshes > alkali steppes
	Within-patch	Vegetation height Bare ground cover Vegetation diversity	7.006 0.626 0.745	0.015 0.437 0.397	Vegetation height	-65.70	8.760	0.007	positive correlation
Vegetation-dwelling arthropods	Both scales	Habitat type	3.185	0.034	Habitat type	171.19*	2.858	0.048	loess grassland > meadow (non-managed > grazed)
		Patch area	0.367	0.548	Isolation		2.598	0.114	
		Patch shape	0.432	0.515	Management type		3.308	0.046	
		Isolation	2.289	0.138	Vegetation diversity		3.919	0.054	
		Management type	4.017	0.026					

		Vegetation height	1.625	0.210					
		Bare ground cover	0.649	0.425					
		Vegetation diversity	1.719	0.198					
	Between-patch	Habitat type	3.724	0.018	Habitat type	175.24	3.143	0.035	loess grassland > meadow
		Patch area	1.331	0.255	Isolation		1.764	0.191	
		Patch shape	0.384	0.539	Management type		3.042	0.058	
		Isolation	2.704	0.108					
		Management type	3.200	0.051					
	Within-patch	Vegetation height	0.043	0.837	Vegetation diversity	177.13	4.102	0.048	positive correlation
		Bare ground cover	0.043	0.838					
		Vegetation diversity	3.983	0.052					
Ground-dwelling arthropods (log)	Both scales	Habitat type	1.448	0.271	Habitat type	-20.53*	4.734	0.011	marshes > alkali steppes
		Patch area	0.329	0.575					
		Patch shape	0.021	0.887					
		Isolation	1.108	0.310					
		Management type	0.771	0.481					
		Vegetation height	0.716	0.412					
		Bare ground cover	1.866	0.194					
		Vegetation diversity	0.285	0.602					
	Between-patch	Habitat type	2.723	0.077	Habitat type	-20.53*	4.734	0.011	marshes > alkali steppes
		Patch area	0.574	0.460					
		Patch shape	0.001	0.972					
		Isolation	1.193	0.290					
		Management type	0.870	0.437					
	Within-patch	Vegetation height	4.851	0.038	Vegetation height	-17.83	6.524	0.017	positive correlation
		Bare ground cover	0.839	0.370					
		Vegetation diversity	0.013	0.911					

^a Akaike's Information Criterion and model significance, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

^b Tukey test for categorical variables, marginally significant differences are shown in parentheses

Table 4. Results of general linear models testing the relationship between different aspects of habitat diversity and species richness of the studied taxa. Significant ($p < 0.05$) effects and significance levels are shown in bold.

Taxon	Scale	Variables in full model	F	p	Variables in final model	AIC *	F	p	Relationship or difference ^b
Flowering plants	Between-patch	Patch area Patch shape Isolation Management type	1.821 0.000 0.130 2.915	0.184 0.990 0.720 0.064	Patch area Management type	243.92**	1.899 3.291	0.175 0.046	(grazed > non-managed)
Vegetation-dwelling spiders	Both scales	Habitat type	2.385	0.084	Vegetation diversity Management type	137.16**	8.419 2.372	0.005 0.104	positive correlation
		Patch area	0.389	0.537					
		Patch shape	0.003	0.954					
		Isolation	0.547	0.464					
		Management type	2.599	0.087					
		Vegetation height	1.720	0.197					
		Bare ground cover	1.088	0.303					
		Vegetation diversity	2.991	0.092					
	Between-patch	Habitat type Patch area Patch shape Isolation Management type	2.968 1.487 0.004 0.752 1.746	0.043 0.230 0.949 0.391 0.187	Habitat type	141.80	2.758	0.053	(marsh > meadow)
	Within-patch	Vegetation height Bare ground cover Vegetation diversity	1.237 0.016 7.538	0.272 0.900 0.009	Vegetation diversity	138.07**	8.316	0.006	positive correlation
Orthopterans	Both scales	Habitat type Patch area Patch shape Isolation Management type	2.459 0.019 0.194 0.241 0.775	0.077 0.891 0.662 0.626 0.468	Habitat type	89.00**	5.179	0.004	loess grassland > meadow = marsh

		Vegetation height	0.097	0.757					
		Bare ground cover	0.223	0.639					
		Vegetation diversity	0.035	0.853					
	Between-patch	Habitat type	3.858	0.016	Habitat type	89.00**	5.179	0.004	loess grassland > meadow = marsh
		Patch area	0.005	0.943					
		Patch shape	0.189	0.666					
		Isolation	0.372	0.545					
		Management type	0.762	0.473					
	Within-patch	Vegetation height	4.000	0.051	Vegetation height	95.16*	4.419	0.041	negative correlation
		Bare ground cover	0.593	0.445					
	Vegetation diversity	0.001	0.975						
True bugs (log)	Both scales	Habitat type	0.806	0.498	Patch shape Isolation Management type	-83.71**	3.591 10.210 5.623	0.064 0.003 0.007	(negative correlation) negative correlation non-managed > grazed
		Patch area	0.407	0.527					
		Patch shape	4.263	0.046					
		Isolation	12.235	0.001					
		Management type	2.123	0.006					
		Vegetation height	0.892	0.351					
		Bare ground cover	0.653	0.424					
		Vegetation diversity	0.117	0.735					
	Between-patch	Habitat type	1.394	0.258	Patch shape Isolation Management type	-83.71**	3.591 10.210 5.623	0.064 0.003 0.007	(negative correlation) negative correlation non-managed > grazed
		Patch area	1.161	0.287					
		Patch shape	4.161	0.048					
		Isolation	12.184	0.001					
		Management type	6.304	0.004					
	Within-patch	Vegetation height	0.086	0.771	Bare ground cover	-74.72	1.005	0.320	none
		Bare ground cover	1.017	0.318					
		Vegetation diversity	0.512	0.478					
Ground beetles	Both scales	Habitat type	2.281	0.124	Habitat type	97.92***	9.566 2.374	0.000 0.138	marshes = meadows > alkali steppes
		Patch area	0.761	0.398	Vegetation diversity				
		Patch shape	0.066	0.802					
		Isolation	0.284	0.603					
		Management type	0.098	0.907					
		Vegetation height	0.191	0.669					
		Bare ground cover	0.810	0.384					

		Vegetation diversity	1.562	0.232					
	Between-patch	Habitat type Patch area Patch shape Isolation Management type	4.763 0.451 0.026 0.409 0.041	0.014 0.511 0.872 0.531 0.960	Habitat type	98.70**	8.444	0.001	marshes = meadows > alkali steppes
	Within-patch	Vegetation height Bare ground cover Vegetation diversity	13.773 0.288 0.325	0.001 0.597 0.574	Vegetation height	100.96***	16.591	0.000	positive correlation
Ground-dwelling spiders (log)	Both scales	Habitat type	2.438	0.108	Habitat type	-6.18*	3.151	0.052	(marshes > alkali steppes) positive correlation positive correlation positive correlation
		Patch area	0.703	0.416	Isolation		4.525	0.048	
		Patch shape	0.015	0.904	Management type		2.396	0.121	
		Isolation	2.671	0.124	Vegetation height		5.696	0.029	
		Management type	2.397	0.127	Bare ground cover		7.207	0.016	
		Vegetation height	4.141	0.061					
		Bare ground cover	5.842	0.030					
		Vegetation diversity	0.081	0.781					
Ground-dwelling spiders (log)	Between-patch	Habitat type	1.385	0.281	Isolation	99.84	4.221	0.051	(positive correlation)
		Patch area	0.002	0.966					
		Patch shape	0.047	0.830					
		Isolation	3.403	0.083					
		Management type	0.763	0.482					
	Within-patch	Vegetation height	1.818	0.191	Vegetation height	101.42	2.554	0.123	none
		Bare ground cover	0.410	0.529					
		Vegetation diversity	0.006	0.940					
Birds (log)	Both scales	Habitat type	0.135	0.938	Patch area	-47.29**	10.478	0.002	positive correlation positive correlation
		Patch area	1.990	0.166	Vegetation height		8.237	0.006	
		Patch shape	0.052	0.821	Vegetation diversity		2.771	0.103	
		Isolation	0.131	0.719					
		Management type	0.738	0.484					
		Vegetation height	3.020	0.090					
		Bare ground cover	0.087	0.770					
		Vegetation diversity	1.574	0.217					
	Between-patch	Habitat type	2.301	0.091	Patch area	-41.62	5.384	0.025	positive correlation

		Patch area	2.588	0.115	Habitat type		2.456	0.075	(marsh > meadow)
		Patch shape	0.101	0.753					
		Isolation	0.027	0.869					
		Management type	0.557	0.577					
	Within-patch	Vegetation height	3.593	0.064	Vegetation height	-39.49	3.872	0.055	(positive correlation)
		Bare ground cover	0.490	0.488					
		Vegetation diversity	1.438	0.236					

^a Akaike's Information Criterion and model significance, * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

^b Tukey test for categorical variables, marginally significant differences are shown in parentheses

Figure Captions

630 **Figure 1.** Species-area relationship for birds (semi-log space) detected in grassland patches of the Egyek-Pusztakócs marsh system (Hortobágy National Park, E-Hungary). General linear model, $B = 0.44 \pm \text{S.E. } 0.208$, $R^2 = 0.08$, $F_{1,49} = 4.447$, $p = 0.040$.

Figure 2. Mean $\pm$ S.E. species richness of plants (a) and true bugs (b) in differently managed
635 grassland patches. Differences between grazed and non-managed are significant in both cases (Tukey-test, $p < 0.05$).

Figure 3. Species richness of vegetation-dwelling arthropods as a function of vegetation diversity (a) and of ground-dwelling arthropods as a function of vegetation height (b) in
640 grassland patches.

Fig. 1.

645

650

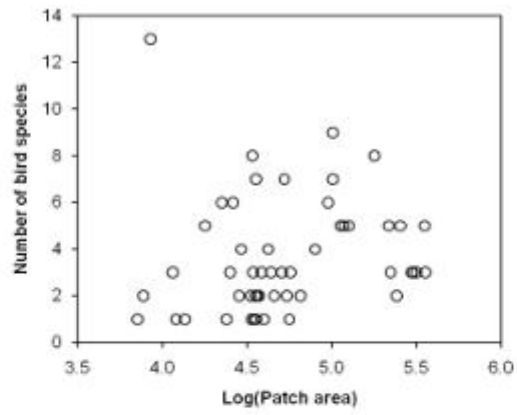


Fig. 2a,b.

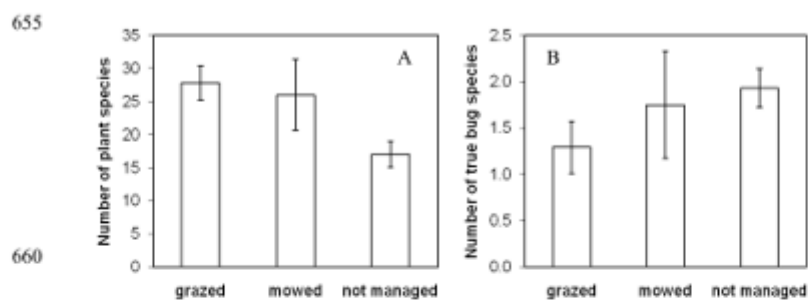
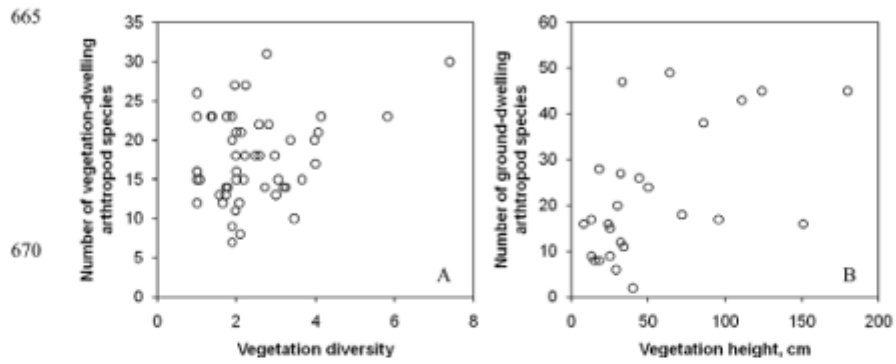


Fig. 3a,b.



III. Vizsgálat

Természetvédelmi stratégiák alkalmazása a Hortobágyon: az egyek- pusztakócsi LIFE-Nature program eredményei

Eszter Déri, Szabolcs Lengyel, László Lontay, Balázs Deák, Péter
Török, Tibor Magura, Roland Horváth, Máté Kisfali, Gábor Ruff
& Béla Tóthmérész

Természetvédelmi Közlemények **15**: 89-102.

Természetvédelmi stratégiák alkalmazása a Hortobágyon: az egyek-pusztakócsi LIFE-Nature program eredményei

Déri Eszter¹, Lengyel Szabolcs², Lontay László³, Deák Balázs⁴,
Török Péter², Magura Tibor⁴, Horváth Roland², Kisfali Máté¹,
Ruff Gábor¹ és Tóthmérész Béla²

¹Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék

²Debreceni Egyetem, Ökológia Tanszék

^{1,2}4032 Debrecen, Egyetem tér 1., E-mail: d_eszter@yahoo.com

³Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság

3758 Jósavető, Tengerszem oldal 1., Pf. 6.

⁴Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság

4024 Debrecen, Sumen u. 2

Összefoglaló: Természetvédelmi stratégiákról, mint a konzervációbiológia elméleti ismereteinek gyakorlatban alkalmazott formáiról általában nagy léptékű akciótervek kapcsán hallhatunk. Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer területén 2004-ben indult élőhely-rehabilitációs program példája lehet a tájléptéken végzett természetvédelmi stratégiai tervezésnek. A program tervezése során azonosítottuk az élőhelyeket fenyegető főbb hatásokat (fragmentáció, degradáció, homogenizáció, szennyezés), és célként fogalmaztuk meg e hatások csökkentését és/vagy felszámolását különböző élőhely-rekonstrukciókkal (gyepesítés, erdőtelepítés) és természetvédelmi kezelésekkel (legeltetés, kaszálás, égetés, „apróvad-földek” extenzív művelése). A kétféle magkeverékkel (lőszös, szikes) végzett gyeprekonstrukció során (760 ha) két ökológiai folyósót és számos pufferzónát alakítottunk ki a fragmentáció és a szennyezés csökkentésére. A mocsarak homogén nádasait legeltetéssel és égetéssel sikerült mozaikosabbá tenni. Az extenzíven művelt vadföldek a szomszédos intenzív szántókhoz képest jóval diverzebb kisemlős-együtteseknek adtak otthont, melyek megnövekedett populációi biztos táplálékbaízist jelentenek a terület ragadozómadarai számára. A beavatkozások hatására számottevően növekedett a projekt-terület élőhelyeinek tájszintű sokfélesége és csökkent a táj emberi terhelése.

Kulcsszavak: élőhely-rekonstrukció, extenzív művelés, gyepter, mocsár, tájléptékű diverzitás, gyepesítés

Bevezetés

Az elmúlt évtizedek természetkárosító tevékenységeinek hatására a természetvédelemre fokozott felelősség hárul, és egyre gyorsabb és szélesebb körű megoldásokra van szükség a biológiai sokféleség csökkenésének megállítására érdekében. A természetvédelmi beavatkozások egyik legnagyobb problémája az alapkutatással és a gyakorlati természetvédelemmel foglalkozó szakemberek közötti kommunikáció hiánya, amely megnehezíti a hatékony intézkedéseket (Pullin & Knight 2003, Sutherland *et al.* 2004a). Gyakran előfordul, hogy természetvédelmi jelentőséggel bíró kutatások eredményei nem jutnak el a döntéshozókhoz (Holmes & Clark 2008), illetve a gyakorlati szakemberekhez (Pullin & Knight 2003), így azokat nem hasznosítják. Más esetekben a természetvédelmi kezelések tapasztalatai elérhetetlenek a kutatók számára, mivel az eredményeket nem monitorozzák vagy nem publikálják (Griffiths 2004, Lengyel *et al.* 2008, Sutherland *et al.* 2004b). Az információ-áramlás hiánya hozzájárulhat ahhoz, hogy a gyakorlati szakemberek úgy érezhetik, a kutatók elvont, közvetlenül nem hasznosítható kérdésekre keresik a válaszokat, míg a kutatók sérelmezhetik, hogy eredményeiket nem használják fel a gyakorlati természetvédelemben (Griffiths 2004). Megoldást jelenthetnek a bizonyítékokon alapuló eljárások, melyek a párbeszédet próbálják elősegíteni a kutatók és a döntéshozók között („evidence-based policy”, Solesbury 2001), illetve a kutatók és a gyakorlati szakemberek között („evidence-based conservation”, Pullin & Knight 2001, Sutherland *et al.* 2004a). Mindkét irány a tudományos kutatás felől közelíti meg a problémát, és a megoldást a kutatási eredmények szisztematikus elemzésében, majd a levont következtetéseknek a döntéshozók illetve a gyakorlati szakemberek felé való hatékony kommunikálásában látja. A bizonyítékokon alapuló döntéshozás gyakorlatban alkalmazott formái lehetnek a természetvédelmi stratégiák, melyek a veszélyeztetett természeti értékek megőrzésére irányuló, többnyire nagyléptékű akciótervek. A természetvédelmi stratégiai tervezés során az elméleti ismeretek mellett a gyakorlati természetvédelem tapasztalatait is felhasználtuk, így integrálva a két megközelítés eredményeit.

Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer területén 2004 óta zajló élőhely-rehabilitációs program példája lehet a természetvédelmi stratégiák tájléptéken történő alkalmazásának. Jelen munkánkban a projekt kitűzött céljait, majd azok gyakorlati megvalósulását és kezdeti eredményeit mutatjuk be. A projektterület tájtörténetét Aradi *et al.* (2003), a hosszútávú rehabilitáció céljait és elveit Lengyel *et al.* (2005), a veszélyeztető tényezőket, a tervezési lépéseket és a várt eredményeket Lengyel *et al.* (2007) korábban ismertette.

Az élőhely-rehabilitációs program szükségességének rövid indoklása

Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer a Hortobágyi Nemzeti Park nyugati részén terül el Egyek és Kócsújfalu települések határában. A terület a nemzeti park alapítása óta védett, és 1976 óta hazánk legrégebb és legnagyobb területen zajló élőhely-rehabilitációs programjának a helyszíne (Aradi *et al.* 2003, Lengyel *et al.* 2007). Az első ütemben végzett hidrológiai rehabilitáció után, 2004-2008 között került sor a második ütem megvalósítására, a „Füves területek rekonstrukciója és mocsarak védelme Egyek-Pusztakócsan” című, az Európai Unió által támogatott LIFE-Nature program keretében (LIFE04NAT/HU/000119).

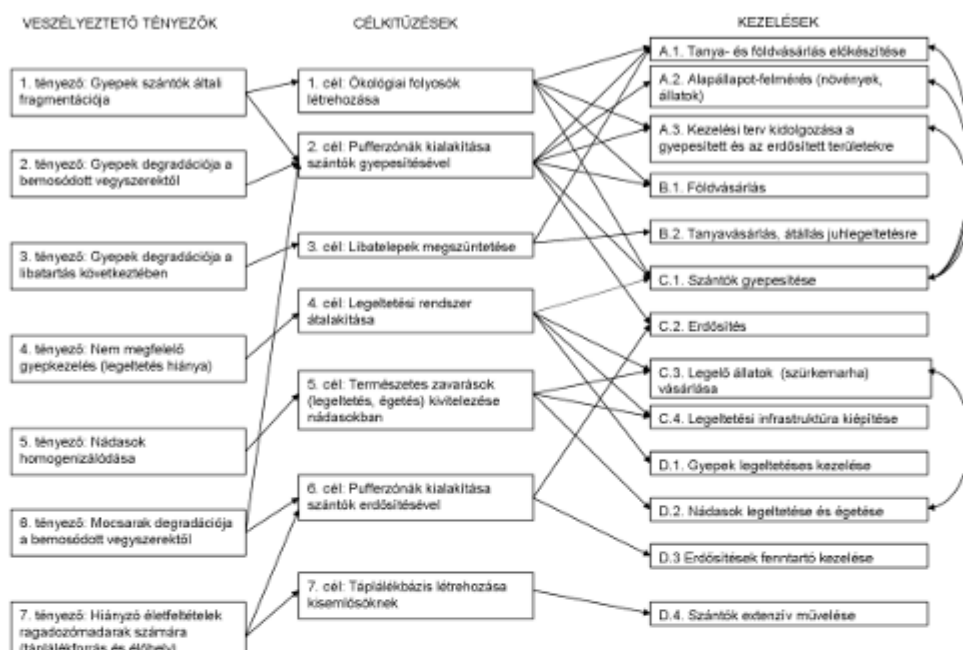
Az élőhely-rehabilitáció szükségességét elsősorban a védett területen található szántók magas aránya (29%) és a hozzájuk kapcsolódó mezőgazdasági tevékenységek negatív hatásai (fragmentáció, degradáció, homogenizáció, szennyezés), illetve a természetvédelmi kezelések (legeltetés, égetés) hiánya indokolták (Lengyel *et al.* 2005). A veszélyeztető tényezők azonosítása után megterveztük a csökkentésükre vagy felszámolásukra irányuló természetvédelmi és rekonstrukciós kezeléseket (legeltetés, kaszálás, égetés, „apróvad-földek” extenzív művelése, gyepesítés és erdősítés, 1. függelék az Online Függelékben) összesen 1640 ha-on. A tervezés során meghatároztuk a várható eredményeket is (Lengyel *et al.* 2007).

A beavatkozásokat követően a tervek szerint a projekt-területen több mint felére (29%-ról 14%-ra) csökken a szántók és egyharmaddal nő a gyepek aránya (46%-ról 60%-ra). A fás területek aránya az összes terület mintegy 3%-át fogja kitenni. További várakozás volt, hogy a mocsarak (Fekete-rét, Csattag-lapos) homogén nádasai helyett a legeltetés és az égetés hatására új, mozaikosabb élőhelyszerkezet alakul ki. A stratégiai tervezés fő lépéseit az 1. ábra, míg a célok és tevékenységek részletesebb egymásra épülését az 1. táblázat mutatja be. A kezelések hatását a növényzet és bizonyos esetekben (gyepesítés, vadföldek) az állat-együttesek monitorozásával követtük nyomon.

Az élőhely-rehabilitáció főbb lépései és eredményei

Szántók gyepesítése

A projekt fő beavatkozása a szántóterületek természetközeli gyepekké alakítása volt, mely számos veszélyeztető tényező kiiktatásában vagy csökkentésében fontos volt (1. ábra). A gyepesítés célja a fragmentált gyepek és a gyepi és mocsári élőhelyek összekapcsolása (ökológiai folyosók létreho-



1. ábra. A stratégiai tervezés lépései. Első lépésben meghatároztuk a veszélyeztető tényezőket, majd az ezekkel kapcsolatos célokat és végül a célok eléréséhez szükséges rekonstrukciókat és természetvédelmi kezeléseket. Az ábra jól szemlélteti, hogy egyes akciók több célt is szolgálhatnak.

zása), illetve a szántóföldi eredetű szennyezések és élőhely-leromlás csökkentése a mocsarak körüli pufferzónák kialakításával (Lengyel *et al.* 2007, Vida *et al.* 2008). A program során, 2005 és 2008 között összesen 760 hektáron történt meg a különböző kiindulási állapotú szántók (gabona, lucerna, napraforgó) löszös magkeverékkel (150 ha) illetve szikes magkeverékkel (610 ha) történő gyepesítése. A magasabb térszíneken fekvő löszhátakon háromfajos (*Festuca rupicola*, *Poa angustifolia*, *Bromus inermis*), míg az alacsonyabban fekvő szikes jellegű területeken két fűfaj magjaiból álló keverékkel (*Festuca pseudovina*, *Poa angustifolia*) végeztük a gyepesítést. A gyepesítés technológiai leírását, a vetett gyepeken alkalmazott kezeléseket és a felmerült problémák megoldási lehetőségeit Deák *et al.* (2008) részleteiben ismerteti. A növényzetben bekövetkező változásokat a gyepesített

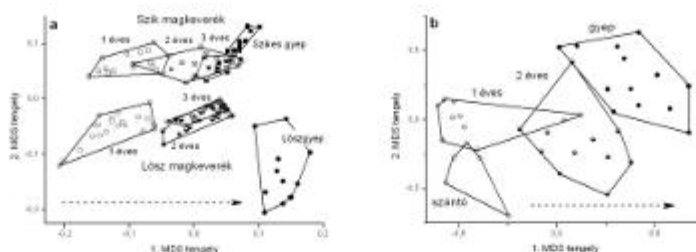
1. táblázat. A projekt stratégiai tervezésekor felvázolt célok, feltételezések/kockázatok és indikátorok egymásra épülése

	A projekt céljai és tevékenységei	Feltételezések, kockázatok	Monitoring indikátorok
Általános cél	- a magyar Alföld értékes gyepterület mozaikjainak helyreállítása	- a táj-leptékű megközelítések hasznosak és működőképesek	- a rekonstruált gyepek és rehabilitált mocsarak területe és minősége (természeti értékessége) nő
Projekt cél	- a gyepterületek fragmentációjának csökkenése - a gyepeket károsító tényezők kiiktatása, a gyepek területének és természeti értékességének növelése - a mocsaraknak a vegyszerbemosódás és beszívargás, az erózió és defláció elleni védelme - az Annex I madárfajokra gyakorolt emberi zavarás csökkentése	- a fragmentáció a gyepterületek fő problémája - a gyepterületek a rendelkezésre álló módszerekkel rekonstruálhatók - a természetközeli gyepek nagysága és állapota a rendelkezésre álló módszerekkel növelhető - a libafarmok megszüntetése a gyepek állapotának gyors javulásához vezet - a földhasználat változása (szántó → gyepterület) megoldja a vegyszerbemosódás problémáját - az Annex I madárfajok zavarásra érzékenyek, állományuk nőni fog a zavarás csökkentése után	- gyepterületek konnektivitási indexei - a kezelések (legeltetés, égetés) és a rekonstrukció által érintett gyepterületek nagysága - az eutrofizációt okozó foszfor és egyéb elemek/ionok koncentrációja a mocsarakban
Eredmény-cél	- gyepi élőhelyek jobb kapcsoltsága, jobb természeti állapota, nagyobb kiterjedése - a rehabilitált mocsarak csökkent szennyezése és terhelése a mezőgazdasági területekről - Annex I madárfajok biztonságosabb költőhelyei	- a konnektivitás fontos a gyepek természeti állapotának kialakításában - a gyepek természetessége a tervezett akciókkal növelhető - a vegyszerbemosódás és szivárgás azonnal csökkenthető - Annex I madárfajok a csökkenő zavarásra állomány-növekedéssel reagálnak	- az egybefüggő gyepterületek kiterjedése és a gyepek minősége nő - a rehabilitált mocsarakat elérő vegyszerterhelés és bemosódás csökken - a területen rendszeresen költő Annex I madárfajok magasabb száma

Tevékenységek	- térbeli kapcsolatok kialakítását gátoló földterületek megvásárlása	- földtulajdonosok hajlandóak földjeik eladására	- 240 ha megvásárolt földterület
	- a gyepeket súlyosan károsító libafarmok megvásárlása és juh-hodállyá alakítása	- libatartó gazdálkodók hajlandóak a libafarmok eladására	- 500 ha libamentes gyepterület
	- ökológiai folyosókban és pufferezónákban levő szántók visszagyepesítése vagy erdősítése	- gyepeket és fás területeket ki lehet alakítani intenzíven művelt szántókon	- 700 ha új és megfelelően kezelt (legeltetett) gyepterület
	- a rekonstruált gyepek és fás területek megfelelő természetvédelmi kezelése	- a helyi gazdálkodók és egyéb érdekelt felek együttműködnek a legeltetési rendszer átalakításában	- 80 ha új fás terület
	- a legeltetési nyomás egyenletesebb elosztása	- a gazdálkodók együttműködnek az együtt kidolgozott szabályok betartásában	- 250 ha legeltetett gyepterület és mocsárszél
	- szántóterületek extenzív művelése a kisemlős-állományok megerősítése érdekében	- a rekonstrukció, rehabilitáció és kezelés hatása mérhető lesz	- 90 ha égetéssel kezelt nádas
	- a rekonstruált és kontroll gyepek és fás területek státuszának monitorozása		- 150 ha szántó extenzív, vegyszermentes művelése
			- gyepterületek össz-diverzitása nő
			- Annex I madárfajok költőállománya nő
			- mocsarak eutrofizációja csökken

területeken felállított 5×5 méteres állandó mintavételi helyeken belül elhelyezkedő négy darab 1×1 méteres kvadrátban, 2008-ban összesen 212 kvadrátban követtük nyomon, míg az ízeltlábú csoportok közül a futóbogarakat és talajlakó pókokat talajcspadázással, a növényzethez kötődő csoportokat (poloskák, egyenesszárnyúak, növényzetlakó pókok) standardizált fűhálózással gyűjtöttük a növényzeti kvadrátok melletti transzektekben.

A vetés utáni csírázás minden évben kielégítő volt, melyet az első tavasszal a gyomok gyors fejlődése követett, így a nyári kaszálás előtt a gyomnövények abszolút dominanciája volt megfigyelhető a területeken (2. függelék az Online Függelékben). A sűrű növénytakaró által létrehozott páradús mikroklíma a legtöbb helyen elősegítette a vetett fűvek korai fejlődését (Deák *et al.* 2008), melyek a kaszálás után kedvezőbb feltételekhez jutva, további gyors fejlődést mutattak, borításuk megnőtt. A gyepesítés utáni második évre jelentősen átrendeződtek a dominancia-viszonyok, és bár a területek egy részén a gyomok borítása még számottevő volt (3. függelék az Online Függelékben), a legeltetés és kaszálás hatására a harmadik évre természetközeli gyepek alakultak ki, amelyekben viszonylagosan alacsony volt a gyomok, és magas a vetett fűvek borítása (4. függelék az



2. ábra. A növényzet (a) és az izeltlábú állat-együttesek (b) fajkészleteinek változásai a gyepesítés hatására. A fajösszetétel mind a növények, mind az állatok esetében a természetes gyepek fajkészletéhez válik egyre hasonlóbba, illetve szikes magkeverék esetén a harmadik évre egyes területeken a növényzet már részben átfed a természetes szikes gyepekével. Az elemzéshez növények esetében Rogers-Tanimoto, állatok esetében Bray-Curtis távolságot és nem-metrikus multidimenziós skálázást alkalmaztunk.

Online Függelékben), emellett az élő fitomassza mennyisége is lecsökkent. A harmadik évre számos, a természetes gyepekre jellemző kétszikű (pl. *Achillea collina*, *Cruciata pedemontana*, *Dianthus pontederæ*, *Scorsonera cana*, *Koeleria cristata*, *Melandrium viscosum*) települt be spontán módon a gyepesítésekbe, és a növényzet fajkészlete a referenciaként szolgáló természetes lösz- és szikes gyepek fajkészletének irányába haladt, illetve a szikes gyepesítés esetében el is érte azt (2a. ábra).

A növényzeti változásokkal párhuzamosan változott a területek izeltlábú faunája is. A szántókra és az első éves gyepekre még a generalista fajok túlsúlya volt jellemző (ld. még Lengyel *et al.* 2007), míg a második évben már jelentős volt a természetes gyepekhez kötődő fajok száma (pl. *Amara fulvipès*, *Gampsocleis glabra*, *Gnaphosa rufula*, *Chorosoma schillingi*), és így az izeltlábú együttes összetétele is egyre hasonlóbba vált a célterületekéhez (2b. ábra, ld. még Déri *et al.*, jelen kötet). Mind a növényzet, mind az állat-együttesek szempontjából meglepően gyors pozitív változásokat figyelhettünk meg a vetés utáni első években.

Mocsárszegélyek és gyepek kezelése (legeltetés, égetés)

Az Egyek-Pusztaköcsi mocsárrendszer évszázadokkal korábbi, heterogén tájszerkezetét a természetes zavarások (áradások, tűz, legelés) alakították ki (Aradi *et al.* 2003, Lengyel *et al.* 2007). A 16. századtól kezdődően,

az ember tájtalalkító tevékenységének (mocsarak lecsapolása, gyepek feltörése) és a nem megfelelően alkalmazott mezőgazdasági kezelések (túl/alullegeltetés, égetés) hatására a terület természetes élőhelyei degradálódtak, homogenizálódtak, amely csökkentette a biológiai sokféleséget (Aradi *et al.* 2003, Kiss *et al.* 2001). A program kezdetén a mocsárszegélyek és a terület északnyugati részén fekvő gyepek szinte teljesen legeltetés nélkül maradtak és kb. 300 hektár gyeplet legelték libák, így összesen kb. 1400 hektáron zajlott legeltetés. A program célul tűzte ki a gyepek és mocsárszegélyek mozaikos jellegét visszaállító, a hagyományos tájhasználatnak megfelelő legeltetési rendszer helyreállítását és a mocsárszegélyek legeltetési, illetve égetési kezelését (Lengyel *et al.* 2007). A program eredményeképpen a mocsárszegélyek (kb. 300 ha) és az északnyugati terület gyepi (kb. 220 ha) legeltetettek és a korábban libalegelőként használt gyepeken juhlegeltetés zajlik. A kezelések növényzetre gyakorolt hatását az égetés esetében 2×2 méteres (30 db), a legeltetés során 1×1 méteres (126 db) kvadrátokban követtük nyomon.

A mocsárszegélyek (Fekete-rét, Csattag-lapos) szürkemarhákvaló legeltetése 2006-ban kezdődött, a Fekete-rét égetési kezelését pedig 2007-ben végeztük. A nyár végi égetés, illetve a szürkemarhák legelésének és taposásának (Csattag-lapos) hatására a mocsarak homogén nádasai felnyíltak, a növényzet mozaikosabbá, diverzebbé vált, megjelentek a nád (*Phragmites communis*) mellett egyéb mocsári növényfajok is (pl. *Bolboschoenus maritimus*, *Rumex palustris*, *Typha angustifolia*) és a nádas mellett más élőhelyek is (pl. nyílt vízesterületek, erősen taposott szikesedő foltok stb.).

A korábbi legeltetési rendszer megváltoztatásával a terület természetes ill. rekonstruált gyepi és mocsárszegélyeit kb. 600 szarvasmarha (magyar tarka és szürkemarha), míg a gyepeket még további kb. 2500 juh is legeli rendszeresen, összesen kb. 2000 hektáron, mely biztosítja a területek kontrollált és hatékony kezelését (0,49 számállat/ha legelési nyomás). A projekt-területen korábban két libatelep is működött. A libatartás komoly terhelést jelent a gyepekre, a libák taposása, legelési szokásai, és a talajba jutott foszformennyiség pedig a korábbi vegetáció teljes eltűnését is okozhatja (Török *et al.* 2008). A program keretében a libatelepek felszámolásra kerültek, a libák helyett juhlegeltetés zajlik a gyepeken, mely mérsékelt zavarást jelentve elősegítheti a degradált élőhelyek természetes regenerálódását.

Fás területek létesítése

A projekt-terület tájtörténeti elemzése során (Kiss *et al.* 2001, Lengyel *et al.* 2005) fény derült arra, hogy a területet egykor a jelenkorinál nagyobb arányban borították fás területek, és a folyószabályozások óta leginkább az övzátonyokon húzódó puha- és keményfás ligeterdők szorultak vissza (Lengyel *et al.* 2007). A program ezért célul tűzte ki fás területek kialakítását 80 hektáron. A tervezett erdőtelepítés a terület tájléptékű diverzitását, a bűvő- és majdani fészkelőhelyek számát volt hivatott gyarapítani, illetve elhelyezkedésükből adódóan pufferezónaként megakadályozni a vegyszerek bemosódását a szikes mocsarakba.

A kijelölt területek makk- és magvetéssel, illetve csemeték ültetésével történő erdősítése 2006-ban történt. A következő évi szárazság, és a területen található, jelentős méretű vaddisznó-állomány makk-pusztítása azonban nagyon alacsony csírázási sikerességhez vezetett és az erdősítési tervet megghiúsította. Mivel az erdősítésre tervezett pénzügyi keret nem tette lehetővé a rekonstrukciós kezelések megismétlését, és a vaddisznók ellen a területek körbekerítését, ezért a költségkímélőbb és sikerebb gyepesítést hajtottuk végre ezeken a területeken is, így 80 hektárral megnövelve az eredetileg gyepesítésre szánt terület nagyságát.

„Apróvad-földek” extenzív művelése

Számos kutatás kimutatta az extenzíven művelt szántóterületek hasznosságát a biológiai sokféleség megőrzésében (pl. Billeter *et al.* 2008, Di Giulio *et al.* 2001, Hole *et al.* 2005). Ezért mi sem terveztük a projekt-területen található összes szántó gyepesítését (Lengyel *et al.* 2007). 150 hektárnyi területen, keskeny (100 m széles) parcellákat kialakítva az intenzív használat helyett extenzíven művelt ún. „apróvad-földeket” hoztunk létre, melyek célja a táplálkozó terület biztosítása volt a vonuló vízimadár-tömegek számára ill. a kismillós-állományok megerősítése révén a táplálékbázis javítása a fészkelő és kóborló ragadozómadarak számára.

2005 óta ezeken a szántókon lucerna, őszi búza, köles, cirok, kukorica és borsó extenzív, vegyszermentes termesztése folyik. Az extenzív művelés az intenzíven művelt szántókhoz képest jelentősen növelte a kismillósok populációit. A kismillós közösségek felmérését lyukszámlálással, élvefogó csapdázással, bagolyköpet vizsgálattal, lábnyomok és egyéb életnyomok vizsgálatával és közvetlen megfigyeléssel végeztük, a madarakat pedig pontszámlálással detektáltuk 2007-ben. Összesen 13 kismillós fajt sikerült kimutatni a területekről, melyek közül a güzüegér (*Mus spicilegus*) és a mezei pocok (*Microtus arvalis*) volt a leggyakoribb. A

kisemlős fajok száma a vártak megfelelően alakult, a fogott fajokon kívül a sün (*Erinaceus concolor*), a keleti cickány (*Crocidura suaveolens*), a házi egér (*Mus musculus*), a kislábú erdei egér (*Apodemus microps*) és a mogyorós pele (*Muscardinus avellanarius*) előfordulása valószínűsíthető a területen. A ragadozómadarak közül szintén számos faj látogatja táplálkozás céljából rendszeresen az „apróvad-földeket”, pl. a területen fészkelő kékvércse (*Falco vespertinus*), egerészölyv (*Buteo buteo*), barna rétihéja (*Circus aeruginosus*) és réti sas (*Haliaeetus albicilla*), valamint rendszeresen előfordult néhány ritkább madár is (pl. kerecsensólyom, *Falco cherrug*; kígyászölyv, *Circaetus gallicus*). 2008-ban az extenzív művelt szántók közelében jelent meg és fészkelte Egyek-Pusztakócsan hosszú idő óta először a tűzok (*Otis tarda*), amely szintén az extenzív művelés pozitív hatását bizonyítja.

Összegzés

Az Egyek-Pusztakócsi mocsarak hosszútávú tájrehabilitációs programjának második ütemében tervezett beavatkozásokat, a fás területek létesítésének kivételével, sikerrel teljesítettük. A LIFE-Nature pályázat 2008-as befejezéséig a területen felére csökkent a szántók aránya (ebből 24% extenzív művelés alá került), és ezzel együtt a gyepek aránya 46%-ról 70%-ra nőtt. A tervezett ökológiai folyosók és pufferzónák megvalósulásával létrejöttek az északi és déli területek közti átjárhatóságot biztosító térbeli kapcsolatok, illetve a mocsarak szennyeződését megakadályozó védőzónák. A legeltetési rendszer kiterjesztésével a természetes, és a projektben rekonstruált természetközeli gyepek természetvédelmi szempontból megfelelő kezelését alapoztuk meg. Az égetés és a legeltetés kombinálása hatékony módszernek bizonyult a mocsarak homogén nádasainak felnyitására. A program tervezése és kivitelezése alatt zavartalan volt a kommunikáció az elméleti és a gyakorlati szakemberek közt, ezzel példát mutatva a két terület együttműködésének megvalósíthatóságára. A program egyik tanulsága, hogy az élőhelyrekonstrukciós és természetvédelmi kezelési programok különösen alkalmasak a kutatásban és a gyakorlati természetvédelemben érdekelt felek hatékony együttműködésére.

A területen elvégzett változtatások és a kezelési rendszer kialakítása oly módon valósult meg, hogy a pályázati időszak után is fennmaradjon az elért kedvező állapot. A gyepesített és legeltetett területek bérbeadásával a további legeltetés, illetve az évi egyszeri kaszálás is biztosítottá vált. Az extenzív szántók művelése is folytatódik a bérleti szerződésekben rögzített elvek és szabályok alapján.

Az elvégzett beavatkozások nyomán a projekt-területen nőtt a táji- és a faji szintű sokféleség, és csökkent a kedvezőtlen emberi behatás mértéke. Ezen hatások biztosítják a természetes regenerálódási folyamatok zavartalanságát, és megalapozzák a tájrehabilitációs program jövőbeli, harmadik ütemét. A tájrehabilitáció harmadik üteme az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszernek a nemzeti parki magterületektől való elszigeteltségét tervezni megszüntetni nagyléptékű ökológiai folyosók létrehozásával.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton fejezzük ki köszönetünket az Európai Bizottságnak a LIFE-Nature projekt (LIFE04NAT/HU/000119) anyagi támogatásáért, illetve a Debreceni Egyetemen és a Hortobágyi Nemzeti Parkban dolgozó kollégáknak a kutatás és a projekt kivitelezése során nyújtott segítségükért.

Irodalomjegyzék

- Aradi, Cs., Göri, Sz. & Lengyel, S. (2003): Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer (Hortobágy). – In: Teplán, I. (szerk.). *A Tisza folyó és hidrológiai rendszere. II. Stratégiai tanulmányok a Magyar Tudományos Akadémián.* IV. program: A területfejlesztési tervezés tudományos alapozása, 4. alprogram: A Tisza folyó. Magyar Tudományos Akadémia Társadalomkutató Központ, Budapest, pp. 277–306.
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., De Blust, G., De Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., Hamersky, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Koolstra, B., Lausch, A., Le Coeur, D., Maelfait, J. P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann, A., Schermann, N., Schmidt, T., Schweiger, O., Smulders, M. J. M., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., van Wingerden, W. K. R. E., Zobel, M. & Edwards, P. J. (2008): Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. – *J. Appl. Ecol.* **45**: 142–150.
- Deák, B., Török, P., Kapocsi, I., Lontay, L., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2008): Szik- és löszgyep-rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti Park területén (Egyek-Pusztakócs). – *Tájökol. Lapok* **6**: 323–332.

- Di Giulio, M., Edwards, P. J. & Meister, E. (2001): Enhancing insect diversity in agricultural grasslands: the roles of management and landscape structure. – *J. Appl. Ecol.* **38**: 310–319.
- Griffiths, R. A. (2004): Mismatches between conservation science and practice. – *TREE* **11**: 564–565.
- Hole, D. G., Perkins, A. J., Wilson, J. D., Alexander, I. H., Grice, P. V. & Evans, A. D. (2005): Does organic farming benefit biodiversity? – *Biol. Conserv.* **122**: 113–130.
- Holmes, J. & Clark, R. (2008): Enhancing the use of science in environmental policy-making and regulation. – *Environ. Sci. Policy* **11**: 702–711.
- Kiss, B., Göri, Sz. & Aradi, Cs. (2001): Az Egyek-Pusztakócsi mocsarak kialakulásának tájtörténeti elemzése és további rehabilitációjának megalapozása. – Kutatási jelentés, Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen.
- Lengyel, Sz., Aradi, Cs., Göri, Sz. & Kiss, B. (2005): Master plan for the long-term rehabilitation programme of the Egyek-Pusztakócs marsh system. – Kutatási jelentés, Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen.
- Lengyel, Sz., Göri, Sz., Lontay, L., Kiss, B., Sándor, I. & Aradi, Cs. (2007): Konzervációbiológia a gyakorlatban, természetvédelmi kezelés és tájrehabilitáció az Egyek-Pusztakócsi LIFE-Nature programban. – *Termvéd. Közl.* **13**: 127–139.
- 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. – *Biodiv. Conserv.* **17**: 3327–3339.
- Pullin, A. S. & Knight, T. M. (2001): Effectiveness in conservation practice: pointers from medicine and public health. – *Conserv. Biol.* **15**: 50–54.
- Pullin, A. S. & Knight, T. M. (2003): Support for decision making in conservation practice: an evidence-based approach. – *J. Nat. Conserv.* **11**: 83–90.
- Solesbury, W. (2001): Evidence based policy: whence it came and where it's going. ESRC UK Centre for Evidence Based Policy and Practice: Working Paper 1, October 2001.
- Soulé, M. E. (1985): What is conservation biology? – *BioScience* **35**: 727–734.

- Sutherland, W. J., Pullin, A. S., Dolman, P. M. & Knight, T. M. (2004a): The need for evidence-based conservation. – *TREE* **19**: 305–308.
- Sutherland, W. J., Pullin, A. S., Dolman, P. M. & Knight, T. M. (2004b): Response to Griffiths. Mismatches between conservation science and practice. – *TREE* **11**: 565–566.
- Török, P., Matus, G., Papp, M. & Tóthmérész, B. (2008): Secondary succession of overgrazed Pannonian sandy grasslands. – *Preslia* **80**: 73–85.
- Vida, E., Török, P., Deák, B. & Tóthmérész, B. (2008): Gyepek létesítése mezőgazdasági művelés alól kivont területeken: a gyepesítés módszereinek áttekintése. – *Bot. Közl.* **95**: 115–125.

A cikkhez tartozó **Online Függelékek** a folyóirat honlapján találhatóak (<http://www.mbtktv.mtesz.hu/ofuggelek.html>).

Függelék 1: Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer kezelési térképe. A nyilak a kialakítandó ökológiai folyosókat jelzik.

Függelék 2: Egy éves gyepterület

Függelék 3: Két éves gyepterület

Függelék 4: Három éves gyepterület

Conservation strategies in the Hortobágy: results of the Egyek-Pusztakócs LIFE-Nature grassland restoration project

Eszter Déri¹, Szabolcs Lengyel², László Lontay³, Balázs Deák⁴, Péter Török², Tibor Magura⁴, Roland Horváth², Máté Kisfali¹, Gábor Ruff¹ and Béla Tóthmérész²

¹*University of Debrecen, Dept. of Evolutionary Zoology and Human Biology*

²*Dept. of Ecology, University of Debrecen*

^{1,2}*Egyetem tér 1. Debrecen, Hungary, 4032*

³*Directorate of Aggtelek National Park*

Tengerszem o. 1. Jósvalő, Hungary, 3758

⁴*Directorate of Hortobágy National Park*

Sumen u. 2. Debrecen, Hungary, 4024

Abstract: Conservation strategies usually appear in practice as large scale (national or regional) action plans. The Egyek-Pusztakócs LIFE-Nature rehabilitation project can serve as a good example of implementing conservation strategies at the landscape level. First we identified the most important threats to biodiversity in this area (fragmentation, degradation, homogenization, pollution), then aimed to reduce or eliminate their negative effects by planning and implementing several restoration or conservation management actions (grassland restoration, afforestation, grazing, controlled burning, mowing, extensive cultivation of lands for small mammals). Grassland restoration was conducted by low diversity seed mixtures on a total of 760 ha arable land and it resulted in two ecological corridors and several buffer zones to decrease the effects of fragmentation and pollution. A combined management of grazing and burning proved successful in opening up homogeneous reedbeds and increasing habitat diversity in marsh edges. Extensive cultivation of croplands resulted in a more diverse and more abundant assemblage of small mammals compared to intensively managed croplands, which favoured breeding and vagrant birds of prey and benefitted other bird species. Overall, the actions resulted in an increase of landscape-scale diversity and in a reduction of negative human impacts on the area.

Keywords: conservation management, extensive cultivation, grassland restoration, marshes, landscape-scale diversity

IV. Vizsgálat

Measuring short-term success of grassland restoration: use of habitat affinity indices in ecological restoration

Eszter Déri, Tibor Magura, Roland Horváth, Máté Kisfali,
Gábor Ruff, Szabolcs Lengyel & Béla Tóthmérész

Restoration Ecology (online megjelenés)

RESEARCH ARTICLE

Measuring the Short-term Success of Grassland Restoration: The Use of Habitat Affinity Indices in Ecological Restoration

Eszter Déri,^{1,2} Tibor Magura,³ Roland Horváth,⁴ Máté Kisfali,¹ Gábor Ruff,¹ Szabolcs Lengyel,⁴ and Béla Tóthmérész⁴

Abstract

Agricultural intensification threatens grasslands worldwide and the restoration of grasslands from arable lands can at least partially counter this threat. We studied grassland restoration by following early successional changes of arthropod assemblages (spiders, Araneae; true bugs, Heteroptera; orthopterans, Orthoptera; and ground beetles, Carabidae) on 1- and 2-year-old restorations using arable lands and native grasslands as two ends of the succession timescale. To examine the changes in species composition among the habitat types, we used habitat affinity indices based on fidelity and/or specificity of the species. We found that the number of species did not differ between habitat types, while species composition changed markedly with time. Species richness was thus not adequate to

detect favorable changes after grassland restoration. Habitat affinity indices, on the other hand, were useful to detect compositional changes caused by the increasing numbers of species characteristic of target grasslands as early as the second year after restoration. Habitat affinity indices are easy-to-use, easy-to-interpret measures of restoration success; therefore, we recommend their use as measures complementary to species richness and simple similarity. Our results show that sowing low-diversity seed mixture followed by mowing and grazing can be particularly successful in grassland restoration in time periods as short as 2 years.

Key words: arthropods, fidelity, large-scale restoration, low-diversity seed mixture, specificity.

Introduction

Agricultural intensification threatens grasslands worldwide and is one of the main reasons for grassland restoration in Europe (Bakker & Berendse 1999; Muller 2002; Pywell et al. 2002; Walker et al. 2004). Intensive agriculture often causes habitat loss and degradation, decreases the number of specialist species and increases the number of generalists, which results in biotic homogenization (McKinney & Lockwood 1999). To address the loss of biodiversity in agro-ecosystems, many EU countries have introduced agri-environmental schemes (Muller 2002; Kleijn & Sutherland 2003; Walker et al. 2004). Furthermore, because the small number and restricted area of remaining grasslands apparently limit our ability to preserve grassland biodiversity (Shepherd & Debinski 2005; Billeter et al. 2008), the restoration of grasslands has come into focus in many countries (Cramer et al. 2008). The abandonment

of fields currently ongoing in some countries provides good opportunities for the conversion of arable lands to grasslands to create new grassland patches, enlarge existing patches or to enhance connectivity between patches (Hobbs & Cramer 2007).

Conservation actions treated as experiments and followed up by monitoring help us to gain a better understanding of the ecological processes induced by restoration (Lindenmayer et al. 2008). The most commonly used measures to follow habitat changes after restoration are species richness and diversity indices of selected taxa (Perner & Malt 2003; Piper et al. 2007). However, species richness can be misleading because it does not always correlate with conservation objectives or ecological function (Borrows & Ebenman 2008). A strongly disturbed, early successional habitat, for example, can host a large number of pioneer and disturbance-tolerant species, while successional processes often involve a decrease in total species richness together with an increase in the richness of the taxa characteristic to the target habitats (e.g. Paquin 2008; Török et al. 2008). In such cases, the changes in species composition cannot be detected with overall species richness and other measures need to be used.

Local- or small-scale restorations are over-represented in the literature (Henry et al. 2008; Wagner et al. 2008). Existing

¹ Department of Evolutionary Zoology and Human Biology, University of Debrecen, 4002 Debrecen, Egyetem tér 1., Hungary

² Address correspondence to E. Déri, email: d_eszter@yahoo.com

³ Hortobágy National Park Directorate, 4024 Debrecen, Sumen u. 2., Hungary

⁴ Department of Ecology, University of Debrecen, 4002 Debrecen, Egyetem tér 1., Hungary

large-scale restorations are rarely monitored (Petersen et al. 2003; Wagner et al. 2008). Furthermore, multi-taxon monitoring is also uncommon (Ruiz-Jaen & Aide 2005; Woodcock et al. 2008). Conservation actions affect a wide range of animal taxa (e.g. Perner & Malt 2003; Purtauf et al. 2004; Kardol et al. 2005; Piper et al. 2007; Woodcock et al. 2008), and the joint monitoring of plants and animals is essential to measure the general success of restoration (George & Zack 2001; Legg & Nagy 2006; Miller & Hobbs 2007; Lengyel et al. 2008). Vegetation monitoring is suggested to perform better on long-term assessments, while invertebrates can be useful to detect short-term effects of restoration because they respond quickly to microclimatic changes (Kremen et al. 1993; Mattoni et al. 2000; Perner & Malt 2003).

The aim of our study was to follow short-term changes in arthropod assemblages after landscape-scale grassland restoration and to examine the effectiveness of habitat affinity indices in detecting these changes. The success of converting arable land to grassland is often limited by seed dispersal or high soil fertility (Pywell et al. 2002; Walker et al. 2004; Kardol et al. 2008). Therefore, different methods are used in grassland restoration to counteract those effects. Here we applied the most frequently used practice by sowing seed mixtures of target grass species after soil preparation and by mowing and grazing the fields from the first year after restoration. However, in contrast to most previous restorations that used seed mixtures of 10–40 species, we used low-diversity seed mixtures (two or three species), which provided more room for natural colonization processes. To measure the short-term effectiveness of grassland restoration, we chose several groups of vegetation- and ground-dwelling arthropods (spiders, true bugs, orthopterans, and ground beetles). In addition to changes in species richness, we also assessed changes in species composition, by using nonmetric multidimensional scaling ordination and recently developed habitat affinity indices (Tóthmérész & Magura 2005; Magura et al. 2006). We expected that all the used statistical methods (species richness, ordination, and habitat affinity indices) would converge to show that the arthropod assemblages of the restored grasslands are moving toward those of the target native grasslands with succession. The modified habitat affinity indices and ordination were more effective than species richness in assessing the early successional changes of arthropod assemblages because they take into account the identity of the species and their affinities to certain habitats, including the habitats targeted by restoration.

Methods

Study Area and Sampling

The study was carried out in the Egyek-Pusztaköcs marsh and grassland system (N 47°33', E 20°54'), a 50 km² unit of Hortobágy National Park, the oldest (1973) and largest (17,000 km²) national park in Hungary. The ongoing landscape-scale restoration project implements several different conservation actions (e.g. grassland restoration, grazing,

fire management) to protect and restore two Natura 2000 priority habitat types (Pannonic alkali steppes and marshes, Pannonic loess steppic grasslands). Grassland restoration by sowing low-diversity seed mixtures (two or three grass species for alkali and loess grasslands, respectively) has taken place on approximately 5 km² arable land in 2005–2007. We surveyed four different habitat types in 2007: (1) arable lands, which were either grain or alfalfa fields; (2) 1-year-old restored grasslands (fields sown in 2006), representing a pioneer successional stage; (3) 2-year-old restored grasslands (sown in 2005), representing a latter stage of succession; and (4) native grasslands, either alkali or loess steppic grasslands that were designated as the targets of the restoration.

One-year-old grasslands were dominated mostly by herbaceous, short-lived weedy plants (e.g. *Capsella bursa-pastoris*, *Matricaria inodora*), and some weedy grasses (e.g. *Bromus arvensis*, *Bromus mollis*) to a lesser extent. On 2-year-old grasslands, weeds were replaced by perennial graminoid species (e.g. *Festuca pratensis*, *Elymus hispidus*) and some species characteristic of target grasslands also appeared (e.g. *Achillea collina*, *Convolvulus arvensis*). The target, species-poor alkali grasslands (*Festucion pseudovinae*) are dominated by the grass *Festuca pseudovina*, while *Poa angustifolia*, *E. hispidus*, *Carex stenophylla* are subordinate graminoid species. Other typical herbaceous species include *Achillea setacea*, *A. collina*, and *Trifolium* species. The target loess steppic grasslands (*Festucion rupicolae*) are dominated by several grasses (e.g. *Festuca rupicola*, *F. valesiaca*, *P. angustifolia*, *Bromus inermis*), and are rich in herbaceous species including *Salvia nemorosa*, *Galium verum*, *Dianthus pottederae*, and *Euphorbia cyparissias* with some rare and protected plants, including *Phlomis tuberosa*, *Thalictrum minus*, and *Ornithogalum pyramidale* (Török et al. 2009, in press).

In total, 39 plots were studied (5 arable lands, 10 one-year-old, 11 two-year-old, and 13 native grasslands) between May and September in 2007. Plot area was between 0.04 and 0.36 km² (mean: 0.16 km²). The plots were at least 200 m away from each other. We surveyed vegetation- and ground-dwelling spiders (Araneae), true bugs (Heteroptera), orthopterans (Orthoptera), and ground beetles (Carabidae) using identical methods on each plot. We have selected these arthropod groups to include both herbivore and predator trophic levels and to include both vegetation- and ground-dwelling life forms. Ground-dwelling invertebrates were sampled by pitfall traps installed in two randomly selected locations within every plot in May. Traps were 0.5 L plastic cups with 100 mL ethylene-glycol (75%) as killing liquid, and were covered by fiberboard to keep out vertebrates, and to avoid contamination by litter or rain. Pitfall traps were placed at least 50 m from each other and from the edges of the plots. Vegetation-dwelling invertebrates were sampled by standardized sweepnetting consisting of 200 strokes in 150-m-long transects that started from the pitfall traps and progressed in randomly selected directions. Invertebrates were collected once every 3 weeks, on a total of six occasions during the vegetation period (May–September) to account for phenological changes in arthropod assemblages.

Specimens were identified to species in the lab. For all analyses, we pooled samples from the six occasions. Changes in vegetation were monitored by botanists, who collected data on plant species richness and diversity, plant cover and phytomass. Details on the changes of vegetation are discussed elsewhere (Deák et al. 2008; Török et al. 2009, in press).

Data Analyses

We studied whether arthropod assemblages have changed with secondary succession after restoration. Allegro and Sciaky (2002) proposed the forest affinity index to assess the relative quality of a given habitat compared to another habitat using species frequencies. Based on their work, Magura et al. (2006) developed three new habitat affinity indices based on habitat specificity and/or fidelity because they found that an affinity index using only relative frequencies is biased toward assemblages containing few, highly abundant "less-specialized" species. Habitat affinity indices based on fidelity and/or specificity emphasize commonness and rarity (Tóthmérész & Magura 2005). Because newly developed indices proved to be useful in comparing different types of forests (Magura et al. 2006), we have adapted them to grasslands. Here we used affinity indices based on specificity (HAS), fidelity (HAF), and both specificity and fidelity combined (HAFS).

We defined the species' affinity values (A_i) in a four-step procedure. First, we classified the plots by hierarchical cluster analysis (Bray–Curtis dissimilarity index and Ward fusion method). The cluster analysis classified the plots in well-defined habitat groups (Fig. 1). Second, we assigned values ranging from -1 to $+1$ to each habitat type and to groups of habitat types (Fig. 1). Third, we performed an indicator value analysis (IndVal) as proposed by Dufrêne and Legendre (1997), which assigned species to habitats that they are characteristic of based on the observed patterns of occurrence and abundance. Finally, we determined the affinity values of the species based on IndVal. Affinity values for species could thus take the following seven values:

- $+1$: species characteristic of target grasslands;
- $+0.75$: species related to 2-year-old restored grasslands and target grasslands;
- $+0.5$: species characteristic of 2-year-old restored grasslands;
- 0 : species indifferent to habitat type (habitat generalists);
- -0.5 : species related to 1-year-old restored grasslands;
- -0.75 : species characteristic of 1-year-old restored grasslands and arable lands;
- -1 : species characteristic of arable lands.

The exact values of affinity do not affect the results as long as the ordinal nature of affinities (most favorable species receiving highest score) is maintained. We have repeated all analyses presented in the paper by using different arbitrary values of the ordinal affinity variable and the results were qualitatively similar to those presented here. We present results by using 0 for those species which have no particular habitat preference and positive values for species of conservation

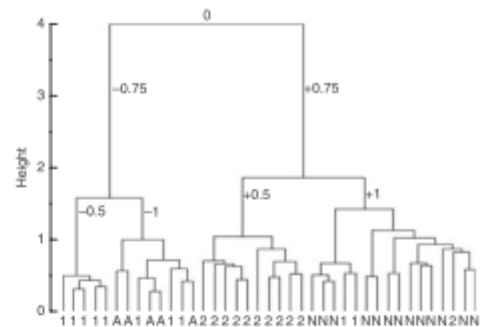


Figure 1. Dendrogram obtained in a hierarchical cluster analysis of surveyed plots with habitat affinity values assigned to each habitat type and groups of habitat types. Labels: 1, 1-year-old restored grasslands; 2, 2-year-old restored grasslands; A, arable lands; N, native grasslands. Affinity values given are shown on the dendrogram: -1 , species characteristic to arable lands; -0.75 , species characteristic to 1-year-old restored grasslands and arable lands; -0.5 , species characteristic to 1-year-old restored grasslands; 0 , species indifferent to habitat type (habitat generalists); $+0.5$, species characteristic to 2-year-old restored grasslands; $+0.75$, species related to 2-year-old restored grasslands and target grasslands; $+1$, species characteristic to target grasslands.

importance and species identified by IndVal as characteristic of the target habitats. This logic follows the original suggestions of Allegro and Sciaky (2002).

When all species were given an affinity value, we calculated the affinity indices of the sampling plots. The habitat affinity index based on fidelity (HAF) was calculated as follows:

$$\text{HAFr} = \sum_{i=1}^S (I_{ir} \cdot \pi_i \cdot A_i) \quad (1)$$

where S is the total number of species; I_{ir} is the indicator function, which is either 0 or 1 depending on whether the species is present in plot r or not; π_i is the relative frequency of plots where species i is present in a given habitat type; and A_i is the value of habitat affinity of species i .

The habitat affinity index based on specificity (HAS) was calculated as follows:

$$\text{HASr} = \sum_{i=1}^S (I_{ir} \cdot e_i \cdot A_i) \quad (2)$$

where e_i is the specificity of the species i . Specificity is defined as the ratio of the average number of individuals in the given habitat type compared to the average number of individuals across all habitats.

Finally, the habitat affinity index based on both fidelity and specificity (HAFS) is calculated as follows:

$$\text{HAFSr} = \sum_{i=1}^S (I_{ir} \cdot \sqrt{\pi_i \cdot e_i} \cdot A_i) \quad (3)$$

with notations the same as above. The values of the indices are higher if more species characteristic of the target habitat are present in the habitat.

Analyses of variance (ANOVA) were performed to detect the differences in the mean value of the habitat affinity indices among habitat types (arable lands, 1-year-old, 2-year-old, native grasslands). If there were significant differences among habitat types, Tukey's HSD (Honestly Significant Difference) were used to compare means. Data were checked to meet the assumptions of ANOVA. We used two-sided tests and $\alpha = 0.05$ significance levels in statistical tests. Nonmetric multidimensional scaling ordination (with Bray–Curtis dissimilarity index) based on abundance data of the collected species was used to display changes in arthropod species composition after grassland restoration (Legendre & Legendre 1998). All statistical analyses were performed using R version 2.5.1 (R Development Core Team 2007).

Results

A total of 341 species (with 17,199 individuals) were collected, identified and given affinity (A_i) values. Most species belonged to true bugs (96 species, 7,424 individuals) and vegetation-dwelling spiders (82 species, 1,498 individuals), followed by ground beetles and ground-dwelling spiders (67 and 66 species, 6,305 and 1,492 individuals, respectively), and orthopterans were the least speciose (30 species, 480 individuals) taxon.

The average number of species was roughly similar in the three grassland habitats (Table 1; Fig. 2). However, native grasslands had higher habitat affinity values than all restored sites indicating the high number of species characteristic to the target habitats. Two-year-old grasslands had higher values than the group of 1-year-old grasslands and arable lands, which did not differ from each other (Table 1; Fig. 3). Both arable lands and 1-year-old grasslands were dominated by disturbance-tolerant species. Although the HAS index (which takes into account the specificity of the species) appeared most sensitive to differences among habitat types, the differences were robust regardless of which index was used (Fig. 3). One-year-old grasslands had proportionally more species receiving higher A_i values than arable lands and 2-year-old grasslands had proportionally more of these species than did 1-year-old grasslands.

The nonmetric multidimensional scaling ordination showed that species composition changed with time. Arthropod assemblages of restored grasslands became progressively more similar to those of native grasslands (Fig. 4), indicating the increasing abundance of species characteristic of grasslands. The disturbed, pioneer environment in the first year favored mostly disturbance-tolerant arthropods (e.g. *Dictyna arundinacea* [Dictynidae, Araneae]; *Pardosa agrestis* [Lycosidae, Araneae]; *Trigonotylus ruficornis* [Miridae, Heteroptera]; *Chorthippus biguttatus* [Acrididae, Orthoptera]; *Pseudophonus rufipes* [Curculionidae, Coleoptera]). The changes in species composition between the first and the second year

Table 1. Results of ANOVA analyses testing differences in the number of species and the three habitat affinity indices based on fidelity (HAF), specificity (HAS), and both (HAFS) among arable lands ($n = 5$ plots), 1-year-old ($n = 10$), 2-year-old ($n = 11$) restored grasslands and native grasslands ($n = 13$).

Variable	<i>f</i> -values (<i>df</i> = 3,38)	Tukey HSD
Species richness	1.92 n.s.	Arable=1 year=2 years= native
HAF (fidelity)	148.32***	(Arable=1 year)<2 years<native
HAS (specificity)	104.01***	(Arable=1 year)<2 years<native
HAFS (both)	142.60***	(Arable=1 year)<2 years<native

n.s. = not significant;

Species richness did not differ by habitat types, while habitat affinity values were significantly higher in 2-year-old grasslands than on arable lands or 1-year-old grasslands, and native grasslands had the highest habitat affinity value.

*** $p < 0.001$.

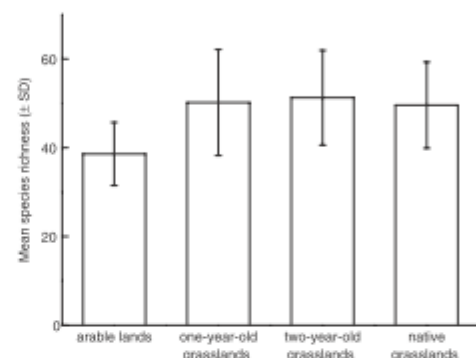


Figure 2. Mean ($\pm$ SD) of species richness in the studied habitats. No significant differences were found between habitat types.

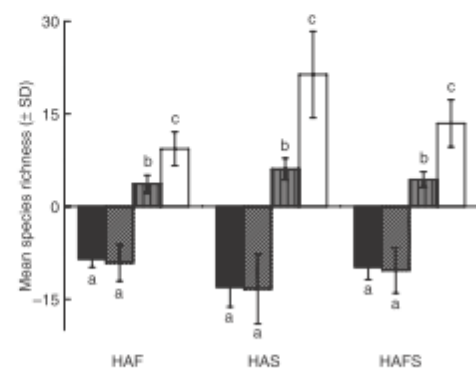


Figure 3. Mean ($\pm$ SD) of habitat affinity indices based on fidelity (HAF), specificity (HAS), and both (HAFS). Legend: filled bars, arable lands; cross striped bars, 1-year-old restored grasslands; vertical striped bars, 2-year-old restored grasslands; open bars, native grasslands. Different letters indicate significant differences ($p < 0.05$).

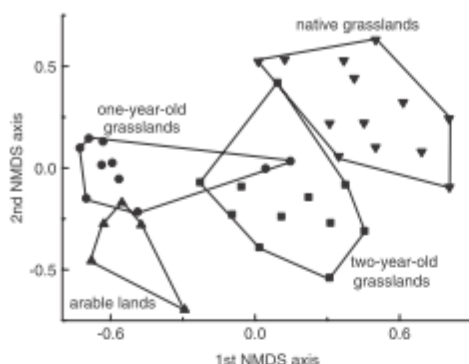


Figure 4. Changes in arthropod species composition after grassland restoration from arable lands (upward triangles) through 1-year-old (circles) and 2-year-old (squares) grasslands. Native grasslands are shown for reference (downward triangles).

after restoration were striking. The appearance of arthropods typical of grasslands (e.g. *Nesticus cellulans* [Nesticidae, Araneae]; *Titanoeca veteranica* [Titanocidae, Araneae]; *Chorosoma schillingii* [Rhopalidae, Heteroptera]; *Euchorthippus pulvinatus* [Acrididae, Orthoptera]; *Amara fulvipes* [Carabidae, Coleoptera]), caused a change in species composition as early as the second year after restoration. A detailed list of the species identified by the IndVal analysis as characteristic of a habitat type is given in the Appendix.

Discussion

The changes in arthropods detected here correspond well to changes in the vegetation of the sites following restoration. Similar to other grassland restoration projects (Van der Putten et al. 2000; Pywell et al. 2002; Camill et al. 2004), a vegetation composed almost entirely of weed plant species (e.g. *Capsella bursa-pastoris*, *Matricaria inodora*) appeared in the first year in our restored sites (Deák et al. 2008; Török et al. 2009, in press). Weeds might have facilitated germination and early development of the target grassland species (Callaway & Walker 1997; Pywell et al. 2002; Pueyo et al. 2009). Mowing favors the sown grasses that became superior competitors following the facilitative interaction (Callaway & Walker 1997). As a result, our sites had a strong grassland character as early as the second year after restoration (Deák et al. 2008; Török et al. 2009, in press).

The changes in vegetation were followed quickly by changes in the arthropod assemblages. The composition of arthropod assemblages of the restored sites was quickly approaching that of native grasslands. The changes in species composition between the first and the second year after restoration were striking and we initially expected these changes to occur later based on other restoration studies (Mortimer

et al. 2002; Purtauf et al. 2004). We believe that former alfalfa fields and native grasslands near to the restorations were the sources of the rapid arthropod recolonization (e.g. Shepherd & Debinski 2005). In our study, quick appearance of several species characteristic of the target grasslands in the 2-year-old restorations suggested that alfalfa fields, which are not plowed for 3–4 years, might provide refuges for grassland species and can thus serve as sources of colonization in restorations.

Our results are similar to those of other studies that used species richness integrated with some measure of species composition (e.g. diversity, evenness, similarity) to compare successional stages of grassland ecosystems (plants and butterflies: Steffan-Dewenter & Tschamtkke 1997; springtails: Brand & Dunn 1998; plants, spiders, and beetles: Perner & Malt 2003; carabid beetles: Purtauf et al. 2004; Shepherd & Debinski 2005). We found that arthropod species richness did not change in the first 2 years following grassland restoration and did not differ significantly among successional stages. The increase of the values of the affinity indices with time showed that arthropod assemblages had changed due to the replacement of species indifferent to habitat type with species characteristic of target grasslands. Our results from using the indices corresponded with those of Magura et al. (2006) who examined ground beetle assemblages in Norway spruce (*Picea abies*) plantations. Magura et al. (2006) found that beech forests (natural ecosystem) had significantly higher affinity values than spruce plantations of different ages using the indices based on fidelity and/or specificity. Habitat affinity indices, although rarely used, are useful complementary estimates to the most common diversity measures. We encourage restoration ecologists to apply these indices in monitoring as they are easy to use and are easy to interpret.

Usually, more than a decade is necessary until the biodiversity of restored fields reaches that of the reference ecosystem (Brand & Dunn 1998; Purtauf et al. 2004). This process is particularly slow in the case of dry grasslands (Stadler et al. 2007) such as those targeted by our restoration. We believe that the rapid changes we observed may have occurred due to the proximity of propagule sources and/or the high availability of propagules. Our study suggests that the recovery of the restored fields can be accelerated by sowing foundation species only (Hutchings & Booth 1996a; Walker et al. 2004; Piper et al. 2007) or by applying different management actions (e.g. grazing, mowing, burning) after restoration (Hutchings & Booth 1996b). Although we agree that restoration is a long-term process and further monitoring is needed to follow subsequent changes, the quicker-than-expected positive changes in the arthropod assemblages observed here argue against views that restoration takes too much time to produce any results and that it is a waste of money to invest in ecological restoration projects (Aronson et al. 2006). Based on our study and several others (e.g. McCoy & Mushinsky 2002; Ruiz-Jaen & Aide 2005; Wilsey et al. 2005), we suggest that the use of multiple measurements (affinity indices, multivariate statistics, etc.) alongside with species richness is an effective way to assess the value of habitat restoration.

Implications for Practice

- Habitat affinity indices are good measures of restoration success. They take into account the identity of species, such that changes in species composition can be readily interpreted.
- Dense weed cover in the first year after restoration with low-diversity seed mixtures can provide a diverse habitat for arthropods. After mowing, rapid changes in the vegetation occur that produce changes in arthropod assemblages. The composition of restored assemblages approaches that of native grasslands as early as the second year after restoration.
- Proximity of semi-natural or native grasslands to restored fields can facilitate recolonization of arthropods.

Acknowledgments

The grassland restoration project and our monitoring system were funded by the EU LIFE-Nature programme (LIFE04NAT/HU/000119). During manuscript preparation TM, RH, and SL were supported by the Bolyai Research Fellowship of the Hungarian Academy of Sciences. SL was also funded by an OTKA-Norwegian Finance Mechanism grant (NNF 78887) during manuscript preparation. We are especially grateful to Viktor Kődöböcz for field and laboratory assistance. We thank Brandon Bestelmeyer and two anonymous reviewers for suggestions on improving the manuscript.

LITERATURE CITED

- Allegro, G., and R. Sciaky. 2002. Assessing the potential role of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators in poplar stands, with a newly proposed ecological index (FAI). *Forest Ecology and Management* 175:275–284.
- Armitage, J., A. F. Clewell, J. N. Blythe, and S. J. Milton. 2006. Ecological restoration: a new frontier for nature conservation and economics. *Journal for Nature Conservation* 14:115–139.
- Bakker, J. P., and F. Berendse. 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology and Evolution* 14:63–68.
- Billeter, R., J. Liira, D. Bailey, R. Bugter, P. Arens, I. Augenstein, et al. 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology* 45:142–150.
- Borwaill, C., and B. Ebenman. 2008. Biodiversity and persistence of ecological communities in variable environments. *Ecological Complexity* 5: 99–105.
- Brand, R. H., and C. P. Dunn. 1998. Diversity and abundance of springtails (Insecta: Collembola) in native and restored tallgrass prairies. *American Midland Naturalist* 139:235–242.
- Callaway, R. M., and L. R. Walker. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 78:1958–1965.
- Camill, P., M. J. McKone, S. T. Sturges, W. J. Severud, E. Ellis, J. Limmer, et al. 2004. Community- and ecosystem-level changes in a species-rich tallgrass prairie restoration. *Ecological Applications* 14: 1680–1694.
- Cramer, V. A., R. J. Hobbs, and R. J. Standish. 2008. What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in Ecology and Evolution* 23:104–112.
- Deák, B., P. Török, I. Kapocsi, L. Lontay, E. Vida, O. Valkó, S. Lengyel, and B. Tóthmérész. 2008. Szik- és löszgyep-rekonstrukció várfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti Park területén (Egyek-Pusztaköcs). *Tájökológiai Lapok* 6:323–332.
- Dufrene, M., and P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67:345–366.
- George, T. L., and S. Zack. 2001. Spatial and temporal considerations in restoring habitat for wildlife. *Restoration Ecology* 9:272–279.
- Henry, P.-Y., S. Lengyel, P. Nowicki, R. Julliard, J. Clobert, T. Čelík, B. Gruber, D. S. Schmeller, V. Babji, and K. Henle. 2008. Integrating ongoing biodiversity monitoring: potential benefits and methods. *Biodiversity and Conservation* 17:3357–3382.
- Hobbs, R. J., and V. A. Cramer. 2007. Why old fields? Socioeconomic and ecological consequences of land abandonment. Pages 1–14 in V. A. Cramer and R. J. Hobbs, editors. *Old fields*. Island Press, New York.
- Hutchings, M. J., and K. D. Booth. 1996a. Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and the seed rain. *Journal of Applied Ecology* 33:1171–1181.
- Hutchings, M. J., and K. D. Booth. 1996b. Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. II. Germination and early survivorship of seedlings under different management regimes. *Journal of Applied Ecology* 33: 1182–1190.
- Kardol, P., T. M. Bezemer, A. van der Wal, and W. H. van der Putten. 2005. Successional trajectories of soil nematode and plant communities in a chronosequence of ex-arable lands. *Biological Conservation* 126:317–327.
- Kardol, P., A. van der Wal, T. M. Bezemer, W. de Boer, H. Duyts, R. Holzkamp, and W. H. van der Putten. 2008. Restoration of species-rich grasslands on ex-arable land: seed addition outweighs soil fertility reduction. *Biological Conservation* 141:2208–2217.
- Kleijn, D., and W. J. Sutherland. 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40:947–969.
- Kremen, C., R. K. Colwell, T. L. Erwin, D. D. Murphy, R. F. Noss, and M. A. Sanjayan. 1993. Terrestrial arthropod assemblages: their use in conservation planning. *Conservation Biology* 7:796–808.
- Legg, C. J., and L. Nagy. 2006. Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. *Journal of Environmental Management* 78:194–199.
- Legendre, P., and L. Legendre. 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands.
- Lengyel, S., E. Déni, Z. Varga, R. Horváth, B. Tóthmérész, P.-Y. Henry, et al. 2008. Habitat monitoring in Europe: a description of current practices. *Biodiversity and Conservation* 17:3327–3339.
- Lindenmayer, D., R. J. Hobbs, R. Montague-Drake, J. Alexandra, A. Bennett, M. Burgman, et al. 2008. A checklist for ecological management of landscapes for conservation. *Ecology Letters* 11:78–91.
- Magura, T., B. Tóthmérész, and Z. Elek. 2006. Changes in carabid beetle assemblages as Norway spruce plantations age. *Community Ecology* 7:1–2.
- Mallon, R., T. Longcore, and V. Novotny. 2000. Arthropod monitoring for fine-scale habitat analysis: a case study of the El Segundo Sand Dunes. *Environmental Management* 25:445–452.
- McCoy, E. D., and H. R. Mushinsky. 2002. Measuring the success of wildlife community restoration. *Ecological Applications* 12:1861–1871.
- McKinney, M. L., and J. L. Lockwood. 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14:450–453.
- Miller, J. R., and R. J. Hobbs. 2007. Habitat restoration—do we know what we're doing? *Restoration Ecology* 15:382–390.

- Montimer, S. R., R. G. Booth, S. J. Harris, and V. K. Brown. 2002. Effects of initial site management on the Coleoptera assemblages colonising newly established chalk grassland on ex-arable land. *Biological Conservation* **104**:301–313.
- Muller, S. 2002. Appropriate agricultural management practices required to ensure conservation and biodiversity of environmentally sensitive grassland sites designated under Natura 2000. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **89**:261–266.
- Paquin, P. 2008. Carabid beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity in the black spruce succession of eastern Canada. *Biological Conservation* **141**:261–275.
- 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 and Environment* **98**:169–181.
- Petersen, J. E., W. M. Kemp, R. Bartleson, W. R. Boynton, C.-C. Chen, J. C. Cornwell, et al. 2003. Multiscale experiments in coastal ecology: improving realism and advancing theory. *BioScience* **53**:1181–1197.
- Piper, J. K., E. S. Schmidt, and A. J. Janzen. 2007. Effects of species richness on resident and target species components in a prairie restoration. *Restoration Ecology* **15**:189–198.
- Puyo, Y., C. L. Alados, B. García-Ávila, S. Kéfi, M. Maestre, and M. Rietkerk. 2009. Comparing direct abiotic amelioration and facilitation as tools for restoration of semiarid grasslands. *Restoration Ecology* **17**:908–916.
- Purtauf, T., J. Dauber, and V. Wolters. 2004. Carabid communities in the spatio-temporal mosaic of a rural landscape. *Landscape and Urban Planning* **67**:185–193.
- Pywell, R. F., J. M. Bullock, A. Hopkins, K. J. Walker, T. H. Sparks, M. J. W. Burke, and S. Peel. 2002. Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology* **39**:294–309.
- R Development Core Team. 2007. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0 (URL <http://www.R-project.org>).
- Ruiz-Jaen, M. C., and T. M. Aide. 2005. Restoration success: how is it being measured? *Restoration Ecology* **13**:569–577.
- Shepherd, S., and D. M. Debinski. 2005. Evaluation of isolated and integrated prairie reconstructions as habitat for prairie butterflies. *Biological Conservation* **126**:51–61.
- Stadler, J., A. Treflich, R. Brandl, and S. Klotz. 2007. Spontaneous regeneration of dry grasslands on set-aside fields. *Biodiversity and Conservation* **16**:621–630.
- Steffan-Dewenter, L., and T. Tscharntke. 1997. Early succession of butterfly and plant communities on set-aside fields. *Oecologia* **109**:294–302.
- Tóthmérész, B., and T. Magura. 2005. Affinity indices for environmental assessment using carabids. *Proceedings of the 11th European Carabidologist Meeting DIAS Report* **114**:345–352.
- Tóthmérész, P., B. Deák, E. Vida, L. Lontay, S. Lengyel, and B. Tóthmérész. 2008. Tájleptéki gyeprekonstrukció lösz és szik fűmag-keverékekkel a Hortobágyi Nemzeti Park (Egyek-Pusztaköcs) területén. *Botanikai Közlemények* **95**:101–113.
- Tóthmérész, P., B. Deák, E. Vida, O. Valkó, S. Lengyel, and B. Tóthmérész. 2009. Conserving grassland biodiversity by restoration: low-diversity seed mixtures, weed control, rapid changes, and landscape effects. *Biological Conservation* (In press).
- Van der Putten, W. H., S. R. Mortimer, K. Hedlund, C. Van Dijk, V. K. Brown, J. Lepš, et al. 2000. Plant species diversity as a driver of early succession in abandoned fields: a multi-site approach. *Oecologia* **124**:91–99.
- Wagner, K. L., S. K. Gallagher, M. Hayes, B. A. Lawrence, and J. B. Zedler. 2008. Wetland restoration in the new millennium: do research efforts match opportunities? *Restoration Ecology* **16**:367–372.
- Walker, K. J., P. A. Stevens, D. P. Stevens, J. O. Mountford, S. J. Manchester, and R. F. Pywell. 2004. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* **119**:1–18.
- Wilsey, B. J., D. R. Chalcraft, C. M. Bowles, and R. M. Willig. 2005. Relationships among indices suggest that richness is an incomplete surrogate for grassland biodiversity. *Ecology* **86**:1178–1184.
- Woodcock, B. A., A. R. Edwards, C. S. Lawson, D. B. Westbury, A. J. Brook, S. J. Harris, V. K. Brown, and S. R. Mortimer. 2008. Contrasting success in the restoration of plant and phytophagous beetle assemblages of species-rich mesotrophic grasslands. *Oecologia* **154**:773–783.

Appendix. List of significant ($p < 0.05$) character species of habitat types based on IndVal analysis. The affinity value (A_i) and the indicator value of the species, and the habitat types they are characteristic of are shown in the table. Indicator value is 100%, if the species occurs in every samples of a particular habitat type and it occurs only in that habitat type.

Species name	A_i value	Habitat type	IndVal (%)
Araneae (collected with pitfall traps)			
<i>Alopecosa pulverulenta</i>	1	Native grasslands	61.54
<i>Drassyllus praeficus</i>	1	Native grasslands	34.50
<i>Hogna radiata</i>	1	Native grasslands	30.77
<i>Micaria albivittata</i>	1	Native grasslands	23.08
<i>Oedothorax apicatus</i>	–0.5	One-year-old grasslands	44.76
<i>Pardosa agrestis</i>	0	Habitat indifferent	84.62
<i>Pardosa pratensis</i>	1	Native grasslands	40.67
<i>Tibellus maritimus</i>	0.5	Two-year-old grasslands	39.51
<i>Tibellus oblongus</i>	0.75	Two-year-old & native grasslands	46.58
<i>Trochosa robusta</i>	1	Native grasslands	38.46
<i>Zelotes hermani</i>	1	Native grasslands	23.08
<i>Zelotes latreillei</i>	1	Native grasslands	30.77
<i>Zelotes longipes</i>	1	Native grasslands	48.62
Araneae (collected with sweep-nets)			
<i>Enoplognatha mordax</i>	0.75	Two-year-old & native grasslands	39.09
<i>Erigone dentipalpis</i>	–1	Arable lands	62.51

Appendix. Continued

Species name	A_i value	Habitat type	IndVal (%)
<i>Hypsosinga heri</i>	1	Native grasslands	38.46
<i>Hypsosinga pygmaea</i>	-1	Arable lands	46.42
<i>Larinioides suspicax</i>	0.75	Two-year-old & native grasslands	36.36
<i>Nematogmus sanguinolentus</i>	-1	Arable lands	40.00
<i>Neoscona adianta</i>	0.5	Two-year-old grasslands	67.34
<i>Neottiura bimaculata</i>	0.5	Two-year-old grasslands	37.31
<i>Nerene radiata</i>	-1	Arable lands	33.49
<i>Pardosa palustris</i>	1	Native grasslands	23.08
<i>Tetragnatha extensa</i>	-1	Arable lands	50.42
<i>Xysticus kochi</i>	0.75	Two-year-old & native grasslands	56.34
<i>Xysticus striatipes</i>	1	Native grasslands	41.07
Heteroptera			
<i>Acetropis carinata</i>	0.5	Two-year-old grasslands	87.23
<i>Aelia acuminata</i>	0.75	Two-year-old & native grasslands	51.92
<i>Agramma articapillum</i>	1	Native grasslands	30.77
<i>Agramma confusum</i>	1	Native grasslands	76.92
<i>Camptobrochis punctulatus</i>	-0.5	One-year-old grasslands	52.91
<i>Capsodes gothicus</i>	-1	Arable lands	40.00
<i>Cymus glandicolor</i>	-0.5	One-year-old grasslands	58.96
<i>Emblethis verbasci</i>	-0.5	One-year-old grasslands	41.70
<i>Eurydema oleraceum</i>	-0.5	One-year-old grasslands	48.89
<i>Henestaris halophilus</i>	-0.5	One-year-old grasslands	67.26
<i>Heterogaster affinis</i>	-0.5	One-year-old grasslands	63.93
<i>Ischnodemus sabuleti</i>	1	Native grasslands	44.86
<i>Liocoris tripustulatus</i>	-0.75	Arable lands & 1-year-old grasslands	64.97
<i>Megalocera recticornis</i>	0.5	Two-year-old grasslands	31.47
<i>Nabis ferus</i>	-1	Arable lands	75.53
<i>Notostira erratica</i>	0.5	Two-year-old grasslands	64.61
<i>Nysius senecionis</i>	-0.5	One-year-old grasslands	30.00
<i>Orius minutus</i>	-0.5	One-year-old grasslands	38.87
<i>Orthotylus flavosparsus</i>	0.75	Two-year-old & native grasslands	56.02
<i>Piesma maculatum</i>	0.5	Two-year-old grasslands	60.00
<i>Polymerus cognatus</i>	-0.5	One-year-old grasslands	72.18
<i>Polymerus unifasciatus</i>	-0.5	One-year-old grasslands	45.64
<i>Rhopalus parumpunctatus</i>	-0.5	One-year-old grasslands	53.09
<i>Stenodema calcaratum</i>	0.75	Two-year-old & native grasslands	90.91
<i>Stenodema laevigatum</i>	-1	Arable lands	35.72
<i>Stictopleurus abutilon</i>	-0.5	One-year-old grasslands	64.66
<i>Stictopleurus punctatonevrosus</i>	0.75	Two-year-old & native grasslands	36.41
<i>Syromastes rhombus</i>	0.75	Two-year-old & native grasslands	36.36
<i>Xanthochilus quadratus</i>	1	Native grasslands	30.77
<i>Zicrona caerulea</i>	-0.5	One-year-old grasslands	58.63
Orthoptera			
<i>Chorthippus oschei</i>	0.5	Two-year-old grasslands	68.83
<i>Chorthippus parallelus</i>	0.5	Two-year-old grasslands	20.00
<i>Conocephalus discolor</i>	1	Native grasslands	48.83
<i>Decticus verrucivorus</i>	0.5	Two-year-old grasslands	45.83
<i>Euchorthippus declivus</i>	1	Native grasslands	78.70
<i>Omocestus haemorrhoidalis</i>	1	Native grasslands	30.77
<i>Omocestus rufipes</i>	1	Native grasslands	92.00
<i>Stenobothrus crassipes</i>	1	Native grasslands	46.15
<i>Tetrix subulata</i>	1	Native grasslands	30.77
<i>Mantis religiosa</i> (Ordo: Dictyoptera)	1	Native grasslands	30.77
Carabidae			
<i>Amara similata</i>	-0.5	One-year-old grasslands	49.14
<i>Anchomenus dorsalis</i>	-0.75	Arable lands & 1-year-old grasslands	40.00
<i>Anisodactylus signatus</i>	-0.75	Arable lands & 1-year-old grasslands	66.67
<i>Brachinus crepitans</i>	-0.5	One-year-old grasslands	71.55
<i>Brachinus explodens</i>	-0.75	Arable lands & 1-year-old grasslands	33.47
<i>Brachinus ganglbaueri advena</i>	-0.5	One-year-old grasslands	48.06
<i>Brachinus psophia</i>	-0.5	One-year-old grasslands	36.64

Appendix. Continued

Species name	A_i value	Habitat type	IndVal (%)
<i>Calosoma auropunctatum</i>	-0.5	One-year-old grasslands	30.00
<i>Cicindela germanica</i>	-1	Arable lands	49.96
<i>Dolichus halensis</i>	-0.75	Arable lands & 1-year-old grasslands	40.00
<i>Harpalus distinguendus</i>	0.75	Two-year-old & native grasslands	64.67
<i>Harpalus pygmaeus</i>	-0.75	Trable lands & 1-year-old grasslands	26.67
<i>Ophonus azureus</i>	-0.5	One-year-old grasslands	50.00
<i>Poecilus cupreus</i>	-0.75	Arable lands & 1-year-old grasslands	62.59
<i>Poecilus punctulatus</i>	-1	Arable lands	35.56
<i>Pseudoophonus calceatus</i>	-1	Arable lands	40.93
<i>Pseudoophonus rufipes</i>	-0.75	Arable lands & 1-year-old grasslands	95.55
<i>Pterostichus macer</i>	1	Native grasslands	53.95
<i>Pterostichus melanarius</i>	-0.75	Arable lands & 1-year-old grasslands	20.00
<i>Pterostichus ovoideus</i>	1	Native grasslands	28.32