



SZENT ISTVÁN EGYETEM

**A tanyavilág megszűnésének tájökölógiai
és természetvédelmi hatásai
a Duna-Tisza közti Homokhátságon**

Doktori (PhD) értekezés tézisei

Pándi Ildikó

Gödöllő
2017

A doktori iskola

megnevezése:

Környezettudományi Doktori Iskola

tudományága:

Tájökológia, természet- és tájvédelem

vezetője:

Csákiné Dr. Michéli Erika, D.Sc.
az MTA doktora, tanszékvezető, egyetemi tanár
SZIE, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Környezettudományi Intézet,
Talajtani és Agrokémiai Tanszék

Témavezető:

Dr. Penksza Károly
az MTA doktora, tanszékvezető
SZIE, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Növénytani és Ökofiziológiai Intézet,
Növénytani Tanszék

Társ-témavezető:

Dr. Kröel-Dulay György, Ph.D.
tudományos főmunkatárs, kutatócsoport-vezető,
MTA ÖK Ökológiai és Botanikai Intézet

.....
A témavezető jóváhagyása

.....
A társ-témavezető jóváhagyása

.....
Az iskolavezető jóváhagyása

1. A MUNKA ELŐZMÉNYEI, A KITŰZÖTT CÉLOK

1.1 A téma aktualitása, jelentősége

A mezőgazdasági területek extenzifikációja valamint ehhez kapcsolódóan a földterületek felhagyása és a vidék elnéptelenedése a világban sokfelé megfigyelhető jelenség (Bazzaz 1975, Pascarella et al. 2000, Hölzel et al. 2002, Gellrich és Zimmermann 2007). Míg a felhagyott agrárterületeken zajló folyamatok széleskörűen dokumentáltak (Harmer et al. 2001, China 2002, Howard és Lee 2003, Mottet et al. 2006), a felhagyott lakóterületek (falvak, tanyák) rendszerint kimaradnak ezekből a vizsgálatokból.

Jelentős tájhasználat-változás zajlik hazánkban is, különösen a Duna-Tisza közén, aminek oka a rossz termőképességű talajok mellett az utóbbi évtizedek talajvízszint-süllyedése (Pálfai 1994). A homokhátsági régió specialitása az eltűnőben lévő, de az Alföld más részeihez képest még ma is jelentős tanyavilág.

Fél évszázada az Alföld lakosságának egyharmada (1,1 millió fő) tanyákon élt (Duró 2004). A második világháború után a tanyavilág látványos hanyatlása indult el. A rendszerváltozás utáni másfél évtizedben hozzávetőlegesen 10–12 000 tanyát hagytak fel a régióban (Csatári és Kanalas 2006), és a közeljövőben még további 20–25 000 tanya felhagyása várható (Czene és Jávor 2006).

A tájhasználat-változás egyik fontos gazdasági, társadalmi és ökológiai komponense, hogy az emberek elhagyták a korábban sűrűn lakott tanyavilágot (Ángyán et al. 2004, Csatári 2006). Hipotézisünk szerint a felhagyott tanyák nagyon erősen és speciálisan átalakított élőhelyek, amelyek növényzete valamint annak fejlődési útja jelentősen eltér a környező tájban megfigyellettől.

A vizsgálati terület különböző időpontokban felhagyott tanyahelyei lehetővé teszik a felhagyástól eltelt idő jelentőségének vizsgálatát a homoki növényzet regenerálódásában. Emellett a régióra jellemző, kontrasztos tájhasználati típusok, – mint az aktív agrárterületek és a természetközeli homoki élőhelyek dominálta területek – kiváló lehetőséget biztosítanak a szomszédos táji környezet regenerációban betöltött szerepének vizsgálatára. Míg a felhagyott agrárterületek növényzete részletesen dokumentált a homokhátsági régióban (Csecserits és Rédei 2001, Csecserits et al. 2007, Ruprecht et al. 2007, Csecserits et al. 2011), a felhagyott tanyahelyek növényzetét munkámat megelőzően még nem vizsgálták.

1.2 Kitűzött célok

Kutatásunk célkitűzése, hogy részletesen dokumentáljuk a Duna-Tisza közén az utóbbi évtizedekben felhagyott tanyák jelenlegi állapotát és növényzetét.

Három önálló kutatásban vizsgáltuk:

- (1) a tanyákra korábban ültetett kultúrfajok túlélését és a tájban történő terjedését a felhagyást követően;
- (2) a felhagyástól eltelt idő és a táji környezet hatását a felhagyott tanyák növényzetére;
- (3) a felhagyott tanyák speciális mikroélőhelyeinek (tanyarom, tanyaudvar, parlag) növényzetét, valamint az akácinvázió ezekre gyakorolt hatását.

2. ANYAG ÉS MÓDSZER

2.1 Felhagyott tanyák leromlási állapotának és kultúrfajainak felmérése, valamint a kultúrfajok táji előfordulásának vizsgálata

Az első vizsgálatban a Duna-Tisza közti Homokhátság 1956 és 2005 között felhagyott 240 tanyahelyén vizsgáltuk a felhagyott tanyák leromlási állapotát valamint az ültetett kultúrfajok jelenlétét és a környező tájban való előfordulását.

Kutatásunkat a Duna-Tisza közti Homokhátságot tájhasználati szempontból jól reprezentáló mintaterület-hálózatra építve indítottuk el. A vizsgálatainkhoz négy, egyenként 36 km²-es mintaterületet választottuk ki (Tázlár, Soltvadkert, Orgovány és Fülöpháza térségében), amelyek mindegyikében megtalálhatók a régió jellemző előhelyei: a természetközeli gyepek, a természetközeli erdők, a parlagok, az erdészeti ültetvények és az agrárterületek.

A négy mintaterületen lokalizáltuk és digitalizáltuk az 1956-óta felhagyott tanyákat. A napjainkban is aktív tanyákat nem vizsgáltuk. A mintaterületek légifotó-sorozatának (1989, 2000, 2005) és archív térképszelvényeinek (1956, 1978, 1989) segítségével a felhagyás óta eltelt idő alapján a tanyákat korcsoportokba soroltuk:

- (1) 1956 és 1978 között felhagyott tanyák (idős tanyahelyek)
- (2) 1978 és 1989 között felhagyott tanyák (középkorú tanyahelyek)
- (3) 1989 és 2005 között felhagyott tanyák (fiatal tanyahelyek)

Mintaterületenként 60 (összesen 240) tanya került random módon kiválasztásra. A terepi felvételezés során 2008-ban felkerestem a 240 kiválasztott tanyahelyet, és leromlási állapotuk alapján osztályokba soroltam a tanyákat: 1) álló épületek; 2) falmaradványok; 3) vályogdombok; 4) megsemmisült tanyák (eldőzerolt, beszántott tanyák, melyek helyét más művelési ágak, például nagyüzemi szőlő-gyümölcsösök, szántók, erdészeti ültetvények vették át). A 240 tanyából 190 tanya jól felismerhetően megmaradt, míg 50 tanyahely teljesen megsemmisült. A terepi felvételezés során (2008-ban) a fennmaradt 190 tanyahelyen feljegyeztem az összes előforduló kultúrfajt (ültetett dísznövények, haszonnövények).

Annak érdekében, hogy felmérjük a tanyai kultúrfajok tanyákon kívülre történő terjedését, egy – a mintaterületeken végzett – másik kutatásunk (Csecserits et al. 2011) a mintaterületek fő élőhelytípusait (természetközeli szárazgyepek, természetközeli erdők, parlagok, erdészeti ültetvények) reprezentáló felvételét is felhasználtuk.

Teszteltük, hogy a tanyai kultúrfajok száma a növényzeti felvételekben összefüggést mutat-e a környék tanyasűrűségével vagy a legközelebbi lakott településtől vagy legközelebbi úttól mért távolsággal.

A statisztikai elemzések során általánosított lineáris kevert modellt (GLMM) és χ^2 -próbát alkalmaztunk, valamint Tukey-féle post-hoc tesztet végeztünk el.

2.2 A felhagyott tanyák növényzetének vizsgálata a felhagyástól eltelt idő és a táji környezet függvényében

A második vizsgálatban 72 felhagyott tanya illetve ezek párosított kontrollterületeinek növényzetét mértük fel a felhagyástól eltelt idő és a táji környezet függvényében. Vizsgálatainkat három tanyatípuson végeztük: (1) fiatal (1989 és 2005 között felhagyott) tanyák agrártájban, (2) fiatal (1989 és 2005 között felhagyott) tanyák természeti tájban, (3) idős (1956 és 1978 között felhagyott) tanyák természeti tájban.

A kiválasztott tanyatelkek növényzetét 2009-ben 20×20 m-es kvadrátokkal mértem fel úgy, hogy a felvételek középpontját a tanyaudvar közepe jelölte ki.

Annak megállapítására, hogy a felhagyott tanyahelyek hogyan járulnak hozzá a táji szintű biodiverzitáshoz, a kontrollfelvételeket a tanyahelyekkel szomszédos, legtermészetesebb állapotú élőhelyen jelöltem ki (Németh és Seregélyes 1989). A természeti tájak esetén a kontrollterületeket elsődleges vagy másodlagos homoki gyepekben, míg agrártájak esetén homoki szőlőültetvényekben vagy homoki szántókon jelöltem ki. A tanyaudvar és a szomszédos kontrollterület felmérése során teljes flóralistát készítettem, és megbecsültem a fajok százalékos borítását.

A statisztikai elemzések során varianciaanalízist (ANOVA), általánosított lineáris modellt (GLM), permutációs sokváltozós elemzést (PERMANOVA) alkalmaztunk, valamint Tukey-féle post-hoc tesztet végeztünk el.

2.3 A felhagyott tanyák mikroélőhelyeinek növényzeti felmérése, és az akácinvázió hatásának vizsgálata

A harmadik vizsgálatban 60 idős (1956 és 1978 között felhagyott) tanyahely mikroélőhelyeinek (tanyarom, tanyaudvar, parlag) növényzetét hasonlítottuk össze, külön vizsgálva az akáccal benőtt, illetve a fátlan tanyahelyeket.

A kiválasztott tanyahelyeken az 5×3 m-es romfelvétel helyét a tanyarom középpontja jelölte ki. Ezt követően az eredetileg épületek által határolt tanyaudvaron, majd pedig a romtól átlagosan 20 méterre eső, random kiválasztott parlagterületen jelöltem ki az 5×3 m-es udvar- ill. parlagfelvétel helyét.

2009 nyarán felmértem a kiválasztott tanyaromok (vályogdombok), tanyaudvarok és parlagok növényzetét. A felmérés során teljes flóralistát készítettem, és megbecsültem a fajok százalékos borítását. Minden

növényzeti felvétel esetén 3-3 talajmintát vettem. A talajminták vizsgálata során szemcseösszetétel-elemzéssel meghatározásra került a %-os homok-, agyag- és iszap-tartalom, továbbá a pH, a felvehető foszfor-, kálium-, nitrát-, ammónium-, humusz- és CaCO_3 -tartalom a Magyar Szabványügyi Testület (1978, 1999) szabványainak megfelelően.

A statisztikai elemzések során lineáris kevert modelleket (LME) alkalmaztunk, valamint Tukey-féle post-hoc tesztet végeztünk el.

3. AZ EREDMÉNYEK

3.1 Felhagyott tanyák leromlási állapotának és kultúrfajainak felmérése, valamint a kultúrfajok táji előfordulásának vizsgálata

A tanyafelhagyás időbeli dinamikája

Vizsgáltuk a lakott tanyák számának változását 1956 és 2005 között a négy mintaterületen. Megállapítottuk, hogy a tanyák számában jelentős különbségek voltak az egyes mintaterületek esetében, de mind a négy mintaterületen monoton csökkenő tendencia figyelhető meg. A négy mintaterületen az átlagos tanyasűrűség az 1956-os $8,1/\text{km}^2$ -ről 2005-re $3,8/\text{km}^2$ -re csökkent.

A felhagyott tanyák pusztulása

A fiatal (1989 és 2005 közötti) felhagyású tanyák több mint felénél (52,7%) találtam 2007-ben épületmaradványt, míg az 1978 előtt felhagyott (idős) tanyáknak már csak 2,2%-ánál volt épületmaradvány. Az idős tanyahelyek 33,7%-a került beszántásra, és ezáltal semmisült meg teljesen 2007-re, míg a többi kevésbé intenzív tájhasználatnak volt kitéve, így ezek még ma is beazonosíthatóak, leginkább a korábbi épületek helyén található vályogdomdok alapján.

A felhagyott tanyák kultúrfajainak száma a felhagyástól eltelt idő függvényében

A felhagyott tanyák kultúrfajainak száma függött a felhagyástól eltelt időtől. A fiatal (1989 és 2005 között felhagyott) és a középkorú (1978 és 1989 között felhagyott) tanyahelyek több kultúrfajt őriztek, mint az idős (1956 és 1978 között felhagyott) tanyahelyek, de még az idős – azaz 30–50 éve felhagyott – tanyahelyek is átlagosan 7 kultúrfajjal rendelkeztek. A felmért 190 tanyahelyen összesen 77 kultúrfajt találtunk, melyből 56 fásszárú volt. Az idős tanyahelyeken – minimum 30 éves felhagyás után is – összesen 39 kultúrfajt találtunk.

A tanyák kultúrfajainak terjedése

A környező táj különböző élőhelytípusaiban – egy korábbi munka kapcsán a mintaterületeken készített felvételekben – 11 tanyai kultúrfaj előfordulását észleltük. Ezek a következő fajok voltak: fehér eperfa (*Morus alba*), aranyribiszke (*Ribes aureum*), királydió (*Juglans regia*), őszibarack (*Persica vulgaris*), mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima*), sárgabarack (*Armeniaca vulgaris*), tövises lepényfa (*Gleditsia triacanthos*), zöld juhar (*Acer negundo*), keskenylevelű ezüstfa (*Eleagnus angustifolia*), közönséges

vadszőlő (*Parthenocissus inserta*), közönséges borostyán (*Hedera helix*). A fenti fajok mindegyike fásszárú.

A környező táj növényzeti felvételeiben talált kultúrfajok száma a fő élőhelytípusonként eltérést mutatott. Legtöbb kultúrfaj az erdészeti ültetvényekben fordult elő, ezt követték a természetes erdők, majd legkevésbé a parlagokban és a természetközeli gyepekben volt.

Az erdészeti ültetvényekben előforduló tanyai kultúrfajok száma pozitív összefüggést mutatott az 500 méteren belüli tanyák számával, de nem mutatott összefüggést a legközelebbi lakott településtől mért távolsággal és a legközelebbi úttól mért távolsággal sem.

A tanyák kultúrfajainak csoportosítása

A felhagyott tanyákon talált jelentős számú (77 db) kultúrfaj egy igen heterogén csoportot képez, amelyet tovább osztályoztunk az alapján, hogy az egyes fajok mennyi idővel élnek túl a tanyafelhagyást, és hogy mennyire képesek terjedni a tájban.

Az 1. csoportba, amit túlélőknek neveztünk el, azokat a fajokat soroltuk, melyek jellemzően a fiatal felhagyású tanyahelyekre korlátozódnak. Ezek például a nemes alma (*Malus domestica*), a nemes körte (*Pyrus communis*), a pompás tulipán (*Tulipa gesneriana*), a fehér nárcisz (*Narcissus poeticus*) vagy a kék nőszirm (*Iris × germanica*). Ezek a fajok az egykori lakóhelyeknek rövid távú örökségét jelentik.

A 2. csoportba, amit fennmaradóknak neveztünk el, azokat a fajokat soroltuk, amelyek szintén kizárólag a tanyahelyekre korlátozódtak, de a tanyahelyeken a felhagyást követően akár több évtizedig is túlélhetnek (ezek az idős tanyahelyeken is megtalált fajok). Ide tartozik például a közönséges orgona (*Syringa vulgaris*), a szilva (*Prunus domestica*) a kerti pálmaliliom (*Yucca filamentosa*) és a kerti gyöngyvessző (*Spiraea × vanhouttei*).

A 3. csoportba sorolt kultúrfajokat terjedőknek nevezte el, mert ezek már a tanyahelyeken kívül, a környező táj élőhelyein is előfordultak (ahol korábban nem ültették őket). Ilyenek például a fehér eperfa (*Morus alba*), a királydió (*Juglans regia*), a mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima*) vagy a tövises lepényfa (*Gleditsia triacanthos*). Ezek a fajok már elérték az invázió kritikus szintjét, a táji szintű terjedést (Theoharides és Duker 2007), így inváziós szempontból ezek a fajok jelenthetik a legnagyobb veszélyt.

3.2 A felhagyott tanyák növényzetének vizsgálata a felhagyástól eltelt idő és a táji környezet függvényében

A táji környezet hatása a felhagyott tanyák sorsára

Eredményeink azt mutatják, hogy természeti tájban a tanyahelyek jelentős része ma is felismerhető (nem került beszántásra), függetlenül a felhagyás óta eltelt időtől. Agrártájban a fiatal (1989 és 2005 közötti) felhagyású

tanyahelyek jelentős része terepen ma is azonosítható, míg az idős (1956 és 1978 közötti) felhagyású tanyahelyek több mint fele a beszántásoknak köszönhetően megsemmisült, és helyüket a környező tájhasználati formák (szőlő, gyümölcsös, erdészeti ültetvény) vették át.

Fásszárú és lágyszárú fajok borítása a felhagyott tanyákon

A fásszárú fajok borítása (agrártájban és természeti tájban is) sokkal magasabb volt a felhagyott tanyahelyeken, mint a szomszédos kontrollterületeken. Természeti tájban a fásszárúak borítása alacsonyabb volt az idős tanyahelyeken, mint a fiatal tanyahelyeken; és utóbbiak esetében természeti- és agrártájban hasonló értékeket mutatott. A felhagyott tanyák leggyakoribb fásszárú fajai a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), a fehér eperfa (*Morus alba*) és a mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima*).

A lágyszárú fajok borítása (agrártájban és természeti tájban) a fiatal felhagyású tanyahelyeken magasabb volt, mint a szomszédos kontrollterületeken, ugyanakkor az idős tanyahelyek és kontrollterületeik lágyszárú borítása között már nem volt szignifikáns különbség. A lágyszárú fajok borítása a tanyákon mindhárom tanyatípus esetében hasonló értékeket mutatott. A felhagyott tanyák leggyakoribb lágyszárú fajai a közönséges tarackbúza (*Elymus repens*), a meddő rozsnok (*Bromus sterilis*) és a keskenylevelű perje (*Poa angustifolia*).

Az idegenhonos fajok borítása és száma

Természeti tájban az idegenhonos fajok borítása a felhagyott tanyahelyeken jóval magasabb volt, mint a szomszédos kontrollterületeken, míg agrártájban a tanyahelyek és a kontrollterületek között nem volt szignifikáns különbség. Az idegenhonos fajok borítása a fiatal felhagyású tanyahelyeken magasabb volt, mint az idős felhagyású tanyahelyeken. A fiatal felhagyású tanyák esetében az idegenhonos fajok borítása természeti- és agrártájban hasonló értékeket mutatott. A felhagyott tanyák leggyakoribb idegenhonos fajai a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), a meddő rozsnok (*Bromus sterilis*) és a fehér eperfa (*Morus alba*).

Mindhárom tanyatípus esetében megállapítható, hogy az idegenhonos fajok száma a felhagyott tanyahelyeken magasabb volt, mint a kontrollterületeken. Természeti tájban az idegenhonos fajok száma az idős felhagyású tanyahelyeken alacsonyabb volt, mint a fiatal felhagyású tanyahelyeken.

Az őshonos fajok borítása és száma

Agrártájban az őshonos fajok borítása jóval magasabb volt a felhagyott tanyahelyeken, mint a szomszédos kontrollterületeken, míg természeti tájban a felhagyott tanyahelyek és a kontrollterületek között nem volt szignifikáns különbség. A felhagyott tanyahelyeken az őshonos fajok borítása a három tanyatípus esetében hasonlóan magas értékeket mutatott. A felhagyott tanyák

leggyakoribb őshonos fajai a közönséges tarackbúza (*Elymus repens*), a keskenylevű perje (*Poa angustifolia*) és a közönséges csillagpázsit (*Cynodon dactylon*).

Agrártájban az őshonos fajok száma jóval magasabb volt a felhagyott tanyahelyeken mint a kontrollterületeken, míg természeti tájban a felhagyott tanyahelyek és a kontrollterületek között nem volt szignifikáns különbség. Az őshonos fajok száma legalacsonyabb volt az agrártáj felhagyott tanyahelyein, közepes értéket mutatott a természeti táj fiatal felhagyású tanyahelyein, míg a legmagasabb volt a természeti táj idős felhagyású tanyahelyein.

A természetes, homoki élőhelyek karakterfajainak száma és borítása

Agrártájban a karakterfajok borítása a felhagyott tanyahelyeken magasabb volt, mint a szomszédos kontrollterületeken. A természeti tájban lévő fiatal felhagyású tanyák esetében a karakterfajok borítása a felhagyott tanyahelyeken alacsonyabb volt, mint a kontrollterületeken, de az idős felhagyású tanyahelyek esetében a karakterfajok borítása a tanyahelyen és a kontrollterületen hasonló értékeket mutatott.

Természeti tájban a karakterfajok borítása az idős felhagyású tanyahelyeken magasabb volt, mint a fiatal felhagyású tanyák esetében. A felhagyott tanyák leggyakoribb karakterfajai a keskenylevű perje (*Poa angustifolia*), a közönséges csillagpázsit (*Cynodon dactylon*) és a keskenylevelű sás (*Carex stenophylla*).

Kultúrtájban a karakterfajok száma a felhagyott tanyahelyeken magasabb volt, mint a kontrollterületeken. A természeti tájban lévő fiatal felhagyású tanyák esetében a karakterfajok száma a felhagyott tanyahelyeken alacsonyabb volt, mint a kontrollterületeken, de az idős felhagyású tanyahelyek esetében a karakterfajok száma a tanyahely és a kontrollterület esetében hasonló értékeket mutatott. A felhagyott tanyák esetében a karakterfajok száma a legalacsonyabb értéket a kultúrtáj tanyáinál mutatta, közepes értéket mutatott a természeti táj fiatal felhagyású tanyáinál, míg legmagasabb a természeti táj idős felhagyású tanyáinál volt.

3.3 A felhagyott tanyák mikroélőhelyeinek növényzete és az akácinvázió hatása

Az őshonos lágyszárú fajok borítása

A fátlan mikroélőhelyeken az őshonos lágyszárú fajok borítása a romokon volt a legmagasabb, az udvarokon közepes értéket mutatott, és a parlagokon volt a legalacsonyabb. Az akácok mikroélőhelyek között nem volt különbség az őshonos lágyszárú fajok borításában, és az a fátlan parlagokhoz hasonlóan alacsony volt.

Az idegenhonos lágyszárú fajok borítása

A fátlan mikroélőhelyek közül az idegenhonos lágyszárú fajok borítása a romokon és az udvarokon rendkívül alacsony, míg a parlagokon magasabb volt. Az akácos mikroélőhelyek között nem volt különbség az idegenhonos lágyszárú fajok borításában, és az sokkal magasabb volt mint a fátlan mikroélőhelyeken.

A nyílt homokpusztagyepi fajok borítása

A fátlan mikroélőhelyek közül a nyílt homokpusztagyepi fajok borítása a romokon rendkívül alacsony volt, az udvarokon közepes értéket mutatott, és a parlagokon volt a legmagasabb. Az akácos mikroélőhelyek között nem volt különbség a nyílt homokpusztagyepi fajok borításában, és ez nem különbözött a fátlan tanyaromokon megfigyelt alacsony értéktől.

A zárt homokpusztagyepi fajok borítása

A fátlan mikroélőhelyek közül a zárt homokpusztagyepi fajok borítása a tanyaromokon kiugróan magas, míg az udvarokon és a parlagokon jóval alacsonyabb volt, ám hasonló értéket mutatott. Az akácos mikroélőhelyek esetében a rom, az udvar és a parlag zárt homokpusztagyepi fajainak összbörítése nem különbözött, és hasonlóan alacsony volt, mint a fátlan parlagokon.

3.4 Új tudományos eredmények

- (1) Elsőként mértük fel részletesen az utóbbi évtizedekben felhagyott tanyák jelenlegi állapotát és növényzetét. Kimutattuk, hogy a Duna-Tisza közti Homokhátságon a tanyasűrűség 1956-tól 2005-ig kevesebb, mint a felére csökkent. Megállapítottuk, hogy természeti tájban a tanyahelyek zöme ma is felismerhető (nem került beszántásra), függetlenül a felhagyás óta eltelt időtől. Agrártájban a fiatal tanyahelyek jelentős része ma is azonosítható, míg az idős tanyahelyek több mint fele megsemmisült, és helyüket a környező tájhasználati formák vették át.
- (2) A Duna-Tisza közti Homokhátság 1956 és 2005 között felhagyott tanyáinak vizsgálata során kimutattuk, hogy a felhagyott tanyák kultúrfajainak száma függ a felhagyás óta eltelt időtől: a fiatal és középkorú tanyahelyek több kultúrfajt őriznek, mint az idős tanyahelyek. Ugyanakkor sok ültetett faj ma is hasonló gyakorisággal fordul elő a régen és a közelmúltban felhagyott tanyákon, ami arra utal, hogy ezek a fajok hosszú távon is fennmaradhatnak a korábbi tanyahelyeken.
- (3) A környező táj növényzeti felvételeinek elemzése során azt találtuk, hogy számos kultúrfaj a tanyákon kívül is előfordul olyan területeken, ahová korábban nem ültették, leggyakrabban erdészeti ültetvényekben. Az erdészeti ültetvényekben előforduló kultúrfajok száma pozitív

összefüggést mutat a tanyasűrűséggel, ami arra utal, hogy a kultúrfajok forrásai a tanyák lehetnek.

- (4) Vizsgálataink során kimutattuk, hogy a felhagyott tanyahelyeken nagyobb a fásszárú fajok borítása és az idegenhonos fajok száma mint a szomszédos kontrollterületeken, függetlenül a tanyahely táji környezetétől és a felhagyás óta eltelt időtől, ami azt mutatja, hogy a felhagyott tanyahelyek az idegenhonos fajok gócpontjai. A rég felhagyott tanyahelyeken alacsonyabb az idegenhonos fajok száma és borítása, valamint magasabb az őshonos fajok száma, mint a közelmúltban felhagyott tanyahelyeken, ami a természetközeli életközösségek felé tartó regenerációra utal.
- (5) Az őshonos fajok száma az agrártáj felhagyott tanyáinál alacsonyabb, mint a természetközeli táj tanyáinál. Ugyanakkor agrártájban a felhagyott tanyahelyek őshonos fajainak száma jóval magasabb az ottani kontrollterületekhez (mezőgazdasági területek) képest. Ez azt mutatja, hogy agrártájban a felhagyott tanyahelyek refúgiumot is jelentenek az őshonos fajok számára.
- (6) Idős (1956 és 1978 között felhagyott) tanyahelyek mikroélőhelyeinek (tanyarom, tanyaudvar, parlag) vizsgálata során megállapítottuk, hogy a fátlan romok talaja és növényzete évtizedekkel a felhagyás után is élesen eltér a környezetétől: az összeomló tanyák vályogos talaján zárt homokpusztagyepi fajok telepednek meg és szaporodnak fel.
- (7) Kimutattuk, hogy bár a tanyaromok (és udvarok) a táj igen erősen átalakított mikroélőhelyei, ezeken a fátlan tanyaromokon minimális az idegenhonos fajok tömegessége, és így természetesebb növényzettel rendelkeznek, mint a környező táj jellemző élőhelyei, a parlagok.
- (8) Megállapítottuk ugyanakkor, hogy ha a felhagyott tanyahelyeket az idegenhonos fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) növi be, akkor eltűnnek a mikroélőhelyek (rom, udvar, parlag) közötti különbségek; az akác alatt egy homogén és idegenhonos fajokban gazdag aljnövényzet alakul ki.

4. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

4.1 Felhagyott tanyák leromlási állapotának és kultúrfajainak felmérése, valamint a kultúrfajok táji előfordulásának vizsgálata

A vidéki szórványtelepülések (farmok, tanyák) számának csökkenése és ezzel párhuzamosan a vidék elnéptelenedése jól ismert jelenség Európában (Plieninger 2006), beleértve hazánkat is (Csatári és Kanalas 2006).

Az elmúlt 50 év archív térképeinek vizsgálata során megállapítottuk, hogy 2005-ben a vizsgált tájrészletben 1 km²-re átlagosan 4,3 felhagyott tanya esett. Habár a felhagyott tanyák összterülete a tájnak csak kis részét teszi ki, a 7 400 km² területű Duna-Tisza közti Homokhátság régiójában hozzávetőlegesen mintegy 30 000 felhagyott tanyaival számolhatunk.

Habár a felhagyott tanyahelyek egy része teljesen megsemmisült, és más használati mód (szántó, szőlőültetvény, erdészeti ültetvény) részévé vált, jelentős hányaduk – a mintaterületek felhagyott tanyáinak kb. 80%-a, vagy 67%-a az idős felhagyott tanyáknak – ma is jól felismerhető eleme a tájnak.

A régió több tízezernyi, a tájban szórtan elhelyezkedő felhagyott tanya, – melynek mindegyikén átlagosan 7–11, a felhagyást túlélő idegenhonos fajjal számolhatunk –, ideális lehetőséget biztosít az idegenhonos fajok hosszú távú túléléséhez és terjedéséhez.

Az, hogy a tanyai kultúrfajok egy része jelen van olyan élőhelyeken, ahol korábban ezeket a fajokat nem ültették, továbbá, hogy pozitív összefüggést állapítottunk meg a tanyasűrűség és a környező tájban dokumentált tanyai kultúrfajok száma között, arra utal, hogy néhány tanyai kultúrfaj a tájban terjedni képes, és a terjedés forrásai a tanyák lehetnek. Ezekre a terjedő fajokra a pusztuló tanyavilág táji szintű örökségként is tekinthetünk.

4.2 A felhagyott tanyák növényzetének vizsgálata a felhagyástól eltelt idő és a táji környezet függvényében

A felhagyott tanyákon sokkal nagyobb a fásszárú fajok borítása, mint a szomszédos kontrollterületeken, ami egybevág a fátlan agrártájak lakóterületein leírt nagyobb fásszárú borítással (Knapp et al. 2010, Hiron et al. 2013). A fásszárúak nagy borítása jelentős részben az ültetett fajok felhagyást követő túlélésének (és gyakran terjedésének) köszönhető. A felhagyott tanyák magas fásszárú borítása a felhagyott szántókhoz és a felhagyott legelőkhöz képest egy nagyon eltérő szituációt teremt, mivel utóbbiaknál a szukcesszió kezdeti stádiumában a fásszárú borítás jellemzően nagyon alacsony (Rivera et al. 2000, Harmer et al. 2001, Dahlström et al. 2010).

Az idegenhonos fajok száma jóval magasabb a felhagyott tanyahelyeken mint a kontrollterületeken. A felhagyott, regenerálódó élőhelyek általában jóval több idegenhonos fajt hordoznak, mint a korábban nem művelt területek (Hobbs 1989, Lonsdale 1999, Lugo és Helmer 2004, Colon és Lugo 2006, DeGasperis és Motzkin 2007, Von Holle és Motzkin 2007). Fontos különbség azonban a többi regenerálódó élőhelyhez (pl. a felhagyott szántókhoz, kaszálókhoz, legelőkhöz) képest, hogy a felhagyott tanyahelyeken az idegenhonos fajok nagy számát elsősorban a tanyahelyekre ültetett kultúrfajok eredményezik. Mivel ezek közül a fajok közül a felhagyást követően sok túlél, illetve fennmarad, a tanyahelyek sokáig mutatják a korábbi emberi tevékenységek nyomait.

Megállapítottuk, hogy az őshonos fajok és a karakterfajok magas számban és számottevő borítással fordulnak elő a felhagyott tanyahelyeken, ami az élőhelytípus jelentős regenerációs potenciáljára utal. A felhagyott tanyahelyeket általában idegenhonos fajokkal fertőzött, degradált, másodlagos élőhelyeknek tekintik, de eredményeink arra hívják fel a figyelmet, hogy a tanyahelyek potenciális élőhelyet is biztosítanak az őshonos fajok megtelepedéséhez és túléléséhez is. A felhagyott egykori lakóterületek viszonylag értékes másodlagos élőhelyekké is regenerálódhatnak (Dambrine et al. 2007, Vojta 2007, Hejzman et al. 2013), hasonlóan a parlagokhoz (Jongepierová et al. 2004, Ruprecht 2006, Csecserits et al. 2007) és a felhagyott legelőkhöz (Aide et al. 1996, Muniz-Castro et al. 2006), ugyanakkor a regeneráció eredménye számos tényezőtől függ, úgy mint a felhagyás óta eltelt időtől vagy a táji környezettől.

A fásszárú fajok borítása az idős (1956 és 1978 közötti) felhagyású tanyahelyek esetében alacsonyabb, mint a fiatal (1989 és 2005 közötti) felhagyású tanyahelyeknél (természetközeli tájakban), ami azt jelzi, hogy a felhagyott tanyahelyek borítása idővel egyre hasonlóbba válik a környező, természetközeli tájban lévő kontrollterületekhez, azaz a régió potenciális növényzetéhez, az erdőssztyepphez (Zólyomi 1973-1974).

A lágyszárú fajok borítása hasonló értékeket mutat az idős és a fiatal tanyahelyek esetében, valószínűleg azért, mert a talaj feldúsult tápanyagtartalma a felhagyást követően még sokáig fennmarad (Dambrine et al. 2007, Vojta 2007, Muchiru et al. 2009, Hejzman et al. 2013).

Az idegenhonos fajok száma és borítása alacsonyabb az idős felhagyású tanyahelyeken, ami összhangban van a parlagokon megfigyeltekkel (Pascarella et al. 2000, Matlack és Schaub 2011). Néhány idegenhonos faj érzékeny a művelés hiányára, és a felhagyást követően élesen hanyatló tendenciát mutat, míg mások hasonló borítást mutatnak az idős és a fiatal felhagyású tanyahelyek esetében. A tartósan jelen lévő fajok közül néhányat, mint például a fehér akácot (*Robinia pseudoacacia*), a mirigyes bálványfát (*Ailanthus altissima*) vagy a zöld juhart (*Acer negundo*) Európában (Lambdon et al. 2008a) és hazánkban is (Balogh et al. 2004) az invazív

növényfajok (özöngyomok) között tartják számon, így ezen fajok esetében az idő további múlásával sem várható csökkenés, sőt inkább jövőbeli terjedésük várható, ami – negatív hatást gyakorolva – fékezi a másodlagos szukcessziót. Ebből a szempontból az is fontos, hogy a felhagyott tanyák nagy száma és a tájban szórt eloszlása kedvezően hat az özöngyomok jövőbeli terjedésére (Sax és Brown 2000, Lockwood et al. 2005).

Míg az őshonos fajok borítása a felhagyástól eltelt idővel csak kis mértékben emelkedik, a karakterfajok borítása a régen felhagyott tanyákon szignifikánsan nagyobb, mint a fiatal felhagyásúakon. Az őshonos fajok illetve a karakterfajok száma az idős tanyahelyeken magasabb, mint a fiatalok esetében, ami növekvő „természetességet” eredményez.

Az őshonos fajoknak illetve a karakterfajoknak az idővel növekvő száma valamint az idegenhonos fajok csökkenő száma és borítása együttesen azt mutatja, hogy ezek a területek a regenerálódás útján vannak, és így hosszú távon hasonlónak válhatnak a természetközeli élőhelyekhez. Ezek az eredmények összhangban vannak a parlagokon megfigyelttel, ahol többen is leírták az őshonos fajok gyakoriságának növekedését az idővel (Ruprecht 2006, Cseceserits et al. 2007).

A néhány évtizede (Vojta 2007), vagy a majdnem kétezer éve felhagyott településeken (Dambrine et al. 2007) végzett vizsgálatok egyaránt azt találták, hogy a felhagyott lakóterületek hosszú távon hasonlónak válhatnak a természetközeli élőhelyekhez. Kutatásunk során ugyanakkor azt is megállapítottuk, hogy még a rég felhagyott (idős) tanyahelyeken is meglehetősen nagy az idegenhonos fajok borítása. Ez azt jelenti, hogy ezek az élőhelyek őshonos és idegenhonos fajok keverékei, melyek így „újszerű ökoszisztémáknak” (novel ecosystems) (Hobbs et al. 2006) tekinthetők.

A fásszárú- és a lágyszárú fajok valamint az idegenhonos fajok borítását nem befolyásolja a tanyahely táji környezete (agrártáj ill. természetközeli táj), ami azt jelzi, hogy ezek a tanyahelyek hasonló történetű és hasonló produktivitású élőhelyek. Mindemellett egyértelmű különbségeket találtunk a felhagyott tanyahelyek és a – természetközeli- vagy agrártájba ágyazódó – kontrollterületeik idegenhonos fajainak borítása között. Agrártájban az idegenhonos fajok borítása a tanyahelyeken és a kontrollterületeken nem különbözött a kontrollterületen lévő idegenhonos termények miatt; míg a természetközeli táj felhagyott tanyái – a kontrollterületekhez képest – egyértelműen az idegenhonos fajok gócpontjai.

A tanyahelyek őshonos- illetve karakterfajainak borítását nem befolyásolja a környező táj típusa (agrártáj ill. természetközeli táj), ugyanakkor az őshonos fajok illetve karakterfajok száma a természetközeli tájak tanyáinál magasabb, mint az agrártájak esetében. Ez utóbbi eredmény a természetközeli tájak, mint a kolonizáló őshonos fajok forrásainak pozitív hatására utal, ami összhangban van más regenerálódó ökoszisztémák

esetében megfigyeltekkel (Chinea 2002, White et al. 2004, Pueyo és Alados 2007, Öster et al. 2009).

A természetközeli táj tanyahelyeinél illetve azok kontrollterületeinél az őshonos- és a karakterfajok száma hasonló értékeket mutat, ugyanakkor az agrártáj tanyáinak esetében a tanyahelyek őshonos- illetve karakterfajainak száma messze meghaladja a kontrollterületét. Ez úgy is értelmezhető, hogy agrártájokban a felhagyott tanyahelyek menedéket biztosítanak az őshonos fajoknak is, s ezáltal ezek a degradált, másodlagos élőhelyek az őshonos fajok diverzitási központjai is, így természetvédelmi értéket képviselhetnek, hasonlóan az öreg kastélyparkokhoz (Liira et al. 2012) vagy a szent helyekhez (Fournier 2011).

4.3 A felhagyott tanyák mikroélőhelyeinek növényzete és az akácinvázió hatása

A fátlan tanyahelyeken a három mikroélőhely (rom, udvar, parlag) növényzete erősen különbözik egymástól. Az udvarok növényzete minden szempontból köztes helyet foglal el a romok és a parlagok között, de általában a parlagokhoz áll közelebb. A romok eltérő növényzete jórészt annak következménye lehet, hogy a romok talaja erősen eltér a másik két élőhely talajától: sokkal magasabb az iszap- és agyagtartalma, de a kalcium-karbonát-, humusz- valamint nitráttartalma is. Ezáltal a vályogtéglából épült tanyák romjainak (vályogdombjainak) növényzete évtizedekkel a felhagyás után is jelentősen eltér a környezetétől. Ez a hosszú távú, a növényzet összetételében is megmutató hatás a talaj lokálisan megváltoztatott tulajdonságaival illetve emelkedett tápanyagtartalmával magyarázható, mint ahogy azt Hejzman és munkatársai (2013) egy csehországi felhagyott középkori település, Closset-Kopp és Decocq (2015) pedig középkori, mesterséges halmok vizsgálata során Franciaországban dokumentálták.

Az az eredmény, miszerint az őshonos lágyszárúak borítása a romokon éri el a legmagasabb értéket, ugyanakkor az idegenhonos lágyszárúak borítása a romokon és az udvarokon elenyésző a parlagokhoz képest, arra utal, hogy bár a tanyaromok és udvarok a táj igen erősen átalakított élőhelyei, mégis természetesebb növényzettel rendelkeznek, mint a környező táj jellemző élőhelyei, a parlagok.

Megállapítottuk, hogy a nyílt homokpusztagyepi fajok borítása a romokon elenyésző, ugyanakkor a zárt homokpusztagyepi fajok borítása a romokon kiugróan magas az udvarokkal és a parlagokkal összehasonlítva. Ez azért is érdekes, mert mialatt a környező tájban a zárt homoki gyepek eltűnőben vannak (Biró 2003, Biró et al. 2013), illetve regenerációs potenciáljuk kicsi (Molnár et al. 2011, Szitár et al. 2014), a tanyaromok antropogén mikroélőhelyein a zárt homokpusztagyepi fajok telepedtek meg és szaporodtak fel.

Megállapítottuk, hogy az akácos tanyahelyek esetében a különböző mikroélőhelyek nem térnek el egymástól. Mind a lágyszárú fajok összborítása esetén, mind az őshonos- és idegenhonos lágyszárúak valamint a nyílt- és zárt homokpusztagyepi fajok esetén a tanyarom, a tanyaudvar és a parlag borításértékei között nincs szignifikáns különbség. Ezek az eredmények azt mutatják, hogy az akác az általa elfoglalt tanyahelyeken a lokális élőhelyek közti különbségek csökkenését eredményezi, azaz biotikus homogenizációt okoz (Olden 2006, Lambdon et al. 2008b).

Az őshonos lágyszárúak borítása az akácos tanyák mikroélőhelyei esetében alacsonyabb, mint a fátlan mikroélőhelyeken, míg az idegenhonos lágyszárúak borítása az akácos mikroélőhelyeken jóval magasabb, mint a fátlan mikroélőhelyeken. Tápanyagszegény talajokon a nitrogént megkötő akác még ellenálló növényközösségekben is „inváziós szigeteket“ hoz létre, azaz állományai alatt az özöngyomok feldúsulnak (Von Holle et al. 2006).

A őshonos fajok borításának csökkenésével összhangban az akácos mikroélőhelyek esetében a nyílt- és zárt homokpusztagyepi fajok borítása is jóval alacsonyabb, mint a fátlan mikroélőhelyeken, ami részben annak következménye lehet, hogy az akác erőteljesen átalakítja az élőhelyét (Richardson et al. 2000, Balogh et al. 2004, Botta-Dukát et al. 2004, Pyšek et al. 2004b); azaz hatékony vízfellevő-képessége, a talaj tápanyagtartalmának emelése és allelopátiás hatása miatt aljnövényzete fajszegény, melyben a nitrofil fajok dominálnak (Matus et al. 2003, Bartha et al. 2008, Vitková et al. 2017).

Összefoglalásként elmondható, hogy a felhagyott tanyák unikális élőhelyek, amelyek jelentősen eltérnek a környezetüktől. A tájban szórt eloszlásuk tovább növeli a jelentőségüket mind az idegenhonos fajok terjedése, mind pedig az őshonos fajoknak nyújtott refúgiumok szempontjából. Mivel e két párhuzamos folyamat relatív fontossága függ a táji környezettől, a felhagyott tanyák a különböző tájtípusokban eltérő természetvédelmi értéket képviselnek. A felhagyott tanyahelyeket az élőhelyek nagy diverzitása jellemzi, amit azonban a terjedő özöngyomok homogenizálnak. Eredményeink azt mutatják, hogy habár a hagyományos, kisléptékű tanyarendszer eltűnében van a vizsgált régióban, a tanyák sokrétű és hosszú örökséget hagynak a tájon, és hozzájárulnak a táji szintű biodiverzitáshoz.

5. IRODALOMJEGYZÉK

- ÁNGYÁN J., ÓNODI G., TANKA E. (2004): A magyar vidék lehetséges jövőképe és fejlesztésének feladatai. In: *A Falu*, 21 (1) 11–18. p.
- AIDE T.M., ZIMMERMAN J.K., ROSARIO M., MARCANO H. (1996): Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevational gradient in northeastern Puerto Rico. In: *Biotropica*, 28, 537–548. p.
- BALOGH L., DANCZA I., KIRÁLY G. (2004): A magyarországi neofitonok időszerű jegyzéke és besorolásuk inváziós szempontból. 61–92. p. In: MIHÁLY B., BOTTA-DUKÁT Z. (Szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények*. Budapest: Természetbúvár Alapítvány Kiadó, 409 p.
- BAZZAZ F.A. (1975): Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. In: *Ecology*, 56, 485–488. p.
- BARTHA D., CSISZÁR Á., ZSIGMOND V. (2008): Black locust (*Robinia pseudoacacia* L.). 63–76. p. In: BOTTA-DUKÁT Z., BALOGH L. (Szerk.): *The most important invasive plants in Hungary*. Vácrátót: HAS Institute of Ecology and Botany, 255 p.
- BIRÓ M. (2003): Pillantás a múltba: A Duna-Tisza közti homokbuckások tájtörténete az elmúlt kétszázötven évben. 71–82. p. In: MOLNÁR ZS. (Szerk.): *A Kiskunság száraz homoki növényzete*. Budapest: Természetbúvár Alapítvány Kiadó, 159 p.
- BIRÓ M., SZITÁR K., HORVÁTH F., BAGI I., MOLNÁR ZS. (2013): Detection of long-term landscape changes and trajectories in a Pannonian sand region: comparing land-cover and habitat-based approaches at two spatial scales. In: *Community Ecology*, 14, 219–230. p.
- BOTTA-DUKÁT Z., BALOGH L., SZIGETVÁRI CS., BAGI I., DANCZA I., UDVARDY L. (2004): A növényi invázióhoz kapcsolódó fogalmak áttekintése, egyben javaslat a jövőben használandó fogalmakra és definícióikra. 35–59 p. In: MIHÁLY B., BOTTA-DUKÁT Z. (Szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények*. Budapest: Természetbúvár Alapítvány Kiadó, 409 p.
- CHINEA J.D. (2002): Tropical forest succession on abandoned farms in the Humacao Municipality of eastern Puerto Rico. In: *Forest Ecology and Management*, 167, 195–207. p.
- CLOSSET-KOPP D., DECOCQ G. (2015): Remnant Artificial Habitats as Biodiversity Islets into Forest Oceans. In: *Ecosystems*, 18, 507–519. p.
- COLON S.M., LUGO A.E., (2006): Recovery of a subtropical dry forest after abandonment of different land uses. In: *Biotropica*, 38, 354–364. p.
- CZENE ZS., JÁVOR K., (2006): A tanyák: XXI. századi végváraink – Helyzetkép a homokhátsági tanyákról. In: *A falu*, 21, 13–25. p.
- CSATÁRI B. (2006): Az A falu tematikus száma elé. In: *A falu*, 21 (2) 5–11. p.

- CSATÁRI B., KANALAS I. (2006): A homokhátsági tanyák jelene és területi jellemzőik. In: *A falu*, 21 (2) 27–34. p.
- CSECSERITS A., RÉDEI T. (2001): Secondary succession on sandy old-fields in Hungary. In: *Applied Vegetation Science*, 4, 63–74. p.
- CSECSERITS A., SZABÓ R., HALASSY M., RÉDEI T. (2007): Testing the validity of successional predictions on an old-field chronosequence in Hungary. In: *Community Ecology*, 8, 195–207. p.
- CSECSERITS A., CZÚCZ B., HALASSY M., KRÖEL-DULAY GY., RÉDEI T., SZABÓ R., SZITÁR K., TÖRÖK K. (2011): Regeneration of sandy old-fields in the forest-steppe region of Hungary. In: *Plant Biosystems*, 145, 715–729. p.
- DAHLSTRÖM A., RYDIN H., BORGEGÅRD S-O. (2010): Remnant habitats for grassland species in an abandoned Swedish agricultural landscape. In: *Applied Vegetation Science*, 13, 305–314. p.
- DAMBRINE E., DUPOUEY J.L., LAUT L., HUMBERT L., THINON M., BEAUFILS T., RICHARD H. (2007): Present forest biodiversity patterns in France related to former Roman agriculture. In: *Ecology*, 88, 1430–1439. p.
- DEGASPERIS B.G., MOTZKIN G., (2007): Windows of opportunity: Historical and ecological controls on *Berberis thunbergii* invasions. In: *Ecology*, 88, 3115–3125. p.
- DURÓ A. (2004): Szállások, tanyák, szórványok. In: *A Falu*, 19 (1) 97–104. p.
- FOURNIER A. (2011): Consequences of wooded shrine rituals on vegetation conservation in West Africa: a case study from the Bwaba cultural area (West Burkina Faso). In: *Biodiversity and Conservation*, 20, 1895–1910. p.
- GELLRICH M., ZIMMERMANN N.E. (2007): Investigating the regional-scale pattern of agricultural land abandonment in the Swiss mountains: a spatial statistical modelling approach. In: *Landscape and Urban Planning*, 79, 65–76. p.
- HARMER R., PETERKEN G., KERR G., POULTON P. (2001): Vegetation changes during 100 years of development of two secondary woodlands on abandoned arable land. In: *Biological Conservation*, 101, 291–304. p.
- HIRON M., BERG A., EGGERS S., PÄRT T. (2013): Are farmsteads overlooked biodiversity hotspots in intensive agricultural ecosystems? In: *Biological Conservation*, 159, 332–342. p.
- HEJCMAN M., KARLÍK P., ONDRÁČEK J., KLÍR T. (2013): Short-Term Medieval Settlement Activities Irreversibly Changed Forest Soils and Vegetation in Central Europe. In: *Ecosystems*, 16, 652–663. p.
- HOBBS R.J. (1989): The nature and effects of disturbance relative to invasions. 389–405. In: DRAKE J.A. et al. (Eds.): *Biological Invasions: a Global Perspective*. London: John Wiley & Sons Ltd. 525 p.

- HOBBS R.J., ARICO S., ARONSON J., BARON J.S., BRIDGEWATER P., CRAMER V.A. (2006): Novel ecosystems: Theoretical and management aspects of the new ecological world order. In: *Global Ecology and Biogeography*, 15, 1–7. p.
- HOWARD L.F., LEE D.T. (2003): Temporal patterns of vascular plant diversity in southeastern New Hampshire forests. In: *Forest Ecology and Management*, 185, 5–20. p.
- HÖLZEL N., HAUB C., INGELFINGE M.P., OTTE A., PILIPENKO V.N. (2002): The return of the steppe – large-scale restoration of degraded land in southern Russia during the post-Soviet era. In: *Journal for Nature Conservation*, 10, 75–85. p.
- JONGEPIEROVÁ I., JONGEPIER J.W., KLIMEŠ L. (2004): Restoring grassland on arable land: an example of a fast spontaneous succession without weed-dominated stages. In: *Preslia*, 76, 361–369. p.
- KNAPP S., KÜHN I., STOLLE J., KLOTZ S. (2010): Changes in the functional composition of a Central European urban flora over three centuries. In: *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 12, 235–244. p.
- LAMBDON P.W., PYŠEK P., BASNOU C., HEJDA M., ARIANOUTSOU M., ESSL F., JAROŠÍK V., PERGL J., WINTER M., ANASTASIU P., ANDRIOPOULOS P., BAZOS I., BRUNDU G., CELESTI-GRAPOW L., CHASSOT P., DELIPETROU P., JOSEFSSON M., KARK S., KLOTZ S., KOKKORIS Y., KÜHN I., MARCHANTE H., PERGLOVÁ I., PINO J., VILÀ M., ZIKOS A., ROY D., HULME P.E. (2008a): Alien flora of Europe: species diversity, temporal trends, geographical patterns and research needs. In: *Preslia*, 80, 101–149. p.
- LAMBDON P.W., LLORET F., HULME P.E. (2008b): Do non-native species invasions lead to biotic homogenization at small scales? The similarity and functional diversity of habitats compared for alien and native components of Mediterranean floras. In: *Diversity and Distribution*, 14, 774–785. p.
- LIIRA J., LÕHMUS K., TUISK E. (2012): Old manor parks as potential habitats for forest flora in agricultural landscapes of Estonia. In: *Biological Conservation*, 146, 144–154. p.
- LOCKWOOD J.L., CASSEY P., BLACKBURN T. (2005): The role of propagule pressure in explaining species invasions. In: *Trends in Ecology and Evolution*, 20, 223–228. p.
- LONSDALE W.M. (1999): Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. In: *Ecology*, 80, 1522–1536. p.
- LUGO A.E., HELMER E. (2004): Emerging forests on abandoned land: Puerto Rico's new forests. In: *Forest Ecology and Management*, 190, 145–161. p.

- MATLACK G.R., SCHAUB J.R. (2011): Long-term persistence and spatial assortment of nonnative plant species in second-growth forests. In: *Ecography*, 34, 649–658. p.
- MATUS G., TÓTHMÉRÉSZ B., PAPP M. (2003): Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. In: *Applied Vegetation Science*, 6, 169–178. p.
- MOLNÁR ZS., VARGA Z., KUN A., HORVÁTH A., JUHÁSZ M. (2011): H5b – Homoki sztyeprétek. 181–187. p. In: BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS., KUN A. (Szerk.): *Magyarország élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011*. Vácrátót: MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, 439 p.
- MOTTET A., LADET S., COQUÉ N., GIBON A. (2006): Agricultural land-use change and its drivers in mountain landscapes: A case study in the Pyrenees. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 114, 296–310. p.
- MUCHIRU A.N., WESTERN D.J., REID R.S. (2009): The impact of abandoned pastoral settlements on plant and nutrient succession in an African savannah ecosystem. In: *Journal of Arid Environments*, 73, 322–331. p.
- MUNIZ-CASTRO M.A., WILLIAMS-LINERA G., BENAYAS J.M.R. (2006): Distance effect from cloud forest fragments on plant community structure in abandoned pastures in Veracruz, Mexico. In: *Journal of Tropical Ecology*, 22, 431–440. p.
- NÉMETH F., SEREGÉLYES T. (1989): Természetvédelmi információs rendszer: adatlap kitöltési útmutató. Kézirat. Budapest: Környezetgazdálkodási Intézet.
- Olden J.D. (2006): Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. In: *Journal of Biogeography*, 33 (12) 2027–2039. p.
- ÖSTER M., ASK K., RÖMERMANN C., TACKENBERG O., ERIKSSON O. (2009): Plant colonization of ex-arable fields from adjacent species-rich grasslands: The importance of dispersal vs. recruitment ability. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 130, 93–99. p.
- PÁLFAI I. (Szerk.) (1994): A Duna-Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái – A Nagyalföld Alapítvány Kötetei 3. Békéscsaba: Nagyalföld Alapítvány, 126 p.
- PASCARELLA J.B., AIDE T.M., SERRANO M.I., ZIMMERMAN J.K. (2000): Land-use history and forest regeneration in the Cayey Mountains, Puerto Rico. In: *Ecosystems*, 3, 217–228. p.
- PLIENINGER T. (2006): Habitat loss, fragmentation, and alteration – Quantifying the impact of land-use changes on a Spanish dehesa landscape by use of aerial photography and GIS. In: *Landscape Ecology*, 21, 91–105. p.

- PUEYO Y., ALADOS C.L. (2007): Effects of fragmentation, abiotic factors and land use on vegetation recovery in a semi-arid Mediterranean area. In: *Basic and Applied Ecology*, 8, 158–170. p.
- PYŠEK P., RICHARDSON D.M., REJMÁNEK M., WEBSTER G.L., WILLIAMSON M., KIRSCHNER J. (2004b): Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. In: *Taxon*, 53 (1) 131–143. p.
- RICHARDSON D.M., PYŠEK P., REJMÁNEK M., BARBOUR M.G., PANETTA F.D., WEST C.J. (2000): Naturalization and invasion of alien plants. In: *Diversity and Distribution*, 6, 93–107. p.
- RIVERA L.W., ZIMMERMAN J.K., AIDE T.M. (2000): Forest recovery in abandoned agricultural lands in a karst region of the Dominican Republic. In: *Plant Ecology*, 148, 115–125. p.
- RUPRECHT E. (2006): Successfully recovered grassland: A promising example from Romanian old-fields. In: *Restoration Ecology*, 14, 473–480. p.
- RUPRECHT E., BARTHA S., BOTTA-DUKÁT Z., SZABÓ A. (2007): Assembly rules during old-field succession in two contrasting environments. In: *Community Ecology*, 8, 31–40. p.
- SAX D.F., BROWN J.H. (2000): The paradox of invasion. In: *Global Ecology and Biogeography*, 9, 363–371. p.
- SZITÁR K., ÓNODI G., SOMAY L., PÁNDI I., KUČS P., KRÖEL-DULAY GY. (2014): Recovery of inland sand dune grasslands following the removal of alien pine plantation. In: *Biological Conservation*, 171, 52–60. p.
- THEOHARIDES K.A., DUKES J.S. (2007): Plant invasion across space and time: factors affecting nonindigenous species success during four stages of invasion. In: *New Phytologist*, 176, 256–273. p.
- VÍTKOVÁ M., MÜLLEROVÁ J., SÁDLO J., PERGL J., PYŠEK P. (2017): Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. In: *Forest Ecology and Management*, 384, 287–302. p.
- VOJTA J. (2007): Relative importance of historical and natural factors influencing vegetation of secondary forests in abandoned villages. In: *Preslia*, 79, 223–244. p.
- VON HOLLE B., JOSEPH A.K., LARGAY F.E., LOHNES G.R. (2006): Facilitations between the introduced nitrogen-fixing tree, *Robinia pseudoacacia*, and nonnative plant species in the glacial outwash upland ecosystem of Cape Cod, MA. In: *Biodiversity and Conservation*, 15, 2197–2215. p.
- VON HOLLE B., MOTZKIN G. (2007): Historical land use and environmental determinants of nonnative plant distribution in coastal southern New England. In: *Biological Conservation*, 136, 33–43. p.

- WHITE E., TUCKER N., MEYERS N., WILSON J. (2004): Seed dispersal to revegetated isolated rainforest patches in North Queensland. In: *Forest Ecology and Management*, 192, 409–426. p.
- ZÓLYOMI B. (1973-1974): Natürliche Vegetation. Natural vegetation. Végétation naturelle. Estestvennaja Rastitelnost. (Ungarischer Teil). In: NICKLFELD H. (Ed.): *Atlas der Donauländer No. 171*. Wien: Österreichisches Ost und Südost-europa Institut.

6. AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉHEZ KAPCSOLÓDÓ PUBLIKÁCIÓK JEGYZÉKE

6.1 Folyóiratcikkek

6.1.1 Idegen nyelvű, impakt faktoros nemzetközi folyóiratok

- PÁNDI I.**, PENKSZA K., BOTTA-DUKÁT Z., KRÖEL-DULAY GY. (2014): People move but cultivated plants stay: abandoned farmsteads support the persistence and spread of alien plants. In: *Biodiversity and Conservation*, 23(5) 1289–1302. p. (IF: 2,07)
- RÉDEI T., SZITÁR K., CZÚCZ B., BARABÁS S., LELLEI-KOVÁCS E., **PÁNDI I.**, SOMAY L., CSECSERITS A. (2014): Weak evidence of long-term extinction debt in Pannonian dry sand grasslands. In: *Agriculture Ecosystems and Environment*, 182, 137–143. p. (IF: 3,20)
- SZITÁR K., ÓNODI G., SOMAY L., **PÁNDI I.**, KUCS P., KRÖEL-DULAY GY. (2014): Recovery of inland sand dune grasslands following the removal of alien pine plantation. In: *Biological Conservation*, 171, 52–60. p. (IF: 3,76)
- SZITÁR K., ÓNODI G., SOMAY L., **PÁNDI I.**, KUCS P., KRÖEL-DULAY GY. (2016): Contrasting effects of land use legacies on grassland restoration in burnt pine plantations. In: *Biological Conservation*, 201, 356–362. p. (IF: 3,98)

6.1.2 Magyar nyelvű, nem impakt faktoros hazai folyóiratok

- NAGY A., MALATINSZKY Á., **PÁNDI I.**, KRISTÓF D., PENKSZA K. (2007): Élőhelycsoportok kialakítása táji szintű összehasonlításához I. In: *Tájökológiai Lapok*, 5 (2) 363–369. p.
- CZÓBEL SZ., PAP K., HUSZTI E., SZIRMAI O., **PÁNDI I.**, NÉMETH Z., VIKÁR D., PENKSZA K. (2012): Nyílt homokpusztagyep társulás megszórásos technikával történt kialakításának előzetes eredményei ex situ körülmények között. In: *Természetvédelmi Közlemények*, 18, 127–138. p.

6.2 Konferencia-kiadványokban megjelent közlemények

6.2.1 Idegen nyelvű, teljes terjedelmű konferencia-kiadványok

- PÁNDI I.**, KRÖEL-DULAY GY., PENKSZA K. (2007): Ecological and conservationist effects of the farm abandonment on extremely dry region of Hungary (Duna-Tisza Interfluve). In: 15TH INTERNATIONAL POSTER DAY. Transport of Water, Chemicals and Energy in the System Soil-Crop Canopy-Atmosphere. (2007) (Bratislava) 463–470. p.

- PENKSZA K., NAGY A., **PÁNDI I.**, SÜLE SZ. (2007): Habitat-studies based on habitat mapping, in South-East Hungary. In: 15TH INTERNATIONAL POSTER DAY. Transport of Water, Chemicals and Energy in the System Soil-Crop Canopy-Atmosphere. (2007) (Bratislava) 505–509. p.
- KISS T., BALOGH Á., HERCZEG E., **PÁNDI I.**, NAGY A. (2008): Examination of Soil-Plant interrelations on pastures of the Great Hungarian Plain. In: *Cereal Research Communications*, 36. Suppl. 1671–1674. p. Proceedings of the VII. Alps-Adria Scientific Workshop 28. (2008) (Stara Lesna, Slovakia) (IF: 1,19)

6.2.2. Idegen nyelvű absztraktok

- PÁNDI I.**, KRÖEL-DULAY GY. (2008): Ecological legacy of a diminishing rural settlement structure. In: EUROPEAN CONTRIBUTION TO GEO BON. Workshop organized by Biostrat. (2008) (Cegléd)
- RÉDEI T., BARABÁS S., LELLEINÉ KOVÁCS E., KRÖEL-DULAY GY., **PÁNDI I.**, SZABÓ R. (2008): Long-term sites in the Kiskunság. Site selection and data collection. In: EUROPEAN CONTRIBUTION TO GEO BON, Workshop organized by Biostrat. (2008) (Cegléd) 6. p.
- PÁNDI I.**, KRÖEL-DULAY GY., PENKSZA K. (2009): Ecological legacy of a diminishing rural settlement structure in central Hungary. In: 52ND INTERNATIONAL SYMPOSIUM OF THE IAVS. VEGETATION PROCESSES AND HUMAN IMPACT IN A CHANGING WORLD. (2009) (Chania, Greece) 209. p.
- KRÖEL-DULAY GY., **PÁNDI I.**, PENKSZA K. (2011): Homestead abandonment and the fate of cultivated species: a special opportunity for alien plants. In: 11TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON THE ECOLOGY AND MANAGEMENT OF ALIEN PLANT INVASIONS. (2011) (Szombathely) 134. p.
- RÉDEI T., BARABÁS S., CSECSEKITS A., LELLEI-KOVÁCS E., KRÖEL-DULAY GY., **PÁNDI I.**, SOMAY L., SZABÓ R., SZITÁR K. (2011): The effect of land use history and habitat fragmentation on the plant species richness and composition of pannonian sand forest-steppe vegetation. In: KUZEMKO A. (SZERK.): THE 8TH EUROPEAN DRY GRASSLAND MEETING: DRY GRASSLAND OF EUROPE: BIODIVERSITY, CLASSIFICATION, CONSERVATION AND MANAGEMENT. (2011) (Uman, Ukrajna) 50. p.

6.2.3 Magyar nyelvű, teljes terjedelmű konferencia-kiadványok

PÁNDI I., PENKSZA K., KRÖEL-DULAY GY. (2008): Egy eltűnőben lévő tájhasználati rendszer ökológiai szempontú vizsgálata a Duna-Tisza közti Homokhátságon. In: MBT XXVII. VÁNDORGYŰLÉS. (2008) (Budapest) 173–178. p.

6.2.4 Magyar nyelvű absztraktok

PÁNDI I., KRÖEL-DULAY GY., PENKSZA K. (2008): A tanyavilág megszűnésének tájökölógiai és természetvédelmi hatásai a Duna-Tisza közti Homokhátságon. In: AKTUÁLIS FLÓRA- ÉS VEGETÁCIÓKUTATÁSOK A KÁRPÁT-MEDENCÉBEN VIII. (2008) (Gödöllő) 185. p.

PÁNDI I., KRÖEL-DULAY GY., PENKSZA K. (2009): Felhagyott tanyák növényzetének összehasonlító vizsgálata a Duna-Tisza közti Homokhátságon. In: VIII. MAGYAR ÖKOLÓGUS KONGRESSZUS. (2009) (Szeged) 175. p.

RÉDEI T., KRÖEL-DULAY GY., SZABÓ R., BARABÁS S., CSECSERITS A., KOVÁCS E., PÁNDI I., SZITÁR K. (2009): A tájhasználat hatása a homoki erdőssztyepp vegetáció fajösszetételére. In: VIII. MAGYAR ÖKOLÓGUS KONGRESSZUS. (2009) (Szeged) 187. p.

RÉDEI T., BARABÁS S., CSECSERITS A., KRÖEL-DULAY GY., LELLEINÉ KOVÁCS E., LHOTSKY B., ÓNODI G., PÁNDI I., SOMAY L., SZITÁR K., TÖRÖK K. (2015): A tájhasználat növényi biodiverzításra gyakorolt hatásai a Homokhátságon. In: PADISÁK J., LIKER A., STENGER-KOVÁCS CS. (SZERK.): X. MAGYAR ÖKOLÓGUS KONGRESSZUS. (2015) (Veszprém) 120. p.