

SZENT ISTVÁN EGYETEM

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

Doktori (PhD) értekezés

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

TARTALOMJEGYZÉK

1. BEVEZETÉS	7#
1.1 A téma aktualitása, jelentősége	7#
1.2 Kitűzött célok	8#
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS.....	9#
2.1 Globális tájhasználat-változás	9#
2.1.1 Mezőgazdasági területek felhagyása	9#
2.1.2 Farmok, tanyák felhagyása.....	9#
2.2 A felhagyott területek regenerációs folyamatai	10#
2.2.1 A felhagyott lakóterületek növényzete.....	10#
2.2.2 A táji környezet és az idő szerepe a regenerációs folyamatokban	11#
2.2.3 Az akác terjedésének növényközösségekre gyakorolt hatása	11#
2.3 Tájhasználat-változás a Duna-Tisza közti Homokhátságon.....	12#
2.4 A Duna-Tisza közti Homokhátság tanyavilágának története	13#
2.4.1 Nevezéktani kérdések.....	13#
2.4.2 A táji adottságok hatása a tanyavilág kialakulására	14#
2.4.3 A tartozéktanyák kialakulása	14#
2.4.4 A tartozéktanyák használata.....	15#
2.4.5 A farmtanyák kialakulása és elterjedése	15#
2.4.6 A tanyák és környezetük	15#
2.4.6.1 A tanyatelek felépítése	15#
2.4.6.2 A tanyaépület.....	16#
2.4.6.3 A tanyák kultúrnövényei	16#
2.4.7 A tanyavilág megszűnése	17#
2.4.8 A tanyák felhagyásával kapcsolatos hazai kutatások.....	18#
3. ANYAG ÉS MÓDSZER	21#
3.1 Kutatási terület	21#
3.1.1 Földrajzi adottságok, talaj	21#
3.1.2 Klíma, vízrajz	21#
3.1.3 A kutatási terület élőhelyei.....	21#
3.2 Mintavételi területek	22#
3.3 Felhagyott tanyák leromlási állapotának és kultúrfajainak felmérése, valamint a kultúrfajok táji előfordulásának vizsgálata	23#
3.3.1 Mintavétel.....	23#
3.3.2 Adatelemzés	24#
3.4 A felhagyott tanyák növényzetének vizsgálata a felhagyástól eltelt idő és a táji környezet függvényében	27#
3.4.1 Mintavétel.....	27#
3.4.2 Adatelemzés	29#
3.5 A felhagyott tanyák mikroélőhelyeinek növényzeti felmérése, és az akácinvázió hatásának vizsgálata	29#
3.5.1 Mintavétel.....	29#

3.5.2 Adatelemzés	31#
4. EREDMÉNYEK.....	33#
4.1 Felhagyott tanyák leromlási állapotának és kultúrfajainak felmérése, valamint a kultúrfajok táji előfordulásának vizsgálata	33#
4.1.1 A tanyafelhagyás időbeli dinamikája	33#
4.1.2 A felhagyott tanyák kultúrfajainak túlélése	35#
4.1.3 A tanyák kultúrfajainak előfordulása a tájban	37#
4.2 A felhagyott tanyák növényzetének vizsgálata a felhagyástól eltelt idő és a táji környezet függvényében	38#
4.2.1 A táji környezet hatása a felhagyott tanyák sorsára	38#
4.2.2 Fásszárú és lágyszárú fajok borítása a felhagyott tanyákon	40#
4.2.3 Az idegenhonos fajok száma és borítása.....	41#
4.2.4 Az őshonos fajok száma és borítása.....	42#
4.2.5 A természetes homoki élőhelyek karakterfajainak száma és borítása	43#
4.2.6 Az eltérő korú és táji környezetű tanyák és konrollerületek teljes fajkompozíciója	44#
4.3 A felhagyott tanyák mikroélőhelyeinek növényzete és az akácinvázió hatása.....	45#
4.3.1 A talajjellemzők összevetése	45#
4.3.2 A lágyszárú fajok összborítása.....	46#
4.3.3 Az őshonos lágyszárú fajok borítása.....	46#
4.3.4 Az idegenhonos lágyszárú fajok borítása.....	47#
4.3.5 A nyílt homokpusztagyepi fajok borítása	47#
4.3.6 A zárt homokpusztagyepi fajok borítása.....	48#
4.3.7 Az akácos és a fátlan tanya-mikroélőhelyek teljes fajkompozíciója	49#
4.4 Új tudományos eredmények	50#
5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK.....	53#
5.1 Felhagyott tanyák leromlási állapotának és kultúrfajainak felmérése, valamint a kultúrfajok táji előfordulásának vizsgálata	53#
5.1.1 A tanyafelhagyás dinamikája és a felhagyott tanyák pusztulása	53#
5.1.2 A felhagyott tanyák kultúrfajainak túlélése és fennmaradása.....	53#
5.1.3 A kultúrfajok terjedése a tájban	55#
5.2. A felhagyott tanyák növényzetének vizsgálata a felhagyástól eltelt idő és a táji környezet függvényében	56#
5.2.1 A táji környezet hatása a felhagyott tanyák sorsára	56#
5.2.2 A felhagyott tanyák növényzeti összetétele	56#
5.2.3 A felhagyástól eltelt idő hatása a felhagyott tanyák növényzetére természetközeli tájban.....	57#
5.2.4 A táji környezet hatása az 1989 és 2005 között felhagyott tanyák növényzetére....	58#
5.3 A felhagyott tanyák mikroélőhelyeinek növényzete és az akácinvázió hatása.....	59#
5.3.1 A fátlan tanya-mikroélőhelyek összehasonlítása	59#
5.3.2 Az akácos tanya-mikroélőhelyek összehasonlítása.....	60#
5.3.3 Az akácos és a fátlan tanya-mikroélőhelyek összehasonlítása	61#
6. ÖSSZEFOGLALÁS.....	63#
SUMMARY	65#

7. MELLÉKLETEK.....	67#
M1 Irodalomjegyzék	67#
M2 A felhagyott tanyahelyeken talált kultúrfajok listája (csökkenő előfordulási gyakoriságuk szerint sorba rendezve)	78#
M3 A felhagyott tanyák (T) és a kontrollterületek (K) fajai (az összes felvétel átlagborításának csökkenő sorrendjében).....	81#
M4 Az idős (1956 és 1978 között felhagyott) tanyák mikroélőhelyeinek őshonos és idegenhonos lágyszárú fajszámadatai.	89#
M5 Az idős (1956 és 1978 közötti) felhagyású tanyák fátlan és akácos mikroélőhelyeinek indikátorfajai (a relatív frekvencia csökkenő sorrendjében).....	90#
8. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	93#

1. BEVEZETÉS

1.1 A téma aktualitása, jelentősége

A tradicionális mezőgazdaság visszaszorulása, nagyléptékű művelési ág-váltás figyelhető meg a világ fejlett régióiban (Fjellstad és Dramstad 1999, Pascarella et al. 2000, Hölzel et al. 2002, Rounsevell et al. 2005, Gellrich et al. 2007a, 2007b). Az európai trendekhez hasonló, de nagyobb mértékű művelési ág-váltások zajlanak hazánkban is. Az intenzív mezőgazdaság visszaszorulásával, illetve a kedvezőbb adottságú régiókra való koncentrálódásával párhuzamosan a kedvezőtlenebb adottságú részeken jelentős területek kerülnek felhagyásra (Ángyán 2003). Különösen nagymértékű változások történtek és zajlanak ma is a Duna-Tisza közén, aminek oka a rossz termőképességű talajok mellett az utóbbi évtizedek talajvízszint-süllyedése (Pálfai 1994).

A Duna-Tisza köze 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). Napjainkra a klasszikus tanyarendszer lényegében szinte teljesen megszűnt, illetve átalakult (Csatári 2006). Bár a tömegesen elhagyott tanyák esetében gazdasági és társadalmi értelemben is a tanyavilág megszűnéséről beszélhetünk, hipotézisünk szerint a tanyasi gazdálkodás lenyomatát az elhagyást követően még évtizedeken át őrzi a táj: míg az egykori tanyahely környezete (erdészeti ültetvény, agrártáj vagy természeti terület) az emberi behatások következtében jelentős átalakuláson (például művelési ág-váltáson) eshet át, addig a kis kiterjedésű, de korábban rendkívül speciális használattal bíró tanyahelyek, mint egy letűnt tájhasználati-rendszer lenyomatai, reliktumként, egyedi fejlődési utat bejárva, a felhagyást követően még sokáig élesen különbözhetnek a környezetüktől.

A művelési ág-váltás lehetőséget kínál rá, hogy a felhagyott területek egy részét természetközeli élőhelyek foglalják vissza, mint ahogy erre felhagyott homoki szántók esetén vannak dokumentált esettanulmányok (Csecserits és Rédei 2001, Ruprecht et al. 2007, Csecserits et al. 2011). A felhagyott tanyahelyek azonban ökológiai szempontból speciális élőhelyek, és a tájra gyakorolt ökológiai hatásukat valamint regenerációs képességüket ezidáig még nem vizsgálták. Bár az egyes tanyahelyek önmagukban kis területűek, egyedi használati módjuk révén különleges fajkészlettel (kulturalfajok) rendelkeznek, s felhagyásukkal a növényi invázió gócpontjaivá is válhatnak. Vizsgálatunk ezért természetvédelmi szempontból is fontos eredményekkel szolgálhat.

A klasszikus ökológiai vizsgálatok általában az ember által legkevésbé érintett, szentélyjellegű területek vizsgálatára fókuszálnak. Az utóbbi években és évtizedekben kerültek előtérbe a táji léptékű, a táj minden elemét (az ember által művelt kultúrtájat és a kevésbé átalakított természeti tájat is) magába foglaló, a kultúrterületek és a természetes ökoszisztémák közötti kölcsönhatásokat vizsgáló kutatások.

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 regenerációjában 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

Kutatásom átfogó célja a különböző korú és táji környezetű, felhagyott tanyák növényzetének vizsgálata és természetvédelmi szempontú értékelése.

Dolgozatomban:

- (1) vizsgálom a tanyafelhagyás dinamikáját az 1950-es évektől napjainkig;
- (2) összevetem a tanyasi kultúrfajok előfordulási gyakoriságát a különböző korcsoportokba tartozó (1956 és 1978, 1978 és 1989, 1989 és 2005 közötti felhagyású) tanyák esetében;
- (3) összevetem a tanyasi kultúrfajok előfordulási gyakoriságát a környező táj fő élőhelytípusaiban;
- (4) tesztelem, hogy ezen tanyákhoz kötődő fajok előfordulása a környező élőhelyekben összefügg-e a tanyasűrűséggel;
- (5) vizsgálom a felhagyott tanyahelyek sorsát a környező táj (természeti táj ill. agrártáj) függvényében;
- (6) összehasonlítom a felhagyott tanyahelyek növényzetét a szomszédos kontrollterületek növényzetével;
- (7) összehasonlítom különböző korcsoportokba tartozó (1956 és 1978 ill. 1989 és 2005 közötti felhagyású) tanyák növényzetét;
- (8) összehasonlítom a különböző táji környezetű (természeti táj ill. agrártáj) tanyák növényzetét;
- (9) összehasonlítom az idős (1956 és 1978 közötti felhagyású) tanyahelyek mikroélőhelyeinek (tanyarom, tanyaudvar, parlag) talaját illetve növényzetét;
- (10) összehasonlítom az idős (1956 és 1978 közötti felhagyású), fátlan illetve akácos tanyahelyek mikroélőhelyeit (tanyarom, tanyaudvar, parlag).

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1 Globális tájhasználat-változás

2.1.1 Mezőgazdasági területek felhagyása

A tradicionális mezőgazdaság visszaszorulása és a korábban művelt területek felhagyására beinduló másodlagos szukcessziós folyamatok az utóbbi évtizedekben világszerte az érdeklődés középpontjába kerültek (Hölzel et al. 2002, Howard és Lee 2003, Gellrich et al. 2007a, 2007b). A nagyléptékű művelési ág-váltás és a vidéki területek elnéptelenedése a fejlett világban sokfelé megfigyelhető (Bazzaz 1975, Pascarella et al. 2000, Hölzel et al. 2002, Gellrich és Zimmermann 2007). A mezőgazdasági változások (egyrészt intenzifikáció, másrészt a marginális területek felhagyása) 1993 és 2008 között összességükben az agrárterületek csökkenését eredményezték Európa 29 országából 23 esetében (Storkey et al. 2012), beleértve az összes mediterrán- és kelet-európai országot is.

Rounsevell és szerzőtársai (2005) szenáriójukban nyomatékosítják, hogy ha a technológiai fejlődés a jelenlegi ütemben zajlik, akkor várhatóan további jelentős kiterjedésű területek kerülnek ki a mezőgazdasági művelésből (Rounsevell et al. 2005). Ez a folyamat az agrárterületek csökkenése mellett ezeken a területeken a természetes növényzet regenerációját is eredményezheti (Navarro és Pereira 2012, Proença et al. 2012). A korábbi agrárterületek helyét olykor a városfejlesztések vagy az intenzív erdősítések veszik át, de nagyon gyakori jelenség az is, hogy a felhagyást követően ezeket a területeket magukra hagyják, és csak spontán szukcessziós folyamatok zajlanak (Harmer et al. 2001, China 2002, Howard és Lee 2003, Mottet et al. 2006). Még ha ez az utóbbi eset főként extenzifikációt is jelent, és általában a korábbinál természetesebb állapotot eredményez, ezek az új élőhelyek rendszerint mutatják a korábbi intenzív tájhasználat örökségét, és jóval több idegenhonos fajt hordoznak, mint a korábban nem művelt területek (Pascarella et al. 2000, Von Holle és Motzkin 2007).

2.1.2 Farmok, tanyák felhagyása

A vidék elnéptelenedése Európa számos részén általános jelenségnek mondható (Skowronek et al. 2005, Van der Vaart 2005, Mottet et al. 2006, Plieninger 2006, Bell et al. 2009), de teljes elnéptelenedésről főként kis falvak vagy elszórt tanyahelyek esetében beszélhetünk. Felhagyott tanyahelyként definiáljuk a külterületi, korábban lakóhelyként és a gazdasági munkák színtereként szolgáló tanya főépületét a melléképületeivel valamint az ezek közti tanyaudvarral és a hozzá tartozó kerttel együtt. Ezek a tradicionális, kisléptékű farmrendszerhez kötődő lakóhelyek nem csak hazánkban, de Európa sok részén tipikusnak mondhatók.

Míg néhány olyan sűrűn lakott területen, mint például Hollandiában a farmoknak csupán a használati módja változott, és ma a városban dolgozó lakosság lakóhelyéül szolgálnak (Van der Vaart 2005), addig számos mediterrán és kelet-európai vidéki táj estében a tanyák gyakran teljesen felhagyásra kerültek. Plieninger (2006) beszámol arról, hogy Spanyolország Cáceras tartományában a dehesa („multifunctional agrosilvopastoral system”, Közép- és Dél-Spanyolország valamint Dél-Portugália kultúrtája) épületeinek sűrűsége 1956 és 1998 között $1,2/\text{km}^2$ -ről $0,6/\text{km}^2$ -re, azaz felére csökkent.

A magyar Alföld külterületi lakosainak száma a második világháború utáni 1,1 millióról 1990-re 200 000 főre csökkent (Duró 2004). Habár a tanyák összterülete meglehetősen kicsi a nagyobb településekhez képest, a tájban szétszórtan helyezkednek el, így inváziós szempontból mégis nagy jelentőséggel bírnak (Lonsdale 1999, Sax és Brown 2000, Lockwood et al. 2005).

2.2 A felhagyott területek regenerációs folyamatai

2.2.1 A felhagyott lakóterületek növényzete

Annak ellenére, hogy a korábbi művelési formák felhagyása világszerte általános jelenségnek mondható, és a felhagyást követő szukcessziós változások a művelés számos területén, mint például a szántók (Harmer et al. 2001, Tzanopoulos et al. 2007, Baniya et al. 2009), a kaszálók (Jensen et al. 2001, Baur et al. 2006, Rosenthal 2010) vagy a legelők (MunizCastro et al. 2006, Peco et al. 2006, Maza-Villalobos et al. 2011) esetében kellőképpen tanulmányozottak, a felhagyott lakóterületek (falvak, farmok, tanyák) növényzetéről ezidáig viszonylag kevés tanulmány született (Vojta 2007, Saifullina et al. 2008, Muchiru et al. 2009, Mullah et al. 2012, Hejzman et al. 2013).

Csehország hegyvidéki, erdős régiójában Vojta (2007) kimutatta, hogy több, mint 40 évvel a falvak felhagyása után a terület geomorfológiája és a talaj jellegzetességei még mindig egyértelműen mutatják a faluhelyeket, továbbá, hogy ezeken a felhagyott faluhelyeken növo másodlagos erdők élesen különböznek az elsődleges erdőtől.

Az Urál-vidéken Saifullina és munkatársai (2008) 1918 és 1988 között felhagyott falvak másodlagos növényzetét vizsgálva megállapították, hogy a szukcessziós folyamatok azokon a területeken a leglassabbak, amelyeket jelenleg nem használnak (nem kaszálnak vagy legeltetnek), és ebből kifolyólag a terület nitrofil, ruderalis növényzete gátolja a szukcessziót.

Kelet-afrikai felhagyott pásztortelepüléseken Muchiru és szerzőtársai (2009) még 60 évvel a felhagyást követően is megváltoztatott talajviszonyokról és növényzetről számoltak be. Egy kenyai felhagyott településen Mullah és munkatársai (2012) megállapították, hogy a vizsgált, degradált trópusi esőerdei terület 19 évvel a felhagyást követően a fajdiverzitás tekintetében nem éri el a hasonló korú, másodlagos erdők szintjét.

Hejzman és munkatársai (2013) egy csehországi, – mindössze 60 évig fennálló –, középkori felhagyott település vizsgálata során a területen négyféle, korábbi „tájhasználati módot” különböztettek meg. A felhagyott település helyén növo másodlagos erdőkben irreverzibilisen megváltozott talajtulajdonságokat dokumentáltak, ami az aljnövényzet fajösszetételében is élesen megmutatkozott.

Bár ezek az esettanulmányok megfogalmazzák, hogy a felhagyott települések növényzetének regenerációs folyamatai különböznek a más élőhelytípusoknál tapasztaltaktól, munkámat megelőzően nem született olyan tanulmány, mely szisztematikusan felmérte volna egy felhagyott településforma kultúrfajait, növényzetét, vagy annak regenerációs folyamatait a felhagyástól eltelt idő és a táji környezet függvényében.

A lakóterületek növényzete egyedi használati módjuk révén számos, különféle céllal szándékosan telepített, idegenhonos fajjal (kertészeti fajokkal, dísnövényekkel, a lakóövezet „kényelmét szolgáló” növényekkel) jellemezhető (Thompson et al. 2003, Pyšek et al. 2004a, Loram et al. 2008). Ennek következtében az idegenhonos fajok aránya például a városi növényzet esetében is igen magas lehet (20–60%) (Thompson et al. 2003, Pyšek et al. 2004a, Loram et al. 2008). A lakóterület felhagyását követő másodlagos szukcessziós folyamatok során ez a sajátos fajkészlet – más felhagyott területekkel (szántókkal, legelőkkel, kaszálók) összehasonlítva – egy rendkívül fontos, egyedi jellegzetessége ezeknek az élőhelyeknek, ami nagymértékben befolyásolja a regenerációs folyamatokat.

Ezek alapján a lakóterületek inváziós forrásoknak is tekinthetők, mivel számos idegenhonos, kultivált fajjal rendelkeznek, és felhagyásuk után – az erősen megváltoztatott, heterogén környezeti feltételeik révén – lehetővé teszik az idegenhonos fajok egy jelentős részének hosszú távú túlélését. A felhagyás körülményei között ezek a kultivált fajok alkotják az ún. „alapító populációt” (Yodzis 1978).

2.2.2 A táji környezet és az idő szerepe a regenerációs folyamatokban

Habár a környező táj (a különböző élőhelytípusoktól, propagulumforrásoktól való távolság) szerepe a felhagyott területek regenerációjában egyértelműnek tűnik, az ezzel foglalkozó esettanulmányok eredményei meglehetősen változatosak. Számos tanulmány talált jelentős összefüggést a magforrástól való távolság és a felhagyott szántók, legelők növényzetének regenerációja között, miszerint a természetközeli élőhelyfoltokhoz közeli területek gyorsabban regenerálódnak, mint a magforrásoktól távolabbra esők (White et al. 2004, Hooper et al. 2005, Pueyo és Alados 2007). Ugyanakkor másodlagos erdők esetében számos példa azt mutatja, hogy a regeneráció nem függ az elsődleges élőhelyfoltoktól mért távolságtól (Aide et al. 1996, Pascarella et al. 2000, Lopes et al. 2012).

A regeneráció sebessége jelentősen eltérhet a különböző élőhelyek esetében: számos felmérés igazolja, hogy a felhagyástól eltelt idő befolyásolja a növényzet regenerálódását (Aide et al. 1996, Pascarella et al. 2000, China 2002). Más vizsgálatok szerint ugyanakkor nem egyértelmű az összefüggés a felhagyás kora és a vegetációs jellemzők között (Harmer et al. 2001, De Wilde et al. 2012).

2.2.3 Az akác terjedésének növényközösségekre gyakorolt hatása

Míg a XX. század közepén a Homokhátság fenyvesítése volt a jellemző (Babos 1949, Szőnyi 1956, Biró 2003), ma a legnagyobb ökológiai problémát az akác térhódítása jelenti. A tanyahelyek és a kisparaszti legeltető állattartás felhagyása jelentősen hozzájárul az akáccal borított területek növekedéséhez (Csecserits és Rédei 2001). Bár a tanyahelyeken ültetett akác eredetileg kis összterületet foglalt el a nagy akácültetvényekhez képest, a tájban való gyakori jelenlét (sok tanyahely) és az akác jó terjedőképessége azt eredményezte, hogy mára igen nagy területeket fertőzött meg. Tapasztalati és kutatásokkal is alátámasztott jelenség, hogy a biotikus és abiotikus tényezők mellett a korábbi tájhasználat nagyban befolyásolja az özöngyomok jelenlétét: a felhagyott területek nagyobb arányban tartalmaznak özöngyomokat mint a korábban nem műveltek (Von Holle és Motzkin 2007).

Sitzia és munkatársai (2012) a mediterrán hegyvidéki régió őshonos erdőfoltjainak és akácállományainak összehasonlítása során nem találtak különbséget az aljnövényzet fajgazdagságában és diverzitásában. Ezzel ellentétben, az akác invázióra való hajlamát, és az elfoglalt területek drasztikus leromlását a világ több pontján is kimutatták (Maekawa és Nakaoshi 1997a, 1997b, Peloquin és Hiebert 1999, Rice et al. 2004, Von Holle et al. 2006), és a fajt a 100 legveszélyesebb, fásszárú özönnövény között tartják számon (Von Holle et al. 2006). Dél-koreai kutatók (Hong et al. 2003) műholdfelvételek segítségével elemezték az akác terjedését a természetes élőhelyeken Szöul zavart peremterületein. Japánban tengerparti homokdűne-vegetációban és folyópartokon is kimutatták (Maekawa és Nakagoshi 1997a, 1997b) az akác kedvezőtlen hatását a helyi növényközösségekre, valamint archív légifotók elemzésén keresztül vizsgálták terjedését. Vizsgálataik kimutatták, hogy az akác megbontja mind a folyóparti, mind a tengerparti zonációt, és csökkenti azokban a fajdiverzitást. Az Egyesült Államokban Peloquin és Hiebert (1999) Indiana állam *Quercus velutina* dominálta dűnevegetációjában, míg ezt követően Rice és munkatársai (2004) New York államban talajvizsgálatokkal alátámasztva igazolták az akác biodiverzitásra gyakorolt negatív hatását. Megállapították, hogy az idős akácok alatt jóval nagyobb az özöngyomok borítása, mint a fiatalok alatt.

Von Holle és munkatársai (2006) őshonos növényközösségeken (*Pinus rigida* valamint *Pinus rigida* – *Quercus velutina* és *Q. alba* állományokon) komparatív módszerrel vizsgálták az akác kedvezőtlen hatását. Akácmentes és ezekkel szomszédos, akáccal fertőzött állományok vizsgálata alapján kimutatták, hogy az özöngyomok aránya szignifikánsan magasabb az akáccal fertőzött állományokban mint az akácmentesekben. Ennek oka, hogy tápanyagszegény talajokon

a nitrogént megkötő akác a még ellenálló növényközösségekben is „inváziós szigeteket“ hoz létre, azaz állományai alatt az özöngyomok feldúsulnak. Az akác terjedését random módon kiválasztott akácállományok archív légifotóinak elemzésén keresztül becsülték. Cikkük érdekes tanulsága, hogy Észak-Amerikában az akácállományok tipikus előfordulási helyei a felhagyott tanyahelyek.

Nascimbene és Marini (2010) valamint Benesperi és munkatársai (2012) is kimutatták, hogy az akác az általa elfoglalt területeken a lokális élőhelyek közti különbségek csökkenését eredményezi, azaz biotikus homogenizációt okoz (Olden 2006, Lambdon et al. 2008b). Észak-Olaszországban Nascimbene és Marini (2010) őshonos tölgyerdők maradványfoltjaiban vizsgálta a zuzmóközösségek fajdiverzitását, és megállapították, hogy az akác inváziója a zuzmófajok jelentős részének eltűnését okozta. Benesperi és munkatársai (2012) különböző korú akácállományok összevetése során nem találtak eltérést a különböző szukcessziós stádiumban lévő akácállományok között, azaz az akácok az idő előrehaladtával „nem nyerték vissza“ a természetközeli erdők fajkészletét. A különböző korú akácállományok természetközeli erdőkkel való összevetése során azt is megállapították, hogy az akácokban minden esetben kisebb az edényes növények fajgazdagsága, mint az őshonos állományokban (Benesperi et al. 2012).

A korábbi mezőgazdasági formák nagyléptékű felhagyása következtében hazánkban is komoly problémát jelent az inváziós növények térhódítása (Mihály és Botta-Dukát 2004, Botta-Dukát és Mihály 2006, Botta-Dukát és Balogh 2008). A MÉTA-program (Magyarország természetes növényzeti örökségének felmérése és összehasonlító értékelése) eredményeiből kiderül, hogy hazánkban az özöngyomok által leginkább veszélyeztetett élőhely az évelő nyílt homokpusztagyep (Botta-Dukát 2006), amelynek legnagyobb előfordulása a Duna-Tisza közén, a tanyás térségekben van. A homoki gyepek esetében az egyik legelterjedtebb özöngyom az akác, aminek homoki vegetációra gyakorolt hatása még jórészt feltáratlan.

2.3 Tájhasználat-változás a Duna-Tisza közeli Homokhátságon

Annak ellenére, hogy már az újkőkortól gyéren bár, de lakott volt ez a térség, a honfoglaló magyarok nem szállták meg a homokbuckás területeket, hanem elsősorban a Dunántúlon és a Kisalföldön telepedtek le (Den Hollander 1980). Több, mint 300 évvel később (1239-ben) telepedtek meg a térségben a kunok, elfoglalva a pusztának maradt – állattenyésztésre kiváltképp alkalmas – területeket, nemegyszer összeütközésbe kerülve a már letelepedett, földművelő magyarsággal (Illyés 1975, Tálasi 1977, Den Hollander 1980). Innentől számítható a homokbuckásokra is ható, intenzív legeltetés korszaka. A pásztorkodó kunok csak télen tértek vissza a szállásaikra, amelyek idővel falvakká fejlődve a török hódoltság előtt már jelentős lakossággal bírtak (Györffy 1943, Illyés 1975, Tálasi 1977, Den Hollander 1980). A lakosságot ezidőig főként a marhatartásból befolyó jövedelem tartotta el: hatalmas csordák legeltek a török hódoltság végére már erdőtlenné vált tájban (Györffy 1943, Illyés 1975, Tálasi 1977, Den Hollander 1980, Biró 2003).

A török uralom végére a legtöbb kis település elnéptelenedett, s jelentős részük nem is éledt újjá, magyarázva a ma is ritkás településhálózatot (Györffy 1943, Tálasi 1977, Den Hollander 1980, Rácz 1980, Szent 1983, Kiss 2004, Kovács és Farkas 2011). Az addigra már virágzó mezőgazdasági kultúra helyén elvadult, bozótos pusztaságok terjeszkedtek (Den Hollander 1980, Szent 1983).

A XVII-XVIII. század során többször is újraterlepték a táj használata és arculata egyaránt változott. A korábbi marhatartást a XIX. század elejétől mindinkább a juhtenyésztés váltotta fel (Tálasi 1977). Az addig osztatlan közlegelőket tagosították (első földosztások 1760 és 1780 között, majd általános tagosítás 1857 és 1863 között); ezzel a tájban egyre szaporodtak a tanyák (Györffy 1943, Illyés 1975, Den Hollander 1980, Szent 1983).

A XIX. században megindult, majd a XX. század közepén ismét hatalmas lendületet vett a térségben a szőlő- és gyümölcssteleptetés, valamint a homokfásítás (Erdei 1976, Biró 2003). Így az

egykor kiterjedt és összefüggő homoki vegetáció maradványai mára csak mozaikosan, kis kiterjedésben, a fásítás szempontjából barátságatlan, buckás térszíneken maradhatott fenn (Biró 2003).

A térség XX. század közepi lecsapolásával a buckaközi mocsarak, lápok kiszáradtak. A tanyavilág elnéptelenedésével, s így a kisparaszti legeltető állattartás megszűnésével a homokbuckások gyepjei záródnak, erdősödnek (Biró 2003). Komoly problémát jelent a szántók, szőlők felhagyása kapcsán az özönnövények (elsősorban az akác és a selyemkóró) terjedése, valamint a tájidegen ültetvények térhódítása.

2.4 A Duna-Tisza közti Homokhátság tanyavilágának története

2.4.1 Nevezéktani kérdések

A magyar köznyelvben a tanya szó Balassa és munkatársai (1997) meghatározása szerint magányosan álló, határbeli lakóházat jelent a hozzá tartozó udvarral és gazdasági épületekkel. Ma a tanya kifejezés elsősorban szórványtelepülést, míg a régi, tudományos (néprajzi) nyelvben tartozéktelepülést jelöl (Balassa et al. 1997). A XVIII. század közepéig a tanyák elődeinek tekinthető külterületi gazdasági helyeket szállásnak nevezték, majd ezután vette át helyét a szláv eredetű tanya szó (Erdei 1976, Rác 1980, Balassa et al. 1997). [A szállás szó helyenként (pl. Kalocsa környékén) később tartozéktelepülés értelemben fennmaradt (Balassa et al. 1997).] Györffy (1937) a tanya szó alatt az Alföld szétszórt, magányos telepeit érti, melyek a mezőgazdasági munkák központjai, régebben pedig a jószág teleltető helyei voltak. Györffy (1937) meghatározása szerint nem önálló településforma, hanem a hozzá tartozó földbirtokkal együtt valamely városhoz vagy nagyközséghez tartozik. Balassa és munkatársai (1997) a belterületi házhoz tartozó, gazdasági telephely jellegű tanyát tartozéktanyának, míg az állandóan lakott, szórványtelep jellegű tanyát (Erdei Ferenc kifejezését átvéve) farmtanyának nevezik. Értelmezésük szerint a tartozéktanya egy belterületi ház határbeli tartozéka; a családi gazdaság központja, az állatok teleltetésének és gabonanyomtatásnak a helyszíne (Balassa et al. 1997). Eleinte csak időszakosan, majd később tartósan lakott volt, és a belterületi házzal együtt képezett „települési egységet” (Balassa et al. 1997). A farmtanya ezzel szemben nem tartozik belterületi házhoz, hanem a család állandó lakóhelyéül szolgál (Erdei 1976). A magyar nyelvben mindkét települési formára a tanya szót használjuk (Balassa et al. 1997). A tartozéktanyák a múltban megelőzték a farmtanyákat, de sokáig együttesen is jelen voltak (Balassa et al. 1997).

Balassa és munkatársai (1997) szórványtelepülésnek nevezik az emberi megtelepedésnek azt a módját, ahol a szomszédos lakóhelyek nem érintkeznek egymással, hanem „munkatéregységek” ékelődnek közéjük. A lakóházak távolsága a néhány száz métertől az egy-két kilométerig terjed (Balassa et al. 1997). A Duna-Tisza köze tanyás vidékeinek legjobban megközelíthető pontjain (útkeresztezésekben, vasútállomások, csárdák, iskolák környékén) az évtizedek alatt természetes tanyasűrűsödések alakultak ki (Balassa et al. 1997). Emellett az Alföld egyes területein a birtokviszonyoknak, a parcellázásnak vagy a közlekedési adottságoknak köszönhetően a tanyák nem szórtan, hanem sorokba rendeződve fordulnak elő, átmenetet képezve a szórványtelepülés és a csoportos település között (Balassa et al. 1997).

Kutatásom során csak a szórványtanyákat vizsgáltam; a tanyasorok tanyáival (az autokorreláció elkerülése miatt) nem foglalkoztam. A (történelmi) Magyarország területén előforduló szórványtelepülések – az alföldi farmtanyák, a hegyi (Kárpátok) szórványtanyák és a szőlőhegyi szórványtanyák – közül dolgozatomban csak a Duna-Tisza közti farmtanyákat vizsgálok.

2.4.2 A táji adottságok hatása a tanyavilág kialakulására

A táji adottságok közül a tanyavilág kialakulását Dóka (2006) szerint a vízrajz, a talajtani adottságok, a domborzat és a már művelésbe vont termőterületek helyzete határozta meg. A kiterjedt, élénk domborzatú homokbuckások a peremterületeket és néhány sűrűbben lakott részt leszámítva többnyire lakatlanok voltak (Dóka 2006).

A homokhátsági tanyák a homokdűnék magasabb térszíneit, illetve a deflációs mélyedések partját ülték meg (Szenti 1979, Szenti 1983, Balassa et al. 1997, Csatári 2004b, Dóka 2006). A tanyatelkek általában a magasabb buckahátakról a buckaközi semlyékekig (mocsarak, lápok) lehúzódtak, s utóbbiakat kaszálták, legeltették (Csatári 2004b, Dóka 2006). Az alacsonyabban fekvő homokterületeket szántóföldként, a homokbuckásokat pedig juhlegelőként hasznosították (Dóka 2006).

A tanyákat a magasabb térszínre építették jellemzően úgy, hogy a lakóépület háttal volt északnak (észak-keletnek), így a ház eleje sok napsütést kapott, és az innen nyíló konyhaajtó védve volt az északi szelektől és hófúvásoktól (Szenti 1979, Balassa et al. 1997). A futóhomokos területeken ugyanakkor a tanyák jellemzően nem a homokbuckák tetejére, hanem erdők vagy nagy homokbuckák szomszédságába, szélvédett völgyekbe épültek (Balassa et al. 1997).

2.4.3 A tartozéktanyák kialakulása

Balassa és munkatársai (1997) szerint a tanya kialakulásának három fontos feltétele a nagy kiterjedésű határ, a szabadalmas jogállás és a szabad földhasználat, melyek hazánkban leginkább a XVII-XVIII. században az Alföldön voltak együttesen adottak. Ezért válhatott az Alföld a tanyakialakulás területévé (Orosz 1980, Rácz 1980, Balassa et al. 1997). Az első tanyaszerű szállások a XVII. században épültek, majd a következő évszázadban tovább szaporodtak, de a Duna-Tisza közti Homokhátságon (a szőlőtelepítésekkel párhuzamosan) a tanyásodás fő korszaka csak ezután kezdődött (Für 1980). A XVIII. századra kialakult tanyavilág a XIX. században jellemző településformává vált, majd a XX. század közepére kiteljesedett (Balassa et al. 1997).

A XVIII. század elején – a középkori falvak nagyarányú pusztulását követően – az Alföld jellemző települései a nagy kiterjedésű határokkal rendelkező agrárvárosok voltak, ahol a távoli földeken végzett munkák (gabonatermesztés, kaszálás, állatok telettése) a határbeli birtokokon megkívánták a „gazdasági telephelyek” létrehozását, fontos tényezőként hatva a tanyák kialakulására (Györffy 1943, Szenti 1983, Balassa et al. 1997, Szenti 2001, Kiss 2004). A XVIII. században az Alföld „szabadalmas jogállású” és „előnyös jogviszonyokkal bíró” részein lehetőség volt a szokásos jobbágyi földbirtoklásnál szabadabb paraszti földbirtoklásra, ami alapvető kritériuma volt a tanyák kialakulásának (Balassa et al. 1997). Györffy felismerte, hogy azoknak a helységeknek a határában, ahol kötött földhasználat (újraosztásos földközösség vagy nyomáskényszer) jellemezte a gazdálkodást, nem alakultak ki tanyák (Györffy 1943).

Mivel a fenti feltételek nem egyszerre voltak adottak az Alföld különböző területein, a tanyavilág sem egyszerre bontakozott ki (Balassa et al. 1997). A „három város” (Kecskemét, Nagykőrös, Cegléd) térségének kiemelkedő szerepe volt a „szállásföldes határhasználat” kifejlődésében és így a tanyák kialakulásában (Rácz 1976, Balassa et al. 1997). A XVIII. század második felére az Alföldi mezővárosok többségénél megvoltak a feltételek a tanyák kialakulására (Balassa et al. 1997, Szenti 2001). A XIX. századot a tanyahálózat besűrűsödése és az állandóan lakott, szórványtelepülés jellegű farmtanya megjelenése jellemezte, ami a XX. század közepére háttérbe szorította a korábban leginkább elterjedt tartozéktanyát (Rácz 1980, Balassa et al. 1997).

2.4.4 A tartozéktanyák használata

Kezdetben az időszakosan használt, a család jelenlétét nélkülöző tartozéktanyákat a kunyhószerű épületek jellemezték; később (a XVIII. század végén, XIX. század elején) a tanyákon – mint a gazdálkodás központjain – lakóházak és gazdasági épületek (kocsiszín, ólak) épültek (Rácz 1980, Balassa et al. 1997). A gazdacsalád munkavégző tagjai tavasztól-őszig a tanyán éltek, majd a munkák végeztével költöztek vissza a városi házba, így télre csak néhány cseléd maradt a tanyán az állatok gondozására (Erdei 1977, Den Hollander 1980, Balassa et al. 1997, Szent 2001). Később a több nemzedékes család fiatal házaspárja teljesen kiköltözött a tanyára, de a városban élt közéletet (közös családi ünnepek, piacok, vásárok látogatása, gyerekek iskoláztatása, városi házban élő idősök gondozása), városi polgárnak számítottak (Den Hollander 1980, Balassa et al. 1997, Kiss 2004). Amikor a tanyai házaspár megöregedett, beköltözött az időközben megüresedett városi házba, a tanyát pedig egyik fiára bízta (Györffy 1943, Erdei 1977, Den Hollander 1980, Balassa et al. 1997, Szent 2001).

Már a XVIII. században előfordult, hogy a mezővárosi gazdák városi házukat eladták, és végérvényesen kiköltöztek a tanyára (Rácz 1976, Szent 1983, Balassa et al. 1997, Szent 2001). Ezt a hatóságok általában tiltották, mert a gazda így „kivonta magát a közterhek alól”. A mezővárosi ház és a tanya összetartozásának felbomlása, a tanya tartozéktelepülés-jellegének elvesztése a tanya területének többségén a XIX. század második felében vált általánossá (Balassa et al. 1997).

2.4.5 A farmtanyák kialakulása és elterjedése

A farmtanyán a lakóház és a gazdasági udvar körül terül el a hozzá tartozó szántóföld, kaszáló, szőlő (Balassa et al. 1997). Balassa és munkatársai (1997) értelmezése alapján a farmtanyán megvalósul a lakóhelyek és a velük kapcsolatban álló munkaterhek érintkezése; a farmtanya a hozzá tartozó földekkel együtt gazdasági és települési egységet alkot.

Az alföldi farmtanyák jellemzően a XIX. század második és a XX. század első felében jöttek létre, Balassa és munkatársai (1997) szerint alapvetően kétféle módon: a korábbi tartozéktanyák fokozatos farmtanyává alakulásával vagy eleve farmtanyaként megépülve. A XIX. század közepe és a XX. század közepe között több tízezer farmtanya épült (Balassa et al. 1997). A második világháborút követő földreform után a térségbe érkező „földigénylők” birtokba véve a határt mintegy 75 000 új tanyát építettek fel, ezáltal a tanyai lakosság száma negyedmillió fővel gyarapodott (Becsei 1966, Szent 1983, Romány 2002).

Bár farmtanyák az Alföld egész területén előfordultak, legjellemzőbbek mégis a Duna-Tisza közén voltak (Balassa et al. 1997). A kiskunsági puszták parcellázásai során jellemzően a szegény paraszti réteg vált meg otthoni 2–5 holdas birtokától, és a felparcellázott pusztákon 40–50 hold „olcsó homokot” vett helyette (Erdei 1976, Szent 1983, Balassa et al. 1997). A homoki birtok korábban csak legelőként hasznosított laposait és buckáit feltörték, rozsot, krumplit termesztettek, szőlőket, gyümölcsösöket telepítettek, számos állatot tartottak: a korábbi pusztákat kultúrtájává alakították (Balassa et al. 1997, Szent 2001). A tanyarendszer a XIX. század végére „egész világgá”, tanyavilággá fejlődött (Szent 2001).

2.4.6 A tanyák és környezetük

2.4.6.1 A tanyatelek felépítése

A tanyai birtok különböző méretű volt [az 50–150 négyszögöltől (180–540 m²) az 1–3 kataszteri holdig (5 755–17 264 m²) változott], majd területe egyre kisebbedett, és az 1960-as évektől a tulajdonosok „tanyatelek címén” már csak 800 négyszögöles (2 877 m²) területet

tarthattak meg (Balassa et al. 1997).

A tanyákat a XIX. században – az állatok kártétele ellen való védekezésként – már jellemzően karókerítéssel vették körül, valamint a telek különböző részeit is kerítés határolta el egymástól (Szenti 1983, Balassa et al. 1997). A tanyatelek három fő részre az udvar, a rakodó és a legelő volt (Balassa et al. 1997).

A tanyaudvar alatt Balassa és munkatársai (1997) a teleknek az épületek által közrezárt, általában 100–150 négyszögöles (360–540 m²), négyzet vagy téglalap alakú részét értik, melynek jellemzően északi oldalán áll a tanyaház, és azzal szemben vagy rá merőlegesen épült az istálló (Szenti 1983, Balassa et al. 1997). Ezen kívül még számos épület (nyári konyha, külső kamra, ólak, kukoricagóré, pince, szerszámos kamra, kocsifészer) állt az udvar körül (Szenti 1983, Balassa et al. 1997, Kiss 2004). A módos gazdák birtokain a főbb épületek (lakóház, kamra, istálló) L-alakban, egy fedél alá épültek (Balassa et al. 1997).

A tanyaudvar mellett, az ólak vagy az istálló mögött volt a rakodó (takarmányos, szérűskert), ahol nyomtatták majd csépelelték a gabonát; illetve ez volt a helye a szalmakazlaknak, szénaboglyáknak, szárkúpoknak, farakásoknak is (Balassa et al. 1997).

A jószág tanya körüli, belső legelője a telek mélyebb fekvésű részén volt, de ezeket később, az állatállomány csökkenése miatt a legtöbb helyen feltörték, és ezek helyét is a kertek, szőlők foglalták el (Balassa et al. 1997).

A szegényes tanya telephelyei és épületei jóval egyszerűbbek voltak (kisebb lakóépület és kevesebb ól). A két véglet közötti átmenetet jelentették a 200–400 négyszögöles (720–1 440 m²) telkű kiscgazdatanyák, amelyek a XX. században kialakított, kisebb szántó- és szőlőparcellákon épültek (Balassa et al. 1997).

2.4.6.2 A tanyaépület

„A tanyaépítésnek megvoltak az apáról fiúra szálló hagyományai, eszközei, így minden tanya hasonlított a másikra”, ugyanakkor – a lehetőségekhez és igényekhez mérten – mégsem volt két teljesen egyforma épület (Szenti 1979). Ezeket – a funkcionalitásnak és a helyi építőanyagoknak (föld, nád, szalma, kevés fa) köszönhetően – a kis méretek és az egyszerű formavilág jellemezte (Kiss 2004). Kezdetben a tanyaházak vertfalú, szalmazsúp- vagy nádfedésű épületek voltak, később a tanya melletti vizesgödörből vetett vályogtéglából (a legújabbak égetett téglából) épültek; a tetejükön a XX. század elejétől, közepétől egyre elterjedtebbé vált a cserép (Szenti 1979).

Szenti által (Szenti 1979) felmért 100 hagyományos tanyaépület hossza 83 esetben 9–13 méter közötti, míg 17 esetben 9 méter alatti volt. A nagyobb tanya háromszatátú épületek voltak (egy tető alatt volt közepén a konyha, balra a szoba, jobbra a kamra), míg a kicsi, „egyszoba-konyhás” tanyaánál, – ahol külön melléképületet nem tudtak építeni –, a konyha mellett balra volt a szoba, jobbra pedig az istálló, és később építették csak meg a különálló épületeket (Szenti 1979, Szenti 1983). Jellemző volt még az a megoldás is, hogy a tanyaépület végéhez a többgenerációs család fiatal párja számára egy kisebb épületrészt toldottak (Szenti 1979, Szenti 1983).

2.4.6.3 A tanya kultúrnövényei

A homokhátsági tanyatelkek árnyas ligettként tűntek ki a jellemzően jóval fátlanabb környezetükből. Gyakori volt, hogy a tanyatelket akác- (fehér akác) vagy „koronaakác”- (tövises lepényfa) élősvény övezte (Szenti 1979), de előfordult a keskenylevelű ezüstfa, a tamariszkusz és az aranyribizke is (saját megfigyelés).

Az udvar legjellemzőbb fái az akác (fehér akác), az eper (fehér eperfa) valamint a dió (királydió) voltak (Szenti 1979, Den Hollander 1980, Csatári 2004b, Kiss 2006), melyek közül

az akácfa erdőszerű, sűrű csoportjai jellemzően a tanyaépület északi oldalán illetve az épületek között helyezkedtek el (Szenti 1979, Csatári 2004b), míg az eperfák és a diófák lombja a tanyaudvar számára biztosított árnyékot. Fás növények közül igen jellemző volt még a tanyákon az „ecetfa” (mirigyes bálványfa) valamint az orgona is (Kiss 2006). Szenti tanyaleírásaiból (Szenti 1979) megismerhetjük a Hódmezővásárhely környéki tanyák virágoskertjeinek, konyhakertjeinek, szőlő-gyümölcsöseinek jellemző növényeit is, legtöbbször azonban csak a népies neve maradt fenn.

2.4.7 A tanyavilág megszűnése

A tanyasi gazdálkodás fénykora a XIX. század végén, a XX. század elején volt: a tanyákon megtermelt áruk értékesítését segítette a vasúti összeköttetések kiépítése, továbbá az élelmiszeripari gyárak létesítése (Csatári 2004b). A tanyásodást tovább fokozta a filoxeravész utáni homoki szőlőültetvények telepítése (Szenti 1983, Csatári 2004b, Dóka 2006). A tanyasi gazdálkodás biztosította a családok önellátását, de emellett megjelentek „a szőlő-, gyümölcs-, zöldségtermesztésre, állattartásra, tejtermelésre specializálódott tanyák is” (Csatári 2004b).

A II. világháborút követően a tanyasi gazdálkodás körülményei gyökeresen megváltoztak: a tanya gazdának fel kellett adniuk a tanyai gazdaságokat, így a tanyák jelentős része már a „kollektivizálás első hullámában” megszűnt (Csatári 2004b). A tanyaépítést 1950-ben betiltották, a meglévő tanyák esetében pedig csak a javítást engedélyezték (Szenti 1983, Szenti 2002a, Kiss 2004, Kovács és Farkas 2011). Ekkor, a „szövetkezetekbe való tömörítés” első időszakában alakították ki a tanyaközpontokat is, ahová a kicsi, szegényes tanyaival rendelkezők költöztek, míg tanyáikat „a közös művelés érdekében elbontották és beszántották” (Szenti 1983, Szenti 2002a, Kiss 2004). A középbirtokos tanyákra – melyekhez nagy lakóház, istálló, egyéb épületek valamint legalább 40–100 kataszteri hold (230 186–575 464 m²) föld, igavonó állatok és szerszámok tartoztak – szüksége volt az alakuló szövetkezeteknek (Szenti 2001, Szenti 2002a). Mivel a tanyák gazdái önszántukból nem váltak meg a birtokuktól, a Rákosi-rendszer kulákká („a dolgozó nép ellenségévé”) nyilvánította őket, majd ezt követően tanyáikon alakultak meg az első szövetkezetek (Szenti 2001, Szenti 2002a).

Az 1960-as években – a nagyüzemi gazdálkodás térhódításának köszönhetően – megindult a tanyarombolás, mellyel hatalmas határrészek váltak teljesen üressé (Szenti 1979, Szenti 2001). Ez a helyi vezetők függvényében megyénként eltérő lendülettel (Bács-Kiskun megyében kisebb mértékben, de Csongrád megyében teljes erővel) zajlott (Szenti 2002a). Mivel a tanyák a gazdálkodásuk alapját biztosító földterületük zömét elveszítették, a szántóföldi kultúrák dominálta területeken nagyrészt el is tűntek (Szenti 2002a, Csatári 2004b).

Ugyanakkor, a Duna-Tisza közti Homokhátságon, ahol nagyon sok tanya volt, a „bonyolult természeti-földhasználati viszonyok” miatt a tanya felszámolása nem ment olyan egyszerűen, mint az Alföld többi területein (Szenti 1983, Csatári 2004b, Kiss 2004). Itt a szőlő-gyümölcsösök művelése igényelte a tartós kintlakást, így létrehozták a „III. típusú szövetkezeteket”, ahol a tanyák egy része „tagi gazdasággá” alakult, és a tanyatulajdonos (tagdíj fizetése mellett) folytathatta tovább a gazdálkodást (Szenti 1983, Szenti 2002a, Csatári 2004b, Kiss 2004).

A „halálra ítélt” tanyákon viszont a fákat gyökerestől kiszaggatták, az épületeket eldózerolták, a talajt beszántották, de az egykori tanya helyére a talaj vályogos elszíneződéséből (és a törmelékekből) még ma is következtethetünk (Szenti 2002a). A kiterjedt határral rendelkező, régi mezővárosok esetében a tanyaközpontokból önálló falvakat alakítottak ki (Szenti 2001).

A tanyavilág elnéptelenedése az 1960-as, 1970-es években jelentősen felgyorsult (Csatári 2004b). Csatári (2004b) és Kiss (2004) tanulmányaikban rámutatnak, hogy a tanyai építési tilalom 1986-os feloldásával az egykori mezővárosok „szuburbanizációja” során új tanyák épültek, de ezek az egykori tanya térségek már elveszítették hagyományos értékeiket, táji jellegüket.

A rendszerváltás után jellemzően megszűntek a még működő tanyai gazdaságok tevékenységét integráló nagyüzemek (Csatári 2004b). A magángazdálkodás feltételeit pedig csak kevés, életerős tanyai gazdaság tudta megteremteni (Csatári 2004b). Míg 1949-ben az Alföld lakosságának egyharmada (1,1 millió fő) tanyákon élt, 1990-re a tanyai lakosság száma kevesebb, mint ötödére (200 000 főre) esett vissza (Rácz 1980, Duró 2004, Kiss 2004, Kovács és Farkas 2011). Az Alföld nagy területein a tanyák mára teljesen eltűntek, a megmaradt tanyai lakosság fele a Duna-Tisza közén összpontosul (Kiss 2004, Kovács és Farkas 2011).

A tanyavilág napjainkban is tovább pusztul, fokozatosan elhal; a kis számú, még működő tanya mellett újak szinte egyáltalán nem épülnek (Szenti 2001). Az egykori tanyaközpontokban a régi szövetkezetek és a kirendeltségek (postahivatalok, boltok, iskolák) megszűntek, a tanyaközpontok elnéptelenednek (Szenti 2001, Szenti 2002b). A zárt települések határában, a jól járható utak közelében a tanyák általában tovább maradnak fenn, míg a településtől távolodva egyre ritkulnak a tanyák, és a legtávolabbi határok jórészt teljesen elnéptelenedtek (Szenti 1979, Szenti 1983).

A legtöbb tanyától gazdáik már rég megváltak, és miközben a legtöbb tanyát teljesen magára hagyták, egy részükbe a társadalom periferiáján élő, elszegényedett családok költöztek, más részük hobbi- és nyaraló tanyává, vagy vendéglátó tanyává alakult (Bárh 2000, Szenti 2002b, Czene és Jávör 2006). Az újonnan létrejövő „farm-jellegű gazdaságok” pedig már egyáltalán nem hasonlítanak az egykori tanyákra, így a hagyományos tanyavilág napjainkra szinte teljesen eltűnt, átalakult (Szenti 2002b, Csatári 2004b).

2.4.8 A tanyák felhagyásával kapcsolatos hazai kutatások

Hazánkban a megszűnőben lévő tanyavilággal kapcsolatos kutatások közül a legátfogóbb a SZIE Környezet- és Tájgazdálkodási Intézete és az MTA RKK ATI (Magyar Tudományos Akadémia Regionális Kutatások Központja Alföldi Tudományos Intézet) által vezetett „Tanyakollégium 2002-2003” munka volt (Csatári 2004a). Ennek legfőbb célja az volt, hogy feltárja azokat a változásokat, amelyek e sajátosan magyar alföldi településforma megtartásához szükségesek (Csatári 2004a). Vizsgálataik rámutatnak, hogy a nemzetközi trendekhez hasonlóan az alföldi tanyavilágot is a kétarcúság és a területi differenciálódás jellemzi (Kiss 2004). A fejlettebb városok (például Kecskemét, Kiskunhalas) térségében a szuburbanizációs folyamatok a tanyavilágot is érintik, azonban ezeknél a kizárólagosan lakófunkciójú tanyáknál a gazdálkodás már háttérbe szorul (Kiss 2004, Kovács és Farkas 2011). Ezzel szemben a Homokhátság fejlett települési központjaitól távol eső, periférikus térségekben ma is rohamosan pusztulnak és néptelenednek el a még meglévő tanyák (Kiss 2004).

Az MTA RKK ATI és a VÁTI Kht. közös munkájaként 2005-ben újabb tanyakutatási program indult a Homokhátságon (Kovács és Farkas 2011). Ennek kapcsán Csatári (2006) hangsúlyozza, hogy a tanyavilág megszűnésébe főként ott szükséges beavatkozni, ahol a gondos emberi tevékenység nélkül a táj elvadul, és a tanyák megszűnésével évszázados agrokulturális értékek tűnnek el nyom nélkül. A 2005-ös felmérés eredményei szerint a lakatlan vagy csak ideiglenesen használt tanyák száma a Duna-Tisza közti Homokhátságon 10–12 000-re tehető (Csatári és Kanalas 2006).

A 2005-ös felmérésben szereplő tanyák (39 251 db; a homokhátsági tanyák 73%-a) közül a tanyák 14%-a összedőlt, 20%-a lakatlan (e kettő együtt a felhagyott tanya: 34%, azaz 13 284 db), 66%-a működő tanya, ebből 23% gazdasági funkciójú, 43%-a pedig lakófunkciójú tanya (Czene és Jávör 2006). A megszűnt és lakatlan, valamint az időskorúak által lakott tanyák nagy aránya olyan trendet mutat, ami alapján a ma még álló tanyák harmada, vagy akár fele is eltűnhet a közeljövőben, így a hagyományos tanyai életforma egyértelműen visszaszorul (Czene és Jávör 2006). Farkas (2006) elemzéséből kiderül, hogy a tanyavilág elnéptelenedésével összefüggésben a „homoki kultúrák” alapját képező szőlő- és gyümölcsös területek tércsökkenése, míg az erdészeti ültetvények kiterjedése figyelhető meg.

Sterbetz (1975) 1963 és 1972 között vizsgálta lakott illetve különböző leromlási stádiumban lévő, felhagyott tanyák emlős- és madárvilágát. Tanulmányában rámutat a tanyák, mint „sajátos biotópszigetek” fontosságára a környező szántóföldek és rétek „egyhangúságában”.

Jelentősen nagyobb számban folytak a Duna-Tisza közti tanyavilágban a – tanyatörténeti, tanyaépítészeti, tanyahasználati, településnéprajzi adatokat rögzítő – néprajzi kutatások. Szent (1979) átfogó néprajzi-tanyatörténeti munkájában a Hódmezővásárhely környéki felhagyott tanyaépületek pusztulásának egyes állomásait – írásban és fényképekkel – dokumentálja. Bárh (2000) „Tanyák a változó időben” címmel készített tanulmányában a Duna-Tisza közének XX. század végi, sokszínű tanyavilágát – településnéprajzi, gazdasági és társadalmi tekintetben – az alábbi nyolc tanyatípusba sorolta: „1) elhagyott tanyák, tanyaromok, tanyahelyek; 2) külterületi vállalkozások telephelyei (főliatelepek, csirkefarmok, lovaglőtelepek); 3) élő gazdatanyák (aktív gazdálkodást folytató gazdák tanyái); 4) öreg gazdák előregedett tanyái; 5) kevésföldű, vagy földnélküli mezőgazdasági munkavállaló rétegek kis tanyái; 6) szegények, elesettek, a társadalom perifériáján élők meghúzódó helyei (gyakran a gazdatanyák elhagyott, romos tanyái); 7) gazdasági telephely szerepű, másodlagosan tartozéktanyák (gazdája városban, faluban lakik, de tanyáján gazdálkodik, a kettő között naponta közlekedik); 8) üdülőtanyák.”

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1 Kutatási terület

3.1.1 Földrajzi adottságok, talaj

A 7 400 km² területű Duna-Tisza közti Homokhátság a Duna pleisztocén kori nagy hordalékkúpjának maradványa (Pécsi 1967). Nyugatról a Dunamenti-síkság, keletről a Tisza ártere, észak felől a Gödöllői-dombság és a Tápió-Zagyva hordalékkúp-síkság határolja, míg délen éles határ nélkül érintkezik a Bácskai löszös hátsággal (Pécsi 1967). Területén a folyami eredetű homok jellegzetes, változó magasságú, az uralkodó, északnyugati szél formálta hordalékkúpokba rendeződött (Borsy 1977). A kiterjedt homokbuckások és a szintén nagy kiterjedésű, vékony homoktakarók váltakoznak a homokos lösszel illetve löszös homokkal fedett táblákkal; az ezek közötti, mély fekvésű laposokban pedig vizet át nem eresztő üledékek (agyag, réti mészkő, mésziszap, iszapos lösz) találhatóak (Pécsi 1967). A Homokhátság száraz termőhelyeinek fő talajtípusai közül a kutatási területen a durvaszemcsés homoktalajok a jellemzőek (Kreybig 1930-1940).

3.1.2 Klíma, vízrajz

A vizsgálati terület klímája kontinentális, az átlagos évi középhőmérséklet 10,5°C, az átlagos havi középhőmérséklet -2°C (január) és +21°C (július) között változik (Kovács-Láng et al. 2000). Az átlagos, éves csapadékmennyiség 550 mm, a legtöbb csapadék jellemzően júniusban esik (Kovács-Láng et al. 2000). A napfénytartam magas (2 100 óra/év felett), a tenyészidőszak évi hőösszege nagy (3 200–3 300 °C) (Pécsi 1967).

A térségnek természetes vízfolyása nincs. A Duna-Tisza-közi Homokhátság területén a vízszabályozások előtt változatos vízrajzi viszonyok uralkodtak; a magas talajvízszint miatt jelentős területek voltak (sokszor egész évben) belvízborítás alatt. A XIX. századi folyószabályozásoknak valamint a XX. századi belvízrendezéseknek is köszönhető talajvízszint-süllyedés eredményeként azonban a vizes élőhelyek (tavak, buckaközi semlyékek, mocsarak, lápok) jelentős része mára kiszáradt vagy teljesen megsemmisült (Pálfai 1994).

3.1.3 A kutatási terület élőhelyei

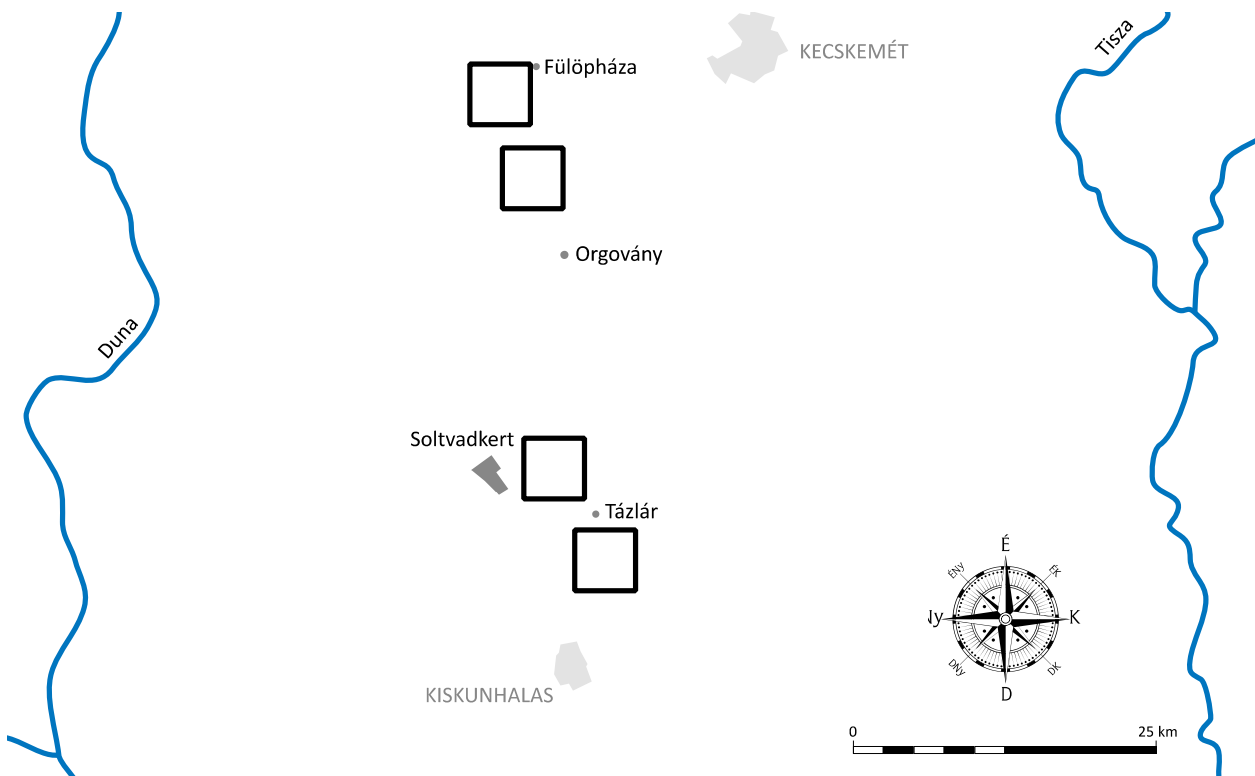
A terület növényföldrajzilag az Alföld flóraidékének (Eupannonicum) Duna-Tisza köze flórajáráshoz (Praematricum) tartozik. A régió potenciális növényzete az erdőssztyepp (Zólyomi 1973-1974), de a XVII. századra gyakorlatilag teljesen fátlaná vált (Biró 2008). Az alföldi erdőssztyepp élőhelyei a futóhomokból képződött homokbuckásokon maradtak fenn a legjellegzetesebben (Molnár és Kun 2000).

Kutatásainkat a Duna-Tisza közti Homokhátság száraz homoki növényzetén végeztük (nem vizsgáltuk a térségre helyenként jellemző szikes- illetve mocsári növényzetet). A száraz homoki növényzet fő típusai közül a következők fordulnak elő a kutatási területen: homoki nyárasborókások, homoki sztyepprétek, évelő és egyéves nyílt homokpusztai gyepek (Bölöni et al. 2011). A természetes élőhelyek gyakran fragmentáltan, kis kiterjedésben, erdészeti ültetvények illetve mezőgazdasági területek közé ékelődve, szigetszerűen fordulnak elő; kivételt ezalól a még viszonylag nagyobb kiterjedésű homokbuckásaink jelentik. Ezek a vizsgálati területen a következők: Orgoványi-homokbuckák, Fülöpházi-buckavidék, Tázlár-Pirtói homokbuckák, Soltvadkerti-homokbuckák. A kultúrtáj féltermészetes és mesterséges élőhelyei a következők:

száraz homoki szántók, homoki szőlők és gyümölcsösök, erdészeti ültetvények, parlagok, felhagyott szőlők és gyümölcsösök.

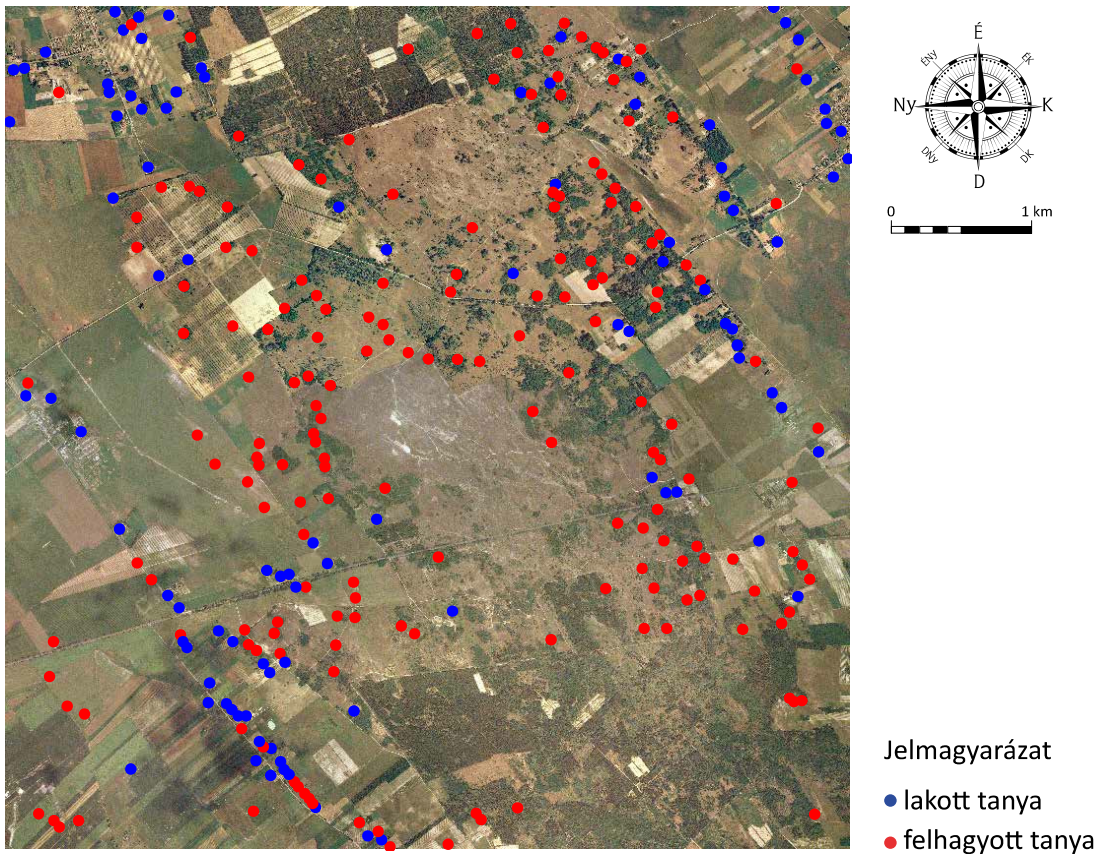
3.2 Mintavételi területek

Kutatásunkat a Duna-Tisza közti Homokhátság tájhasználatát jól reprezentáló KISKUN-LTER mintaterület-hálózatra építve terveztük meg (Csecserits et al. 2016). A vizsgálatokhoz azt a négy, – egymástól átlagosan 8–40 km távolságra elhelyezkedő – mintaterületet választottuk ki (Tázlár, Soltvadkert, Orgovány és Fülöpháza térségében), amelyek a nagy kiterjedésű, természetközeli homoki élőhelyek mellett tanyásodott agrárterületeket is magukba foglalnak (1. ábra). Ezek az egyenként 6×6 km²-es mintaterületek már regionálisan reprezentatív, tájleptékű mintavételezést tesznek lehetővé. A mintaterületek mindegyikében megtalálhatóak a régióra jellemző fő élőhelytípusok: a természetközeli homoki gyepek, a természetközeli erdők, a homoki parlagok, az erdészeti ültetvények és az agrárterületek.



1. ábra A mintavételi területek Fülöpháza, Orgovány, Soltvadkert és Tázlár térségében, (területük egyenként 36 km²).

A legelső hozzáférhető térképen (1956-os Gauss-Krüger topográfiai térkép), – amely már az egyes tanyahelyeket külön-külön feltünteti – lokalizáltam az 1956-ban létező, aktív tanyákat. A térkép készítése ideje arra az időszakra esik, amikor még nem indult meg a tanyasi lakosság számának jelentős csökkenése (Csatári 2004b). A térképen jelölt tanyák közül elkülönítettem azokat, amelyek a 2005-ös, nagy felbontású ortofotó alapján már felhagyásra kerültek (2. ábra). A felhagyás tényét minden egyes esetben terepen is ellenőriztem 2007 tavaszán. Vizsgálataimhoz ezeket a felhagyott tanyákat használtam, illetve ezek közül választottam (a kiválasztás szempontjait lásd alább).



2. ábra Felhagyott és lakott tanyák a fülöpházi mintaterületen (36 km²) 2007-ben.

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

3.3.1 Mintavétel

Mintaterületenként 60 (összesen 240) tanya került random módon kiválasztásra az átlagosan 86–260 felhagyott tanya közül. A terepi felvételezés során felkerestem a 240 kiválasztott tanyahelyet, és leromlási állapotuk alapján kategorizáltam őket: 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 (általában beszántották, vagy beerdősítették).

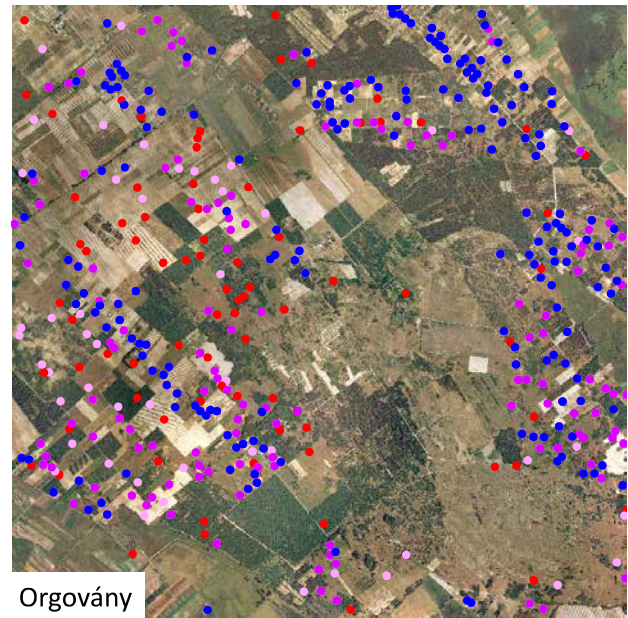
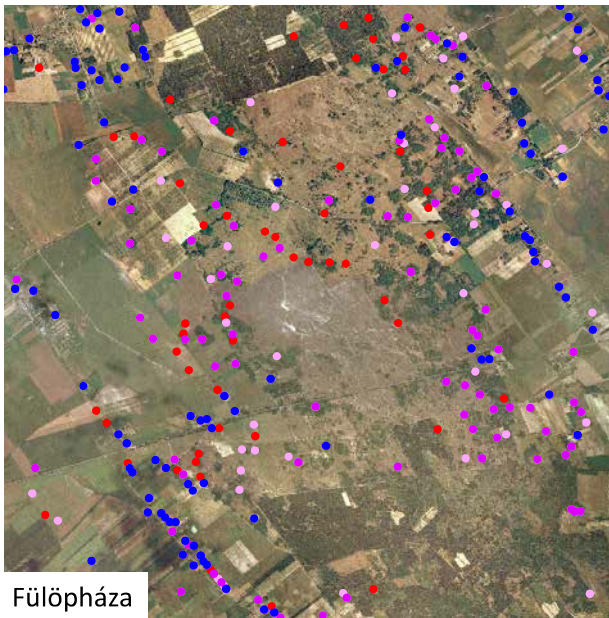
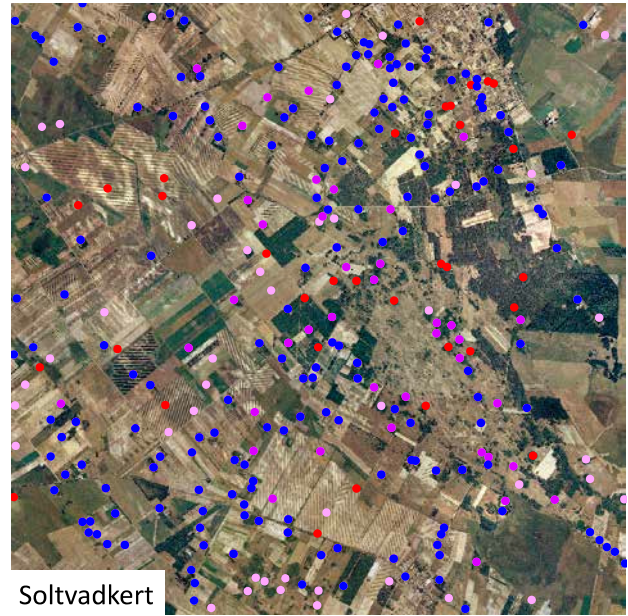
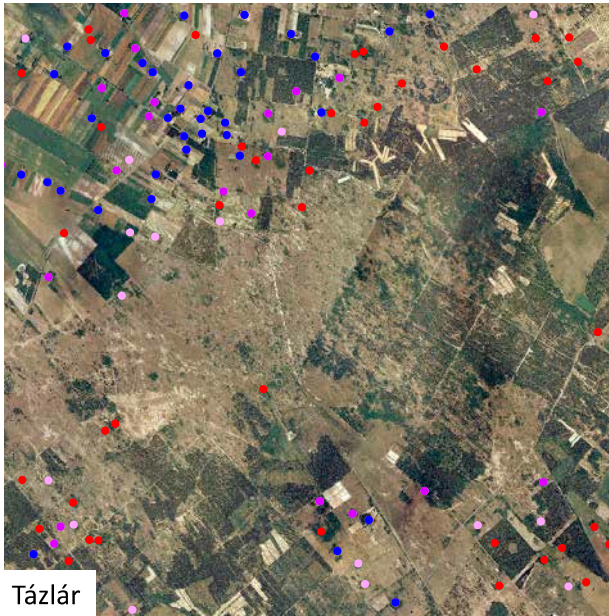
A 2007 nyarán végzett terepi felvételezés során a fennmaradt 190 tanyahelyen feljegyeztem az összes előforduló kultúrfajt (ültetett dísznövények, haszonnövények). Azok az idegenhonos fajok, melyek a tanyahelyeken nem ültetettek (mint például a selyemkóró vagy a parlagfű), nem kerültek feljegyzésre. A fajok nevezéktanában a legutolsó hazai határozókönyvet, az Új Magyar Fűvészkönyvet (Király 2009) követtem. Azon fajok nevezéktanánál, melyek ebben nem szerepeltek, A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I-VI. munkát használtam (Soó 1964-1980).

A terepi felvételezés során a tanyák jelentős részénél a megmaradt fasorok, sövények, kerítésmaradványok egyértelműen kijelölték a tanyahez tartozó telek határát, s ezen belül kerültek feljegyzésre a máig túlélő kultúrfajok (4. ábra). Azon tanyák esetében, ahol ez a tanyatelekhatar már nem volt teljes biztonsággal meghatározható, ott a tanyarom körüli 30 méteres körben jegyeztem fel a kultúrfajokat. Előzetes, tanyatelkek méretét feltáró vizsgálataink

ugyanis azt mutatták, hogy a 30 méteres kör lefedi az átlagos területű tanyatelkek kertjeit, gyümölcsöseit.

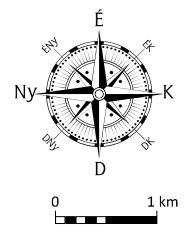
3.3.2 Adatelemzés

A tanyák felhagyása óta eltelt idő meghatározásához az 1956 és 2005 között készült, archív térképeket és légifotókat használtam: 1956-os Gauss-Krüger topográfiai térkép, 1978-as topográfiai térkép, 1989-es Gauss-Krüger topográfiai térkép valamint a 2005-ös légi ortofotó; melyeken az egyes tanyahelyek megbízhatóan felismerhetőek voltak. Ezen térképek és légifotók alapján meghatároztam a lakott tanyák számát a fenti 4 időpontban (1956, 1978, 1989, 2005), és a felhagyás óta eltelt idő alapján a tanyákat három korcsoportba soroltam: (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) (3a, 3b ábra).



Jelmagyarázat

- lakott tanya
- fiatal (1989 és 2005 között) felhagyott tanya
- középkorú (1978 és 1989 között) felhagyott tanya
- idős (1956 és 1978 között) felhagyott tanya



3a ábra Korcsoportokba sorolt tanyák a 4 mintaterületen 2007-ben. A mintaterületek egyenként 36 km² területűek.



3b ábra Fialat (1989 és 2005 közötti; balra), középkorú (1978 és 1989 közötti; középen) és idős (1956 és 1978 közötti; jobbra) felhagyású tanyahelyek.

Annak érdekében, hogy felmérjem a tanyai kultúrfajok tanyákon kívülre történő terjedését, egy – a mintaterületeken 2006-2007 nyarán végzett – másik kutatásunk (Csecserits et al. 2016) 85 db, egyenként 400 m²-es, a mintaterületek fő vegetációtípusait reprezentáló felvételét (természetközeli szárazgyepek: 24 felvétel; természetközeli erdők: 23 felvétel; parlagok: 33 felvétel; erdészeti ültetvények: 35 felvétel) is felhasználtuk. A lakott vagy felhagyott tanyák 50 méteres körzetébe eső felvételeket kihagytuk az adatelemzésből. A felvételek egyenletesen oszlottak el a mintaterületeken illetve a fő vegetációtípusokon belül. A felvételek fajlistáiból a doktori kutatásomhoz csak a tanyai kultúrfajok előfordulási adatait használtuk fel.

Teszteltük, hogy a tanyai kultúrfajok száma a növényzeti felvételekben összefüggést mutat-e a környék tanyasűrűségével, a legközelebbi lakott településtől mért távolsággal, vagy a legközelebbi úttól mért távolsággal. Ezt az utóbbi elemzést csak az erdészeti ültetvények felvételeinél végeztük el, mivel csak ezekben fordultak elő számottevő mennyiségben a tanyai kultúrfajok (10. ábra). A tanyasűrűséget az egyes erdészeti felvételek 500 méteres körzetében vizsgáltuk, mivel Lenda és munkatársai (2011) a tanyákról terjedő egyik kultúrfaj, a királydió (*Juglans regia*) esetében kimutatták, hogy ez a távolság magában foglalja a diszperzációs események legjelentősebb részét.

A felhagyott tanyákon előforduló kultúrfajok számát a felhagyástól eltelt idő függvényében általánosított lineáris kevert modellel (Generalized Linear Mixed Model, GLMM; Poisson-eloszlás, természetes logaritmus kapcsolati függvény) írtuk le, amelyben a korcsoport fix, a mintaterület random változóként szerepelt. Az egyes korcsoportok páros összehasonlítását Tukey-féle post-hoc teszttel végeztük el (Hothorn et al. 2008).

Az egyes kultúrfajok előfordulása és a korcsoportok közötti kapcsolat vizsgálatánál a középső korcsoportba tartozó (középkorú) tanyák alacsony száma miatt ezt a korcsoportot kihagytuk, és csak a két szélső (idős és fiatal) korcsoport tanyáit vizsgáltuk. A statisztikai analízishez az előző vizsgálathoz hasonlóan GLMM-et alkalmaztunk binominális eloszlást és logit link függvényt használva, mert a válasz változó (a fajok jelenléte/hiánya) bináris volt. A két korcsoportban a nyolcnál kisebb előfordulást mutató fajokat nem teszteltük, mert az előzetes tesztelés (egy hipotetikus, csak egy korcsoportban előforduló faj elemzése) alapján elvileg sem kaphattunk volna szignifikáns összefüggést. Benjamini-Hochberg korrekciót használtunk a hamis találati arány (false discovery rate, FDR) kontrollálására a nagy számú egyéni teszt miatt (Verhoeven et al. 2005).

Két külön tesztben χ^2 -próbával megvizsgáltuk, hogy a kultúrfajok tanyahelyeken való hosszú távú fennmaradása összefüggést mutat-e a kultúrfajok életformájával (lágyszárúság vagy fásszárúság), illetve a fajok becsült élettartamával (100 évnél rövidebb illetve hosszabb élettartam), vagyis különbözik-e a legfiatalabb és legidősebb korba tartozó tanyákon előforduló fajok életformája és élettartama.

A felhagyott tanyákon előforduló kultúrfajok számát a táj különböző élőhelyein szintén általánosított lineáris kevert modellel (Poisson-eloszlás, természetes logaritmus kapcsolati függvény) írtuk le, amelyben az élőhely fix, a mintaterület random változóként szerepelt. Az

egyes élőhelyek közötti páros összehasonlításokat Tukey-féle post-hoc teszttel végeztük el (Hothorn et al. 2008).

A tanyasűrűség, a településtől való távolság, valamint az utaktól való távolság hatását a kultúrfajok számára erdészeti ültetvényekben szintén általánosított lineáris kevert modellel teszteltük (Poisson-eloszlást és természetes logaritmus link függvényt használva). Az 500 méteren belül eső tanyák számát és a legközelebb eső településtől ill. a legközelebbi úttól mért távolságot fix magyarázó változókként, míg a mintaterületet random faktorként vettük figyelembe. Az összes statisztikai elemzés az R-program segítségével készült (version 2.15.2; R Development Core Team 2013), a car (Fox és Weisberg 2011), MASS (Venables és Ripley 2002), multcomp (Hothors et al. 2008), ncf és vegan (Oksanen et al. 2012) csomagok használatával.

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

3.4.1 Mintavétel

A vizsgálat során a következő térképeket és légifotókat használtam: 1956-os Gauss-Krüger topográfiai térkép, 1978-as topográfiai térkép, 1989-es Gauss-Krüger topográfiai térkép valamint a 2005-ös légi ortofotó. Az 1956-ban még lakott, de 2005-ben már felhagyott tanyákat (összesen 638 tanya), az első vizsgálatnál (ld. 3.3) leírt módon 3 korcsoportba soroltam: (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). Ehhez a vizsgálatához a kellően kontrasztos, két szélső korcsoportot (idős és fiatal tanyahelyek) választottam ki.

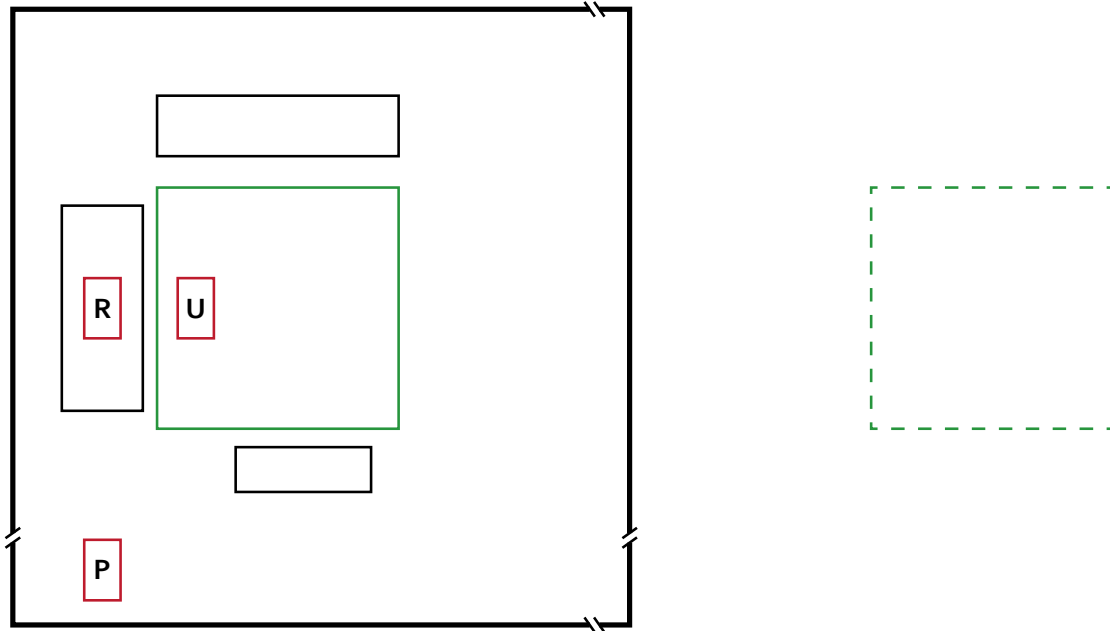
A fiatal és idős tanyahelyeket 2007-ben terepi felmérés során megállapított táji környezetük (természeti táj illetve agrártáj) alapján osztályoztam. Az osztályozás alapjaként a tanyahely négy szomszédos oldalán található élőhely szolgált: (1) természeti tájban lévő felhagyott tanyák: a tanyatelek 3 vagy 4 oldalán természetközeli élőhellyel (elsődleges vagy másodlagos homoki gyepek vagy természetközeli erdők) szomszédos; (2) agrártájban lévő felhagyott tanyák: a tanyatelek 3 vagy 4 oldalán agrárterülettel (homoki szőlőültetvények és szántóföldek) szomszédos. Az átmeneti jellegű tanyákat (2-2 szomszédos oldalán agrárterülettel ill. természetközeli élőhellyel), illetve az erdészeti ültetvényekbe ékelődő, felhagyott tanyákat kihagytam a vizsgálatból. Mivel az agrártájban lévő idős (1956 és 1978 között felhagyott) tanyahelyek jelentős része mára megsemmisült (beszántásra került) (11a ábra), az alábbi tanyatípusok növényzetét mértem fel:

- (1) fiatal (1989 és 2005 között felhagyott) tanyahelyek agrártájban;
- (2) fiatal (1989 és 2005 között felhagyott) tanyahelyek természeti tájban;
- (3) idős (1956 és 1978 között felhagyott) tanyahelyek természeti tájban.

A 2008 nyarán végzett, terepi vizsgálatához mindegyik tanyatípusból mintaterületenként 6, összesen 72 felhagyott tanyát választottam ki random módon. A kiválasztott tanyatelkek növényzetét 20×20 méteres kvadrátokkal mértem fel úgy, hogy a felvételek középpontját a tanyaépületek vagy azok romjai (vályogdombjai) által bezárt terület – azaz a tanyaudvar – közepe jelölte ki (4. ábra).

Annak megállapítására, hogy a felhagyott tanyahelyek növényzete miben különbözik az adott tájra egyébként jellemző növényzettől, a párosított kontrollfelvételeket a tanyahelyekkel közvetlenül szomszédos, legtermészetesebb állapotú élőhelyen jelöltem ki. Kontrollterületnek azért a legtermészetesebb növényzetű élőhelyet választottam, mert azt feltételeztem, hogy ez áll legközelebb ahhoz, amilyen a táj lenne a tanyák hiányában. A jellemzően téglalap alakú

tanyatelek négy lehetséges szomszédja közül kiválasztottam azt a tájrészletet, ami a tájhasználat szempontjából a legtermészetesebb képet nyújtotta (Németh-Seregélyes-féle ötfokozatú természetességi skálát használva; Németh és Seregélyes 1989). Az így kiválasztott élőhelyen, a tanyatelek szélétől 20 méterre jelöltem ki a (20×20 méteres) kvadrát középpontját, ahol felmértem a kontrollterület növényzetét.



JELMAGYARÁZAT

- tanyatelek; 1. mintavétel mintaterülete
- épületmaradványok
- tanyaudvar; 2. mintavétel mintaterülete (400 m²)
- 2. mintavétel kontrollterülete (400 m²)
- 3. mintavétel mintaterülete (15 m²); R: rom, U: udvar, P: parlag

4. ábra A növényzeti felvételek készítési helyei.

A tanyaudvar és a szomszédos kontrollterület felmérése során teljes flóralistát készítettem, és megbecsültem a fajok százalékos borítását. A természeti tájak esetén a kontrollterületeket elsődleges vagy másodlagos homoki gyepekben jelöltem ki, míg agrártájakban a kontrollterületeket homoki szőlőültetvényekben vagy homoki szántókon (pl. lucerna, köles) mértem fel.

A fajok nevezéktanában a legutolsó hazai határozókönyvet, az Új Magyar Fűvészkönyvet (Király 2009) követtem. Azon fajok nevezéktanánál, melyek ebben nem szerepeltek, A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I-VI. munkát használtam (Soó 1964-1980).

3.4.2 Adatelemzés

A tanyaudvarok növényzetét a fás- és lágyszárú fajok borításával valamint az idegenhonos fajok, őshonos fajok, karakterfajok borításával és fajszámával jellemeztük. Az idegenhonos fajok besorolására a hazai neofiton fajok jegyzékét (Balogh et al. 2004), valamint a hazai archeofiton fajok listáját (Terpó et al. 1999) használtuk. Az elemzések során az idegenhonos fajok közé soroltuk azokat a (tanyákon ültetett) fajokat, melyek hazánkban őshonosak, de a régióban tájidegen fajoknak tekinthetők [például: *Pinus sylvestris*, *Hedera helix*, *Vinca minor*; ld. 3. melléklet (M3)]. A karakterfajok (a régió természetes élőhelyeinek karakterfajai) besorolása a Csecserits et al. 2011 munkán alapult.

Annak felmérésére, hogy a környező tájtípusnak (természeti táj ill. agrártáj) illetve a felhagyási időnek (1956-1978 ill. 1989-2005) milyen hatása van a négy mintaterület felhagyott tanyahelyeinek fennmaradására az összes felhagyott tanyahez képest (2008-ig) (azaz, hogy milyen arányban kerültek el – a környező tájtípustól ill. a felhagyási időtől függően – a felhagyott tanyahelyek a beszántást) varianciaanalízist (ANOVA) használtunk. Az ANOVA feltételeinek teljesítésére a válaszváltozón négyzetgyök-transzformációt alkalmaztunk.

A tanyák jelenlétének (tanya ill. szomszédos kontrollfelvétel) és típusának (3 típus), valamint ezek interakciójának hatását a fásszárú és lágyszárú fajok borítására, az őshonos és az idegenhonos fajok borítására, valamint a karakterfajok borítására varianciaanalízissel vizsgáltuk meg. Az elemzés során a mintaterületet fix faktorként szintén beépítettük a modellbe. Az ANOVA feltételeinek teljesítésére a fásszárúak és az őshonos fajok borítását négyzetgyök-transzformáltuk, az idegenhonos fajok és a karakterfajok borítását pedig log-transzformáltuk ($\log(x+0,1)$).

A tanya, a tanyatípus és a mintaterület, mint fix faktorok hatásait a fajszám adatokra (idegenhonos fajok, őshonos fajok, karakterfajok) kvázi-Poisson általánosított lineáris modellel (Generalized Linear Model, GLM) vizsgáltuk. Ha a diszperziós paraméter értéke 2 alatt volt, akkor GLM-et használtunk Poisson-eloszlással (az idegenhonos fajszám esetében); ha 2 felett volt, akkor GLM-et használtunk negatív binomiális eloszlással (az őshonos fajszám és a karakterfajok száma esetében). A fix faktorok szignifikanciáját maximum likelihood χ^2 -próbával értékeltük (Crawley 2007). A modell reziduálisok térbeli autokorrelációját Moran I statisztikával ellenőriztük le (Bjornstad és Falck 2001), de ez egyik változó esetében sem volt szignifikáns. Tukey post-hoc tesztet használtunk a páronkénti különbségek tesztelésére (Hothorn et al. 2008).

A különböző tanyatípusok és a kontrollfelvételek teljes fajkompozícióját permutációs sokváltozós elemzéssel (PERMANOVA; Bray-Curtis hasonlósági index) hasonlítottuk össze (Anderson 2001, McArdle és Anderson 2001).

Nem-metrikus többdimenziós skálázással (Non-metric Multidimensional Scaling, NMDS) jelentettük meg a tanya-, illetve kontrollfelvételek növényzeti összetétele közötti különbséget. Az elemzésben a Bray-Curtis különbözőségi indexet használtuk. A statisztikai elemzések az R-program segítségével készültek (version 2.15.2; R Development Core Team 2013), a car (Fox és Weisberg 2011), MASS (Venables és Ripley 2002), multcomp (Hothorn et al. 2008), ncf és vegan (Oksanen et al. 2012) csomagok használatával.

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

3.5.1 Mintavétel

Ebben a vizsgálatban három mintaterületen (Tázlár, Fülöpháza, Orgovány) vizsgáltam az idős (1956 és 1978 között felhagyott) tanyaromok, illetve az ezekhez tartozó tanyaudvarok és parlagok növényzetét. Az idős tanyaromok kiválasztásához az előző vizsgálatoknál leírt

térképeket és légifotókat használtam (1956-os Gauss-Krüger topográfiai térkép; 1978-as topográfiai térkép; 1989-es Gauss-Krüger topográfiai térkép valamint a 2005-ös légi ortofotó).

A vizsgálat során mintaterületenként 20 (összesen 60) felhagyott tanyát választottam ki oly módon, hogy mintaterületenként 10 tanya akácokkal (minimum 50%-os záródással) benőtt (akác tanyaromok), 10 pedig fátlan tanyarom legyen (5. ábra). Mivel az agrártájban lévő, idős (1956 és 1978 között felhagyott) tanyahelyek jelentős része mára megsemmisült (beszántásra került) (11a ábra), csak a természetközeli tájban megmaradt tanyaromok növényzetét vizsgáltam.



5. ábra Idős (1956 és 1978 közötti) felhagyású, fátlan illetve akácos tanyahely.

A terepi felvételezés során a korábbi épületek helyén megmaradt vályogdombok, illetve azok egymáshoz viszonyított helyzete egyértelműen kijelölte a felvételek helyét (4. ábra). Előzetes terepi tapasztalataim és korábbi vizsgálataim alapján 5×3 m oldalhosszúságú téglalapot választottam a tanyaromok, tanyaudvarok és parlagok növényzetének mintavételezésére.

A kiválasztott tanyahelyeken a romon készült 5×3 méteres felvétel helyét a tanyarom középpontja jelölte ki. Ezt követően (az eredetileg épületek által határolt) tanyaudvaron, a rom szélétől minimálisan 1 m távolságot hagyva jelöltem ki – a tanyaudvar növényzetének felméréséhez – az 5×3 méteres felvételek helyét. A tanyaromtól átlagosan 20 méterre eső, azonos térszínen fekvő, random módon kiválasztott parlagterületen jelöltem ki – a tanyaúhoz tartozó parlagterület felmérésére – az 5×3 méteres felvétel helyét. Akácos tanya esetén törekedtem arra, hogy a kijelölt udvar- illetve parlag-mintaterületeken az akácborítás értéke a romfelvételhez hasonló legyen.

2009 nyarán felmértem a kiválasztott tanyaromok (vályogdombok), tanyaudvarok és parlagok növényzetét. A tanyarom-, tanyaudvar- és parlag-felvételek középpontjának GPS-koordinátáit rögzítettem. A felmérés során teljes flóralistát készítettem, és megbecsültem a fajok százalékos borítását. A fajok nevezéktanában a legutolsó hazai határozókönyvet, az Új Magyar Fűvészkönyvet (Király 2009) követtem. Azon fajok nevezéktanánál, melyek ebben nem szerepeltek, A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I-VI. munkát használtam (Soó 1964-1980).

Minden növényzeti felvétel esetén 3-3 talajmintát vettem oly módon, hogy egy 40 cm hosszúságú és 5 cm átmérőjű vascsővet a mintakvadrát 3 (random kijelölt) pontján, 15 cm mélyen kalapáccsal levertem, majd a cső tartalmát mintavételi helyszínenként közös gyűjtőzacskóba ürítettem. A talajminták vizsgálata során szemcseösszetétel-elemzéssel meghatározásra került a %-os homok-, agyag- és iszap-tartalom, továbbá a pH-H₂O, H%, a felvehető foszfor- (Al-P₂O₅, mg/kg), kálium- (Al-K₂O, mg/kg), nitrát- (NO₃-N, mg/kg), ammónium- (NH₄-N, mg/kg) és CaCO₃- (% m/m) tartalom a Magyar Szabványügyi Testület (1978, 1999) szabványainak megfelelően.

3.5.2 Adatelemzés

A tanyák mikroélőhelyeinek (tanyarom, tanyaudvar, parlag) növényzetét a lágyszárúak összborításával, az őshonos- és idegenhonos lágyszárúak borításával valamint a nyílt- és zárt homokpusztagyepi fajok borításával jellemeztük. Az idegenhonos fajok besorolására a hazai neofiton fajok jegyzékét (Balogh et al. 2004), valamint a hazai archeofiton fajok listáját (Terpó et al. 1999) használtuk. A nyílt- és zárt homokpusztagyepi fajok besorolása Molnár et al. (2011a, 2011b) valamint Csecserits et al. (2011) munkákon alapult.

A mikroélőhely, valamint az akácinvázió talaj-, illetve vegetációs jellemzőkre gyakorolt hatásának tanulmányozására lineáris kevert modelleket (Linear Mixed Effect Model, LME) alkalmaztunk. A statisztikai elemzések az R-program segítségével készültek (version 2.15.2; R Development Core Team 2013) az nlme csomag (Pinheiro et al. 2012) használatával. A modellekben a mikroélőhely-típust és az akácinváziót fix kategorikus magyarázó változóknak, míg a mintaterületeken belül a tanyákat egymásba ágyazott, random változóknak tekintettük. Ahol szükséges volt (a modell reziduálisok nem normál eloszlása és/vagy heterogén szórása miatt) a talaj- és a vegetációs változókat transzformáltuk. További heteroszcedaszticitás esetén a modellbe varIdent variancia struktúrát építettünk be, amely megengedi a reziduális variancia különbözőségét a legnagyobb heterogenitást mutató egy vagy több magyarázó változó különböző értékei között (Zuur et al. 2009).

Szignifikáns élőhelytípus-hatás, illetve szignifikáns interakció esetén a csoportokat páronként hasonlítottuk össze Tukey HSD-teszttel a multcomp csomag használatával (Hothorn et al. 2008).

Az akácos, illetve a fátlan tanyarom-, tanyaudvar- és parlagfelvételek növényzeti összetétele közötti különbségek megjelenítésére nem-metrikus többdimenziós skálázást (Non-metric Multidimensional Scaling, NMDS) alkalmaztunk. Az elemzésben a Bray-Curtis különbözőségi indexet használtuk százalékos adatokra négyzetgyök-transzformációval valamint Wisconsin kétszeres standardizációval. Ehhez az elemzéshez a vegan csomagot használtuk (Oksanen et al. 2012). Az egyes mikroélőhelyekhez szignifikánsan kötődő fajokat, külön az akácos és a fátlan mikroélőhelyekre, indikátorfaj-elemzéssel választottuk ki (999 Monte Carlo permutáció, indicspecies csomag; DeCáceres és Legendre 2009).

4. EREDMÉNYEK

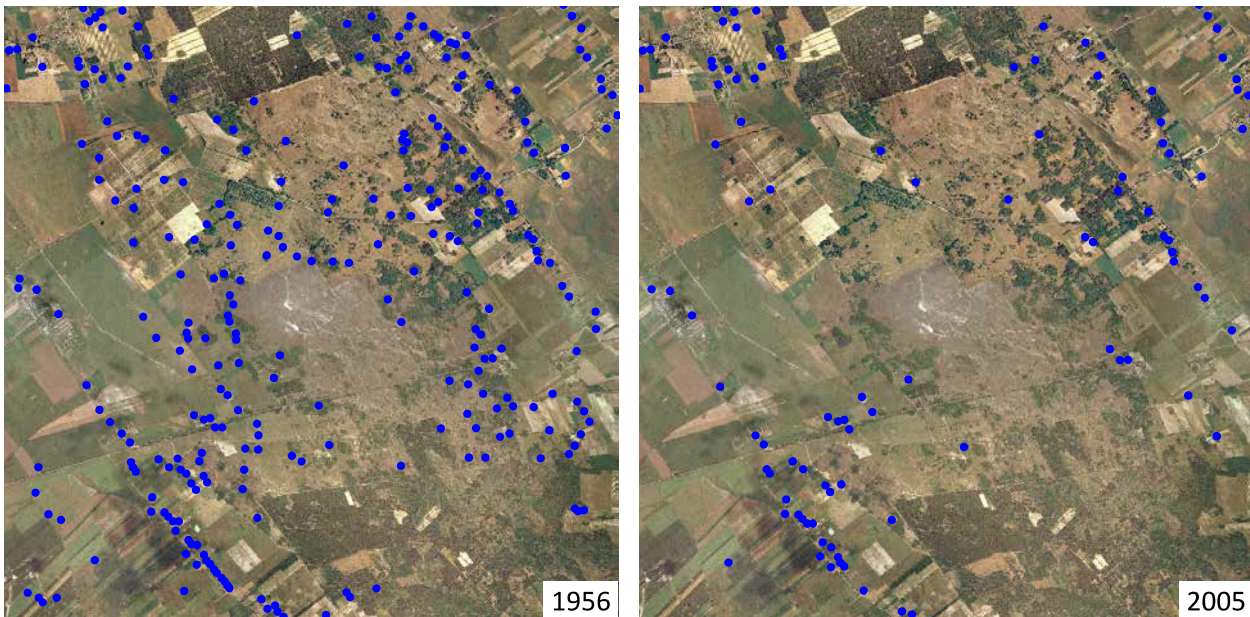
4.1 Felhagyott tanyák leromlási állapotának és kultúrfajainak felmérése, valamint a kultúrfajok táji előfordulásának vizsgálata

4.1.1 A tanyafelhagyás időbeli dinamikája



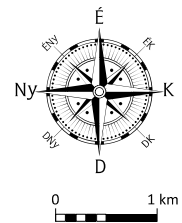
6. ábra A tanyák felhagyása a Duna-Tisza közti Homokhátságon. A lakott tanyák számának változása a négy mintaterületen és ezek átlaga.

A tanyák számában jelentős különbségek voltak az egyes mintaterületek között, de mind a négy mintaterületen monoton csökkenő tendencia figyelhető meg (6. ábra). A négy mintaterületen az átlagos tanyasűrűség az 1956-os $8,1/\text{km}^2$ -ről 2005-re $3,8/\text{km}^2$ -re csökkent (7. ábra).

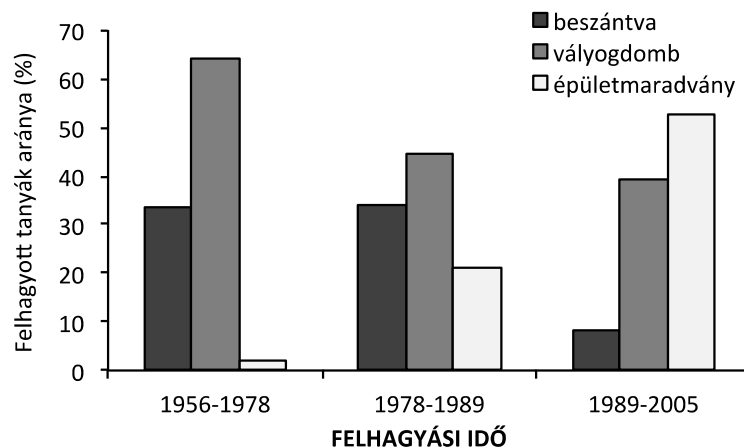


Jelmagyarázat

● lakott tanya



7. ábra A lakott tanyák számának változása a fülöpházi mintaterületen (36 km²). A kék pöttyök a lakott tanyákat jelölik 1956-ban illetve 2005-ben.

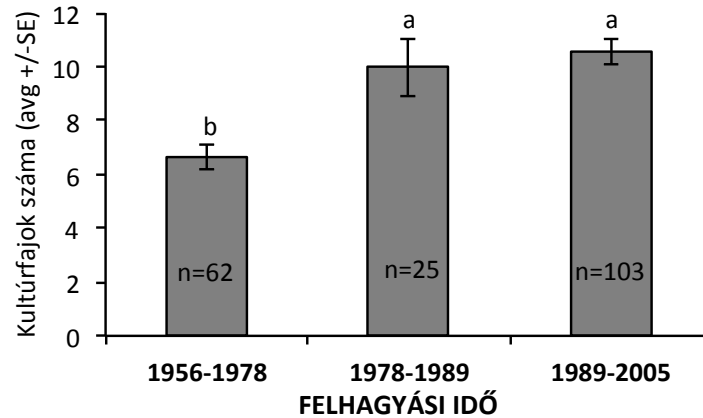


8. ábra A felhagyott tanyák pusztulása. A különböző időszakokban felhagyott tanyák állapota 2007-ben.

A fiatal (1989 utáni) felhagyású tanyák több mint felénél (52,7%), a középkorú (1978 és 1989 között felhagyott) tanyák 21,1%-ánál találtam 2007-ben épületmaradványt, míg az 1978 előtt felhagyott (idős) tanyáknak már csak 2,2%-ánál volt épületmaradvány (8. ábra). Az idős (1956 és 1978 között felhagyott) és középkorú (1978 és 1989 között felhagyott) tanyahelyeknek a harmada (33,7% illetve 34,2%), míg a fiatal (1989 és 2005 között felhagyott) tanyahelyeknek csak 8,2%-a került beszántásra, és semmisült meg ezáltal 2007-re (8. ábra). A be nem szántott

tanyahelyek még ma is beazonosíthatóak, leginkább az épületmaradványok vagy a korábbi épületek helyén található vályogdomdok alapján.

4.1.2 A felhagyott tanyák kultúrfajainak túlélése



9. ábra A felhagyott tanyák kultúrfajainak száma (2007-ben) a felhagyás idejének függvényében. Az oszlopok feletti eltérő betűk a korcsoportok közötti szignifikáns különbségeket jelölik ($p < 0,05$; Tukey post-hoc teszt).

A felhagyott tanyák kultúrfajainak száma függött a felhagyástól eltelt időtől ($\chi^2=66,333$; d.f.=2; $p < 0,001$; $n=190$). A fiatal és a középkorú tanyahelyek több kultúrfajt őriztek, mint az idős tanyahelyek, de fontos kiemelni, hogy még az idős – azaz 30–50 éve felhagyott – tanyahelyek is átlagosan 7 kultúrfajjal rendelkeztek (9. ábra). Az idős és a középkorú tanyahelyek között nem volt különbség a kultúrfajok számában.

1. táblázat A felhagyott tanyahelyeken talált kultúrfajok listája (csökkenő előfordulási gyakoriságuk szerint sorba rendezve), előfordulási gyakoriságuk a felhagyott tanyák három korcsoportjában, valamint a környező táj főbb élőhelytípusaiban készült felvételekben. Aláhúzással jelöltem azokat a fajokat, amelyeknél vegetatív terjedés volt megfigyelhető a felhagyott tanyákon. A csillaggal (*) jelölt fajok a kiskunsági régióban nem őshonosak, de az ország más részein őshonosak (a nem jelölt fajok idegenhonosak hazánkban). A kettős kereszttel (#) jelölt fajok a tanyákon kívül (például erdészeti ültetvényekben) is kultiváltak. A fajnevek utáni zárójeles rövidítések a növekedési formákra vonatkoznak: (f: fa, cs: cserje, l: lián, él: élő lágyszárú, e: egyéves). Az átlagos élettartam becslése a gyakori (fásszárú) fajok esetében az USDA, NRCS 2013, Tóth (2012) és szakértői tudáson (Kósa G. személyes közlésén) alapszik. A vastagon szedett gyakorisági értékek az idős és a fiatal korcsoport gyakorisági értékei közötti szignifikáns különbségeket jelölik (Generalised Linear Model; $p < 0,05$). n.a.: tanyákon kívül is kultivált fajok esetében a fajok előfordulása a táj jellemző élőhelyein a vizsgálatunk szempontjából nem informatív. A táblázat bővebb változatát, amely a tanyákon talált összes kultúrfajt magába foglalja, a 2. melléklet (M2) tartalmazza.

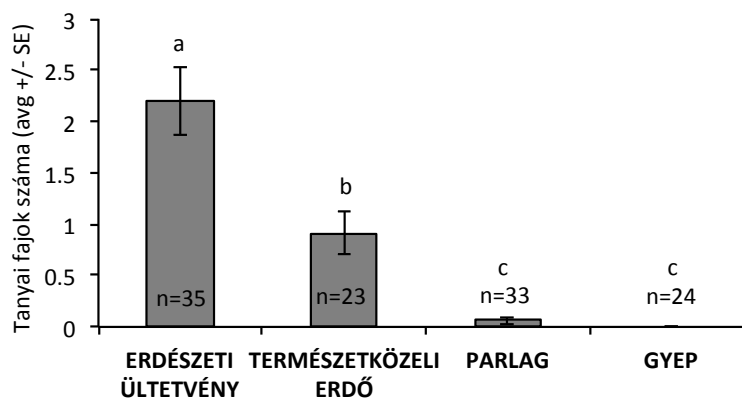
Fajok	Lágyszárú / fásszárú (l/f)	Átlagos élettartam	Felhagyott tanyákon való előfordulási gyakoriság (%)			Előfordulás tanyákon kívül (%)
			Felhagyás kora:			
			1956-1978 (n=62)	1978-1989 (n=25)	1989-2005 (n=103)	
<i>Robinia pseudoacacia</i> # (t)	f	hosszú	94	96	95	n.a.
<i>Morus alba</i> (t)	f	hosszú	61	72	84	11
<i>Syringa vulgaris</i> (s)	f	rövid	40	64	75	0
<i>Ribes aureum</i> (s)	f	hosszú	53	60	54	4
<i>Prunus domestica</i> (t)	f	hosszú	37	56	58	0
<i>Juglans regia</i> (t)	f	hosszú	40	48	51	17
<i>Persica vulgaris</i> (t)	f	rövid	23	52	53	6
<i>Vitis vinifera</i> # (v)	f	hosszú	35	52	45	n.a.
<i>Ailanthus altissima</i> (t)	f	hosszú	37	36	43	10
<i>Armeniaca vulgaris</i> (t)	f	rövid	24	48	28	3
<i>Yucca filamentosa</i> (s)	f	rövid	32	36	23	0
<i>Cydonia oblonga</i> (t, s)	f	hosszú	23	28	27	0
<i>Cerasus vulgaris</i> (t)	f	hosszú	10	20	35	0
<i>Narcissus poeticus</i> (ph)	l		3	24	31	0
<i>Pyrus communis</i> (t)	f	hosszú	10	24	27	0
<i>Gleditsia triacanthos</i> (t)	f	hosszú	32	20	12	23
<i>Populus nigra</i> cv. <i>Italica</i> (t)	f	rövid	18	24	17	0
<i>Iris x germanica</i> (ph)	l		6	12	26	0
<i>Malus domestica</i> (t)	f	hosszú	6	16	24	0
<i>Acer negundo</i> (t)	f	rövid	11	32	16	7
<i>Spiraea x vanhouttei</i> (s)	f	rövid	11	24	17	0
<i>Armoracia rusticana</i> (ph)	l		0	12	18	0
<i>Elaeagnus angustifolia</i> (t)	f	rövid	10	20	11	2
<i>Hyacinthus orientalis</i> (ph)	l		2	8	16	0
<i>Rosa x damascena</i> (s)	f	rövid	5	8	13	0
<i>Convallaria majalis</i> *(ph)	l		2	16	12	0
<i>Parthenocissus inserta</i> (v)	f	hosszú	10	0	10	4
<i>Corylus avellana</i> *(s)	f	hosszú	6	8	9	0

Fajok	Lágyszárú / fásszárú (l/f)	Átlagos élettartam	Felhagyott tanyákon való előfordulási gyakoriság (%)			Előfordulás tanyákon kívül (%)
			Felhagyás kora:			
			1956-1978 (n=62)	1978-1989 (n=25)	1989-2005 (n=103)	
<i>Campsis radicans</i> (v)	f	hosszú	5	8	9	0
<i>Hemerocallis fulva</i> (ph)	l		0	4	9	0
<i>Philadelphus coronarius</i> (s)	f	rövid	2	4	8	0
<i>Lycium barbatum</i> (s)	f	hosszú	0	0	9	0
<i>Tulipa gesneriana</i> (ph)	l		0	4	8	0
<i>Cerasus avium</i> convar. <i>duracina</i> (t)	f	hosszú	2	0	7	0

A felmért 190 tanyahelyen összesen 77 kultúrfajt találtunk, melyből 56 fásszárú (fa, cserje, lián életformába sorolt) faj volt (1. táblázat). Az idős (1956 és 1978 között felhagyott) tanyahelyeken – minimum 30 éves felhagyás után is – összesen 39 kultúrfajt találtunk. 34 faj volt elég gyakori ahhoz, hogy esetükben fajszintű elemzést is végezzünk. Ezek közül 15 faj kötődött a fiatal tanyahelyekhez, míg 18 faj nem mutatott preferenciát, és csak 1 fajt találtunk, mely az idős tanyahelyekhez kötődött (1. táblázat). 24 faj esetében volt megfigyelhető a vegetatív terjedés a felhagyott tanyahelyeken (1. táblázat).

Szignifikáns kapcsolatot találtunk a kultúrfajok életformája és a fiatal felhagyású tanyahelyekhez való kötődés között ($\chi^2=8,494$; d.f.=1; p=0,004; n=34): a lágyszárúak kötődtek a fiatal felhagyású tanyákhoz (1. táblázat). A fásszárú fajok becsült élettartama és a fiatal felhagyású tanyahelyekhez való kötődés között ($\chi^2=0,163$; d.f.=1; p=0,686; n=27) nem találtunk szignifikáns összefüggést.

4.1.3 A tanyák kultúrfajainak előfordulása a tájban



10. ábra A kultúrfajok száma a fő élőhelytípusok esetében. Az oszlopok feletti eltérő betűk az élőhelytípusok közötti szignifikáns különbségeket jelölik (p<0,05; Tukey post-hoc teszt).

A környező táj különböző vegetációtípusaiban – egy korábbi munka kapcsán a mintaterületeken belül elkészített 400 m²-es felvételekben – 11 tanyai kultúrfaj előfordulását észleltük (1. táblázat). 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*

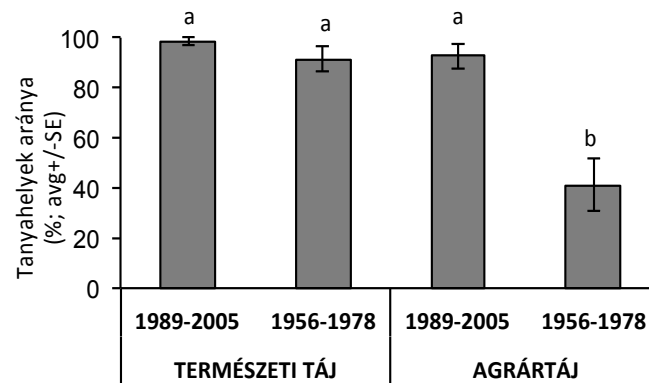
triacanthos), zöld juhar (*Acer negundo*), keskenylevelű ezüstfa (*Eleagnus angustifolia*), közönséges vadszőlő (*Parthenocissus inserta*), közönséges borostyán (*Hedera helix*). A fenti fajok mindegyike fásszárú.

A környező táj növényzeti felvételeiben talált kultúrfajok száma a fő élőhelytípusonként eltérést mutatott ($\chi^2=125,789$; d.f.=3; $p<0,001$; $n=115$). Legtöbb kultúrfaj az erdészeti ültetvényekben fordult elő, ezt követték a természetes erdők, majd legkevesebb a parlagokban és a természetközeli gyepekben volt (10. ábra).

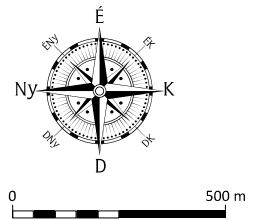
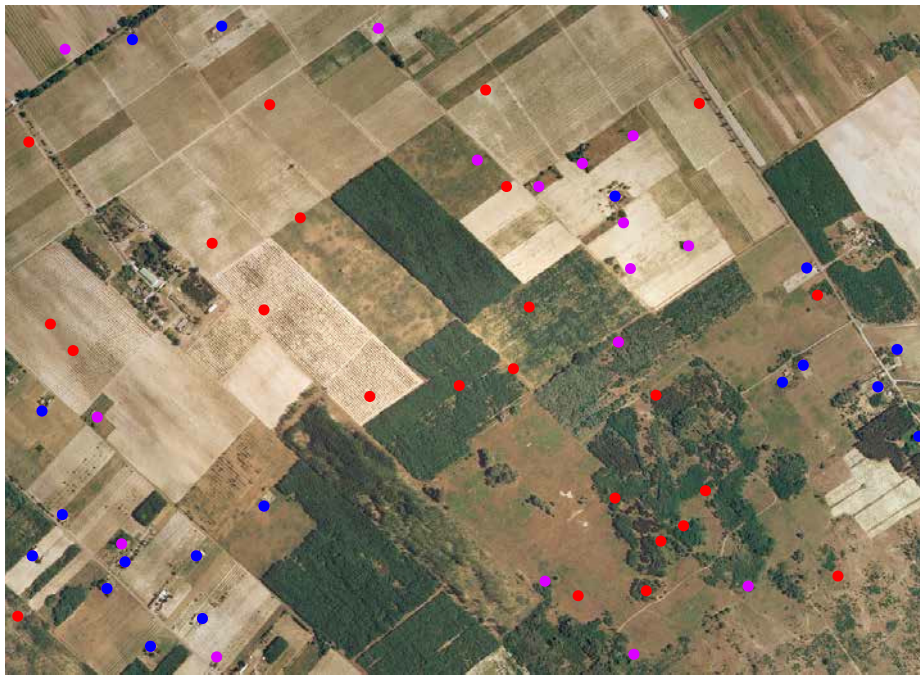
Az erdészeti ültetvényekben előforduló tanyai kultúrfajok száma pozitív összefüggést mutatott az 500 méteren belüli tanyák számával ($b_1=0,1358$; $z=3,93$; $p<0,001$), de nem mutatott összefüggést a legközelebbi lakott településtől mért távolsággal ($b_2=0,0003$; $z=-2,183$; $p=0,985$) és a legközelebbi úttól mért távolsággal sem ($b_3=-0,0003$; $z=0,378$; $p=0,706$).

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

4.2.1 A táji környezet hatása a felhagyott tanyák sorsára



11a ábra A terepen azonosítható (be nem szántott) felhagyott tanyahelyek aránya az összes felhagyott tanyához képest 2008-ban a környező táj és a felhagyástól eltelt idő függvényében. Az oszlopok feletti eltérő betűk szignifikáns különbségeket jelölnek [$n=4$ (mintaterület); Tukey post-hoc teszt, $p=0,05$].



Jelmagyarázat

- lakott tanya
- fiatal (1989 és 2005 között) felhagyott tanya
- idős (1956 és 1978 között) felhagyott tanya

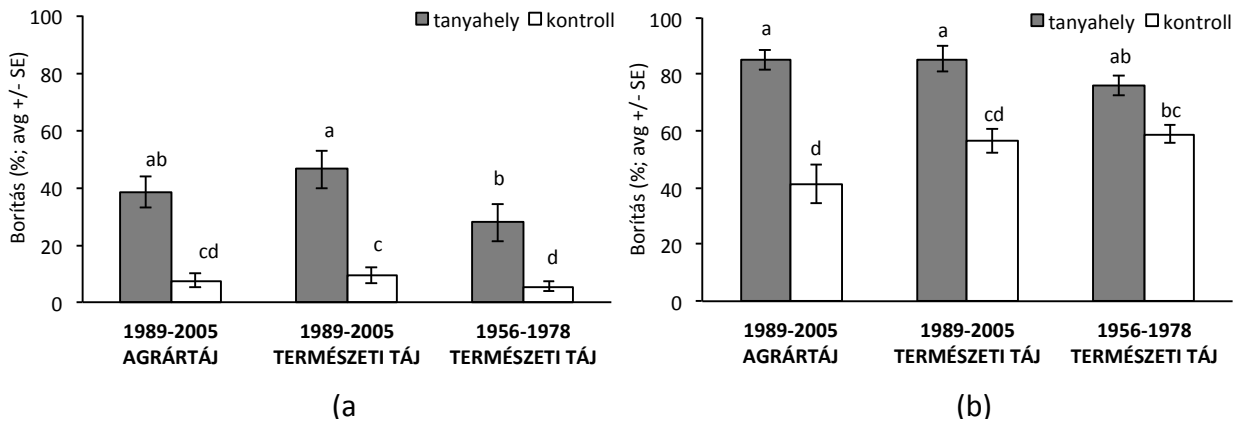
11b ábra Beszántott tanyahelyek az orgoványi szőlőkben és akácültetvényekben.

A szőlőtáblákba eső, idős tanyahelyek a területen mind megsemmisültek, míg a fiatal tanyahelyek nagyobbik része még ma is megtalálható. A táj DK-i (parlagok és másodlagos gyepek dominálta) részén a különböző korú, felhagyott tanyák terepen ma is felismerhetők.

Mind a környező táj típusa ($F_{1,12}=13,8$; $p=0,003$), mind a felhagyási idő ($F_{1,12}=15,4$; $p=0,002$) szignifikánsan hatással volt a fennmaradt (be nem szántott) tanyák arányára, és a két tényező között interakció volt ($F_{1,12}=6,36$; $p=0,027$).

A természeti tájban a tanyahelyek jelentős része [a fiatal (1989 és 2005 közötti) felhagyású tanyák 98,5%-a, az idős (1956 és 1978 közötti) felhagyású tanyák 91,4%-a] ma is felismerhető (nem került beszántásra), függetlenül a felhagyás óta eltelt időtől. Agrártájban a fiatal (1989 és 2005 közötti) felhagyású tanyahelyek jelentős része (92,8%-a) terepen ma is azonosítható, míg az idős (1956 és 1978 közötti) felhagyású tanyahelyek több mint fele (58,7%-a) a beszántások miatt megsemmisült, és helyüket a környező tájhasználati formák (szőlő, gyümölcsös, erdészeti ültetvény) vették át (11a ábra).

4.2.2 Fásszárú és lágyszárú fajok borítása a felhagyott tanyákon



12. ábra A fásszárú (a) és lágyszárú (b) fajok borítása a felhagyott tanyahelyeken és a szomszédos kontrollterületeken. Az oszlopok feletti eltérő betűk szignifikáns különbségeket jelölnek egy ábrán belül (n=24; Tukey post-hoc teszt; p=0,05).

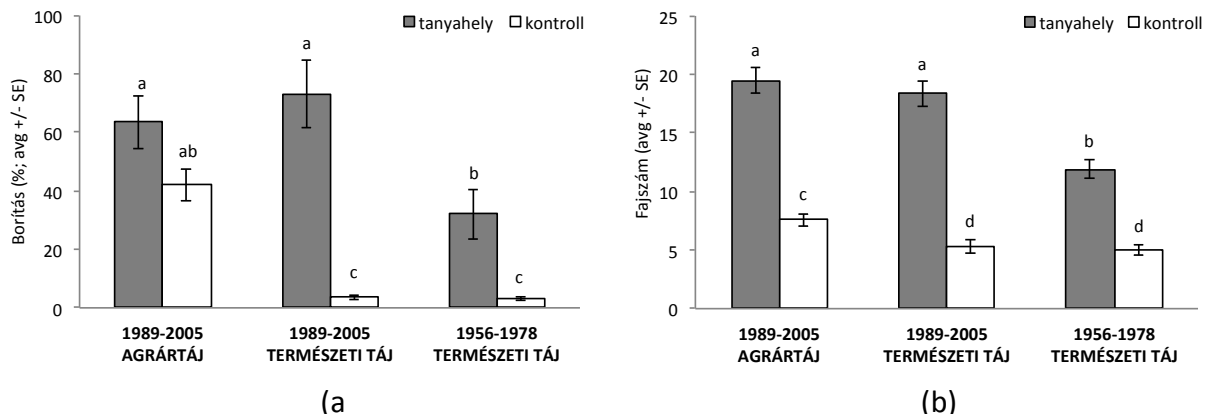
A fásszárú fajok borítása agrártájban és természeti tájban is sokkal magasabb volt a felhagyott tanyahelyeken, mint a szomszédos kontrollterületeken ($F_{1,135}=83,04$; $p<0,001$; 12a ábra). A fásszárúak borítása függött a tanya típusától is ($F_{2,135}=3,91$; $p=0,022$): természeti tájban a fásszárúak borítása alacsonyabb volt az idős (1956 és 1978 közötti felhagyású) tanyahelyeken, mint a fiatal (1989 és 2005 közötti) felhagyású tanyahelyeken; és utóbbiak esetében természeti- és agrártájban hasonló értékeket mutatott (12a ábra). Az interakció nem volt szignifikáns ($F_{2,135}=1,47$; $p=0,23$). A felhagyott tanyák leggyakoribb fásszárú fajai a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), a fehér eperfa (*Morus alba*) és a mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima*) (3. melléklet, M3).

A lágyszárúak borítása függött a tanya jelenlététől ($F_{1,135}=77,5$; $p<0,001$) (azaz a tanyaikon más értékeket mutatott, mint a kontrollterületeken), de nem függött a tanya típusától ($F_{2,135}=1,69$; $p=0,19$). Szignifikáns összefüggést találtunk a tanya jelenléte és a tanya típusa között ($F_{2,135}=5,24$; $p=0,006$), ami azt mutatja, hogy a tanya hatása eltérő volt a különböző tanyatípusok esetében (12b ábra).

A lágyszárú fajok borítása agrártájban és természeti tájban a fiatal (1989 és 2005 közötti) felhagyású tanyahelyeken magasabb volt, mint a szomszédos kontrollterületeken, ugyanakkor az idős (1956 és 1978 közötti) felhagyású tanyahelyek és szomszédos kontrollterületeik lágyszárú borítása között már nem volt szignifikáns különbség. A lágyszárú fajok borítása a tanyaikon mindhárom tanyatípus esetében hasonló értékeket mutatott (12b ábra).

A felhagyott tanyák leggyakoribb lágyszárú fajai a közönséges tarackbúza (*Elymus repens*), a meddő rozsnok (*Bromus sterilis*) és a keskenylevelű perje (*Poa angustifolia*) (3. melléklet, M3).

4.2.3 Az idegenhonos fajok száma és borítása



13. ábra Az idegenhonos fajok borítása **(a)** és száma **(b)** a felhagyott tanyahelyeken és a szomszédos kontrollterületeken. Az oszlopok feletti eltérő betűk szignifikáns különbségeket jelölnek egy ábrán belül ($n=24$; Tukey post-hoc teszt; $p=0,05$).

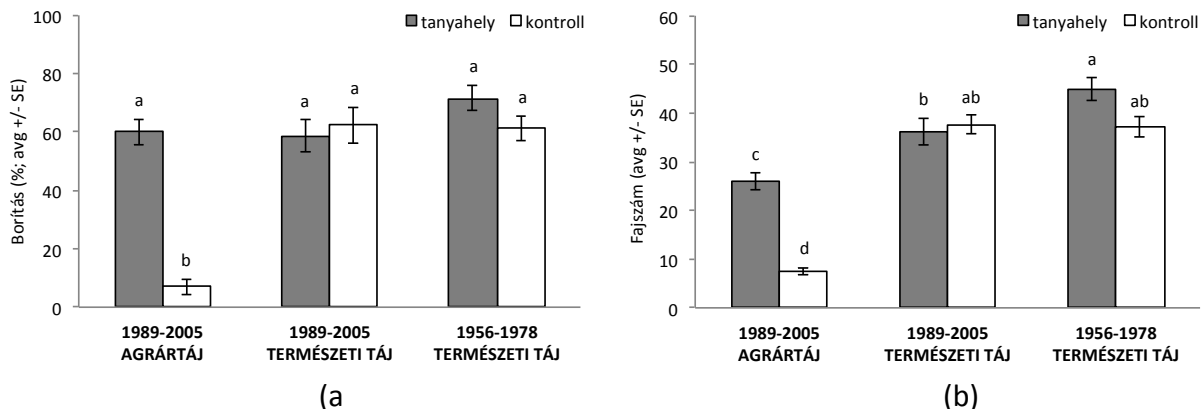
Az idegenhonos fajok borítása összefüggést mutatott mind a tanyák jelenlétével ($F_{1,135}=140,68$; $p<0,001$) mind pedig a tanyák típusával ($F_{2,135}=45,21$; $p<0,001$). A tanyák hatása eltérő volt a különböző tanyatípusok esetében, mert szignifikáns interakciót találtunk a két tényező között ($F_{2,135}=23,53$; $p<0,001$).

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 (1989 és 2005 közötti) felhagyású tanyahelyeken magasabb volt, mint az idős (1956 és 1978 közötti) felhagyású tanyahelyeken (13a ábra). A fiatal felhagyású tanyák esetében az idegenhonos fajok borítása természeti- és agrártájban hasonló értékeket mutatott (13a ábra). A felhagyott tanyák leggyakoribb idegenhonos fajai a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), a meddő rozsnok (*Bromus sterilis*) és a fehér eperfa (*Morus alba*) (3. melléklet, M3).

Az idegenhonos fajok száma ugyancsak összefüggést mutatott mind a tanyák jelenlétével ($\chi^2=375,3$; d.f.=1; $p<0,001$) mind pedig a tanyák típusával ($\chi^2=60,1$; d.f.=2; $p<0,001$); és az interakció is szignifikáns volt ($\chi^2=7,36$; $p=0,03$).

Mindhárom tanyatípus esetében megállapítható, hogy az idegenhonos fajok száma a felhagyott tanyahelyeken magasabb volt, mint a környező kontrollterületeken (13b ábra). Természeti tájban az idegenhonos fajok száma az idős (1956 és 1978 közötti) felhagyású tanyahelyeken alacsonyabb volt, mint a fiatal (1989 és 2005 közötti) felhagyású tanyahelyeken (13b ábra).

4.2.4 Az őshonos fajok száma és borítása



14. ábra Az őshonos fajok borítása **(a)** és száma **(b)** a felhagyott tanyahelyeken és a szomszédos kontrollterületeken. Az oszlopok feletti eltérő betűk szignifikáns különbségeket jelölnek egy ábrán belül ($n=24$; Tukey post-hoc teszt; $p=0,05$).

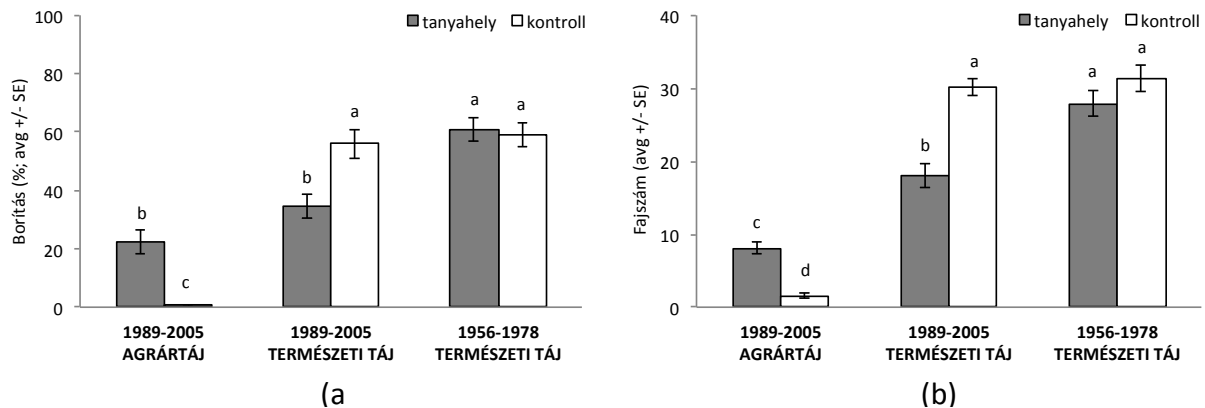
Az őshonos fajok borítása összefüggést mutatott mind a tanyák jelenlétével ($F_{1,135}=52,76$; $p<0,001$) mind pedig a tanyák típusával ($F_{2,135}=54,33$; $p<0,001$); és az interakció is szignifikáns volt ($F_{2,135}=44,99$; $p<0,001$).

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 (14a ábra). A felhagyott tanyahelyeken az őshonos fajok borítása a három tanyatípus esetében hasonlóan magas értékeket mutatott (14a ábra). A felhagyott tanyák leggyakoribb őshonos fajai a közönséges tarackbúza (*Elymus repens*), a keskenylevű perje (*Poa angustifolia*) és a közönséges csillagpázsit (*Cynodon dactylon*) (3. melléklet, M3).

Az őshonos fajok száma ugyancsak szignifikáns összefüggést mutatott mind a tanyák jelenlétével ($\chi^2=49,44$; d.f.=1; $p<0,001$), mind pedig a tanyák típusával ($\chi^2=250,54$; d.f.=2; $p<0,001$). A tanyák hatása eltérő volt az egyes tanyatípusok esetében, ahogy azt a szignifikáns interakció is mutatja ($\chi^2=102,31$; d.f.=2; $p<0,001$).

Agrártájban az őshonos fajok száma jóval magasabb volt a felhagyott tanyahelyeken mint a szomszédos kontrollterületeken, míg természeti tájban a felhagyott tanyahelyek és a kontrollterületek között nem volt szignifikáns különbség (14b ábra). Az őshonos fajok száma legalacsonyabb volt az agrártáj felhagyott tanyahelyein, közepes értéket mutatott a természeti táj fiatal (1989 és 2005 közötti) felhagyású tanyahelyein, míg a legmagasabb volt a természeti táj idős (1956 és 1978 közötti) felhagyású tanyahelyein (14b ábra).

4.2.5 A természetes homoki élőhelyek karakterfajainak száma és borítása



15. ábra A karakterfajok (a régió természetes élőhelyeinek karakterfajai) borítása **(a)** és száma **(b)** a felhagyott tanyahelyeken és a szomszédos kontrollterületeken. Az oszlopok feletti eltérő betűk szignifikáns különbségeket jelölnek egy ábrán belül (n=24; Tukey post-hoc teszt; p=0,05).

A karakterfajok borítása összefüggést mutatott a tanyák jelenlétével ($F_{1,135}=62,70$; $p<0,001$) és a tanyák típusával ($F_{2,135}=252,59$; $p<0,001$), és az interakció is szignifikáns volt ($F_{2,135}=116,48$; $p<0,001$).

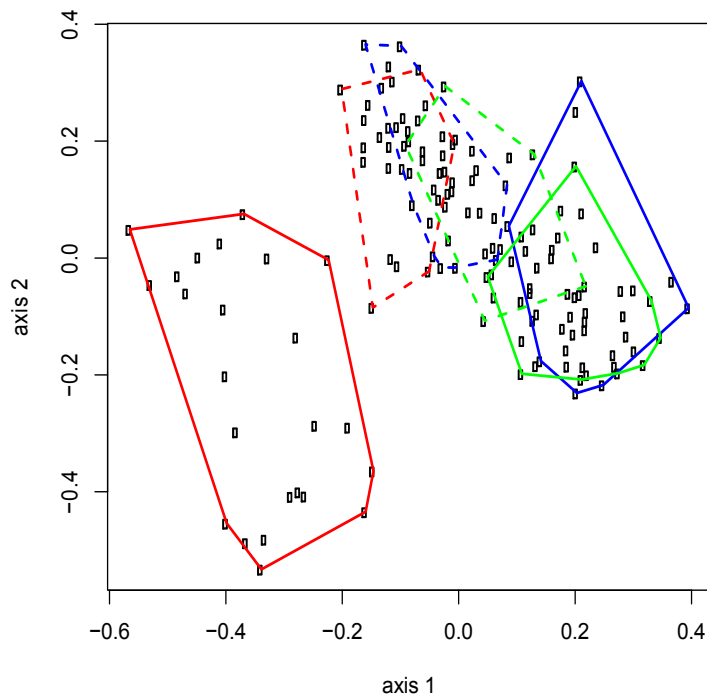
Agrártájban a karakterfajok borítása a felhagyott tanyahelyeken magasabb volt, mint a szomszédos kontrollterületeken (15a ábra). A természeti tájban lévő fiatal (1989 és 2005 közötti) felhagyású tanyák esetében a karakterfajok borítása a felhagyott tanyahelyeken alacsonyabb volt, mint a kontrollterületeken, de az idős (1956 és 1978 közötti) felhagyású tanyahelyek esetében a karakterfajok borítása a tanyahelyen és a kontrollterületen hasonló értékeket mutatott (15a ábra).

Természeti tájban a karakterfajok borítása az idős (1956 és 1978 közötti) felhagyású tanyahelyeken magasabb volt, mint a fiatal (1989 és 2005 közötti) felhagyású tanyák esetében (15a ábra). A felhagyott tanyák leggyakoribb karakterfajai a keskenylevű perje (*Poa angustifolia*), a közönséges csillagpázsit (*Cynodon dactylon*) és a keskenylevelű sás (*Carex stenophylla*) (3. melléklet, M3).

A karakterfajok száma összefüggést mutatott a tanyák típusával ($\chi^2=558,70$; d.f.=2; $p<0,001$), de a tanyák jelenlétével nem ($\chi^2=1,17$; d.f.=1; $p=0,28$). Ez utóbbinak az lehet az oka, hogy a különböző tanyatípusok esetében tanyák hatása ellentétes. Ez a tanyák jelenléte és a tanyatípusok közti szignifikáns interakcióban is megnyilvánult ($\chi^2=128,81$; d.f.=2; $p<0,001$).

Kultúrtájban a karakterfajok száma a felhagyott tanyahelyeken magasabb volt, mint a szomszédos kontrollterületeken. A természeti tájban lévő fiatal (1989 és 2005 közötti) felhagyású tanyák esetében a karakterfajok száma a felhagyott tanyahelyeken alacsonyabb volt, mint a kontrollterületeken, de az idős (1956 és 1978 közötti) felhagyású tanyahelyek esetében a karakterfajok száma a tanyahely és a kontrollterület esetében hasonló értékeket mutatott (15b ábra). A felhagyott tanyák esetében a karakterfajok száma a legalacsonyabb értéket a kultúrtáj tanyáinál mutatta, közepes értéket mutatott a természeti táj fiatal (1989 és 2005 közötti) felhagyású tanyáinál, míg legmagasabb a természeti táj idős (1956 és 1978 közötti) felhagyású tanyáinál volt (15b ábra).

4.2.6 Az eltérő korú és táji környezetű tanyák és kontrollterületek teljes fajkompozíciója



16. ábra A tanya- és a kontrollfelvételek százalékos borítási adatainak NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) ordinációs diagramja. Az elemzésben a Bray-Curtis különbségi indexet használtuk. Folytonos vonal: kontrollfelvételek; szaggatott vonal: tanya felvételek. Zöld: természetközeli táj idős (1956 és 1978 közötti) felhagyású tanyái; kék: természetközeli táj fiatal (1989 és 2005 közötti) felhagyású tanyái; piros: agrártáj fiatal (1989 és 2005 közötti) felhagyású tanyái.

A teljes fajkompozíció összefüggést mutatott mind a tanyák jelenlétével ($F_{1,143}=9,42$; $p<0,001$) mind a tanyák típusával ($F_{2,143}=23,79$; $p<0,001$). Az interakció szignifikáns volt ($F_{2,143}=5,06$; $p<0,001$). Minden tanyatípus esetében külön összehasonlításra kerültek a tanyák és a hozzájuk tartozó kontrollterületek. Minden tanyatípuson belül a tanyák különböztek a kontrollterületektől: a régen felhagyott tanyák kevésbé különböztek a kontrollterületeiktől ($F_{1,143}=7,46$; $p<0,001$; $R^2=0,14$), mint a fiatal felhagyású tanyák a természetközeli tájban ($F_{1,143}=13,25$; $p<0,001$; $R^2=0,22$) vagy az agrártájban ($F_{1,143}=12,90$; $p<0,001$; $R^2=0,22$).

Az NMDS-ábra is szemlélteti, hogy a tanyák és a kontrollterületek a legkevésbé különböztek egymástól (nagyobb az átfedés) a természetközeli táj rég felhagyott tanyái esetében (16. ábra). Az ábra azt is mutatja, hogy a különböző típusú tanyák vegetációja viszonylag hasonló volt egymáshoz, ugyanakkor az agrártájban lévő kontrollterületek nagyon különböztek a természetközeli tájban lévő kontrollterületektől (16. ábra).

4.3 A felhagyott tanyák mikroélőhelyeinek növényzete és az akácinvázió hatása

4.3.1 A talajjellemzők összevetése

2. táblázat A talajváltozók átlagértékei (+/- standard hiba) a fátlan és akácos tanyaromok, tanyaudvarok és parlagok esetében. A felső indexben szereplő, eltérő betűk az egyes mikroélőhelyek közötti szignifikáns különbségeket jelölik Tukey post-hoc teszt alapján. Az F és p értékek a lineáris kevert modellek eredményeit mutatják. A szignifikáns p értékek ($p < 0,05$) vastagon szedettek.

	FÁTLAN MIKROÉLŐHELYEK			AKÁCOS MIKROÉLŐHELYEK			Fix hatások					
	átlagok (+/- SE)						akácinvázió		mikroélőhely		akácinvázió × mikroélőhely	
	ROM	UDVAR	PARLAG	ROM	UDVAR	PARLAG	F _{1,56}	p	F _{2,116}	p	F _{2,116}	p
Homok (%)	70,8 ^c (1,76)	94,3 ^{ab} (0,32)	96,1 ^a (0,18)	64,2 ^c (1,74)	91,7 ^b (0,98)	95,2 ^a (0,29)	12,0	0,001	263,6	<0,001	3,7	0,028
Iszap (%)	16,9 ^b (1,22)	3,1 ^{cd} (0,23)	1,9 ^e (0,16)	22,3 ^a (1,59)	5,2 ^c (0,74)	2,7 ^{de} (0,25)	21,9	<0,001	520,5	<0,001	0,1	0,923
Agyag (%)	12,4 ^a (0,78)	2,6 ^b (0,12)	2,0 ^c (0,06)	13,6 ^a (0,76)	3,1 ^b (0,33)	2,1 ^c (0,09)	2,6	0,112	1067,4	<0,001	0,1	0,896
pH-H₂O	7,81 ^a (0,03)	7,64 ^b (0,03)	7,52 ^c (0,03)	7,81 ^a (0,03)	7,55 ^{bc} (0,03)	7,40 ^d (0,03)	6,0	0,017	93,6	<0,001	2,6	0,076
CaCO₃ (%)	18,5 ^a (1,34)	8,4 ^b (0,51)	8,0 ^{bc} (0,50)	20,9 ^a (1,26)	8,3 ^b (0,68)	7,0 ^c (0,47)	3,1	0,818	145,2	<0,001	3,2	0,045
Humusz (%)	1,7 ^a (0,12)	0,9 ^c (0,06)	0,6 ^d (0,06)	1,8 ^a (0,10)	1,2 ^b (0,06)	1,1 ^{bc} (0,08)	27,5	<0,001	71,3	<0,001	5,9	0,004
Al-K₂O (mg/kg)	134,6 ^b (11,71)	67,1 ^c (4,91)	47,6 ^d (3,14)	202,1 ^a (14,23)	113,4 ^b (9,28)	83,9 ^c (4,67)	56,4	<0,001	123,9	<0,001	0,7	0,476
Al-P₂O₅ (mg/kg)	120,1 ^{ab} (12,73)	185,7 ^a (27,61)	78,6 ^c (8,56)	110,6 ^{bc} (12,06)	176,8 ^a (20,97)	86,1 ^{bc} (8,56)	0,01	0,935	30,3	<0,001	0,7	0,478
NH₄-N (mg/kg)	15,4 ^a (0,70)	9,9 ^{bc} (0,35)	9,5 ^c (0,34)	16,1 ^a (0,60)	11,4 ^b (0,38)	10,6 ^{bc} (0,42)	6,7	0,012	147,6	<0,001	1,4	0,259
NO₃-N (mg/kg)	5,7 ^c (0,82)	2,9 ^d (0,21)	2,8 ^d (0,25)	9,5 ^a (1,04)	7,4 ^{ab} (0,64)	6,0 ^{bc} (0,57)	80,0	<0,001	19,3	<0,001	3,0	0,055

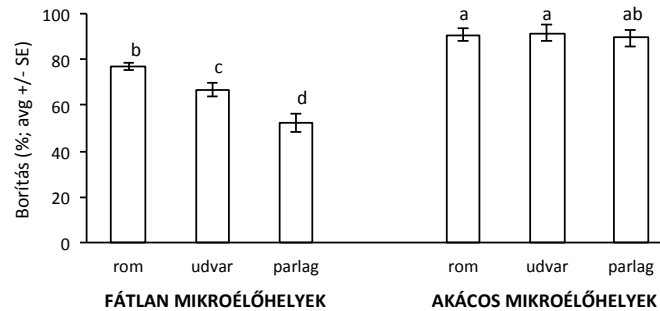
A három mikroélőhely közül a tanyaromok talajában sokkal alacsonyabb volt a homoktartalom és sokkal magasabb volt az iszap- és agyagtartalom, mint a tanyaudvarok és a parlagok talajában (2. táblázat). Az udvarok talaja a fizikai talajösszetevők (homok, agyag, iszap) tekintetében a rom és a parlag között helyezkedett el, de lényegesen közelebb állt a parlaghoz, mint a romhoz (2. táblázat).

A romok talajában volt a legmagasabb a CaCO₃-tartalom és a humusztartalom, valamint az Al-K₂O-, NH₄-N- és NO₃-N-tartalom is (2. táblázat). Az udvarok talajának CaCO₃-tartalma, humusztartalma, Al-K₂O-tartalma valamint a pH-ja köztes értéket mutatott a romok és a parlagok talajához képest, de mindig a parlagok talajához állt közelebb, míg NH₄-N- és NO₃-N-tartalma (valamint a fátlan romok CaCO₃-tartalma és az akácos romok humusztartalma) hasonló volt a parlagok talajához. A három tanya-mikroélőhely közül a talajok Al-P₂O₅-tartalma az udvarok esetében volt a legmagasabb (2. táblázat).

A fátlan és az akácos mikroélőhelyek között nem találtunk különbséget a talajminták homok- és agyagtartalmában, továbbá CaCO₃- és Al-P₂O₅-tartalmában sem (2. táblázat). A talajminták

iszap-, humusz-, Al-K₂O-, NH₄-N- és NO₃-N-tartalma magasabb, pH-ja pedig alacsonyabb volt az akácós mikroélőhelyek esetében, mint a fátlan mikroélőhelyek esetében (2. táblázat).

4.3.2 A lágyszárú fajok összborítása

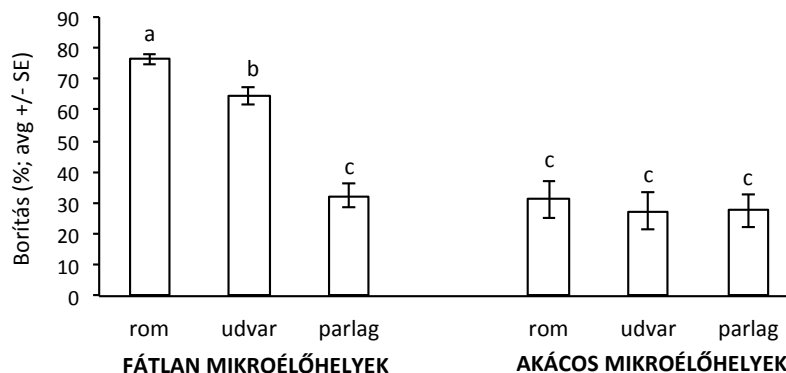


17. ábra A lágyszárú fajok összborítása fátlan és akácós tanya-mikroélőhelyeken (rom, udvar, parlag). Az oszlopok feletti eltérő betűk az egyes mikroélőhelyek közötti szignifikáns különbségeket jelölik (n=30; Tukey post-hoc teszt; p=0,05).

A lágyszárú fajok összborítása összefüggést mutatott mind a tanya-mikroélőhellyel ($F_{2,116}=18,89$; $p<0,001$), mind az akácinvázióval ($F_{1,56}=37,52$; $p<0,001$); és az interakció is szignifikáns volt ($F_{2,116}=15,68$; $p<0,001$).

A fátlan mikroélőhelyeken a lágyszárú fajok összborítása a romokon volt a legmagasabb, az udvarokon közepes értéket mutatott, és a parlagokon volt a legalacsonyabb (17. ábra). Az akácós mikroélőhelyek között nem volt különbség a lágyszárú fajok borításában, és ez mindegyik akácós mikroélőhelyen magasabb volt, mint a fátlan mikroélőhelyeken (17. ábra).

4.3.3 Az őshonos lágyszárú fajok borítása

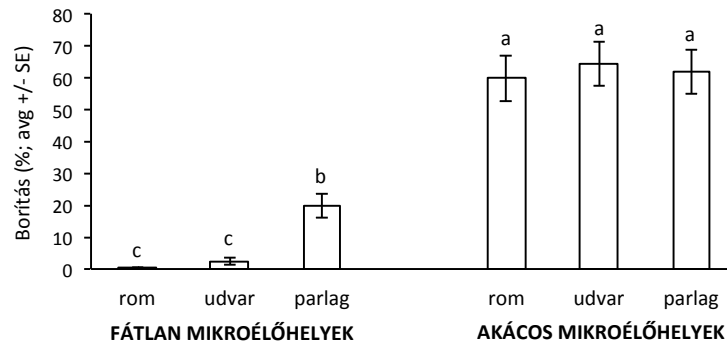


18. ábra Az őshonos lágyszárú fajok borítása fátlan és akácós tanya-mikroélőhelyeken (rom, udvar, parlag). Az oszlopok feletti eltérő betűk az egyes mikroélőhelyek közötti szignifikáns különbségeket jelölik (n=30; Tukey post-hoc teszt; p=0,05).

Az őshonos lágyszárú fajok borítása összefüggést mutatott mind a tanya-mikroélőhellyel ($F_{2,116}=33,31$; $p<0,001$), mind az akácinvázióval ($F_{1,56}=47,07$; $p<0,001$); és az interakció is szignifikáns volt ($F_{2,116}=26,71$; $p<0,001$).

A fátlan mikroélőhelyeken az őshonos lágyszárú fajok borítása a romokon volt a legmagasabb, az udvarokon közepes értéket mutatott, és a parlagokon volt a legalacsonyabb (18. ábra). Az akácós mikroélőhelyek között nem volt különbség az őshonos lágyszárú fajok borításában, és az a fátlan parlagokhoz hasonlóan alacsony volt (18. ábra).

4.3.4 Az idegenhonos lágyszárú fajok borítása

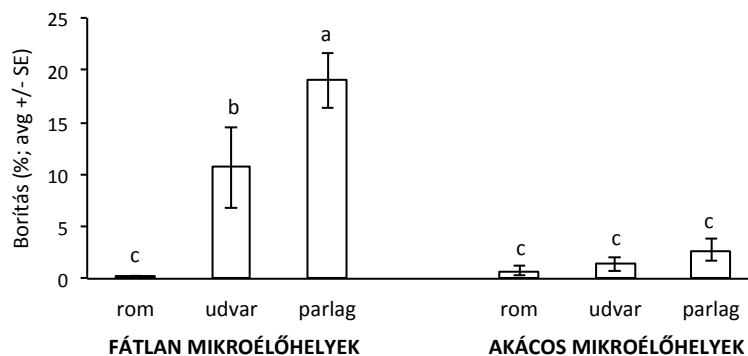


19. ábra Az idegenhonos lágyszárú fajok borítása fátlan és akácós tanya-mikroélőhelyeken (rom, udvar, parlag). Az oszlopok feletti eltérő betűk az egyes mikroélőhelyek közötti szignifikáns különbségeket jelölik (n=30; Tukey post-hoc teszt; p=0,05).

Az idegenhonos lágyszárú fajok borítása összefüggést mutatott mind a tanya-mikroélőhellyel ($F_{2,116}=17,62$; $p<0,001$), mind az akácinvázióval ($F_{1,56}=159,30$; $p<0,001$); és az interakció is szignifikáns volt ($F_{2,116}=14,12$; $p<0,001$).

A fátlan mikroélőhelyek közül az idegenhonos lágyszárú fajok borítása a romokon és az udvarokon rendkívül alacsony, míg a parlagokon magasabb volt (19. ábra). Az akácós mikroélőhelyek között nem volt különbség az idegenhonos lágyszárú fajok borításában, és az sokkal magasabb volt mint a fátlan mikroélőhelyeken (19. ábra).

4.3.5 A nyílt homokpusztagyepi fajok borítása

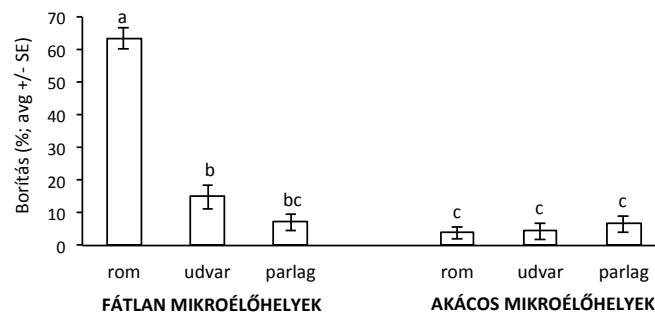


20. ábra A nyílt homokpusztagyepi fajok borítása fátlan és akácós tanya-mikroélőhelyeken (rom, udvar, parlag). Az oszlopok feletti eltérő betűk az egyes mikroélőhelyek közötti szignifikáns különbségeket jelölik (n=30; Tukey post-hoc teszt; p=0,05).

A nyílt homokpusztagyepi fajok borítása összefüggést mutatott mind a tanya-mikroélőhellyel ($F_{2,115}=230,02$; $p<0,001$), mind az akácinvázióval ($F_{1,56}=43,32$; $p<0,001$); és az interakció is szignifikáns volt ($F_{2,115}=38,68$; $p<0,001$).

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 (20. ábra). Az akácos mikroélőhelyek között nem volt különbség a nyílt homokpusztagyepi fajok borításában, és ez nem különbözött a fátlan tanyaromokon megfigyelt alacsony értéktől (20. ábra).

4.3.6 A zárt homokpusztagyepi fajok borítása

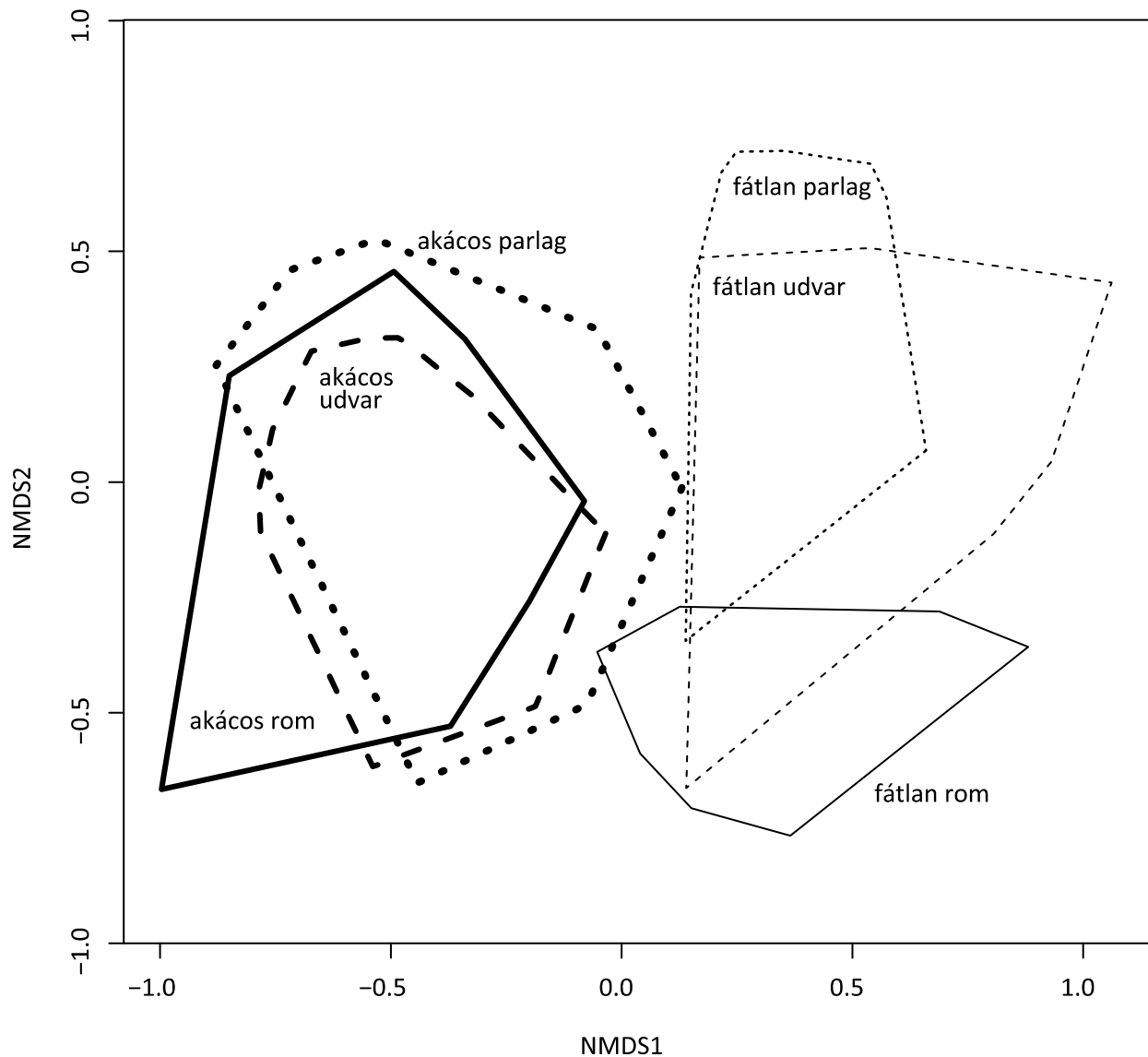


21. ábra A zárt homokpusztagyepi fajok borítása fátlan és akácos tanya-mikroélőhelyeken (rom, udvar, parlag). Az oszlopok feletti eltérő betűk az egyes mikroélőhelyek közötti szignifikáns különbségeket jelölik ($n=30$; Tukey post-hoc teszt; $p=0,05$).

A zárt homokpusztagyepi fajok borítása összefüggést mutatott mind a tanya-mikroélőhellyel ($F_{2,116}=178,77$; $p<0,001$), mind az akácinvázióval ($F_{1,56}=149,2$; $p<0,001$); és az interakció is szignifikáns volt ($F_{2,116}=39,71$; $p<0,001$).

A fátlan mikroélőhelyek közül a zárt homokpusztagyepi fajok borítása a tanyaromokon kiugróan magas, míg az udvarokon és a parlagokon jóval alacsonyabb volt (21. ábra). Az akácos mikroélőhelyek esetében a rom, az udvar és a parlag zárt homokpusztagyepi fajainak összborítása nem különbözött, és hasonlóan alacsony volt, mint a fátlan parlagokon (21. ábra).

4.3.7 Az akácos és a fátlan tanya-mikroélőhelyek teljes fajkompozíciója



22. ábra A fátlan (vékony vonallal jelölt) és akácos (vastag vonnallal jelölt) tanya-mikroélőhelyek (rom, udvar, parlag) NMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) ordinációs diagramja. A felvételek közötti különbözőséget százalékos adatokból számolt Bray-Curtis-távolsággal mértük.

A teljes fajkompozíció összefüggést mutatott mind a mikroélőhellyel ($F=13,3$; $p<0,001$) mind az akácinvázióval ($F=72,40$; $p<0,001$) és az interakció is szignifikáns volt ($F=10,29$; $p<0,001$). A mikroélőhely-típusok páronkénti összehasonlítása azt mutatta, hogy az akácos mikroélőhelyek (tanyarom, tanyaudvar, parlag) nem térnek el egymástól ($F<1,22$; adjusted $p=1$ minden páros összehasonlításra). Ezzel szemben a fátlan tanya-mikroélőhelyek egymástól és az akácos mikroélőhelyektől is különböztek ($F>14,3$; adjusted $p<0,015$ minden páros összehasonlításra).

A statisztikai összehasonlítással összhangban, az NMDS-ábra vizuálisan is szemlélteti, hogy az akácos mikroélőhelyek hasonlóbbak voltak egymáshoz, mint a fátlan mikroélőhelyek (22. ábra). A fátlan mikroélőhelyeken belül az udvarok átmenetet képeztek a romok és a parlagok között, de hasonlóbbak voltak a parlagokhoz, mint a romokhoz (22. ábra).

Az egyes mikroélőhelyek közül a fátlan romoknak 9 indikátorfaja volt, amelyek közül 6 faj a zárt homokpusztagyepek karakterfaja (ld. 21. ábra; 5. melléklet, M5). A 9 indikátorfaj között 1 idegenhonos faj volt (ld. 5. melléklet, M5). A fátlan parlagoknak 18 indikátorfaja volt, és ebből 13 faj a nyílt homokpusztagyepek karakterfaja (ld. 20. ábra; 5. melléklet, M5). A 18 indikátorfaj között 2 idegenhonos faj volt (ld. 5. melléklet, M5). Az átmeneti helyzetű, fátlan udvaroknak 10 indikátorfaja volt, amelyből 2 faj a zárt-, 3 pedig a nyílt homokpusztagyepek karakterfaja. A 10 indikátorfaj között 1 idegenhonos faj volt (ld. 5. melléklet, M5).

Ezzel szemben az akácos mikroélőhelyek közül a romoknak 7 indikátorfaja volt, amiből 3 faj idegenhonos faj volt (ld. 5. melléklet, M5). Az akácos romok indikátorfajai között nem voltak sem nyílt- sem zárt homokpusztagyepi karakterfajok. Az akácos udvaroknak mindössze 1 indikátorfaja volt, ami idegenhonos faj; az akácos parlagoknak pedig nem voltak indikátorfajaik (ld. 5. melléklet, M5).

4.4 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 regenerációt mutatja.
- (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.

5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

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

5.1.1 A tanyafelhagyás dinamikája és a felhagyott tanyák pusztulása

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 tanyával számolhatunk.

A felhagyott tanyák (a lakott tanyákkal együttvéve) sokkal fontosabb szerepet játszhatnak az idegenhonos fajok terjedésében mint a települések vagy az utak, mint ahogy azt az erre irányuló vizsgálataink is alátámasztják: az erdészeti ültetvényekben talált tanyasi kultúrfajok száma függ a tanyasűrűségtől, de nem függ a legközelebbi településtől vagy a legközelebbi úttól mért távolságtól.

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 (190 felhagyott tanya a 240-ből), vagy 67%-a az idős felhagyott tanyáknak (62 felhagyott tanya a 92-ből) – ma is jól felismerhető eleme a tájnak.

A régió több tízezernyi, a tájban szórtan elhelyezkedő felhagyott tanyája, – melynek mindegyikén átlagosan 7–11, a felhagyást túlélő idegenhonos fajjal számolhatunk –, ideális lehetőséget biztosít az idegenhonos fajok hosszú távú túléléséhez és terjedéséhez. Bizonyított tény, hogy a propagulumok mennyisége és az ismételt behurcolás egy területre jelentősen növeli az invázió sikerét (Sax és Brown 2000, Lockwood et al. 2005).

5.1.2 A felhagyott tanyák kultúrfajainak túlélése és fennmaradása

A felhagyott tanyákon talált jelentős számú (77 db) kultúrfaj egy igen heterogén csoportot képez, amely tovább osztályozható 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 („survivors”) azokat a fajokat soroltuk, melyek jellemzően a fiatal (1989 és 2005 közötti) 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*) (ld. 1. táblázat). Ezek a fajok az egykori lakóhelyeknek csupán rövid távú örökségét jelentik.

Mivel ezek a fajok igazoltan képesek művelés nélkül is tovább élni, már ezeknek a fajoknak is a potenciálisan veszélyes fajok „figyelőlistájára” kellene kerülniük (Mack 2005). Már ezek a fajok is kiérdemlik az alkalmi idegen faj (casual alien species) kategóriába sorolást (Richardson et al. 2000).

A 2. csoportba, amit fennmaradóknak neveztünk el („persisters”) azokat a fajokat soroltuk, amelyek szintén kizárólag a tanyahelyekre korlátozódtak (a környező táj élőhelyfelvételeiben nem fordultak elő), de a tanyahelyeken a felhagyást követően akár több évtizedig is túlélhetnek (ezek az idős tanyahelyeken is megtalált fajok). Azok a fajok kerültek ide, amelyek hasonló gyakorisággal fordultak elő az idős és a fiatal tanyahelyeken, vagy pedig vegetatív terjedésre képesek. Ide tartozik például a közönséges orgona (*Syringa vulgaris*), a szilva (*Prunus domestica*) a kerti pálmaliliom (*Yucca filamentosa*) és a kerti gyöngyvessző (*Spiraea ×*

vanhouttei) (ld. bővebben 1. táblázat). Ezek a fajok a tanyaépületek leromlása után sok év, akár évtizedek elteltével is jelzik a korábbi tanyahelyeket. Ezeket a fajokat meghonosodott fajoknak (naturalised species) kellene tekinteni (Richardson et al. 2000).

A 3. csoportba sorolt kultúrfajokat terjedőknek neveztük el, („spreaders”), mert ezek már a tanyahelyeken kívül, a környező táj élőhelyein is előfordultak (ahol korábban nem ültették őket). Ezek már elérték az invázió kritikus szintjét, a táji szintű terjedést (Theoharides és Duker 2007), így inváziós szempontból ezek a fajok jelenthetik a legnagyobb veszélyt. Ilyenek például a fehér eperfa (*Morus alba*), a királydió (*Juglans regia*), a mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima*) vagy a tövises lepényfa (*Gleditsia triacanthos*) (ld. bővebben 1. táblázat).

A növényi invázió szempontjából az ültetett kultúrfajoknak a felhagyott tanyákon való fennmaradása, túlélése egy speciális szituáció. A tanyahelyek kultúrfajait szándékosan ültették, majd a felhagyást követően ezeknek mindössze el kellett viselniük a környező tájból érkező fajokat. A kultúrfajok (felhagyás előtti) megtelepedési fázisában – mint egy inkubátorban – a művelés pufferként szolgált a demográfiai és környezeti sztochaszticitással szemben (Mack 2005), s majd csak azután, miután már a fajok megtelepedtek, voltak kitéve a valós környezeti hatásoknak. Ily módon ezek a kultúrfajok a felhagyás után „alapító populációnak” (founder population) tekinthetők (Yodzis 1978), ami az idegenhonos fajok szempontjából egy jóval kedvezőbb szituáció, mintha természetes életközösségekbe kellene betelepülniük. Pyšek és munkatársai (2002) a „cultivation relic” (kultúrreliktum), Balogh (2003) az „ergaziolipofiton” (ergaziolipophyte), „kultúrreliktum” és a „kultúrmaradvány(növény)” kifejezés használatát javasolják a múltban ültetett, majd a felhagyást követően hosszan fennmaradó fajok esetében.

Miután a felhagyott tanyahelyeken kialakul egy féltermészetes életközösség, a fennmaradó (túlélő), vagy akár vegetatívan szaporodni is képes kultúrfajok meghonosodott fajoknak (naturalised species), a folyamat pedig „passzív meghonosodásnak” (passive naturalisation) tekinthető.

A felhagyott tanyákon általunk talált kultúrfajok életforma-összetétele nagymértékben különbözik mind a városok növényvilágától, mind az idegenhonos fajok országos listáitól, mert a tanyai kultúrfajok között nagyon magas a fásszárúak aránya. Bár a lakott tanyák növényzetét nem vizsgáltuk, de a települések idegenhonos növényzetének jellemzően 20–30%-át teszik ki a fásszárú fajok (Pyšek et al. 2004a, Knapp et al. 2010). Az összesített országos listákon az idegenhonos fajoknak kevesebb mint 20%-át alkotják a fásszárú fajok (Pyšek et al. 2002, Balogh et al. 2003, Jiang et al. 2011). A felhagyott tanyákon talált kultúrfajoknak viszont a 73%-a (a 77 fajból 56) fásszárú, és ez az arány az idős tanyahelyek esetében még magasabb.

Az az eredmény, hogy a tanyahelyeken a rövid életű fásszárú fajok nem csökkennek gyorsabban mint a hosszú életűek, azt bizonyítja, hogy nem csupán a hosszú életű fajok túlélése okozza a fásszárúak nagy arányát. A vegetatívan terjedő fásszárú fajok nagy száma is azt mutatja, hogy ezek a fajok képesek hosszú távon fennmaradni, és nem csak ültetett egyedek túléléséről van szó. A fásszárú fajok sikerének a legbiztosabb bizonyítéka mégis talán az, hogy a tájban terjedő összes (tanyai) kultúrfaj is fásszárú.

A lágyszárú kultúrfajok mennyiségének, számának gyors csökkenése a felhagyás után valószínűleg az intenzív művelés megszűnésével, és ennek eredményeként a gypesztint növényzetének záródásával magyarázható.

A régió potenciális vegetációja az erőssztyepp (Zólyomi 1973-1974), de az eredeti erdőállományokat már a középkorban kiirtották (Biró 2008). A megmaradt természetközeli erdőfoltok illetve az erdei fajok ritkák, a természetes erdők megújulása lassú. Ez ideális körülményeket teremt az idegenhonos fásszárúak megtelepedéséhez, hasonlóan, mint ahogy az számos felhagyott agrártáj esetében is tapasztalható.

5.1.3 A kultúrfajok terjedése a tájban

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 örökségeként is tekinthetünk.

A felhagyott tanyákon a jelenleg is terjedő fajokon kívül nagy számban vannak túlélő vagy csak lassan csökkenő tendenciát mutató kultivált fajok is, amelyek a jövőben akár terjedésnek is indulhatnak a környezeti változások (Walther et al. 2009), a mikroevolúciós változások (Lee 2002), vagy a megváltozó fajok közti kölcsönhatások miatt (Lenda et al. 2012). Példaként említhető az egyik, tanyákról is terjedő – Közép-Európában évszázadok óta kultivált – faj, a királydió (*Juglans regia*). Ennek az utóbbi két évtizedben Lengyelországban megfigyelt, intenzív terjedése a korábban művelt területek felhagyásával és a diót leginkább terjesztő faj, a vetési varjú (*Corvus frugilegus*) elszaporodásával, illetve a madár településeken való megtelepedésével magyarázható (Lenda et al. 2012). A kerti pálmaliliom (*Yucca filamentosa*) a felhagyott tanyákon egyelőre csak vegetatívan terjedő faj, melynek általunk dokumentált jelenléte a felhagyástól eltelt idővel nem csökken, és táji szintű terjedését pedig a faj specifikus megporzójának hiánya akadályozza meg (Powell 1992). Ez a korlátozó tényező azonban a beporzó esetleges behurcolásával a jövőben megváltozhat, mint ahogy az például a Dél-Ázsiában honos kislevelű fikusz (*Ficus microcarpa*) esetében is történt: a kislevelű fikuszt Floridában évtizedeken át termesztették, majd miután a térségbe a megporzója is eljutott, a faj terjedni kezdett (Nadel et al. 1992), és özönnövényé vált (Caughlin et al. 2012).

Az az eredményünk, hogy a tanyák (idegenhonos) kultúrfajai leginkább az erdészeti ültetvényekben terjednek, összhangban van más tanulmányokkal, és ez különösen a jelenleg is zajló tájhasználati változások – az egyre nagyobb kiterjedésű erdészeti ültetvények – fényében fontos. Chytrý et al. (2005) tanulmánya szerint az idegenhonos fajokban leggazdagabb élőhelyek a lombos fákból álló erdészeti ültetvények. A erdészeti telepítéseknel alkalmazott mélyszántást (Magyar 1961) a terület korábbi fajai nagy valószínűséggel nem élik túl. Emellett az ültetést követő években alkalmazott szántóművelés is kedvezhet a terjedő fajok megtelepedésének, mivel a zavarás gyakran elősegíti az özöngyomok terjedését (Burke és Grime 1996).

További szempont, hogy a fák pihenő- és fészkelőhelyet biztosítva vonzzák a madarakat, mint az ehető termésű fajok egyik lehetséges terjesztőit (Gosper et al. 2005). Bár a természetközeli erdők ugyancsak vonzzák a madarakat (és az általuk terjesztett magvakat), de ezek viszonylag zavarásmentes élőhelyek, ami magyarázhatja az erdészeti ültetvények és a gyepek között elfoglalt köztes helyzetüket (a kultúrfajok számát tekintve). Elmondható tehát, hogy az erdőborításnak az általunk vizsgált régióban (Farkas 2006) és Európa számos más részén (Skowronek et al. 2005, Mottet et al. 2006) is megfigyelt növekedése kedvezhet a madarak által terjesztett kultúrfajoknak, így a tájhasználat ilyen irányú változása elősegítheti az idegenhonos fajok terjedését (Lenda et al. 2012).

Annak ellenére, hogy az emberiség történelmében ismétlődően előfordult egy-egy terület elnéptelenedése, a települések felhagyásának ökológiai, botanikai hatásaival kapcsolatban mindmáig igen kevés tanulmány született. A felhagyott településeknek – a környező táj kontroll területeihez viszonyított – „megváltozott növényzetéről” számolnak be esettanulmányok: 40 évvel csehországi hegyi falvak (Vojta 2007), 60 évvel afrikai pásztortelepülések (Muchiru et al. 2009), 600 évvel egy csehországi középkori település (Hejzman et al. 2013), és majdnem kétezer évvel franciaországi római kori települések (Dambrine et al. 2007) felhagyását követően. Ezek a vizsgálatok a felhagyott települések megváltozott növényzetét a talaj megváltozott állapotával magyarázzák, miszerint a (megváltozott) talaj filterként működve a természetes növényzet bizonyos fajaira nézve kedvezően hat, míg más fajokra nézve pedig kedvezőtlenül.

Habár a felhagyott római kori településekről írt tanulmány nem számol be kultúrfajokról (Dambrine et al. 2007), közismert, hogy az ókori rómaiak a meghódított területeiken számos

kultúrfajt honosítottak meg (Martinez 2005), melyek közül néhány a természetben is túlélte. Jó példa erre a szelidgesztenye (*Castanea sativa*), melyet ugyancsak a rómaiak termesztettek és terjesztettek el. A faj azonban a természetben is meghonosodott, és így jelentősen megnövekedett az elterjedési területe (Conedera et al. 2004). Úgy véljük, néhány tanyai kultúrfaj jelenleg hasonló úton járhat. Annak ellenére, hogy közülük sok faj valószínűleg sikertelen lesz, néhány hosszú távon is fennmaradhat a természetben is.

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

5.2.1 A táji környezet hatása a felhagyott tanyák sorsára

Megállapítottuk, hogy a felhagyott tanyák sorsa függ a környező táj jellegétől. Természetközeli tájakban – ahol már nincs intenzív tájhasználat – a felhagyott tanyák jelentős része (beszántatlanul) megmaradt, így ma is jól felismerhető elemei a tájnak. A természetközeli tájakban leírt, felhagyott települések növényzete még évtizedekkel, évszázadokkal a felhagyás után is eltér a környezetétől (Vojta 2007, Saifullina et al. 2008, Muchiru et al. 2009, Mullah et al. 2012, Hejzman et al. 2013).

Ezzel ellentétben, a vizsgálati területünkön az agrártájban régen felhagyott tanyáknak több mint a fele teljesen eltűnt (megsemmisült), és helyüket más művelési ágak (szántóföld, szőlőültetvény, erdészeti ültetvény) vették át.

Ez azt jelenti, hogy a tanyahelyek, amelyek a vidéki tájnak csupán egy kis részét képezik (Hiron et al. 2013), beolvadnak a környező táj domináns művelési formába, ami csökkenő táji diverzitást eredményez, különösen az intenzív agrártájak esetében (Hiron et al. 2013).

5.2.2 A felhagyott tanyák növényzeti összetétele

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, mint például a fehér eperfa (*Morus alba*), a közönséges orgona (*Syringa vulgaris*), a fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), a mirigyes bálványfa (*Ailanthus altissima*), a zöld juhar (*Acer negundo*) vagy az aranyribiszke (*Ribes aureum*) 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 alapvetően fátlan tájak felhagyott tanyahelyei, mint erdős foltok pihenő-, fészkelő- és táplálkozóhelyként szolgálnak számos állatfajnak, ezáltal növelve a helyi madár- (Hiron et al. 2013, Muñoz et al. 2013) és emlősdiverzitást (Sterbetz 1975, Muchiru et al. 2008). Ez pedig számos növényfaj magterjedésére nézve kedvező hatással lehet (Vitousek és Walker 1989, Aide et al. 1996, Pascarella et al. 2000, Marco et al. 2010), és így – a parlagokhoz viszonyítva – nagymértékben befolyásolhatja a felhagyott tanyahelyek másodlagos szukcesszióját.

Ehhez képest egy nagyon eltérő szituáció, amikor a felhagyott települések a környező erdős táj nyitottabb, kevésbé erdős foltjai, mint ahogy azt hegyvidéki régiókban Vojta (2007) vagy trópusi erdőkben Mullah et al. (2012) dokumentálták.

A lágyszárú fajok borítása a fiatal (1989 és 2005 közötti) felhagyású tanyahelyeken magasabb, mint a környező kontrollterületeken, ami részben a fák pozitív árnyékoló hatásának következménye lehet. Az olyan régiókban, ahol a növények növekedéséhez a víz a legfőbb

limitáló tényező, az elszórt fák vagy a fásszárú fajok csoportjai gyakran elősegítik a lágyszárú szint fajainak növekedését (Belsky et al. 1993, Abdallah és Chaieb 2012). További oka lehet a lágyszárúak magas borításának, hogy a lakott területek talaja feldúsul tápanyagokban a különféle emberi tevékenységeknek – mint például az állattartásnak vagy trágyázásnak (Pickett et al. 2011) – köszönhetően, és a feldúsult tápanyagtartalom a felhagyást követően sokáig fennmarad (Dambrine et al. 2007, Vojta 2007, Saifullina et al. 2008, Muchiru et al. 2009, Hejcman et al. 2013).

Sok tanyahelyen nagy mennyiségben megtaláltuk a nitrogénfixáló fehér akácot (*Robinia pseudoacacia*), ami szintén hozzájárulhat a lágyszárú szint nagyobb produktivitásához, mint ahogy azt más, vízlimitált régiók nitrogénfixáló fáinak esetében is leírták (Rivest et al. 2013). Ez kedvező feltételeket teremt az egyéves gyomok, mint például a meddő rozsnok (*Bromus sterilis*) számára, ami jelentős hányadát képezi a tanyahelyek lágyszárú borításának.

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 kerti fajok, dísznövények, és az emberi kényelmet szolgáló fajok eredményezik. A különféle emberi zavarásoknak valamint a szándékosan telepített fajok nagy arányának együttes hatása, hogy az idegenhonos fajok aránya a településeken általában igen magas, 20–60%-át adja a fajkészletnek (Thompson et al. 2003, Pyšek et al. 2004a, Loram et al. 2008). 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, Hejcman 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.

5.2.3 A felhagyástól eltelt idő hatása a felhagyott tanyák növényzetére természetközeli tájban

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 valószínűleg néhány ültetett kultúrfaj (például a gyümölcsfák; ld. 3. melléklet, M3) pusztulásának az eredménye. Az idős tanyahelyek esetében tapasztalt alacsonyabb fásszárú borítás 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, Hejcman et al. 2013).

Az idegenhonos fajok száma és borítása alacsonyabb az idős (1956 és 1978 közötti) felhagyású tanyahelyeken, ami összhangban van a parlagokon megfigyelttel (Pascarella et al. 2000, Matlack és Schaub 2011). Néhány idegenhonos faj érzékeny a művelés hiányára, és a

felhagyást követően élesen hanyatló tendenciát mutat, mint például a meggy (*Cerasus vulgaris*), a nemes körte (*Pyrus communis*), a cseresznye (*Cerasus avium convar. duracina*) vagy a nemes alma (*Malus domestica*), míg mások hasonló borítást mutatnak az idős (1956 és 1978 közötti) felhagyású és a fiatal (1989 és 2005 közötti) felhagyású tanyahelyek esetében (ld. 3. melléklet, M3).

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). A parlagok esetében ugyancsak tapasztalható, hogy a felhagyást követően gyorsan megtelepedő illetve sokáig fennmaradó gyomok gátlólag hatnak a másodlagos szukcesszióra (Standish et al. 2008, Cseceserits et al. 2011), azonban jelentős különbség a tanyahelyek és a parlagok között az invazív fásszárúak jelenléte és igen nagy tömegessége a tanyahelyeken.

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” (azaz természetesebb állapotot) 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 hasonlóvá válhatnak a természetközeli élőhelyekhez. Ezek az eredmények összhangban vannak a parlagokon megfigyeltekkel, 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 hasonlóvá 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.

5.2.4 A táji környezet hatása az 1989 és 2005 között felhagyott tanyák növényzetére

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. Ez a hasonló történet magával hozza azt a jelentős számú és borítású idegenhonos fajt, ami általános jellemzője a lakóterületeknek (Thompson et al. 2003, Pyšek et al. 2004a, Loram et al. 2008).

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 (61,5% ill. 42%) a kontrollterületen lévő idegenhonos termények miatt; míg a természetközeli táj felhagyott tanyái – a kontrollterületekhez képest – egyértelműen az idegenhonos fajok gócpontjai (66,9% ill. 3,1%). A természetközeli tájban jóval alacsonyabb az idegenhonos fajok borítása a tanya illetve a kontroll eltérő történetének és az eltérő zavarási rezsimnek köszönhetően (Hobbs 1989, Lonsdale 1999).

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: nyílt gyepekkel (Öster et al. 2009), félszáraz sztyeppekkel és erdőkkel (Pueyo és Alados 2007) valamint trópusi erdőkkel (Chinea 2002, White et al. 2004) foglalkozó tanulmányok is kimutattak hasonló hatást.

Bár a felhagyott tanyahelyek őshonos fajainak illetve karakterfajainak száma agrártájban alacsonyabb, mint természetközeli tájban, ha a tanyahelyeket a kontrollterületeikkel vetjük össze, akkor ezek a számok más megvilágításba kerülnek. 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 kontrollterületekét. 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).

5.3 A felhagyott tanyák mikroélőhelyeinek növényzete és az akácinvázió hatása

Mivel a fátlan és az akácos tanyahelyek nagyon jelentősen eltérnek egymástól (ld. az akácinvázió szignifikáns hatását az összes tesztben), valamint a felhagyott tanyák mikroélőhelyei közötti különbségek is eltérnek az akácos és a fátlan tanyahelyeken (ld. szignifikáns interakciókat az összes tesztben), először külön tárgyaljuk a fátlan illetve az akácos tanyahelyeket, majd ezt követően hasonlítjuk össze a két tanyatípust.

5.3.1 A fátlan tanya-mikroélőhelyek összehasonlítása

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 (pl. a nyílt- illetve a zárt homokpusztagyepi fajok tekintetében). 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 vályogtégglából épült tanyák romjainak (vályogdombjainak) növényzete évtizedekkel a felhagyás után is jelentősen eltér a környezetétől. Ez a hosszú távú, a növényzet összetételében is megmutatkozó hatás a talaj lokálisan megváltoztatott tulajdonságaival illetve emelkedett tápanyagtartalmával magyarázható, mint ahogy azt Hejman és munkatársai (2013) egy csehországi felhagyott középkori település, Closset-Kopp és Decocq (2015) pedig középkori, mesterséges halmok vizsgálata során Franciaországban dokumentálták.

A fátlan tanyaélőhelyeken a lágyszárúak összborítása a romokon a legmagasabb, közepes értéket mutat az udvarokon, és legalacsonyabb a parlagokon, ami ugyancsak a mikroélőhelyek talajának különbözőségével magyarázható: az agyagos talajú romokon nagyobb a növényzeti borítás, mint a homokos talajú udvarokon és parlagokon, mivel a finom szemcsés talajoknak jobb a víztartóképesége és általában több szerves anyagot és felvehető tápanyagot tartalmaznak, mint a durva szemcsés talajok (Parton et al. 1987, Burke et al. 1989, Parton et al. 1993, Lane et al. 1998).

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. Ez a szituáció hasonló az egykor ugyancsak intenzíven használt kunhalmokhoz, melyek ma „biodiverzitás-hotspotként” tűnnek ki környezetükből (Barczy et al. 2004, Deák et al. 2015, Deák et al. 2016); vagy az észti kastélyparkokhoz (Liira et al. 2012) illetve az afrikai „szent helyekhez” (Fournier 2011), melyek szintén ember alkotta, mesterséges élőhelyek, ma mégis a környezetüknél jóval természetesebb vegetációt hordoznak.

Észtország fragmentált, erdős vidékén Liira és munkatársai (2012) az erdei fajok terjedőképességét vizsgálva azt találták, hogy az 1-2 évszázada telepített, ma már intenzíven használt agrárterületek közé ékelődő, vidéki kastélyparkok növényzetében az erdei fajkészlet fele jelen van, azaz a fragmentált táji környezetben az idős parkok potenciális refúgiumot biztosítanak az erdei fajok megtelepedéséhez és terjedéséhez.

Nyugat-Afrikában Fournier (2011) tanulmányozta az égetett szavannai táj rituális, szent helyeit. Ezek – a speciális használati módjuknak köszönhetően – fás növényzettel rendelkező, a környezetüknél jóval diverzebb, speciális élőhelyek, melyek az erősen átalakított táji környezetben kulturális és természetvédelmi értéket egyaránt képviselnek.

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 – a fragmentáltság, a kedvezőtlen táji környezet, és a megváltozott környezeti feltételek (pl. talajvízszint-süllyedés) mellett – kicsi (Molnár et al. 2011b, Szitár et al. 2014), a tanyaromok antropogén mikroélőhelyein a zárt homokpusztagyepi fajok fajai telepedtek meg és szaporodtak fel. Fontos hangsúlyozni azonban, hogy a zárt homoki gyepeknek csak néhány faja telepedett meg ezeken a speciális, antropogén mikroélőhelyeken (ld. 4. melléklet, M4), így közösségi szinten ezek a mikrofoltok nem feleltethetők meg a zárt homokpusztagyepi fajoknak, és a propagulum-limitáltság valamint az élőhelyi különbségek miatt a jövőben sem várható ebbe az irányba történő továbbfejlődésük. Ebből a szempontból tehát nem állíthatók párhuzamba az évszázadok óta háborítatlan kunhalmok fajgazdag gyepeivel (Barczy et al. 2004, Deák et al. 2015, Deák et al. 2016).

5.3.2 Az akác tanya-mikroélőhelyek összehasonlítása

Megállapítottuk, hogy az akác tanyahelyek esetében a különböző mikroélőhelyek (rom, udvar, parlag) 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). Ezt a jelenséget már számos invazív növényfaj (Dassonville et al. 2008, Piazzini és Balata 2008, Castro et al. 2010, Spyreas et al. 2010, Chen Guo-qi et al. 2013), és köztük az akác esetében is megfigyelték (Nascimbene és Marini 2010, Benesperi 2012). A mi eredményeink azért fontosak, mert megmutatják, hogy az akác hatására még az annyira különböző mikroélőhelyeken, mint a rom és a parlag, ugyanolyan növényzet alakul ki.

A felhagyott tanyahelyek és az ezeken zajló másodlagos szukcessziós folyamatok kedvező feltételeket teremtenek az akác terjedésének (Vitkova 2017), amit Észak-Amerikában Von Holle et al. (2006) is dokumentált, illetve a homokhátsági tanyák esetében mi is kimutattunk (Pándi et al. 2014). A felhagyott tanyák antropogén élőhelyein valamint az ezekhez hasonló, bolygatott területeken megfigyelt homogenizáció gyorsabb és erősebb folyamat, mint a kevésbé zavarott területeken lejátszódó (Lososová et al. 2012).

5.3.3 Az akácos és a fátlan tanya-mikroélőhelyek összehasonlítása

A lágyszárúak összborítása az akácos tanya-mikroélőhelyek esetében magasabb, mint a fátlan mikroélőhelyeken, ami részben a fák pozitív árnyékoló hatásának következménye lehet. Vízlimitált régiókban az elszórt fák vagy fásszárúak csoportjai elősegíthetik a lágyszárú szint fajainak növekedését (Abdallah és Chaieb 2012, Belsky et al. 1993). Emellett az akác nitrogénkötése miatt magasabb a talaj nitráttartalma, ahogy azt jelen vizsgálatban is kimutattuk, és ez szintén hozzájárulhat a lágyszárú szint nagyobb produktivitásához, mint ahogy azt más, vízlimitált régiók nitrogénfixáló fáinak esetében is leírták (Rivest et al. 2013).

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. Bár Sitzia és munkatársai (2012) a mediterrán hegyvidéki régió őshonos erdőfoltjainak és akácállományainak összehasonlítása során az aljnövényzet fajgazdagságában és diverzitásában nem mutatott ki szignifikáns különbséget, ennek ellenkezőjét, vagyis az akác által elfoglalt területek leromlását sokan igazolták (Maekawa és Nakaoshi 1997a, 1997b, Peloquin és Hiebert 1999, Rice et al. 2004, Von Holle et al. 2006). Von Holle és munkatársai (2006) akácmentes és ezekkel szomszédos, akáccal fertőzött állományok vizsgálata alapján kimutatták, hogy az özöngyomok aránya magasabb az akáccal fertőzött állományokban, mint az akácmentesekben. Ennek oka, hogy tápanyagszegény talajokon a nitrogént megkötő akác a 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 nagymérvű átalakítása és allelopátiás hatása miatt aljnövényzete fajszegény, melyben a nitrofil fajok dominálnak (Matus et al. 2003, Bartha et al. 2008, Vitková et al. 2017). A talaj nitrogénben való feldúsulása kedvez a gyors növekedésű, nitrofil fajoknak, aminek következtében a lassabb növekedésű (homoki) fajok kiszorulnak az aljnövényzetből (Tilman 1996, Tarvainen et al. 2012). Ezzel párhuzamosan a fényigényes homokpusztagyepi növényfajok kiszorulnak az akácállományok által leárnyékolta, kedvezőtlené vált élőhelyekről (Matus et al. 2003, Vitková et al. 2017).

Összegzőként elmondható, hogy a fátlan tanyaromok – és kisebb mértékben az udvarok – talaja és növényzete évtizedekkel a felhagyás után is élesen eltér a környezetétől: antropogén mikroélőhelyeiken a mára erősen visszaszoruló zárt homokpusztagyepék fajai telepednek meg és szaporodnak fel. Bár a tanyaromok és az udvarok a táj igen erősen átalakított mikroélőhelyei, mégis természetesebb növényzettel rendelkeznek, mint a környező tájra jellemző parlagok.

Ez a fátlan (felhagyott) tanyahelyekre jellemző élőhelyi diverzitás azonban teljesen eltűnik, ha a felhagyott tanyahelyeket akác növi be. Az akác inváziója homogenizálja ezt a finomléptékű élőhelyi diverzitást: a tanyaromok nem válnak el a környezetüktől (tanyaudvar, parlag); az akác alatt mindhárom mikroélőhelyen az idegenhonos fajok dúsulnak fel, míg az őshonosak kiszorulnak az aljnövényzetből.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

A mezőgazdasági területek extenzifikációja valamint ehhez kapcsolódóan a földterületek felhagyása és a vidék elnéptelenedése a világban sokfelé megfigyelhető jelenség. Míg a felhagyott agrárterületeken zajló folyamatok széleskörűen dokumentáltak, a felhagyott lakóterületek (falvak, tanyák) rendszerint kimaradnak ezekből a vizsgálatokból.

Hipotézisünk szerint a felhagyott tanyák nagyon erősen és speciálisan átalakított élőhelyek, amelyek növényzete valamint annak fejlődési útja jelentősen eltér a környező tájban megfigyelttől.

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, és (3) a felhagyott tanyák speciális mikroélőhelyeinek (tanyarom, tanyaudvar, parlag) növényzetét, valamint az akácinvázió ezekre gyakorolt hatását.

Az első vizsgálatban a Duna-Tisza közti Homokhátság 1956 és 2005 között felhagyott 190 tanyahelyén vizsgáltuk az ültetett kultúrfajok jelenlétét és a környező tájban való előfordulását. 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 tanyahelyeken.

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.

A második vizsgálatban 72 felhagyott tanya illetve ezek párosított kontrollterületeinek növényzetét mértük fel a felhagyástól eltelt idő és a táji környezet függvényében. Vizsgálatainkat 3 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.

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 felhagyástól 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.

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.

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

Kimutattuk, hogy bár a tanyaromok (és udvarok) a táj igen erősen átalakított élőhelyei, a fátlan tanyaromokon minimális az idegenhonos fajok tömegessége, és így természetesebb növényzettel rendelkeznek, mint a környező parlagok.

Megállapítottuk ugyanakkor, hogy ha a felhagyott tanyahelyeket az idegenhonos fehér akác (*Robinia pseudoacacia*) növi be, akkor eltűnnek a mikroélőhelyek (tanyarom, tanyaudvar,

parlag) közötti különbségek, és az akác alatt egy homogén valamint idegenhonos fajokban gazdag aljnövényzet alakul ki.

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 önmagukban is az élőhelyek nagy diverzitása jellemzi, amit azonban a terjedő özöngyomok homogenizálnak. Eredményeink azt mutatják, hogy habár a hagyományos, kisléptékű tanyarendszer eltűnőben van a vizsgált régióban, a tanyák sokrétű és hosszú örökséget hagynak a tájon, és hozzájárulnak a táji szintű biodiverzitáshoz.

SUMMARY

Agricultural extensification and associated land abandonment and rural depopulation can be observed worldwide. While succession on arable lands following abandonment has been widely documented, abandoned residential areas (villages, farmsteads) have generally been overlooked. We hypothesize that abandoned farmsteads are heavily transformed unique habitats characterized by a vegetation and successional development that are different from those of the surrounding landscape.

The objective of our work was to assess the present state and vegetation of farmsteads abandoned in the past decades in Duna-Tisza Interfluvium. In three independent research projects we investigated (1) the persistence and landscape-scale spread of cultivated plants following abandonment, (2) the effect of time since abandonment and the surrounding landscape on the vegetation of abandoned farmsteads, and (3) the vegetation of special microhabitats of abandoned farmsteads (ruins, yards, oldfields), and how this is affected by black locust (*Robinia pseudoacacia*) invasion.

In the first study, we examined the persistence of planted cultivated plants on 190 farmsteads abandoned between 1956 and 2005 in Duna-Tisza Interfluvium, and the spread of these species in the surrounding landscape. We showed that the number of cultivated species on abandoned farmsteads depended on the time since abandonment: the young and middle-aged abandoned farmsteads harboured more cultivated species than older ones. At the same time, many planted species occurred in similar frequency in long-ago and recently abandoned farmsteads, which indicates that these species can persist in the long run at abandoned farmsteads.

Furthermore, by analysing vegetation samples from the surrounding landscape, we found that some of these cultivated species also occurred outside farmsteads, in areas where they had not been planted, most often in tree plantations. In addition, the number of escaped cultivated species occurring in tree plantations was positively related to farmstead density, suggesting a prominent role of farmsteads as a source.

In the second study we surveyed the vegetation of 72 abandoned farmsteads and paired control sites in relation to the time since abandonment and the surrounding landscape. We focused on three farmstead types: (1) abandoned recently (1989-2005) in agricultural landscapes, (2) abandoned recently (1989-2005) in natural landscapes, and (3) abandoned long ago (1956-1978) in natural landscapes.

We showed that abandoned farmsteads had higher woody cover and higher number of non-native species than control sites irrespective of landscape context and time of abandonment. This indicates that abandoned farmsteads serve as hot spots of non-native species. Long-ago abandoned farmsteads had lower number and cover of non-native species and more native species than recently abandoned farmsteads, which shows a recovery towards natural communities.

Farmsteads in agricultural landscapes had fewer native species than farmsteads in natural landscapes. However, these low numbers were still much higher than that found in the paired control plots (agricultural land), suggesting that in agricultural landscapes, abandoned farmsteads also often provide refuge for the native flora.

In the third study, we compared the vegetation of microhabitats (ruins, yards, oldfields) on 60 farmsteads abandoned between 1956 and 1978, including 30 treeless abandoned farmsteads (covered only by herbaceous vegetation) and 30 invaded abandoned farmsteads, overgrown by the invasive black locust (*Robinia pseudoacacia*).

We found that soil and vegetation of the treeless farmsteads strongly differed from their surroundings even decades after abandonment: the loamy mounds of collapsed buildings were characterized by the occurrence and even dominance of closed grassland species. We also showed that although farmsteads are strongly transformed habitats of the landscape, the treeless ruins and yards had very low cover of non-native species, and thus had a more natural vegetation than the surrounding oldfields. However, when farmsteads were covered by the invasive black

locust, differences among microhabitats (ruins, yards, oldfields) disappeared, the herbaceous vegetation was a homogeneous layer rich in non-native species.

In conclusion, abandoned farmsteads are unique habitats that significantly differ from their surroundings. Their scattered distribution in the landscape further increases their importance in hosting and spreading non-native species and providing refuge for native species. As the relative importance of these two parallel processes depends on the landscape context, abandoned farmsteads have contrasting conservation value in different landscapes. Abandoned farmsteads are characterized by a high diversity of microhabitats, which is easily erased and homogenised by spreading invasive species. Overall, our results show that even if the traditional small-scale farming-system is declining in the study region, farmsteads leave a diverse and long-term legacy on the landscape, and contribute to landscape-level biodiversity.

7. MELLÉKLETEK

M1 Irodalomjegyzék

- ABDALLAH F., CHAIEB M. (2012): The influence of trees on nutrients, water, light availability and understorey vegetation in an arid environment. In: *Applied Vegetation Science*, 15, 501–512. p.
- ANDERSON M.J. (2001): A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. In: *Austral Ecology*, 26, 32–46. p.
- ÁNGYÁN J. (2003): A környezet- és tájgazdálkodás agroökológiai, földhasználati alapozása. MTA Doktori Értekezés Tézisei. Szent István Egyetem Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet. Gödöllő.
- 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.
- BABOS I. (1949): Az alföldi homokfásítás kérdései. In: *Erdészeti Lapok*, 88, 2–5. p.
- BALASSA I. (Főszerk.), FÜZES E., KISBÁN E. (Szerk.) (1997): A magyar nyelvterület településformái. 11–88. p. In.: PALÁDI-KOVÁCS ATTILA et al. (Szerk.): *Magyar néprajz IV*. Budapest: Akadémiai Kiadó, 904 p.
- BALOGH L. (2003): Az adventív-terminológia s. l. négy nyelvű segédszótára, egyben javaslat egyes szakszavak magyar megfelelőinek használatára. In: *Botanikai Közlemények*, 90 (1-2) 65–93. p.
- BALOGH L., BOTTA-DUKÁT Z., DANCZA I. (2003): What kind of plants are invasive in Hungary? 131–146 p. In: CHILD L.E., BROCK J.H., BRUNDU G., PRACH K., PYŠEK P., WADE P.M., WILLIAMSON M. (Eds.): *Plant Invasions: Ecological Threats and Management Solutions*. Leiden, The Netherlands: Backhuys Publishers.
- 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.
- BANIYA C.B., SOLHOY T., VETAAS O.R. (2009): Temporal changes in species diversity and composition in abandoned fields in a trans-Himalayan landscape, Nepal. In: *Plant Ecology*, 201, 383–399. p.
- BAUR B., CREMENE C., GROZA G., RAKOSY L., SCHILEYKO A.A., BAUR A., STOLL P., ERHARDT A., (2006): Effects of abandonment of subalpine hay meadows on plant and invertebrate diversity in Transylvania, Romania. In: *Biological Conservation*, 132, 261–273. p.
- BAZZAZ F.A. (1975): Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. In: *Ecology*, 56, 485–488. p.
- BARCZI A., PENKSZA K., JOÓ K. (2004): Alföldi kunhalmok talaj-növény összefüggés-vizsgálata. In: *Agrokémia és Talajtan*, 53 (1) 3–16. 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.
- BÁRTH J. (2000): Tanyák a változó időben. In: *Forrás*, 32 (10) 5–10. p.
- BECSEI J. (1966): A tanyai település néhány kérdéséről. In: *Földrajzi Értesítő*, 3, 385–406. p.
- BELL S., MONTARZINO A., ASPINALLI P., PENEZE Z., NIKODEMUS O. (2009): Rural society, social inclusion and landscape change in Central and Eastern Europe: a case study of Latvia. In: *Sociologia Ruralis*, 49, 295–326 p.

- BELSKY, A.J., MWONGA, S.M., AMUNDSON, R.G., DUXBURY, J.M., ALI, A.R., (1993): Comparative effects of isolated trees on their undercanopy environments in high- and low-rainfall savannas. In: *Journal of Applied Ecology*, 30, 143–155. p.
- BENESPERI R., GIULIANI C., ZANETTI S., GENNAI M., MARIOTTI LIPPI M., GUIDI T., NASCIMBENE J., FOGGI B. (2012): Forest plant diversity is threatened by *Robinia pseudoacacia* (black-locust) invasion. In: *Biodiversity and Conservation*, 21, 3555–3568. 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. (2008): A Duna-Tisza köze fásszárú vegetációjának átalakulása a 18. század óta, különös tekintettel a száraz homokterületekre. 23–38 p. In: KRÖEL-DULAY GY., KALAPOŠ T., MOJZES A. (Szerk.): *Talaj-vegetáció-klíma kölcsönhatások*. Vácrátót: MTA ÖBKI, 244 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.
- BORSY Z. (1977): Evolution of relief forms in Hungarian wind-blown sand areas. In: *Földrajzi Közlemények*, 35 (101) 3–16. 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 használható fogalmakra és definícióikra. 35–59 p. In: MIHÁLY B., BOTTA-DUKÁT Z. (Szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények*. Budapest: Természetbúvár Alapítvány Kiadó, 409 p.
- BOTTA-DUKÁT Z. (2006): Plant invasion as a threat of Hungarian habitats: data from survey of whole country. In: NEOBIOTA: FROM ECOLOGY TO CONSERVATION. 4TH EUROPEAN CONFERENCE ON BIOLOGICAL INVASIONS. (2006) (Vienna, Austria) 18. p.
- BOTTA-DUKÁT Z., MIHÁLY B. (Szerk.) (2006): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények II*. Budapest: Természetbúvár Alapítvány Kiadó, 410 p.
- BOTTA-DUKÁT Z., BALOGH L. (Eds.) (2008): The most important invasive plants in Hungary. Vácrátót: HAS Institute of Ecology and Botany, 255 p.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS., KUN A. (Szerk.) (2011): Magyarország élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója. ÁNÉR 2011. Vácrátót: MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, 439 p.
- BJORNSTAD O.N., FALCK W. (2001): Nonparametric spatial covariance functions: estimation and testing. In: *Environmental and Ecological Statistics*, 8, 53–70. p.
- BURKE I.C., YONKER C.M., PARTON W.J., COLE C.V., FLACH K., SCHIMEL D.S. (1989): Texture, climate, and cultivation effects on soil organic matter content in U. S. grassland soils. In: *Soil Science Society of America Journal*, 53, 800–805. p.
- BURKE M.J.W., GRIME J.P. (1996): An experimental study of plant community invasibility. In: *Ecology*, 77, 776–790. p.
- CASTRO S.A., BADANO E., GUZMAN D., CAVIERES L. (2010): Biological invasion of a refuge habitat: *Anthriscus caucalis* (Apiaceae) decreases diversity, evenness, and survival of native herbs in the Chilean matorral. In: *Biological Invasions*, 12, 1295–1303. p.
- CAUGHLIN T., WHEELER J.H., JANKOWSKI J., LICHSTEIN J.W. (2012): Urbanized landscapes favored by fig-eating birds increase invasive but not native juvenile strangler fig abundance. In: *Ecology*, 93, 1571–1580. 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.
- CHEN GUO-QI, ZHANG CHAO-BIN, MA LING, QIANG SHENG, SILANDER J.A., LI LI QI (2013): Biotic Homogenization Caused by the Invasion of *Solidago canadensis* in China. In: *Journal of Integrative Agriculture*, 12 (5) 835–845. p.

- CHYTRÝ M., PYŠEK P., TICHÝ L., KNOLLOVÁ I., DANIHELKA J. (2005): Invasions by alien plants in the Czech Republic: a quantitative assessment across habitats. In: *Preslia*, 77, 339–354. 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.
- CONEDERA M., KREBS P., TINNER W., PRADELLA M., TORRIANI D. (2004): The cultivation of *Castanea sativa* (Mill.) in Europe, from its origin to its diffusion on a continental scale. In: *Vegetation History and Archaeobotany*, 13, 161–179. p.
- CRAMER V.A., HOBBS R.J., STANDISH R.J. (2008): What's new about old fields? In: *Trends in Ecology and Evolution*, 23, 104–112. p.
- CRAWLEY M.J. (2007): *The R book*. Chichester, UK: John Wiley and Sons Ltd. 942 p.
- CZENE ZS., JÁVOR K., (2006): A tanyák: XXI. századi végváraink – Helyzetkép a homokhátsági tanyákról. In: *A falu*, 21, 13–25. p.
- CSATÁRI B. (2004a): Bevezető gondolatok – Célok, módszerek. 3–5 p. In: CSATÁRI B., KISS A. (Szerk.): *Tanyai kaleidoszkóp. A 2002-2003. évi tanyakollégium munkájának eredményei*. Kecskemét: MTA RKK Alföldi Tudományos Intézete, 192 p.
- CSATÁRI B. (2004b): A tanyák változásairól általában – A tanya, mint rendszer. 6–18. p. In: CSATÁRI B., KISS A. (Szerk.): *Tanyai kaleidoszkóp. A 2002-2003. évi tanyakollégium munkájának eredményei*. Kecskemét: MTA RKK Alföldi Tudományos Intézete, 192 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.
- CSECSERITS A., BOTTA-DUKÁT Z., KRÖEL-DULAY GY., LHOTSKY B., ÓNODI G., RÉDEI T., SZITÁR K., HALASSY M. (2016): Tree plantations are hot-spots of plant invasion in a landscape with heterogeneous land-use. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 226, 88–98. 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.
- DASSONVILLE N., VANDERHOEVEN S., VANPARYS V., HAYEZ M., GRUBER W., MEERTS P. (2008): Impacts of alien invasive plants on soil nutrients are correlated with initial site conditions in NW Europe. In: *Oecologia*, 157, 131–140. p.
- DEÁK B., TÖRÖK P., TÓTHMÉRÉSZ B., VALKÓ O. (2015): A hencidai Mondró-halom, a löszgyep-vegetáció őrzője. In: *Kitaibelia*, 20 (1) 143–149. p.
- DEÁK B., TÓTHMÉRÉSZ B., VALKÓ O., SUDNIK-WÓJCIKOWSKA B., I. MOYSIYENKO I., M. BRAGINA T., APOSTOLOVA I., DEMBICZ I., I. BYKOV N., TÖRÖK P. (2016): Cultural monuments and nature conservation: a review of the role of kurgans in the conservation and restoration of steppe vegetation. In: *Biodiversity and Conservation*, 25 (12) 2473–2490. p.

- DECÁCERES M., PIERRE L. (2009): Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. In: *Ecology*, 90 (12) 3566–3574. p.
- DEGASPERIS B.G., MOTZKIN G., (2007): Windows of opportunity: Historical and ecological controls on *Berberis thunbergii* invasions. In: *Ecology*, 88, 3115–3125. p.
- DEN HOLLANDER A.N.J. (1980): *Az Alföld települései és lakói*. Budapest: Mezőgazdasági Kiadó, 113 p.
- DE WILDE M., BUISSON E., RATOVOSON F., RANDRIANAIVO R., CARRIÈRE S.M., LI P.P.L. (2012): Vegetation dynamics in a corridor between protected areas after slash-and-burn cultivation in south-eastern Madagascar. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 159, 1–8. p.
- DÓKA R. (2006): A homokhátsági tanyák természeti környezeti vonatkozásai. In: *A falu*, 21 (2) 43–51. p.
- DURÓ A. (2004): Szállások, tanyák, szórványok. In: *A Falu*, 19 (1) 97–104. p.
- ERDEI F. (1976): *Magyar tanyák*. Budapest: Akadémiai Kiadó, 270 p.
- ERDEI F. (1977): *Futóhomok*. Budapest: Akadémiai Kiadó, 279 p.
- FARKAS J. ZS. (2006): A művelési ágak változásai a Homokhátságon. In: *A falu*, 21 (2) 79–87. p.
- FJELLSTAD W.J., DRAMSTAD W.E. (1999): Patterns of change in two contrasting Norwegian agricultural landscapes. In: *Landscape and Urban Planning*, 45, 177–191. 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.
- FOX J., WEISBERG S. (2011): *An {R} Companion to Applied Regression*, Second Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>
- FÜR L. (1980): A „belterjes” tanya. 216–271. p. In: PÖLÖSKEI F., SZABAD GY. (Szerk.): *A magyar tanyarendszer múltja*. Budapest: Akadémiai Kiadó, 449 p.
- GELLRICH M., ZIMMERMANN N.E. (2007a): 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.
- GELLRICH M., BAUR P., KOCH B., ZIMMERMANN E.N. (2007b): Agricultural land abandonment and natural forest re-growth in the Swiss mountains: A spatially explicit economic analysis. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118, 93–108. p.
- GOSPER C.R., STANSBURY C.D., VIVIAN-SMITH G. (2005): Seed dispersal of fleshy-fruited invasive plants by birds: contributing factors and management options. In: *Diversity and Distribution*, 11, 549–558. p.
- GYÖRFFY I. (1937): A magyar tanya. In: *Földrajzi Közlemények*, 4-5, 70–93. p.
- GYÖRFFY I. (1943): *Magyar falu, magyar ház*. Budapest: Turul Kiadó, 231 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 over-looked 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.

- HOOPER E., LEGENDRE P., CONDIT R. (2005): Barriers to forest regeneration of deforested and abandoned land in Panama. In: *Journal of Applied Ecology*, 42, 1165–1174. p.
- HOTHORN T., BRETZ F., WESTFALL P. (2008): Simultaneous inference in general parametric models. In: *Biometrical Journal*, 50, 346–363. p.
- HONG S.K., SONG I.J., KIM HO, LEE E.K. (2003): Landscape pattern and its effect on ecosystem functions in Seoul Metropolitan area: Urban ecology on distribution of the naturalized plant species. In: *Journal of Environmental Sciences – China*, 15, 199–204. 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.
- ILLYÉS B. (1975): Kiskunsági krónika. Kunszentmiklós: Kunszentmiklósi Nagyközségi Tanács, 179 p.
- JENSEN C., VORREN K.D., EILERTSEN S.M., SAMUELSEN R. (2001): Successionary stages of formerly cultivated grassland in northern Norway, abandoned for 10, 20 and 35 years. In: *Nordic Journal of Botany*, 21, 305–320. p.
- JIANG H., FAN Q., LI J-T., SHI S., LI S-P., LIAO W-B., SHU W-S. (2011): Naturalisation of alien plants in China. In: *Biodiversity and Conservation*, 20, 1545–1556.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.
- KIRÁLY G. (Szerk.) (2009): Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Jósavfő: Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, 616 p.
- KISS A. (2004): Hogyan tovább tanyavilág? 39–63. p. In: CSATÁRI B., KISS A. (Szerk.) *Tanyai kaleidoszkóp. A 2002-2003. évi tanyakollégium munkájának eredményei*. Kecskemét: MTA RKK Alföldi Tudományos Intézete, 192 p.
- KISS A. (2006): Tanyák a tájban. In: *A falu*. 21 (2) 35–41. 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.
- KOVÁCS A.D., FARKAS J. ZS. (2011): Problems and Development Concepts for Scattered Farms in Hungary – a Case Study from the "Kiskunság Region". In: *Hrvatski geografski glasnik*, 73 (2) 165–177. p.
- KOVÁCS-LÁNG E., KRÖEL-DULAY GY., KERTÉSZ M., FEKETE MIKA J., DOBI-WANTUCH I., RÉDEI T., RAJKAI K., HAHN I., BARTHA S. (2000): Changes in the composition of sand grasslands along a climatic gradient in Hungary, and implications for climate change. In: *Phytocoenologia*, 30, 385–407. p.
- Kreybig L. (1930-1940): Magyarország átnézetes talajismereti térképe. Méretarány 1:25 000. Budapest: Magyar Királyi Földtani Intézet.
- 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.
- LANE D.R., COFFIN D.P., LAUENROTH W.K. (1998): Effects of soil texture and

- precipitation on above-ground net primary productivity and vegetation structure across the Central Grassland region of the United States. In: *Journal of Vegetation Science*, 9, 239–250. p.
- LEE CE (2002): Evolutionary genetics of invasive species. In: *Trends in Ecology and Evolution*, 17, 386–391.
- LEDA M., SKÓRKA P., KNOPS J.M.H., MORON D., TWOREK S., WOYCIECHOWSKI M. (2012): Plant establishment and invasions: an increase in a seed disperser combined with land abandonment causes an invasion of the alien walnut in Europe. In: *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences*, 279, 1491–1497.
- LIIRA J., LÖHMUS 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.
- LOPES C.G.R., FERRAZ E.M.N., DE CASTRO C.C., DE LIMA E.N., DOS SANTOS J.M.F.F., DOS SANTOS D.M., ARAUJO E.D. (2012): Forest succession and distance from preserved patches in the Brazilian semiarid region. In: *Forest Ecology and Management*, 271, 115–123. p.
- LORAM A., THOMPSON K., WARREN P.H., GASTON K.J. (2008): Urban domestic gardens (XII): The richness and composition of the flora in five UK cities. In: *Journal of Vegetation Science*, 19, 321–330. p.
- LOSOSOVÁ Z., CHYTRÝ M., TICHÝ L., DANIHELKA J., FAJMON K., HÁJEK O., KINTROVÁ K., LÁNÍKOVÁ D., OTÝPKOVÁ Z., ŘEHOŘEK V. (2012): Biotic homogenization of Central European urban floras depends on residence time of alien species and habitat types. In: *Biological Conservation*, 145, 179–184. 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.
- MACK R.N. (2005): Predicting the identity of plant invaders: future contributions from agriculture. In: *Hortscience*, 40, 1168–1174. p.
- MAGYAR P. (1961): Alföldfásítás I-II. Budapest: Akadémiai Kiadó, 466 p, 512 p.
- Magyar Szabványügyi Testület, 1999. MSZ 20135. A talaj oldható tápelem-tartalmának meghatározása. Magyar Szabványügyi Testület, Budapest.
- MAEKAWA M., NAKAGOSHI N. (1997a): Riparian landscape changes over a period of 46 years, on the Azusa River in Central Japan. In: *Landscape and Urban Planning*, 37, 37–43. p.
- MAEKAWA M., NAKAGOSHI N. (1997b): Impact of biological invasion of *Robinia pseudo-acacia* on zonation and species diversity of dune vegetation in Central Japan. In: *Japanese Journal of Ecology*, 47, 131–143. p.
- MARCO A., LAVERGNE S., DUTOIT T., BERTAUDIÈRE-MONTES V. (2010): From the backyard to the backcountry: how ecological and biological traits explain the escape of garden plants into Mediterranean old fields. In: *Biological Invasions*, 12, 761–779. p.
- MARTINEZ N.A. (2005): Agriculture and food from the Roman to the Islamic Period in the North-East of the Iberian peninsula: archaeobotanical studies in the city of Lleida (Catalonia, Spain). In: *Vegetation History and Archaeobotany*, 14, 341–361. 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.
- MAZA-VILLALOBOS S., BALVANERA P., MARTINEZ-RAMOS M. (2011): Early regeneration of tropical dry forest from abandoned pastures: contrasting chronosequence and dynamic approaches. In: *Biotropica*, 43, 666–675. p.
- MCARDLE B.H., ANDERSON M.J. (2001): Fitting Multivariate Models to Community Data: A Comment on Distance-Based Redundancy Analysis. In: *Ecology*, 82 (1) 290–297. p.

- MIHÁLY B., BOTTA-DUKÁT Z. (Szerk.) (2004): Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. Budapest: Természetbúvár Alapítvány Kiadó, 409 p.
- MOLNÁR ZS., KUN A. (Szerk.) (2000): Alföldi erdőssztyepp-maradványok Magyarországon. – WWF füzetek 15. Budapest–Vácrátót: WWF–MTA ÖBKI, 56. p.
- MOLNÁR ZS., RÉDEI T., FEKETE G., KRÖEL-DULAY GY., KUN A., BARTHA S., JUHÁSZ M., BAUER N., LÖKÖS L. (2011a): G1 – Nyílt homokpusztagyepek. 140–145. 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.
- MOLNÁR ZS., VARGA Z., KUN A., HORVÁTH A., JUHÁSZ M. (2011b): 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. (2008): The role of abandoned pastoral settlements in the dynamics of African large herbivore communities. In: *Journal of Arid Environments*, 72, 940–952. 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.
- MULLAH C.J.A., TOTLAND Ø., KLANDERUD K. (2012): Recovery of Plant Species Richness and Composition in an Abandoned Forest Settlement Area in Kenya. In: *Restoration Ecology*, 20, 462–474. 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.
- MUÑOZ J.C., AERTS R., THIJS K.W., STEVENSON P.R., MUYS B., SEKERCIOGLU C.H. (2013): Contribution of woody habitat islands to the conservation of birds and their potential ecosystem services in an extensive Colombian rangeland. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 173, 13–19. p.
- NADEL H., FRANK J.H., FRANK R.J.K. JR. (1992): Escapees and accomplices: the naturalization of exotic *Ficus* and their associated faunas in Florida. In: *Florida Entomologist*, 75, 29–38. p.
- NASCIMBENE J., MARINI L. (2010): Oak forest exploitation and black-locust invasion caused severe shifts in epiphytic lichen communities in Northern Italy. In: *Science of the Total Environment*, 408, 5506–5512. p.
- NAVARRO L.M., PEREIRA H.M. (2012): Rewilding abandoned landscapes in Europe. In: *Ecosystems*, 15, 900–912. p.
- NÉMETH F., SEREGÉLYES T. (1989): Természetvédelmi információs rendszer: adatlap kitöltési útmutató. Kézirat. Budapest: Környezetgazdálkodási Intézet.
- OKSANEN J., GUILLAUME BLANCHET F.G., KINDT R., LEGENDRE P., MINCHIN P.R., O'HARA R.B., SIMPSON G.L., SOLYMOS P., STEVENS M.H.H., WAGNER H. (2012): *Vegan: Community Ecology Package.* R package version 2.0-5.
- Olden J.D. (2006): Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. In: *Journal of Biogeography*, 33 (12) 2027–2039. p.
- OROSZ I. (1980): A „rideg” tanya. 170–215. p. In: PÖLÖSKEI F., SZABAD GY. (Szerk.): *A magyar tanyarendszer múltja.* Budapest: Akadémia Kiadó, 449 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.
- 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.
- PARTON W.J., SCHIMEL D.S., COLE C.V., OJIMA D.S. (1987): Analysis of factors controlling soil organic matter levels on grasslands. In: *Soil Science Society of America Journal*, 51, 1173–1179. p.
- PARTON W.J., SCURLOCK J.M.O., OJIMA D.S., GILMANOV T.G., SCHOLLES R.J., SCHIMEL D.S., KIRCHNER T., MENAUT J.-C., SEASTEDT T., GARCIA MOYA E., KAMNALRUT A., KINYAMARIO J.I. (1993): Observations and modeling of biomass and soil organic matter dynamics for the grassland biome worldwide. In: *Global Biogeochemical Cycles*, 7, 785–809. 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.
- PECO B., SANCHEZ A.M., AZCARATE F.M. (2006): Abandonment in grazing systems: Consequences for vegetation and soil. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 113, 284–294. p.
- PELOQUIN R.L., HIEBERT R.D. (1999): The effects of black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) on species diversity and composition of black oak savanna/woodland communities. In: *Natural Areas Journal*, 19, 121–131. p.
- PÉCSI M. (Szerk.) (1967): A dunai Alföld. Budapest: Akadémiai Kiadó, 358. p.
- PIAZZI L., BALATA D. (2008): The spread of *Caulerpa racemosa* var. *cylindracea* in the Mediterranean Sea: An example of how biological invasions can influence beta diversity. In: *Marine Environmental Research*, 65, 50–61. p.
- PICKETT S.T.A., CADENASSO M.L., GROVE J.M., BOONE C.G., GROFFMAN P.M., IRWIN E., KAUSHAL S.S., MARSHALL V., MCGRATH B.P., NILON C.H., POUYAT R.V., SZLAVECZ K., TROY A., WARREN P. (2011): Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. In: *Journal of Environmental Management*, 92, 331–362. p.
- PINHEIRO J., BATES D., DEBROY S., SARKAR D., R Development Core Team, (2013): nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-108.
- 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.
- POWELL J.A. (1992): Interrelationships of *Yuccas* and *Yucca* Moths. In: *Trends in Ecology and Evolution*, 7, 10–15. p.
- PRACH K., ŘEHOUNKOVÁ K., (2006): Vegetation succession over broad geographical scales: which factors determine the patterns? In: *Preslia*, 78, 469–480. p.
- PROENÇA V., HONRADO J., PEREIRA H.M. (2012): From abandoned farmland to self-sustaining forests: challenges and solutions. In: *Ecosystems*, 15, 881–882. 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., SÁDLO J., MANDÁK B. (2002) Catalogue of alien plants of the Czech Republic. In: *Preslia*, 74, 97–186. p.
- PYŠEK P., CHOCHOLOUSKOVÁ Z., PYŠEK A., JAROSIK V., CHYTRÝ M., TICHÝ L. (2004a): Trends in species diversity and composition of urban vegetation over three decades. In: *Journal of Vegetation Science*, 15, 781–788. 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.
- RÁCZ I. (1976): Az első magyarországi katonai térképfelvétel tanyatörténeti tanulságai. In: *Agrártörténeti Szemle*, 18, 1–15. p.
- RÁCZ I. (1980): A tanyarendszer kialakulása. 97–148. p. In: PÖLÖSKEI F., SZABAD GY. (Szerk.): *A magyar tanyarendszer múltja*. Budapest: Akadémiai Kiadó, 449 p.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM (2012): R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- RICE K.S., WESTERMAN B., FEDERICI R. (2004): Impacts of the exotic, nitrogen-fixing black locust (*Robinia pseudoacacia*) on nitrogen-cycling in a pine-oak ecosystem. In: *Plant Ecology*, 174, 97–107. 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.
- RIVEST D., PAQUETTE A., MORENO G., MESSIER C. (2013): A meta-analysis reveals mostly neutral influence of scattered trees on pasture yield along with some contrasted effects depending on functional groups and rainfall conditions. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 165, 74–79. p.
- ROMÁNY P. (2002): Tanyavilág és falukutatás – Tanyairodalom Magyarországon. In: *Magyar Tudomány*, 9, 1187–1195. p.
- ROSENTHAL G. (2010): Secondary succession in a fallow central European wet grassland. In: *Flora*, 205, 153–160. p.
- ROUNSEVELL M.D.A., EWERT F., REGINSTER I., LEEMANS R., CARTER T.R. (2005): Future scenarios of European agricultural land use II. Projecting changes in cropland and grassland. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 107, 117–135. 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.
- SAIFULLINA N.M., YAMALOV S.M., SHAIKHLAMOVA E.F., MIRKIN B.M. (2008): Statistical Analysis of Progressive Succession in the Vegetation of Abandoned Villages in the Mountain Forest Zone of Bashkortostan. In: *Russian Journal of Ecology*, 39 (5) 366–370. p.
- SAX D.F., BROWN J.H. (2000): The paradox of invasion. In: *Global Ecology and Biogeography*, 9, 363–371. p.
- SKOWRONEK E., KRUKOWSKA R., SWIECA A., TUCKI A. (2005): The evolution of rural landscapes in mid-eastern Poland as exemplified by selected villages. In: *Landscape and Urban Planning*, 70, 45–56. p.
- SITZIA T., CAMPAGNARO T., DAINESE M., CIERJACKS A. (2012): Plant species diversity in alien black locust stands: A paired comparison with native stands across a north-Mediterranean range expansion. In: *Forest Ecology and Management*, 285, 85–91. p.
- SOÓ R. (1964-1980): A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I–VI. Budapest: Akadémiai Kiadó.
- SPYREAS G., WILM B.W., PLOCHER A.E., KETZNER D.M., MATTHEWS J.W., ELLIS J.L., HESKE E.J. (2010): Biological consequences of invasion by reed canary grass (*Phalaris arundinacea*). In: *Biological Invasions*, 12, 1253–1267. p.
- STANDISH R.J., CRAMER V.A., HOBBS R.J. (2008): Land-use legacy and the persistence of invasive *Avena barbata* on abandoned farmland. In: *Journal of Applied Ecology*, 45, 1576–1583. p.

- STERBETZ I. (1975): Alföldi tanyák, tanyaromok emlős- és madárvilágának változásai. In: *Állattani Közlemények*, 62 (1-4) 143–147. p.
- STORKEY J., MEYER S., STILL K.S., LEUSCHNER C. (2012): The impact of agricultural intensification and land-use change on the European arable flora. In: *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences*, 279, 1421–1429. p.
- SZENTI T. (1979): A tanya. Budapest: Gondolat. 273 p.
- SZENTI T. (1983): Tanyás gazdálkodás és életmód Dél-Magyarországon. In: *Agrártörténeti Szemle*, 25, 392–414. p.
- SZENTI T. (2001): Tanyarendszerünk múltja és egy lehetséges jövőképe. In: *Hitel*, 14 (8) 68–79. p.
- SZENTI T. (2002a): Elpusztult tanyák. <http://www.szenti.com/elpta.htm> Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: szenti elpusztult tanyák. Lekérdezés időpontja: 2016. 12. 10.
- SZENTI T. (2002b): Hová fejlődhet a magyar tanya? <http://www.szenti.com/elpta.htm> Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: szenti magyar tanya. Lekérdezés időpontja: 2016. 12. 10.
- SZITÁR K., ÓNODI G., SOMAY L., PÁNDI I., KUICS 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.
- SZÖNYI L. (1956): Termőhelyfeltárás a kiskunhalasi homokfásítások területén. In: *Erdészeti Kutatások*, 99–119. p.
- TARVAINEN O., HAMBERG L., OHENOJA E., STRÖMMER R., MARKKOLA A. (2012): Responses of fungal and plant communities to partial humus removal in mid-boreal N-enriched forests. In: *Journal of Environmental Management*, 108, 120–129. p.
- TÁLASI I. (1977): Kiskunság. Budapest: Gondolat, 332 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.
- THOMPSON K., AUSTIN K.C., SMITH R.M., WARREN P.H., ANGOLD P.G., GASTON K.J. (2003): Urban domestic gardens (I): Putting small-scale plant diversity in context. In: *Journal of Vegetation Science*, 14, 71–78. p.
- TERPÓ A., ZAJAC M., ZAJAC A. (1999): Provisional list of Hungarian archeophytes. In: *Thaiszia Journal of Botany*, 9, 41–47. p.
- TILMAN D. (1996): Biodiversity, population versus ecosystem stability. In: *Ecology*, 77, 350–363. p.
- TÓTH I. (2012): Lomblevelű díszfák, díszcserjék kézikönyve. Budapest: Tarkavirág Kereskedelmi és Szolgáltató Kft., 790 p.
- TZANOPOULOS J., MITCHLEY J., PANTIS J.D. (2007): Vegetation dynamics in abandoned crop fields on a Mediterranean island: Development of succession model and estimation of disturbance thresholds. In: *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120, 370–376. p.
- USDA, NRCS (2013): The PLANTS Database (<http://plants.usda.gov>, 12 February 2013). National Plant Data Team, Greensboro, NC 27401-4901 USA
- VAN DER VAART J.H.P. (2005): Towards a new rural landscape: consequences of non-agricultural re-use of redundant farm buildings in Friesland. In: *Landscape and Urban Planning*, 70, 143–152. p.
- VENABLES W.N., RIPLEY B.D. (2002): *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. New York: Springer.
- VERHOEVEN K.J.F., SIMONSEN K.L., MCINTYRE L.M. (2005): Implementing false discovery rate control: increasing your power. In: *Oikos*, 108, 643–647. 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.
- VITOUSEK P.M., WALKER L.R. (1989): Biological Invasion by *Myrica Faya* in Hawai'i: Plant

- Demography, Nitrogen Fixation, Ecosystem Effects. In: *Ecological Monographs*, 59 (3) 247–265. 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.
- WALTHER G.R., ROQUES A., HULME P.E., SYKES M.T., PYŠEK P., KÜHN I., ZOBEL M., BACHER S., BOTTA-DUKÁT Z., BUGMAN H., CZÚCZ B., DAUBER J., HICKLER T., JAROŠIK V., KENIS M., KLOTZ S., MINCHIN D., MOORA M., NENTWIG W., OTT J., PANOV V.E., REINEKING B., ROBINET C., SEMENCHENKO V., SOLARZ W., THUILLER W., VILÀ M., VOHLAND K., SETTELE J. (2009): Alien species in a warmer world: risks and opportunities. In: *Trends in Ecology and Evolution*, 24, 686–693. 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.
- YODZIS P. (1978): Competition for space and the structure of ecological communities. Berlin: Springer, 115 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.
- ZUUR A.F., IENO E.N., SMITH G.M. (2007): Analysing ecological data. New York: Springer.
- ZUUR A.F., IENO E.N., WALKER N.J., SAVELIEV A.A., SMITH G.M. (2009): Mixed effects models and extensions in ecology with R. New York: Spring Science and Business Media.

TÉRKÉPEK ÉS LÉGIFOTÓK FORRÁSA:

- Gauss-Krüger topográfiai térkép (1956): HM Térképészeti Kht, Budapest. Méretarány: 1:25 000.
- Topográfiai térkép (1978): Földmérési és Távérzékelési Intézet, Budapest. Méretarány: 1:10 000.
- Gauss-Krüger topográfiai térkép (1989): HM Térképészeti Kht, Budapest. Méretarány: 1:25 000.
- Légi ortofotó (2005): Földmérési és Távérzékelési Intézet, Budapest. Felbontás: 0,5 m/pixel

M2 A felhagyott tanyahelyeken talált kultúrfajok listája (csökkenő előfordulási gyakoriságuk szerint sorba rendezve).

Előfordulási gyakoriságuk a felhagyott tanyák három korcsoportjában, valamint a környező táj főbb élőhelytípusaiban készült felvételekben. Aláhúzással jelöltem azokat a fajokat, amelyeknél vegetatív terjedés volt megfigyelhető a felhagyott tanyákon. A csillaggal (*) jelölt fajok a kiskunsági régióban nem őshonosak, de az ország más részein őshonosak (a nem jelölt fajok idegenhonosak hazánkban). A kettős kereszttel (#) jelölt fajok a tanyákon kívül (például erdészeti ültetvényekben) is kultiváltak. A fajnevek utáni zárójeles rövidítések a növekedési formákra vonatkoznak: (f: fa, cs: cserje, l: lián, él: élő lágyszárú, e: egyéves). Az átlagos élettartam becslése a gyakori (fásszárú) fajok esetében az USDA, NRCS 2013, Tóth (2012) és szakértői tudáson (Kósa G. személyes közlésén) alapszik. A vastagon szedett gyakorisági értékek az idős és a fiatal korcsoport gyakorisági értékei közötti szignifikáns különbségeket jelölik (Generalised Linear Model; $p < 0,05$). n.a.: tanyákon kívül is kultivált fajok esetében a fajok előfordulása a táj jellemző élőhelyein a vizsgálatunk szempontjából nem informatív.

Fajok	Lágyszárú/ fásszárú (l/f)	Átlagos élettartam	Felhagyott tanyákon való előfordulási gyakoriság (%)			Előfordulás tanyákon kívül (%)
			Felhagyás kora:			
			1956-1978 (n=62)	1978-1989 (n=25)	1989-2005 (n=103)	
<i>Robinia pseudoacacia</i> # (t)	f	hosszú	94	96	95	n.a.
<i>Morus alba</i> (t)	f	hosszú	61	72	84	11
<i>Syringa vulgaris</i> (s)	f	rövid	40	64	75	0
<i>Ribes aureum</i> (s)	f	hosszú	53	60	54	4
<i>Prunus domestica</i> (t)	f	hosszú	37	56	58	0
<i>Juglans regia</i> (t)	f	hosszú	40	48	51	17
<i>Persica vulgaris</i> (t)	f	rövid	23	52	53	6
<i>Vitis vinifera</i> # (v)	f	hosszú	35	52	45	n.a.
<i>Ailanthus altissima</i> (t)	f	hosszú	37	36	43	10
<i>Armeniaca vulgaris</i> (t)	f	rövid	24	48	28	3
<i>Yucca filamentosa</i> (s)	f	rövid	32	36	23	0
<i>Cydonia oblonga</i> (t, s)	f	hosszú	23	28	27	0
<i>Cerasus vulgaris</i> (t)	f	hosszú	10	20	35	0
<i>Narcissus poeticus</i> (ph)	l		3	24	31	0
<i>Pyrus communis</i> (t)	f	hosszú	10	24	27	0
<i>Gleditsia triacanthos</i> (t)	f	hosszú	32	20	12	23
<i>Populus nigra</i> cv. <i>Italica</i> (t)	f	rövid	18	24	17	0
<i>Iris x germanica</i> (ph)	l		6	12	26	0
<i>Malus domestica</i> (t)	f	hosszú	6	16	24	0
<i>Acer negundo</i> (t)	f	rövid	11	32	16	7
<i>Spiraea x vanhouttei</i> (s)	f	rövid	11	24	17	0
<i>Armoracia rusticana</i> (ph)	l		0	12	18	0
<i>Elaeagnus angustifolia</i> (t)	f	rövid	10	20	11	2
<i>Hyacinthus orientalis</i> (ph)	l		2	8	16	0
<i>Rosa x damascena</i> (s)	f	rövid	5	8	13	0
<i>Convallaria majalis</i> *(ph)	l		2	16	12	0
<i>Parthenocissus inserta</i> (v)	f	hosszú	10	0	10	4
<i>Corylus avellana</i> *(s)	f	hosszú	6	8	9	0

Fajok	Lágyszárú/ fáoszárú (l/f)	Átlagos élettartam	Felhagyott tanyákon való előfordulási gyakoriság (%)			Előfordulás tanyákon kívül (%)
			Felhagyás kora:			
			1956-1978 (n=62)	1978-1989 (n=25)	1989-2005 (n=103)	
<i>Campsis radicans</i> (v)	f	hosszú	5	8	9	0
<i>Hemerocallis fulva</i> (ph)	l		0	4	9	0
<i>Philadelphus coronarius</i> (s)	f	rövid	2	4	8	0
<i>Lycium barbatum</i> (s)	f	hosszú	0	0	9	0
<i>Tulipa gesneriana</i> (ph)	l		0	4	8	0
<i>Cerasus avium</i> convar. <i>duracina</i> (t)	f	hosszú	2	0	7	0
<i>Ribes uva-crispa</i> (s)	f		0	8	5	0
<i>Lilium candidum</i> (ph)	l		0	8	4	0
<i>Salix viminalis</i> * (s)	f		2	8	3	0
<i>Hedera helix</i> * (v)	f		0	0	5	1
<i>Populus x euramericana</i> # (t)	f		0	4	4	n.a.
<i>Sophora japonica</i> (t)	f		0	4	4	0
<i>Symphoricarpos albus</i> (s)	f		2	8	2	0
<i>Pinus nigra</i> # (t)	f		2	0	3	n.a.
<i>Chaenomeles japonica</i> (s)	f		2	0	2	0
<i>Fallopia baldschuanica</i> (v)	l		0	0	3	0
<i>Fritillaria imperialis</i> (ph)	l		0	4	2	0
<i>Mahonia aquifolium</i> (s)	f		0	0	3	0
<i>Robinia viscosa</i> (t)	f		0	0	3	0
<i>Tamarix tetrandia</i> (s)	f		2	0	2	0
<i>Tilia tomentosa</i> * (t)	f		0	0	3	0
<i>Aesculus hippocastanum</i> (t)	f		0	0	2	0
<i>Buxus sempervirens</i> (s)	f		0	0	2	0
<i>Fragaria x ananassa</i> (ph)	L		0	0	2	0
<i>Koelreuteria paniculata</i> (t)	f		0	0	2	0
<i>Lilium bulbiferum</i> subsp. <i>croceum</i> (ph)	f		0	4	1	0
<i>Picea abies</i> * (t)	f		0	0	2	0
<i>Sempervivum tectorum</i> * (ph)	l		0	0	2	0
<i>Thuja orientalis</i> (t)	f		0	4	1	0
<i>Tilia platyphyllos</i> * (t)	f		0	4	1	0
<i>Vinca minor</i> * (ph)	l		2	0	1	0
<i>Acer saccharinum</i> (t)	f		0	0	1	0
<i>Aster novi-belgii</i> (ph)	l		0	0	1	0
<i>Cercis siliquastrum</i> (t)	f		2	0	0	0
<i>Chrysanthemum x hortorum</i> (ph)	l		0	0	1	0
<i>Fallopia sachalinensis</i> (ph)	l		0	0	1	0
<i>Forsythia x intermedia</i> (s)	f		0	0	1	0
<i>Gaillardia pulchella</i> (ah)	l		0	0	1	0
<i>Hosta plantaginea</i> (ph)	l		0	0	1	0
<i>Juglans nigra</i> (t)	f		2	0	0	0
<i>Laburnum anagyroides</i> (t)	f		0	0	1	0
<i>Mespilus germanica</i> (t)	f		2	0	0	0

Fajok	Lágyszárú/ fásszárú (l/f)	Átlagos élettartam	Felhagyott tanyákon való előfordulási gyakoriság (%)			Előfordulás tanyákon kívül (%)
			Felhagyás kora:			
			1956-1978 (n=62)	1978-1989 (n=25)	1989-2005 (n=103)	
<i>Physalis alkekengi* (ph)</i>	l		0	0	1	0
<i>Pinus sylvestris* # (t)</i>	f		0	4	0	n.a.
<i>Quercus cerris* (t)</i>	f		0	0	1	0
<i>Rheum rhabarbarum (ph)</i>	l		0	0	1	0
<i>Salix alba cv. tristis (t)</i>	f		0	0	1	0
<i>Salix matsudana cv. tortuosa (t)</i>	f		0	0	1	0
<i>Viburnum opulus convar. roseum (s)</i>	f		0	0	1	0

M3 A felhagyott tanyák (T) és a kontrollterületek (K) fajai (az összes felvétel átlagborításának csökkenő sorrendjében).

A fajok átlagborítása a különböző korú és/vagy táji környezetű tanyák és kontrollterületek esetében; Életforma: (jellemző életforma) el: egyéves lágyszárú; kl: kétéves lágyszárú; él: évelő lágyszárú; cs: cserje; l: lián; f: fa. Eredet: őh: őshonos; ih: idegenhonos (Balogh et al. 2004, Terpó et al. 1999). Az aláhúzott fajok a természetes élőhelyek karakterfajai (Csecserits et al. 2011). A csillaggal jelölt fajok (*) a tanyákon kultivált, a régióban tájidegen fajok, de Magyarország más tájain őshonosak. (" $<0,1\%$ " jelölést kaptak azok a fajok, melyek borítása kisebb, mint $0,1\%$, de nem nulla (0). A "0,0" az előfordulás nélküli fajokat jelöli.) A fajok nevezéktana Király (2009) és Soó (1964-1980) munkáit követi.

Fajok	Életforma	Eredet	KULTÚRTÁJ		TERMÉSZETI TÁJ			
			Felhagyás:		Felhagyás:			
			1989-2005		1989-2005		1956-1978	
			T	K	T	K	T	K
átlagborítás (%)								
<i>Robinia pseudoacacia</i>	f	ih	14,7	<0,1	18,9	0,7	10,4	0,3
<i>Elymus repens</i>	él	őh	23,9	0,9	14,8	0,6	4,4	0,3
<i>Bromus sterilis</i>	el	ih	19,6	0,0	16,5	<0,1	6,3	<0,1
<i>Poa anqustifolia</i>	él	őh	7,6	<0,1	8,8	2,3	10,8	2,2
<i>Cynodon dactylon</i>	él	őh	8,8	0,2	10,5	3,1	4,7	1,4
<i>Stipa borysthenica</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,4	11,4	3,8	12,8
<i>Medicago sativa</i>	él	ih	<0,1	25,4	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Morus alba</i>	f	ih	6,5	<0,1	11,6	<0,1	2,3	0,0
<i>Secale sylvestre</i>	el	őh	1,2	0,0	2,9	4,7	3,6	4,2
<i>Festuca vaginata</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,1	7,2	0,6	6,3
<i>Carex stenophylla</i>	él	őh	0,2	0,0	4,2	0,3	7,6	<0,1
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	el	ih	1,8	1,2	4,1	0,4	1,9	0,8
<i>Populus alba</i>	f	őh	0,7	0,0	0,7	3,8	1,3	2,7
<i>Crataegus monogyna</i>	cs	őh	0,2	0,0	0,5	1,9	5,1	1,5
<i>Carex liparicarpos</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,5	0,9	3,4	4,2
<i>Ailanthus altissima</i>	f	ih	1,5	0,0	3,4	0,5	3,4	0,0
<i>Stipa capillata</i>	él	őh	0,1	0,0	0,3	1,7	3,9	2,1
<i>Vitis vinifera</i>	l	ih	0,3	7,5	<0,1	<0,1	0,0	<0,1
<i>Euphorbia sequeiriana</i>	él	őh	<0,1	0,0	<0,1	3,3	0,6	3,2
<i>Bromus tectorum</i>	el	ih	1,3	0,4	2,1	0,8	1,5	0,4
<i>Asclepias syriaca</i>	él	ih	1,4	0,4	1,4	0,5	1,3	0,4
<i>Anthriscus cerefolium</i>	el	őh	2,5	0,0	1,6	0,0	0,8	<0,1
<i>Acer negundo</i>	f	ih	0,6	0,0	2,8	<0,1	1,3	0,0
<i>Medicago minima</i>	el	őh	1,0	<0,1	1,1	0,2	1,6	0,6
<i>Portulaca oleracea</i>	el	őh	<0,1	4,4	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Artemisia campestris</i>	él	őh	0,4	<0,1	0,5	1,8	0,7	0,8
<i>Juglans regia</i>	f	ih	2,1	<0,1	1,9	<0,1	<0,1	0,0
<i>Calamagrostis epigeios</i>	él	őh	0,7	0,0	0,5	0,2	2,1	0,3
<i>Populus nigra</i>	f	őh	1,5	0,0	0,0	1,7	0,6	<0,1
<i>Ballota nigra</i>	él	ih	1,9	<0,1	1,4	0,0	0,1	0,0
<i>Galium verum</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,4	1,4	0,7	0,8
<i>Bothrichloa ischaemum</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	0,7	1,6	0,9
<i>Panicum miliaceum</i>	el	ih	<0,1	3,3	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Syringa vulgaris</i>	cs	ih	2,0	0,0	0,8	0,0	0,3	0,0

Fajok	Életforma	Eredet	KULTÚRTÁJ		TERMÉSZETI TÁJ			
			Felhagyás:		Felhagyás:			
			1989-2005		1989-2005		1956-1978	
			T	K	T	K	T	K
átlagborítás (%)								
<i>Kochia laniflora</i>	el	őh	<0,1	0,0	0,3	0,6	1,0	1,1
<i>Robinia viscosa</i>	cs	ih	0,3	0,0	2,7	0,0	0,0	0,0
<i>Festuca pseudovina</i>	él	őh	0,5	<0,1	1,2	1,3	<0,1	0,0
<i>Teucrium chamaedris</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	0,5	0,7	1,5
<i>Poa bulbosa</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,2	0,3	0,5	1,6
<i>Festuca wagneri</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,4	1,5	0,7	<0,1
<i>Festuca rupicola</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	1,8	<0,1	0,9
<i>Verbascum lychnitis</i>	kl	őh	0,4	<0,1	0,2	0,2	1,5	0,3
<i>Bromus squarrosus</i>	el	őh	0,0	0,0	<0,1	0,4	0,9	1,1
<i>Populus x euramericana</i>	f	ih	1,5	0,0	0,8	0,2	<0,1	0,0
<i>Eryngium campestre</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,2	0,9	0,9	0,2
<i>Sambucus nigra</i>	cs	őh	2,2	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Fumana procumbens</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	0,5	<0,1	1,7
<i>Ribes aureum</i>	cs	ih	0,7	0,0	0,8	0,0	0,7	0,0
<i>Silene alba</i>	el	őh	1,0	0,3	0,6	<0,1	0,3	<0,1
<i>Dactylis glomerata</i>	él	őh	1,4	<0,1	0,5	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Artemisia vulgaris</i>	él	őh	1,8	0,0	<0,1	0,0	<0,1	0,0
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	el	őh	<0,1	0,1	0,3	0,2	0,5	0,4
<i>Conyza canadensis</i>	el	ih	0,3	0,1	0,4	0,1	0,4	0,2
<i>Setaria pumila</i>	el	ih	<0,1	1,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Euphorbia cyparissias</i>	él	őh	0,0	0,0	0,5	0,2	0,3	0,4
<i>Marrubium peregrinum</i>	él	őh	0,1	0,0	0,6	0,0	0,7	0,0
<i>Amaranthus retroflexus</i>	el	ih	<0,1	1,2	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Urtica dioica</i>	él	őh	0,1	0,0	1,2	0,0	0,0	0,0
<i>Dianthus serotinus</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	0,8	<0,1	0,3
<i>Fallopia baldschuanica</i>	l	ih	1,0	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Koeleria glauca</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	0,6	0,2	0,4
<i>Cleistogenes serotina</i>	él	őh	0,0	0,0	0,1	<0,1	0,1	0,8
<i>Gypsophila arenaria</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	0,4	<0,1	0,6
<i>Prunus domestica</i>	f	ih	0,7	0,0	0,2	0,0	0,1	0,0
<i>Apera spica-venti</i>	el	ih	0,7	<0,1	0,2	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Achillea pannonica</i>	él	őh	0,5	0,0	0,2	0,1	<0,1	<0,1
<i>Potentilla arenaria</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	0,2	<0,1	0,6
<i>Gypsophila paniculata</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,5	0,3	<0,1	<0,1
<i>Sisymbrium orientale</i>	el	őh	0,2	<0,1	0,4	<0,1	0,2	<0,1
<i>Tragus racemosus</i>	el	ih	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,7
<i>Asparagus officinalis</i>	él	őh	<0,1	0,0	<0,1	0,5	<0,1	<0,1
<i>Prunus spinosa</i>	cs	őh	0,0	0,0	<0,1	<0,1	0,7	<0,1
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	f	ih	0,1	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0
<i>Tribulus terrestris</i>	el	őh	<0,1	0,5	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Crepis rheoadifolia</i>	el	őh	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	<0,1	0,4
<i>Alkanna tinctoria</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	0,2	<0,1	0,4
<i>Thymus glabrescens subsp. glabrescens</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	0,3	<0,1	0,3
<i>Chenopodium album</i>	el	őh	0,2	0,1	0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Fajok	Életforma	Eredet	KULTÚRTÁJ		TERMÉSZETI TÁJ			
			Felhagyás:		Felhagyás:			
			1989-2005		1989-2005		1956-1978	
			T	K	T	K	T	K
átlagborítás (%)								
<i>Cerasus vulgaris</i>	f	ih	0,6	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Salix rosmarinifolia</i>	cs	őh	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,5
<i>Berberis vulgaris</i>	cs	őh	0,0	0,0	<0,1	<0,1	0,2	0,3
<i>Convolvulus arvensis</i>	él	ih	0,2	0,3	<0,1	<0,1	<0,1	0,0
<i>Celtis occidentalis</i>	f	ih	0,4	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Centaurea arenaria</i>	kl/él	őh	<0,1	0,0	<0,1	0,1	0,1	0,2
<i>Rubus caesius</i>	él	őh	0,0	0,0	0,3	0,0	0,2	0,0
<i>Medicago falcata</i>	él	őh	0,0	0,0	0,3	<0,1	0,1	<0,1
<i>Pyrus communis</i>	f	ih	0,5	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Salsola kali</i>	el	őh	0,3	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Fallopia convolvulus</i>	el	ih	<0,1	0,1	0,1	<0,1	0,2	<0,1
<i>Trifolium campestre</i>	el	őh	<0,1	0,0	0,3	<0,1	0,2	0,0
<i>Juniperus communis</i>	cs	őh	<0,1	0,0	0,0	0,3	0,1	<0,1
<i>Scirpoides holoschoenus</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	0,2	<0,1	0,3
<i>Saponaria officinalis</i>	él	ih	<0,1	0,0	0,4	0,0	<0,1	0,0
<i>Persica vulgaris</i>	f	ih	0,3	0,0	0,1	0,0	<0,1	0,0
<i>Anthemis ruthenica</i>	el	őh	<0,1	<0,1	0,2	<0,1	0,1	<0,1
<i>Plantago indica</i>	el	őh	<0,1	<0,1	0,2	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Bromus inermis</i>	él	őh	0,2	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0
<i>Achillea ochroleuca</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	<0,1	<0,1	0,3
<i>Spiraea x vanhouttei</i>	cs	ih	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0
<i>Erodium cicutarium</i>	el	ih	<0,1	<0,1	0,2	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	kl/él	őh	<0,1	0,0	<0,1	0,1	<0,1	<0,1
<i>Syrenia cana</i>	kl	őh	<0,1	0,0	<0,1	0,1	<0,1	0,1
<i>Cynoglossum officinale</i>	kl	őh	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Hordeum murinum</i>	el	ih	<0,1	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0
<i>Melica transsylvaniaca</i>	él	őh	0,1	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Sophora japonica</i>	f	ih	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Chondrilla juncea</i>	él	őh	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Yucca filamentosa</i>	él	ih	<0,1	0,0	<0,1	0,0	0,2	0,0
<i>Ligustrum vulgare</i>	cs	őh	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Silene conica</i>	el	őh	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Petrorhagia prolifera</i>	el	őh	0,1	<0,1	0,1	<0,1	<0,1	0,0
<i>Armeniaca vulgaris</i>	f	ih	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	0,2	<0,1
<i>Pinus nigra</i>	f	ih	<0,1	0,0	0,0	<0,1	0,1	<0,1
<i>Myosotis arvensis</i>	el	ih	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	0,1	<0,1
<i>Polygonum arenarium</i>	el	őh	0,0	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Rhamnus catharticus</i>	cs	őh	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	0,2	<0,1
<i>Silene borysthenica</i>	kl	őh	0,0	0,0	<0,1	0,1	<0,1	<0,1
<i>Vicia angustifolia</i>	el	őh	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,0
<i>Carduus nutans</i>	kl	őh	<0,1	<0,1	0,1	0,0	<0,1	<0,1
<i>Vicia villosa</i>	el	ih	0,1	0,0	<0,1	0,0	<0,1	0,0
<i>Geranium pusillum</i>	el	ih	<0,1	0,0	0,2	0,0	<0,1	0,0
<i>Alyssum tortuosum</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	<0,1	<0,1	0,1
<i>Consolida regalis</i>	el	ih	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Fajok	Életforma	Eredet	KULTÚRTÁJ		TERMÉSZETI TÁJ			
			Felhagyás:		Felhagyás:			
			1989-2005		1989-2005		1956-1978	
			T	K	T	K	T	K
átlagborítás (%)								
<i>Setaria viridis</i>	el	ih	0,2	<0,1	<0,1	0,0	<0,1	<0,1
<i>Echium vulgare</i>	kl	őh	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Parthenocissus inserta</i>	l	ih	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0
<i>Taraxacum officinale</i>	él	őh	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Alyssum desertorum</i>	el	őh	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Cerastium brachypetalum</i>	el	őh	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Cannabis sativa subsp. spontanea</i>	el	ih	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Linaria genistifolia</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Cydonia oblonga</i>	f/cs	ih	0,2	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Amorpha fruticosa</i>	cs	ih	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	<0,1
<i>Amaranthus powellii</i>	el	ih	<0,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Falcaria vulgaris</i>	él	őh	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Allium vineale</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	<0,1	0,1	<0,1
<i>Minuartia glomerata</i>	el	őh	0,0	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Papaver rhoeas</i>	el	ih	<0,1	0,1	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Polygonum aviculare</i>	el	őh	<0,1	<0,1	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Tragopogon dubius</i>	kl/él	őh	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Koeleria cristata</i>	él	őh	<0,1	0,0	<0,1	0,1	0,0	0,0
<i>Eragrostis minor</i>	el	őh	<0,1	0,1	<0,1	0,0	<0,1	0,0
<i>Plantago lanceolata</i>	él	őh	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Poa compressa</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	0,0
<i>Descurainia sophia</i>	el/kl	ih	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Torilis arvensis</i>	el	ih	<0,1	0,0	<0,1	0,0	<0,1	0,0
<i>Cerasus avium convar. duracina</i>	f	ih	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Iris x germanica</i>	él	ih	<0,1	0,0	<0,1	0,0	<0,1	0,0
<i>Vinca minor*</i>	él	ih	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Bromus hordeaceus</i>	el	őh	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	0,0
<i>Galium aparine</i>	el	őh	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	0,0
<i>Tragopogon floccosus</i>	kl	őh	0,0	0,0	0,0	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Phleum phleoides</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	<0,1	0,0	<0,1
<i>Veronica prostrata</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Minuartia glaucina</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Lactuca serriola</i>	el/kl	ih	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	0,0
<i>Camelina microcarpa</i>	el	őh	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Lolium perenne</i>	él	őh	<0,1	<0,1	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Carex hirta</i>	él	őh	<0,1	0,0	<0,1	0,0	<0,1	0,0
<i>Cenchrus incertus</i>	el	ih	0,0	<0,1	0,0	<0,1	0,0	<0,1
<i>Poa humilis</i>	él	őh	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Seseli annuum</i>	kl	őh	0,0	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Oenothera biennis</i>	kl/él	ih	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Vicia cracca</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	0,0
<i>Anchusa officinalis</i>	el	őh	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	0,0
<i>Hordeum vulgare</i>	el	ih	<0,1	<0,1	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Forsythia x intermedia</i>	cs	ih	<0,1	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0

Fajok	Életforma	Eredet	KULTÚRTÁJ		TERMÉSZETI TÁJ			
			Felhagyás:		Felhagyás:			
			1989-2005		1989-2005		1956-1978	
			T	K	T	K	T	K
átlagborítás (%)								
<i>Malus domestica</i>	f	ih	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Equisetum ramosissimum</i>	él	őh	0,0	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Rosa canina</i>	cs	őh	<0,1	0,0	<0,1	0,0	<0,1	0,0
<i>Buxus sempervirens</i>	cs	ih	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Echinops ruthenicus</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0
<i>Physalis alkekengi*</i>	él	ih	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Viola arvensis</i>	el	ih	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	0,0
<i>Medicago lupulina</i>	el	őh	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,0
<i>Chrysopogon gryllus</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0
<i>Triticum aestivum subsp. aestivum</i>	el	ih	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Solidago virgaurea</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	<0,1	0,0	<0,1
<i>Odontites lutea</i>	el	őh	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0	<0,1
<i>Onopordum acanthium</i>	kl	ih	<0,1	0,0	<0,1	0,0	<0,1	0,0
<i>Festuca pratensis</i>	él	őh	<0,1	0,0	<0,1	0,0	<0,1	0,0
<i>Campsis radicans</i>	l	ih	<0,1	0,0	<0,1	0,0	<0,1	0,0
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	el/kl	ih	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,0
<i>Digitaria sanguinalis</i>	el	ih	0,0	<0,1	0,0	0,0	<0,1	<0,1
<i>Trifolium repens</i>	él	őh	<0,1	<0,1	<0,1	0,0	<0,1	0,0
<i>Pimpinella saxifraga</i>	él	őh	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Dianthus pottederae</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	<0,1	0,0	<0,1
<i>Ononis spinosa</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Thesium ramosum</i>	él	őh	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Verbascum phlomoides</i>	kl	őh	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	0,0
<i>Veronica triphyllos</i>	el	ih	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Astragalus varius</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Hemerocallis fulva</i>	él	ih	<0,1	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Pyrus pyraeaster</i>	f	őh	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	0,0	0,0
<i>Knautia arvensis</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,0	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Agropyron cristatum</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Astragalus cicer</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0
<i>Arctium lappa</i>	kl	ih	<0,1	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Pinus sylvestris*</i>	f	ih	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1	<0,1
<i>Asperula cynanchica</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Gaillardia pulchella</i>	el	ih	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Mahonia aquifolium</i>	cs	ih	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Cirsium arvense</i>	él	őh	<0,1	<0,1	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Gleditsia triacanthos</i>	f	ih	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Acinos arvensis</i>	el	őh	0,0	0,0	0,0	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Achillea collina</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0
<i>Solanum dulcamara</i>	él	őh	<0,1	0,0	<0,1	0,0	<0,1	0,0
<i>Tragopogon orientalis</i>	kl/él	őh	0,0	0,0	<0,1	<0,1	0,0	<0,1
<i>Holosteum umbellatum</i>	el	őh	0,0	0,0	0,0	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Malva neglecta</i>	el/kl	ih	<0,1	0,0	<0,1	0,0	<0,1	0,0

Fajok	Életforma	Eredet	KULTÚRTÁJ		TERMÉSZETI TÁJ			
			Felhagyás:		Felhagyás:			
			1989-2005		1989-2005		1956-1978	
			T	K	T	K	T	K
átlagborítás (%)								
<i>Melilotus officinalis</i>	el	őh	<0,1	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0
<i>Rosa x damascena</i>	cs	ih	<0,1	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Lappula squarrosa</i>	el	ih	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Quercus robur</i>	f	őh	<0,1	0,0	<0,1	<0,1	0,0	<0,1
<i>Viola hirta</i>	él	őh	<0,1	0,0	<0,1	0,0	<0,1	0,0
<i>Corispermum nitidum</i>	el	őh	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0	<0,1
<i>Armoracia rusticana</i>	él	ih	<0,1	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Crepis pulchra</i>	el	őh	<0,1	0,0	<0,1	0,0	<0,1	0,0
<i>Prunus cerasifera</i>	f	ih	<0,1	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Cichorium inthybus</i>	kl/él	ih	<0,1	<0,1	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Rumex crispus</i>	él	őh	<0,1	<0,1	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Muscari comosum</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,0	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Carlina vulgaris</i>	kl	őh	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1	<0,1
<i>Onosma arenaria</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0	<0,1
<i>Viola kitaibeliana</i>	el	őh	0,0	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Silene vulgaris</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Trifolium montanum</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0
<i>Festuca arundinacea</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Rhinanthus minor</i>	el	őh	<0,1	0,0	<0,1	0,0	<0,1	0,0
<i>Veronica serpyllifolia</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	0,0
<i>Melilotus albus</i>	el	őh	<0,1	0,0	0,0	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Astragalus austriacus</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	<0,1	<0,1	<0,1
<i>Chenopodium aristatum</i>	el	ih	0,0	<0,1	0,0	0,0	<0,1	0,0
<i>Datura stramonium</i>	el	őh	<0,1	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Elymus hispidus</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0
<i>Salvia pratensis</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0
<i>Cardaria draba</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Daucus carota subsp. carota</i>	kl	őh	<0,1	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0
<i>Euphorbia esula</i>	él	őh	<0,1	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Agrostis stolonifera</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	0,0
<i>Erigeron annuus subsp. annuus</i>	kl/él	ih	<0,1	<0,1	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Allium sphaerocephalon</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1	<0,1
<i>Allium scorodoprasum</i>	él	őh	<0,1	0,0	<0,1	0,0	<0,1	0,0
<i>Carex spicata</i>	él	őh	<0,1	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Chenopodium hybridum</i>	el	ih	<0,1	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Potentilla reptans</i>	él	őh	<0,1	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Centaurea jacea subsp. angustifolia</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0
<i>Cuscuta campestris</i>	el	őh	0,0	0,0	<0,1	0,0	<0,1	<0,1
<i>Myosotis stricta</i>	el	őh	0,0	0,0	<0,1	<0,1	<0,1	0,0
<i>Hieracium umbellatum</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1	<0,1
<i>Setaria verticillata</i>	el	ih	<0,1	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Helianthemum ovatum</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1
<i>Sedum urvillei subsp. hillebrandtii</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1

Fajok	Életforma	Eredet	KULTÚRTÁJ		TERMÉSZETI TÁJ			
			Felhagyás:		Felhagyás:			
			1989-2005		1989-2005		1956-1978	
			T	K	T	K	T	K
átlagborítás (%)								
<i>Achillea asplenifolia</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Althaea officinalis</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Bryonia alba</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Cirsium eriophorum</i>	kl	őh	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Nepeta cataria</i>	él	ih	0,0	0,0	<0,1	0,0	<0,1	0,0
<i>Potentilla collina</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Ranunculus acris</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Secale cereale</i>	el	ih	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Stellaria media</i>	el	őh	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Verbascum blattaria</i>	kl	őh	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Verbascum phoeniceum</i>	kl	őh	<0,1	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Amaranthus blitoides</i>	el	ih	0,0	<0,1	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Astragalus onobrychis</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1	<0,1
<i>Leontodon hispidus</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1	<0,1
<i>Linum perenne</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0
<i>Lithospermum officinale</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1	<0,1
<i>Molinia caerulea</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1
<i>Muscari neglectum</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	<0,1	0,0	0,0
<i>Securigera varia</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0
<i>Solanum nigrum</i>	el	ih	<0,1	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Tetragonolobus maritimus</i>	él	őh	<0,1	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Viola rupestris</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1	<0,1
<i>Equisetum arvense</i>	él	őh	0,0	<0,1	0,0	<0,1	0,0	0,0
<i>Inula salicina</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0
<i>Pseudolysimachion spicatum</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0	<0,1
<i>Vincetoxicum hirsutaria</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0	<0,1
<i>Astragalus asper</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Carex vulpina</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Chrysanthemum x hortorum</i>	él	ih	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Convallaria majalis*</i>	él	ih	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0
<i>Corylus avellana*</i>	cs	ih	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Crepis tectorum</i>	el/kl	őh	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Diplotaxis muralis</i>	el/kl	ih	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Dryopteris filix-mas</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Fragaria x ananassa</i>	él	ih	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Geum urbanum</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0
<i>Hedera helix*</i>	l	ih	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Helianthus annuus</i>	el	ih	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Hibiscus syriacus</i>	cs	ih	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Hylotelephium telephium subsp. maximum</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Leonurus cardiaca</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Lepidium campestre</i>	el/kl	őh	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0
<i>Lilium candidum</i>	él	ih	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Linaria vulgaris</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0

Fajok	Életforma	Eredet	KULTÚRTÁJ		TERMÉSZETI TÁJ			
			Felhagyás:		Felhagyás:			
			1989-2005		1989-2005		1956-1978	
			T	K	T	K	T	K
átlagborítás (%)								
<i>Lotus corniculatus</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0
<i>Lotus tenuis</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0
<i>Marrubium vulgare</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Microrrhinum minus</i>	el	őh	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0
<i>Padus serotina</i>	f	ih	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Pastinaca sativa subsp. urens</i>	kl/él	őh	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Plantago media</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Potentilla argentea</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0
<i>Sempervivum tectorum*</i>	él	ih	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Seseli varium</i>	él	őh	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Solidago gigantea</i>	él	ih	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Stachys recta</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0
<i>Trifolium pratense</i>	él	őh	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Ulmus minor</i>	f	őh	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Urtica urens</i>	el	ih	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0
<i>Vicia hirsuta</i>	el	ih	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0
<i>Viola odorata</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0
<i>Amaranthus albus</i>	el	ih	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Chamaecytisus ratisbonensis</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1
<i>Echinochloa crus-galli</i>	el	ih	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Eriqeron acris</i>	kl/él	őh	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	<0,1
<i>Galinsoga parviflora</i>	el	ih	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Heliotropium europaeum</i>	el	ih	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Hibiscus trionum</i>	el	ih	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Lamium amplexicaule</i>	el	ih	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Panicum capillare</i>	el	ih	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Rumex patientia</i>	él	őh	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Senecio vulgaris</i>	el/kl	ih	0,0	<0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Seseli hippomarathrum</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0
<i>Thalictrum lucidum</i>	él	őh	0,0	0,0	0,0	<0,1	0,0	0,0

M4 Az idős (1956 és 1978 között felhagyott) tanyák mikroélőhelyeinek őshonos és idegenhonos lágyszárú fajszámadatai.

A fajszám adatok átlagértékei (+/- standard hiba) a fátlan és az akácós tanyaromok, tanyaudvarok és parlagok esetében. Az eltérő betűk az egyes mikroélőhelyek közötti szignifikáns különbségeket jelölik (n=30; Tukey post-hoc teszt, p=0,05).

	FÁTLAN TANYAHELY		AKÁCOS TANYAHELY	
	átlag (+/- SE)			
	őshonos	idegenhonos	őshonos	idegenhonos
ROM	10,2 (0,6) c	1,0 (0,2) d	6,2 (0,6) a	4,0 (0,4) a
UDVAR	13,1 (0,8) b	1,5 (0,3) de	6,2 (0,5) a	3,3 (0,3) ac
PARLAG	14,6 (0,7) b	2,4 (0,3) bce	6,0 (0,8) a	3,6 (0,4) ab

M5 Az idős (1956 és 1978 közötti) felhagyású tanyák fátlan és akácós mikroélőhelyeinek indikátorfajai (a relatív frekvencia csökkenő sorrendjében).

A táblázat oszlopaiban a következő értékek szerepelnek: a fajok relatív frekvenciája (egy-egy csoportban a felvételek hány százalékában fordul elő); a fajok átlagos borítása (egy-egy csoport felvételeiben); a fajok felvételsoporra jellemző indikátorértéke ($IndVal = \sqrt{A \times B}$, ahol A: specifitás, azaz a faj összborítása a csoportban/összborítása minden csoportban a felvételek számával súlyozva, és B: fidelitás, relatív frekvencia az adott csoportban, azaz a csoport felvételeinek hány százalékában fordult elő a faj; valamint az indikátorértékek szignifikanciája 999 Monte Carlo permutáció alapján (De Cáceres és Legendre 2009). A vastagon szedett fajok az idegenhonos fajok (Balogh et al. 2004, Terpó et al. 1999). A fajnevek utáni zárójeles rövidítések az egyes élőhelyekre karakterisztikus fajok esetében: NY: évelő nyílt homokpusztagyepi karakterfaj; Z: zárt homokpusztagyepi karakterfaj [Molnár et al. (2011a, 2011b), Csecserits et al. (2011)]. A fajok nevezéktana Király (2009) és Soó (1964-1980) munkáit követi.

	Relatív frekvencia (%)	Átlagos borítás (%)	IndVal	p-érték
FÁTLAN ROM				
<i>Stipa capillata</i> (Z)	96,7	29,3	0,978	0,001
<i>Poa angustifolia</i> (Z)	93,3	17,3	0,754	0,001
<i>Medicago minima</i>	80,0	0,4	0,612	0,001
<i>Bothriochloa ischaemum</i> (Z)	56,7	12,9	0,752	0,001
<i>Verbascum lychnitis</i> (Z)	40,0	0,7	0,534	0,001
<i>Echium vulgare</i>	26,7	0,1	0,492	0,001
<i>Teucrium chamaedrys</i> (Z)	23,3	0,3	0,445	0,002
Lappula squarrosa	16,7	0,1	0,351	0,04
<i>Galium verum</i> (Z)	10,0	0,2	0,296	0,037
FÁTLAN UDVAR				
<i>Cynodon dactylon</i> (Z)	80,0	11,5	0,71	0,001
<i>Kochia laniflora</i> (NY)	76,7	1,7	0,715	0,001
<i>Carex stenophylla</i>	73,3	29,8	0,733	0,001
<i>Eryngium campestre</i> (Z)	63,3	0,3	0,494	0,041
<i>Centaurea arenaria</i> (NY)	46,7	0,2	0,519	0,002
<i>Chondrilla juncea</i> (NY)	43,3	0,1	0,527	0,001
Setaria pumila	30,0	0,1	0,401	0,015
<i>Plantago indica</i>	26,7	0,3	0,471	0,004
<i>Anthemis ruthenica</i>	23,3	0,1	0,385	0,003
<i>Euphorbia cyparissias</i> (Z)	20,0	0,3	0,378	0,016
FÁTLAN PARLAG				
<i>Secale sylvestre</i> (NY)	93,3	6,3	0,649	0,001
<i>Stipa borysthenica</i> (NY)	86,7	3,6	0,727	0,001
<i>Polygonum arenarium</i> (NY)	83,3	0,3	0,879	0,001
<i>Euphorbia seguieriana</i> (NY)	80,0	3,4	0,854	0,001
Asclepias syriaca	76,7	16,4	0,662	0,001

	Relatív frekvencia (%)	Átlagos borítás (%)	IndVal	p-érték
<i>Artemisia campestris</i> (NY)	56,7	3,2	0,579	0,001
<i>Crepis rhoeadifolia</i> (NY)	50,0	0,2	0,598	0,001
<i>Syrenia cana</i> (NY)	50,0	0,1	0,573	0,001
<i>Festuca vaginata</i> (NY)	43,3	0,3	0,613	0,001
<i>Koeleria glauca</i> (NY)	33,3	0,1	0,537	0,001
<i>Tribulus terrestris</i>	30,0	0,1	0,407	0,004
<i>Tragus racemosus</i>	26,7	0,1	0,454	0,001
<i>Silene conica</i>	26,7	0,1	0,377	0,002
<i>Minuartia glomerata</i> (NY)	23,3	0,1	0,483	0,001
<i>Cerastium brachypetalum</i>	23,3	0,1	0,452	0,001
<i>Poa bulbosa</i> (NY)	16,7	0,1	0,386	0,008
<i>Linaria genistifolia</i> (NY)	13,3	0,1	0,36	0,01
<i>Tragopogon floccosus</i> (NY)	13,3	0,1	0,327	0,016
AKÁCOS ROM				
<i>Bromus sterilis</i>	86,7	52,0	0,554	0,001
<i>Elymus repens</i>	80,0	20,7	0,582	0,001
<i>Ballota nigra</i>	66,7	2,1	0,543	0,002
<i>Cynoglossum officinale</i>	43,3	0,1	0,474	0,005
<i>Anthriscus cerefolium</i>	30,0	1,2	0,367	0,028
<i>Viola hirta</i>	16,7	0,3	0,342	0,028
<i>Viola arvensis</i>	10,0	0,1	0,316	0,021
AKÁCOS UDVAR				
<i>Geranium pusillum</i>	26,7	0,1	0,344	0,042

8. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönetet mondok témavezetőimnek, Dr. Penksza Károlynak és Dr. Kröel-Dulay Györgynek a munkámat végigkísérő, áldozatkész segítségükért, tanácsaikért és türelmükért.

Külön köszönöm Dr. Botta-Dukát Zoltán, Szitár Katalin és Dr. Lelleiné Kovács Eszter statisztikai elemzésekben való részvételét.

Édesanyámnak ezúton is szeretném megköszönni a terepmunka során nyújtott önzetlen segítségét, kitartását, töretlen lelkesedését; férjemnek pedig a kézirat grafikai munkáiban való részvételét.

Doktori kutatásomat az NKFP6/2005 Jedlik Ányos Pályázat valamint a SZIE Környezettudományi Doktori Iskola támogatta.