

Változott-e a növényzet és az előzőnlöttség mértéke kiskunsági homoki gyepekben és parlagokon az elmúlt évtizedben? – Egy megismételt vizsgálat eredményei

Csecserits Anikó^{1*}, Berki Boglárka², Botta-Dukát Zoltán¹,
Csákvári Edina¹, Halassy Melinda¹, Mártonffy András³,
Rédei Tamás¹ és Szitár Katalin¹

¹Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet,
2163, Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.

²Eötvös Loránd Tudományegyetem, Biológiai Intézet, Biológia Doktori Iskola,
1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/C

³Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest, 1117 Budapest, Pázmány Péter sétány 1/A

*E-mail: csecserits.aniko@ecolres.hu

Összefoglaló: Mind az őshonos, mind az idegenhonos fajok terjedésének időbeli követése hosszú távú monitorozást igényel, mivel ez mutatja meg a tényleges változásokat. Jelen vizsgálatban 2019 és 2021 között megismételtünk egy kiskunsági elsődleges gyepekben és parlagokon 2007 és 2009 között készült növényzeti felmérést. Célunk a használat, a szukcessziós jellemzők és az előzőnlöttség változásának követése volt. A használat szempontjából csak a parlagok esetén találtunk változást: egy részüket újra szántóföldi művelésbe vonták. A szukcesszióhoz köthetően a fiatal parlagokon az egyévesek csökkenését, míg a zárt gyepek esetén a fásszárúak tömegességének növekedését figyeltük meg. Sem az elsődleges gyepekben, sem a parlagokon nem változott az idegenhonos fajok aránya, ami arra utal, hogy ezek a fajok stabilan a kiskunsági növényzet részei; parlagokon jóval nagyobb tömegességgel, mint gyepekben.

Kulcsszavak: invázió, fásszárúak, Kiskunság, monitorozás, neofiton növényfajok, özöngyom, selemkóró

Bevezetés

A tájhasználat változása és az idegenhonos fajok terjedése egyaránt veszélyezteti az őshonos fajokat és a természetközeli élőhelyeket. A tájhasználat sok helyen egyre intenzívebbé válik, ugyanakkor főleg Európában számos helyen felhagynak a korábbi mezőgazdasági használattal, azon belül is a szántóföldi műveléssel. Ezekben a felhagyott területeken megindul a spontán szukcesszió, ami lehetőséget

jelent az őshonos fajok és közösségek regenerációjára (Prach és Pyšek, 2001, Coradini *et al.* 2022). Ugyanakkor a változó tájban egyre nagyobb területet foglalnak el az idegenhonos fajok, melyek közül számos inváziós fajként viselkedik (Vilà és Ibáñez 2011). Ezek a fajok egyrészt betelepülhetnek a még megmaradt természetközeli élőhelyekre, például gyepekre, másrészt befolyásolhatják a felhagyott agrárterületeken a növényzeti szukcesszió menetét, és akár jelentős szerepük is lehet az új közösségek kialakításában (Csecserits *et al.* 2011).

Ez a három folyamat – a tájhasználat változása, a felhagyott területeken bekövetkező spontán szukcesszió és az idegenhonos fajok terjedése – szorosan összefügg, és mindegyiket hosszú távú vizsgálatokkal érdemes követni. Ilyen hosszú távú vizsgálatra ad lehetőséget a Kiskun LTER mintaterület-hálózata (Kovács-Láng *et al.* 2008).

Az idegenhonos inváziós fajok terjedésükkel az egész világon jelentős problémát okoznak, mivel kiszoríthatják az őshonos fajokat, globálisan homogenizálják a fajösszetételt, azaz csökkentik az évezredek alatt kialakult biogeográfiai különbségeket, és gátolják, megváltoztatják a természetes regeneráció folyamatait (McKinney és Lockwood, 1999, Daru *et al.* 2021). Az idegenhonos fajok számának vagy tömegességének az őshonos fajokhoz viszonyított aránya, azaz az „aktuális inváziós szint”, amit előzőnlöttségnek is nevezünk, jól leírja egy adott terület vagy élőhely aktuális veszélyeztetettségét, és alkalmas eltérő régiók vagy eltérő élőhelyek állapotának összehasonlítására (Richardson és Pyšek 2006, Chytry *et al.* 2008). Számos vizsgálat kimutatta, hogy az aktuális inváziós szint döntően két dologtól függ: a propagulumnyomástól, azaz az inváziós fajok szaporítóképleteinek a mennyiségétől a tájban, és az élőhely típusától, jellemzőitől (Chytry *et al.* 2008). Egy régió belül az utóbbinak, azaz az élőhely jellemzőinek (pl. zavarás rendszeressége, tápanyagok hozzáférhetősége, mennyisége) meghatározó szerepe van az inváziós szint alakításában (Davis *et al.* 2000, Chytry *et al.* 2008b, Pyšek & Chytry 2014). Emiatt az inváziós szintek vizsgálata, változásának követése – amellet, hogy információt ad az inváziós probléma nagyságáról – segíthet az invázió okainak feltárásában, és ezáltal a megelőzésében vagy kezelésében is.

Természetközeli élőhelyeken, például elsődleges gyepekben általában alacsonyabb az inváziós szint, mint az erősebben zavaralt vagy regenerálódó élőhelyeken, mint például a parlagokon (Vila *et al.* 2007, Jauni és Hyvönen, 2010, Csecserits *et al.* 2016). Az alacsonyabb inváziós szint oka lehet, hogy stabil élőhelyeken kevés új faj képes megtelepedni, mivel kevesebb tér áll rendelkezésre a csírázásra és megtelepedésre, jobb a rendelkezésre álló források kihasználtsága, és a szukcessziós folyamatok eredményeként az adott környezeti feltételek mellett jelenlévő fajoknak nagyobb a kompetíciós képességük (Sandel *et al.* 2010, Kröel-Dulay *et al.* 2019). Ugyanakkor kérdés, hogy ez a rezisztencia mennyire tartós,

különösen a többnyire növekvő inváziós propagulumnyomás mellett (Holle *et al.* 2005). A Kiskunságban még jelentős kiterjedésben találhatóak elsődleges, azaz az utóbbi 200 évben folyamatosan gyepek minősülő területek, amelyek fontos fajforrásai a regenerálódó területeknek (Biró *et al.* 2013). Ilyen regenerálódó területek a felhagyott szántók, szőlők, melyek szintén jelentős kiterjedésben vannak még jelen ebben a tájban. Ezek a parlagokon spontán kialakulhatnak őshonos fajokból álló gyepek (Csecserits *et al.* 2011), ezért természetvédelmi szempontból fontos élőhelyek, amelyek a zöldinfrastruktúra fontos elemei is lehetnek (Török *et al.* 2021). Ugyanakkor a parlagok számos inváziós faj terjedésének kedveznek, és ezek tömegessége sokszor jelentős marad hosszabb távon is (Csecserits *et al.* 2016, Szilasi *et al.* 2020). Emiatt fontos követni, vajon hogyan változik a parlagok növényzete, és ezen belül is különösen fontos az inváziós szint változásának követése, és ennek összevetése a gyepekben zajló folyamatokkal.

Az ökológiai folyamatok időbeli lefutását, köztük az inváziós fajok állományának tényleges időbeli változását, a hosszú távú vizsgálatok hiánya miatt legtöbbször tér-idő helyettesítéses vizsgálatok alapján írták le (pl. Mitchell *et al.* 2011, Dostal *et al.* 2013). Ugyanakkor a kevés több évig tartó vizsgálat azt mutatja, hogy jelentősen változhat az inváziós fajok tömegessége, és emiatt a hatása is (Flory *et al.* 2017, Cascone *et al.* 2021). A hosszú távú kutatási hálózatok, mint amilyen a Kiskun LTER hálózat (Rédei *et al.* 2011), lehetőséget adnak a tényleges változások követésére. A kiskunsági száraz élőhelyek és a tájhasználat közötti kapcsolat vizsgálatához 2007 és 2009 között készítettünk rétegzett random felvételeket. Ezek közül a természetközeli, elsődleges gyepekben és parlagokon készült felvételeket 2019 és 2021 között megismételtük mindenhol, ahol ez lehetséges volt. Jelen vizsgálatban a két felmérés eredményeinek összevetése alapján a következő kérdésekre kerestük a választ: 1. Hogyan változott a parlagok és gyepek művelése a két felmérés között? 2. Kimutathatóak-e szukcessziós változások a főbb életformatípusok tömegessége alapján? 3. Hogyan változott a kiskunsági homoki gyepek és parlagok inváziós szintje az elmúlt 10 évben? 4. Hogyan változott egy kiemelt inváziós faj, a közönséges selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) tömegessége?

Kiindulási hipotézisünk az volt, hogy a parlagokon a szukcesszió miatt csökken az egyévesek tömegessége, míg az évelő lágyszárú és a fűszárú fajoké nő, a gyepek életforma-összetétele viszont nem változik. Hipotézisünk szerint a szukcesszió előrehaladtával a parlagokon az inváziós fajok aránya és tömegessége is csökken, és közelít a referenciaként szolgáló gyepekéhez, mivel az inváziós fajokat a betelepülő őshonos fajok ki tudják szorítani. Alternatív hipotézisként viszont felmerül, hogy nem változik, vagy éppen nő az inváziós fajok aránya, mivel a parlagokon már nem képes az őshonos közösség regenerálódni. A

gyepekben pedig vagy nem változik az inváziós szint, mert ellenállóbbak a betelepüléssel szemben, vagy – alternatív hipotézisünk szerint – nő, mert egyre nagyobb a környező tájban az inváziós fajok tömegessége.

Anyag és módszer

Mintaterület és adatgyűjtés

A vizsgálatot a Kiskun LTER mintaterület-hálózatán belül végeztük el, mely 16 db 5 km × 5 km-es négyzetből áll. A négyzetek a tájhasználat-típusok szerint rétegzett random módon kerültek kijelölésre, és jól reprezentálják a Kiskunság száraz homoki élőhelyeit (Rédei *et al.* 2011, térképet lásd: Csecserits *et al.* 2011).

A mintaterületeken belül 2007 és 2009 között végeztük el az első növényzeti felmérést (részletes leírást lásd: Csecserits *et al.* 2011), melynek során a legfontosabb száraz élőhelyeken minden mintanégyzetben lehetőség szerint élőhelyenként 3-3 db 20 m × 20 m növényzeti felvételt készítettünk, és a középpont koordinátáját rögzítettük. A növényzeti felvételek közül a természetes nyílt (TN) és zárt (TZ) gyepekben és a parlagok három korcsoportjában készült cönológiai felvételeket ismételtük meg 2019–2021 során. A parlagok esetén a felhagyás – légifotók alapján megállapítható – kora alapján 2007-ben három korcsoportot különböztettünk meg: fiatal (O1, 1–7 éves) középkorú (O2, 8–20 éves) és idős (O3, 21–57 éves) (Csecserits *et al.* 2011). 2019–2021 során nem tudtuk az első felmérés összes gyepi és parlag felvételét megismételni, mivel a parlagok egy részén megváltozott a használat (pl. újra művelésbe vonták, vagy faültetvényt telepítettek rá), illetve az egyik gyepes területen a jelenlegi tulajdonos nem engedélyezte a felmérést (1. táblázat). Ahol lehetséges volt a növényzeti felvétel megismétlése, ott a koordináták alapján újra kijelölt 20 m × 20 m-es mintavételi négyzetekben vizuális becsléssel rögzítettük az összes edényes növényfaj tömegességét. A fajok megnevezése során Király (2009) munkáját követtük.

A további elemzésekből kihagytuk a kultúrából visszamaradt fajokat (pl. szőlő, birs, összesen kilenc faj). A többi fajt származásuk alapján két csoportba soroltuk: őshonos és neofiton (azaz valószínűleg 1500 után hazánkba érkezett idegenhonos) fajok (Balogh *et al.* 2004). Életforma alapján pedig három csoportot különítettünk el: az egy- és kétéves, az évelő lágyszárú (továbbiakban: évelő) és a fásszárú fajokat (Király 2009).

Adatok feldolgozása

A szukcesszió előrehaladását az életformacsoportok tömegességének változásával jellemeztük. Az előzőnlöttséget, azaz aktuális inváziós szintet a neofiton fajok

1. táblázat. A gyepekben és parlagokon az első felmérés során készült felvételek száma, ill. a második felmérés során megismételt felvételek száma és állapota a második felmérés idején.

	Felvételek száma		Állapot 2019–2021 között				
	2007– 2009, (db)	2019– 2021, (db)	Nem változott: gyep, parlag	Szántó	Szőlő vagy gyümölcs	Faültetvény	Település, egyéb
Nyílt gyepek	41	38	40	0	0	0	1
Zárt gyepek	46	44	46	0	0	0	0
Fiatalföldek	52	18	19	25	4	3	1
Középkorú parlag	52	25	35	13	2	2	0
Idős parlag	51	36	46	2	0	3	0
Összesen	242	161	186	40	6	8	2

relatív fajszámával és relatív tömegességével jellemeztük, melyek széles körben használt általános mérőszámok az adott táj inváziós fertőzöttségének (lásd: Chytrý *et al.* 2008). Lineáris kevert modellek segítségével vizsgáltuk, hogy történt-e szignifikáns változás a gyepekben és a parlagokon az egyes életformacsoportok tömegességében, az előzölőtlenség mértékében és a selyemkóró tömegességében a két vizsgálati időszak közt. A modellekben az élőhely (TN, TZ, O1, O2, O3) és a felvételi periódus (1. vagy 2. felvétel) fix faktorként, a felvételi hely random faktorként szerepelt. Annak érdekében, hogy a modell reziduálisai megfeleljenek a modell feltételeinek, ahol szükséges volt, arkusz-színusz transzformációt vagy generalizált lineáris kevert modellt és tweedee-eloszlást alkalmaztunk. Végül szignifikáns faktorok esetén páros post-hoc összehasonlítást végeztünk, hogy a magyarázófaktorok hatását feltárjuk.

A statisztikai elemzéseket az R program 4.1.2-es változatában (R Development Core Team, 2021), az „nlme” (Pinheiro *et al.* 2018), „emmeans” (Lenth 2020), „multcomp” (Hothorn *et al.* 2008) és „glmmTMB” (Brooks *et al.* 2017) csomagokkal végeztük.

Eredmények

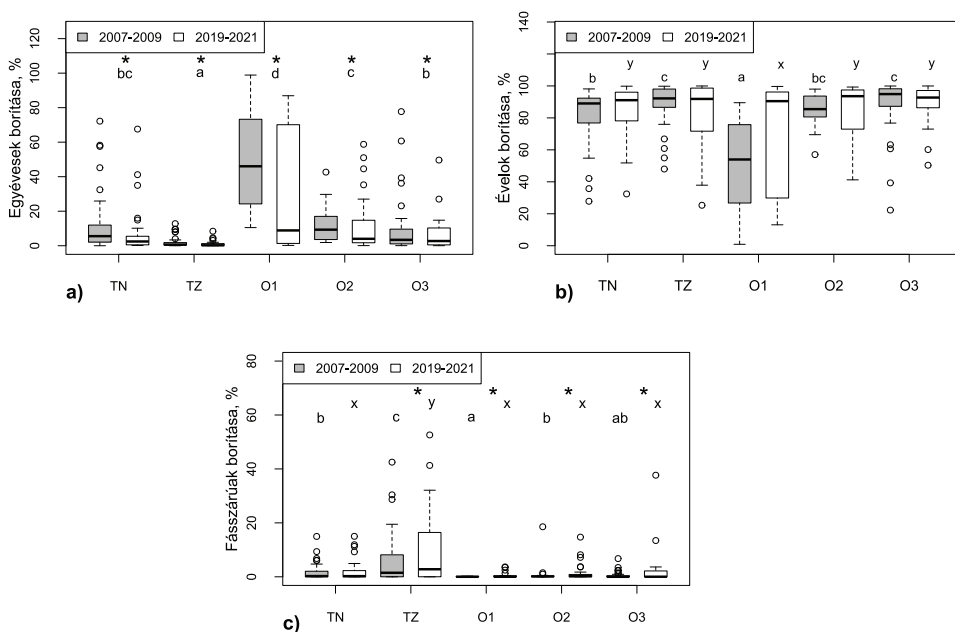
Tájhasználati és szukcessziós változások

A 2007–2009 között vizsgált gyepeknél nem történt változás a tájhasználat típusában a második vizsgálat alapján. Ugyanakkor a parlagok egy jelentős részét újra szántóföldi művelésbe vonták, vagy szőlő-/gyümölcssteleptetés történt

rajtuk. Az általunk vizsgált parlagoknak csak 5%-án történt erdészeti fateremtés. A 2007–2009 között fiatal parlagként regisztrált mintaterületeinknek csak 36%-a maradt meg parlagként, a középkorúaknak 55%-a, míg az akkori idős parlagok 90%-a (1. táblázat).

A két vizsgálati periódus alatt készült növényzeti felvételekben összesen 438 edényes növényfajt találtunk, ezek között összesen 36 neofiton faj volt: ebből 15 fűszárú, hét évelő és 14 egyéves (2. táblázat).

Az egy- és kétévesek tömegesség-aránya a két vizsgálati időszak között minden élőhelyen szignifikánsan csökkent (3. táblázat). Nem meglepő módon a fiatal parlagokon volt a legtöbb egyéves, míg a legkevesebb a zárt gyepekben (1.a ábra). Az évelők tömegesség-aránya csak a fiatal parlagokon nőtt, míg a többi élőhelyen nem változott. A második felmérés idején az évelők aránya a középkorú és idős parlagokon nem tért el a gyepekben tapasztalttól (1.b ábra). A fűszárúak tömegessége a parlagokon és a zárt gyepekben is nőtt a két vizsgálat között. A legnagyobb fűszárúborítást a második felmérés során, a zárt gyepekben találtuk (1.c ábra).



1. ábra. Főbb életformacsoportok: a) egy- és kétévesek, b) évelők és c) fűszárúak relatív tömegessége a vizsgált gyepekben és parlagokon a két felmérés során. Szürke: első felmérés, fehér: második felmérés. TN: nyílt homoki gyepek, TZ: zárt homoki gyepek, O1: fiatal parlag, O2: középkorú parlag, O3: idős parlag. Jelölések jelentése: „a, b, c”: első felmérésben az élőhelyek közti szignifikáns különbség, „x, y, z”: második felmérésben az élőhelyek közti szignifikáns különbség, *: két felmérés közti szignifikáns különbség az adott élőhelyen.

2. táblázat. A felmérések során talált neofiton fajok, életformájuk és az első felmérés során a később megismételt felvételekben (n=161) és zárójelben a nem megismételt felvételekben (n=81) való előfordulások száma, valamint a második, megismételt felvételekben (n=161) való előfordulások száma.

Magyar név	Latin név	Életforma	Előfordulások száma	
			2007–2009	2019–2021
Amerikai kőrös	<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Fásszárú	1 (1)	1
Arany ribiszke	<i>Ribes aureum</i>	Fásszárú	1 (0)	1
Átoktüske	<i>Cenchrus incertus</i>	Egyéves	12 (12)	6
Bókoló kutyatej	<i>Euphorbia nutans</i>	Egyéves	0 (0)	1
Bugás tövisperje	<i>Tragus racemosus</i>	Egyéves	32 (6)	23
Csattanó maszlag	<i>Datura stramonium</i>	Egyéves	2 (0)	0
Cserjés gyalogakác	<i>Amorpha fruticosa</i>	Fásszárú	0 (0)	1
Egynyári seprence	<i>Erigeron annuus</i>	Egyéves	11 (11)	14
Erdei fenyő	<i>Pinus sylvestris</i>	Fásszárú	9 (0)	8
Fehér akác	<i>Robinia pseudoacacia</i>	Fásszárú	20 (4)	32
Fehér disznóparéj	<i>Amaranthus albus</i>	Egyéves	0 (0)	2
Fehér eperfa	<i>Morus alba</i>	Fásszárú	1 (0)	0
Fekete fenyő	<i>Pinus nigra</i>	Fásszárú	3 (0)	6
Fenyércirok	<i>Sorghum halepense</i>	Egyéves	0 (1)	2
Gyomköles	<i>Panicum miliaceum</i>	Egyéves	0 (1)	0
Kanadai aranyvessző	<i>Solidago canadensis</i>	Évelő	0 (1)	0
Kanadai betyárkóró	<i>Conyza canadensis</i>	Egyéves	107 (71)	110
Kései meggy	<i>Padus serotina</i>	Fásszárú	3 (0)	6
Keskenylevelű ezüstfa	<i>Elaeagnus angustifolia</i>	Fásszárú	3 (2)	3
Kínai alkörömös	<i>Phytolacca esculenta</i>	Évelő	0 (0)	1
Kokárdavirág	<i>Gaillardia pulchella</i>	Évelő	0 (1)	0
Közönséges kakaslábfű	<i>Echinochloa crus-galli</i>	Egyéves	1 (1)	0
Közönséges napraforgó	<i>Helianthus annuus</i>	Egyéves	0 (1)	2
Közönséges selyemkóró	<i>Asclepias syriaca</i>	Évelő	77 (65)	92
Ligetszépe-fajok	<i>Oenothera biennis agg.</i>	Évelő	37 (31)	19
Mirigyes bálványfa	<i>Ailanthus altissima</i>	Fásszárú	2 (0)	4
Nemes nyár	<i>Populus x euramericana</i>	Fásszárú	10 (1)	8
Nyugati ostorfa	<i>Celtis occidentalis</i>	Fásszárú	6 (2)	22
Szálkás libatop	<i>Chenopodium aristatum</i>	Egyéves	0 (1)	2
Szőrös disznóparéj	<i>Amaranthus retroflexus</i>	Egyéves	4 (15)	9
Tarka cirok	<i>Sorghum bicolor</i>	Egyéves	0 (4)	1
Tövises lepényfa	<i>Gleditsia triacanthos</i>	Fásszárú	4 (4)	16
Turkesztáni szil	<i>Ulmus pumila</i>	Fásszárú	0 (1)	1
Ürömlevelű parlagfű	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	Egyéves	70 (75)	61
Vadcsicsóka	<i>Helianthus tuberosus</i>	Évelő	0 (1)	0
Zöld juhar	<i>Acer negundo</i>	Fásszárú	2 (1)	3

Előzöltség változása

A neofiton fajok fajsám- és tömegesség-aránya is csak a nyílt gyepekben változott: csökkent a második felmérés idejére, a többi élőhelyen nem változott. Mindkét inváziós jellemző értéke a fiatal és középkorú parlagokon volt a legmagasabb, míg a nyílt és zárt gyepekben volt a legalacsonyabb (3. táblázat, 2.a, b ábra).

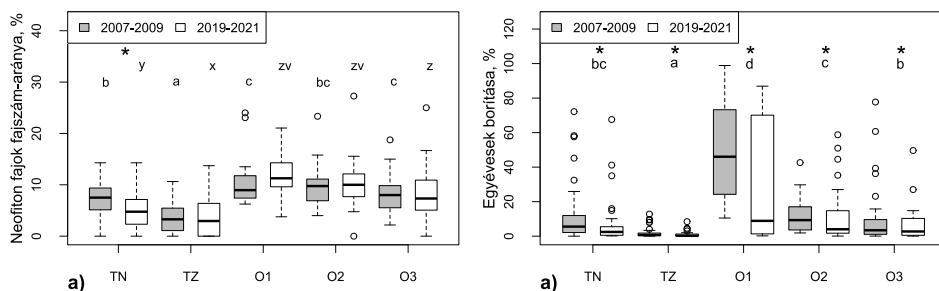
A közönséges selyemkóró tömegessége csak a fiatal parlagok esetén változott szignifikánsan: nőtt a két felmérés között, és mindkét időszakban sokkal kisebb volt a gyepekben, mint a parlagokon. A parlagokon a selyemkóró tömegessége nagyon eltérő volt: 0,5%-tól a 70%-ig változott (3. táblázat, 3. ábra).

3. táblázat. A vizsgált változók és a felmérés ideje, az élőhely és az interakcióik közti kapcsolatot leíró modellek (lineáris kevert vagy *generalizált lineáris kevert modell) teszt statisztikája és p-értéke.

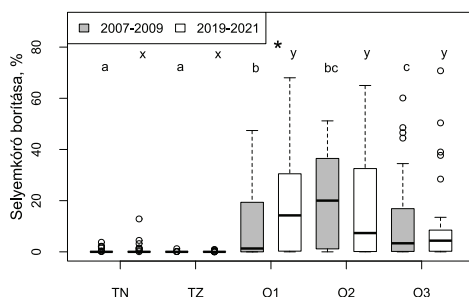
	Felmérés		Élőhely		Felmérés x Élőhely	
	Teszt statisztika (F vagy Chi ² -érték)	p-érték	Teszt statisztika (F vagy Chi ² -érték)	p-érték	Teszt statisztika (F vagy Chi ² -érték)	p-érték
Egy- és kétévesek*	-33,984	<0,0001	135,342	<0,0001	4,681	0,3216
Évelők	1,842	0,1767	11,458	<0,0001	5,413	0,0004
Fásszárúak*	20,045	<0,0001	24,182	<0,0001	9,305	0,0539
Neofiton fajok fajsám-aránya	2,313	0,1303	23,042	<0,0001	2,801	0,0279
Neofiton fajok borítás-aránya*	6,204	0,0127	217,237	<0,0001	8,502	0,0748
Közönséges selyemkóró tömegessége*	0,2383	0,6254	127,37	<0,0001	11,153	0,0249

Megvitatás

A kiskunsági gyepek és parlagok megismételt vizsgálata alapján a tájhasználati változások a gyepeket nem érintették, ezzel szemben a parlagok egy jelentős részén megváltozott a tájhasználat. A gyepek megmaradásának egyik fő oka az lehet, hogy jelentős részük már az első felvételezéskor védett terület volt. A védett területeken kívül eső gyepek pedig feltehetően kevésbé voltak alkalmasak a szántóföldi művelésre vagy fatelepítésre, mint a korábban már művelt területek. A parlagokon tapasztalt változások oka viszont részben a jelenleg érvényben lévő támogatási rendszer lehet, hiszen a környezeti feltételek többek közt a talajvízszint-süllyedés és a klímaváltozás miatt csak romlottak ebben a régióban



2. ábra. Neofiton fajok a) fajszám-aránya, b) borításaránya a vizsgált gyepekben és parlagokon a két felmérés során. Szürke: első felmérés, fehér: második felmérés. TN: Nyílt homoki gyepek, TZ: zárt homoki gyepek, O1: fiatal parlag, O2: középkorú parlag, O3: idős parlag. Jelölések jelentése: „a, b, c”: első felmérésben az élőhelyek közti szignifikáns különbség, „x, y, z”: második felmérésben az élőhelyek közti szignifikáns különbség, *: két felmérés közti szignifikáns különbség az adott élőhelyen.



3. ábra. Közönséges selyemkóró borítása a vizsgált gyepekben és parlagokon a két felmérés során. Szürke: első felmérés, fehér: második felmérés. TN: Nyílt homoki gyepek, TZ: zárt homoki gyepek, O1: fiatal parlag, O2: középkorú parlag, O3: idős parlag. Jelölések jelentése: „a, b, c”: első felmérésben az élőhelyek közti szignifikáns különbség, „x, y, z”: második felmérésben az élőhelyek közti szignifikáns különbség, *: két felmérés közti szignifikáns különbség az adott élőhelyen.

(Pálfai 1994, Dóka 2019), ezért ezek nem indokolnák a művelésbe vonást. Dóka (2019) rámutatott, hogy a Kiskunságban a felhagyások és beszántások az elmúlt 100 évben a környezeti feltételek változását (szárazodás) követték. A mi vizsgálatunkban azokat a fiatal és középkorú felhagyásokat vonták leginkább újra művelésbe (szántóként és szőlőként), amelyek esetén a környezeti feltételek nem romlottak annyira, hogy a művelés támogatása még ne ellensúlyozná ezt. A legrégebben felhagyott parlagok pedig valószínűleg azért maradtak meg, mivel feltehetően ezeknek a legrosszabb a termőképessége – emiatt is hagyták fel ezeket legrégebben, és így kimaradtak az erdőtelepítésekben is. A támogatási rendszerek

és a termőképesség változását további célzott kutatásokkal kell a jövőben vizsgálni, hogy a tájhasználatra és az élővilágra gyakorolt pontos hatásukat megismerjük. A parlagok az élővilág fennmaradása szempontjából jelentős területek, és számos védett, élőhely-specialista faj fordul elő rajtuk, így a zöldinfrastruktúra fontos alkotórészei, és lehetőség szerint kerülni kell további átalakításukat.

A parlagok szukcessziója az életformacsoportok alapján a korábbi, tér-idő helyettesítési vizsgálatok előrejelzéseinek (pl. Csecserits *et al.* 2011) megfelelően folyt. Az egy- és kétévesek tömegessége a fiatal parlagokon csökkent, míg az öreg parlagokon a gyepekkel összevethető szinten volt mindkét felmérés idején. Az élő lágyszárúak a kiskunsági parlagokon hamar betelepültek, és a középkorú és idős parlagokon a gyepekben tapasztalhatóhoz hasonló volt a tömegességük. A gyepekben nem változott az élő lágyszárúak tömegessége. A fásszárúak tömegessége csak lassan és kis mértékben nőtt, ellentétben más, nyugat-európai parlagszukcessziós vizsgálatokkal (pl. Prach *et al.* 2007, Balestrellos *et al.* 2021). A cserjék és fák megtelepedése a régióban lassú folyamat, aminek többféle oka lehet. A terület környezeti adottságai, a klíma és a homoktalaj együttesen alapvetően nem kedveznek a fásszárúak megtelepedésének, a régió potenciális vegetációja is többnyire nyíltabb, erdőssztyepp növényzet (Magyari *et al.* 2010, Erdős *et al.* 2015). Továbbá még jelenleg is jelentős a gyepekhez kötődő tájhasználat, a legeltetés és a kaszálás, amit parlagokra is kiterjesztettek, s ami szintén visszaszorítja a fásszárúak terjedését. Érdekes módon a legnagyobb fásszárú-tömegességet és annak növekedését a zárt gyepekben tapasztaltuk, aminek a talaj nagyobb humusztartalma és a gyepet fenntartó kezelések elmaradása lehet az oka. A leggyakoribb fásszárú faj a vizsgálatban a galagonya (*Crataegus monogyna* Jacq.) volt, amit a fehér nyár (*Populus alba* L.) és a fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) követett. A fásszárúak jelenléte és terjedése a gyepekben természetvédelmi szempontból lehet pozitív és negatív is (pl. az akác terjedése biztosan negatív); valószínűleg egyedi elbírálás szükséges, hogy az adott helyen szükséges-e a beavatkozás vagy sem (Erdős *et al.* 2018).

A neofiton fajok aránya a két felmérés között csak a nyílt gyepekben változott, csökkent. Mindez arra utalhat, hogy neofiton fajok esetén az új fajok betelepődése és a meglévő fajok kihalása a legtöbb vizsgált élőhelyen egyensúlyban volt, és összességében nincs olyan új faj, ami jelentősen terjedt volna. Valószínűsíthető, hogy ezeken az élőhelyeken már az első felméréskor sem volt jelentős „inváziós betelepődési adósság” (Rouget *et al.* 2016), azaz a tájban jelenlévő, arra alkalmas idegenhonos fajok már korábban inváziós fajként kezdtek terjedni. A tömegességi viszonyok hosszabb távon is stabilnak bizonyultak, vagyis az előzölönltség nem csökkent a szukcesszió előrehaladásával. A viszonylag nagy szórás arra utal, hogy jelentős különbségek lehetnek az egyes területek között. Míg bizonyos helyeken

a neofiton fajok jelentős visszaszorulását tapasztaltuk, feltehetően a legeltetés, kaszálás vagy szárazodás hatására, máshol a neofiton fajok, köztük leginkább a selyemkóró előretörését figyeltük meg. További vizsgálatok szükségesek, hogy kiderítsük, milyen tényezők hatnak a neofiton, és ezen belül az inváziós fajok fennmaradására, ill. esetleges tömegesség-arányának változására. Az inváziós fajok esetenkénti visszaszorulása feltételezésünk szerint a kezelés (kaszálás, legeltetés) fontosságára utalhat. Más, előzőlött gyepekben végzett vizsgálatok azt mutatták, hogy jelentős változást az özöngyomok tömegességében csak a hosszú távon alkalmazott kezelések (pl. legeltetés, kaszálás) értek el (Szépligeti *et al.* 2016, Nagy *et al.* 2020).

A közönséges selyemkóró állományainak hosszú távú dinamikájáról kevés adat áll rendelkezésre. Vizsgálatunkban nem tapasztaltunk szignifikáns változást az átlagos tömegességében, kivéve a fiatal parlagokon, ahol csökkenést tapasztaltunk. Ugyanakkor jelentős eltérés van az egyes területek között a selyemkóró tömegességében és ennek változásában, aminek a hátterét további elemzéseknek kell felderítenie. Feltételezésünk szerint a területenként eltérő kezelés és környezeti háttér lehet az oka a jelentős változatosságnak. Szóbeli elmondások szerint az intenzív legelés és talajvízszint-süllyedés hozzájárulhat a selyemkóró bizonyos helyeken történt visszaszoruláshoz, de erre vonatkozóan még nem végeztek vizsgálatot.

A megismételt felmérés tapasztalatai alapján szeretnénk kiemelni az elsődleges gyep megőrzésének kiemelt jelentőségét: ezek növényzete stabil, fajgazdag, és ezek képezik a „természetvédelmi aranytartalékokat”, azaz a regenerálódó területek fajforrását. A parlagok pedig teret adnak a spontán regenerációnak, melynek során a gyepkehez hasonló szerkezetű és életforma-összetételű vegetáció alakul ki, de több helyen tartósan jelentős idegenhonos állománnyal. Ezeken a helyeken az idegenhonos fajok visszaszorítása fontos természetvédelmi cél, de nem állhat önmagában: olyan kezelést kell alkalmazni, amely segíti az idegenhonos fajok helyére az őshonos fajok betelepülését, és hozzájárul a másodlagos gyep tartós fennmaradásához. Ilyen kezelés lehet például a legeltetés, amelyet akár pénzügyi támogatásokkal is lehet segíteni.

Összegzés

Vizsgálatunk célja a kiskunsági száraz gyep és parlagok használatának, szukcessziós jellemzőinek és az előzőlötttség változásának nyomon követése volt. A használat szempontjából csak a parlagok esetében találtunk változást: sok esetben újra szántóföldi művelésbe vonták ezeket. A szukcesszióhoz köthetően a fiatal parlagokon az egyevesek csökkenését, míg a zárt gyep esetében a fászfűak tömegességének növekedését figyeltük meg. Sem a gyepben, sem a parlagokon

nem változott az előzőnlöttség szintje, ami arra utal, hogy az idegenhonos fajok stabilan a kiskunsági növényzet részei; parlagokon jóval nagyobb tömegességgel, mint gyepekben.

Véleményünk szerint, bár a parlagok növényzete csak szerkezetében, életforma-összetételében vált hasonlóvá az elsődleges gyepekével, míg inváziós szint szempontjából nem, így is jelentős, spontán kialakult élőhelyeknek és zöldinfrastruktúra-elemnek számítanak. A parlagok jelenleg is számos ökoszisztéma-szolgáltatást nyújtanak, és jelenlegi növényzetük jó alapja lehet a további fejlődésüknek, ezért a drasztikus átalakításoktól, mint amilyen a szántóföldi művelésbe vonás vagy a fatelepités, érdemes megővni őket.

Köszönetnyilvánítás – Ezúton is szeretnénk megköszönni a Kiskunsági Nemzeti Park és a Duna-Ipoly Nemzeti Park munkatársainak a támogatásukat, különösen kiemelve Tamás Ádám őrnek, hogy kihúzott a bajból. Köszönjük Gyalus Adrienn, Nagy Anna Fruzsina, Rédei Márton, Rédei János terepen nyújtott segítségét. A kutatást a FK-NKFIH 128465 és FK-NKFIH 127996 pályázat támogatta. Végül köszönjük a bírálók és a szerkesztő alapos munkáját.

Irodalomjegyzék

- Balogh, L., Dancza, I., Király, G. (2004): A magyarországi neofitonok időszerű jegyzéke, és besorolásuk inváziós szempontból. In: Mihály B., Botta-Dukát Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Őzönnövények*. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9., TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 61–92.
- 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. *Community Ecology* 14(2): 219–230. <https://doi.org/10.1556/ComEc.14.2013.2.12>
- Brooks, M. E., Kristensen, K., van Benthem K. J., Magnusson A., Berg C. W., Nielsen A., Skaug, H. J., Maechler, M., Bolker, B. M. (2017): glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *The R Journal* 9(2): 378–400. <https://doi.org/10.3929/ethz-b-000240890>
- Chytrý, M., Jarošík, V., Pyšek, P., Hájek, O., Knollová, I., Tichý, L., Danihelka, J. (2008): Separating habitat invasibility by alien plants from the actual level of invasion. *Ecology* 89(6): 1541–1553. <https://doi.org/10.1890/07-0682.1>
- Chytrý, M., Maskell, L. C., Pino, J., Pyšek, P., Vilà, M., Font, X., Smart, S. M. (2008): Habitat invasions by alien plants: a quantitative comparison among Mediterranean, subcontinental and oceanic regions of Europe. *Journal of Applied Ecology* 45(2): 448–458. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01398.x>
- Coradini, K., Krejčová, J., Frouz, J. (2022): Potential of vegetation and woodland cover recovery during primary and secondary succession, a global quantitative review. *Land Degradation and Development* 33(3): 512–526. <https://doi.org/10.1002/ldr.4166>

- 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. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 226: 88–98. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.024>
- 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. *Plant Biosystems – An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* 145(3): 715–729. <https://doi.org/10.1080/11263504.2011.601340>
- Daru, B. H., Davies, T. J., Willis, C. G., Meineke, E. K., Ronk, A., Zobel, M., Pärtel, M., Antonelli, A., Davis, C. C. (2021): Widespread homogenization of plant communities in the Anthropocene. *Nature Communications* 12(1): 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-27186-8>
- Davis, M. A., Grime, J. P., Thompson, K. (2000): Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88(3): 528–534. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x>
- Dóka, R., Kiss, M., Bárányi-Kevei, I. (2019): Land use anomalies on wetlands in different time horizons – a case study from Hungary. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 14(2): 287–300. <https://doi.org/10.26471/cjees/2019/014/080>
- Erdős, L., Kröel-Dulay, Gy., Bátor, Z., Kovács, B., Németh, Cs., Kiss, P. J., Tölgyesi, Cs. (2018): Habitat heterogeneity as a key to high conservation value in forest-grassland mosaics. *Biological Conservation* 226: 72–80. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.07.029>
- Erdős, L., Tölgyesi, Cs., Cseh, V., Tolnay, D., Cserhalmi, D., Körmöczy, L., Gellény, K., Bátor, Z. (2015): Vegetation history, recent dynamics and future prospects of a Hungarian sandy forest-steppe reserve: forest-grassland relations, tree species composition and size-class distribution. *Community Ecology* 16(1): 95–105. <https://doi.org/10.1556/168.2015.16.1.11>
- Holle, B. V., Simberloff, D. (2005): Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. *Ecology* 86(12): 3212–3218. <https://doi.org/10.1890/05-0427>
- Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P. (2008): Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical Journal* 50(3): 346–363. <https://doi.org/10.1002/bimj.200810425>
- Jauni, M., Hyvönen, T. (2010): Invasion level of alien plants in semi-natural agricultural habitats in boreal region. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 138(1–2): 109–115. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.04.007>
- Király, G., Virók, V., Szmorad, F., Molnár, V. A. (2009): Új magyar fűvészkönyv: Magyarország hájtásos növényei: határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalő, 616 p.
- Kovács-Láng, E., Molnár, E., Kröel-Dulay, Gy., Barabás, S. (eds.) (2008): *The Kiskun LTER: Long-term ecological research in the Kiskunság, Hungary*. Institute of Ecology and Botany, HAS, Vácrátót, 82 p.
- Kröel-Dulay, Gy., Csecserits, A., Szitár, K., Molnár, E., Szabó, R., Ónodi, G., Botta-Dukát, Z. (2019): The potential of common ragweed for further spread: invasibility of different habitats and the role of disturbances and propagule pressure. *Biological Invasions* 21(1): 137–149. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1811-3>
- Langhans, T. M., Storm, C., Schwabe, A. (2009): Biological soil crusts and their microenvironment: impact on emergence, survival and establishment of seedlings. *Flora* 204: 157–168. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2008.01.001>
- Lenth, R. (2020): *emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means*. R package version 1.4.4. <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>
- Magyari, E. K., Chapman, J. C., Passmore, D. G., Allen, J. R., Huntley, J. P., Huntley, B. (2010): Holocene persistence of wooded steppe in the Great Hungarian Plain. *Journal of Biogeography* 37(5): 915–935. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2009.02261.x>

- Mazerolle, M., J. (2016): *AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q) AIC(c)*. R package version 2.2-2. <https://cran.r-project.org/package=AICcmodavg>
- McKinney, L. M., Lockwood, J. L. (1999): Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 450–453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)
- Mihály B., Botta-Dukát Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények*. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, 408 p.
- Nagy, D. U., Rauschert, E. S., Henn, T., Cianfaglione, K., Stranczinger, Sz., Pal, R. W. (2020): The more we do, the less we gain? Balancing effort and efficacy in managing the *Solidago gigantea* invasion. *Weed Research* 60(3): 232–240. <https://doi.org/10.1111/wre.12417>
- Pálfai I. (1994): Összefoglaló tanulmány a Duna–Tisza közti talajvízszint-süllyedés okairól és a vízhiányos helyzet javításának lehetőségeiről. In: Pálfai I. (szerk.): *A Duna-Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái*. A Nagyalföld Alapítvány kötetek 3., Békéscsaba, pp. 111–126.
- Pinheiro J., Bates D., DebRoy S., Sarkar, D., R Core Team (2021): *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. R package version 3.1–153, <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>
- Prach, K., Lepš, J., Rejmánek, M. (2007): Old field succession in central Europe: local and regional patterns. In: Hobbs, R. J., Cramer, V. A. (eds.): *Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland*. Island Press, pp. 180–201.
- Prach, K., Pyšek, P. (2001): Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17(1): 55–62. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00132-4](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00132-4)
- Pyšek, P., Chytrý, M. (2014): Habitat invasion research: where vegetation science and invasion ecology meet. *Journal of Vegetation Science* 25(5): 1181–1187. <https://doi.org/10.1111/jvs.12146>
- Pyšek, P., Richardson, D. M., Rejmánek, M., Webster, G. L., Williamson, M. Kirschner, J. (2004): Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53(1): 131–143. <https://doi.org/10.2307/4135498>
- R Core Team (2021): *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org/>
- Rédei, T., Csecserits, A., Barabás, S., Halassy, M., Kröel-Dulay, Gy., Lelleiné Kovács, E., Ónodi, G., Pándi, I., Somay L., Szabó, R., Szitár, K., Török, K. (2011): Tájhasználat és biodiverzitás kapcsolatának regionális léptékű vizsgálata a Kiskunságban: A Kiskun LTER mintaterület-hálózat bemutatása. In: Verő, Gy. (szerk.): *Természetvédelem és kutatás a Duna-Tisza közti homokhátságon*. Rosalia 6. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 423–446.
- Richardson, D. M., Pyšek, P. (2006): Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography*, 30(3): 409–431. <https://doi.org/10.1191/0309133306pp490pr>
- Rouget, M., Robertson, M. P., Wilson, J. R., Hui, C., Essl, F., Renteria, J. L., Richardson, D. M. (2016): Invasion debt – quantifying future biological invasions. *Diversity and Distributions* 22(4): 445–456. <https://doi.org/10.1111/ddi.12408>
- Sandel, B., Corbin, J. D. (2010): Scale, disturbance and productivity control the native-exotic richness relationship. *Oikos* 119: 1281–1290. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18230.x>
- Szépliget, M., Kun, R., Bartha, S., Bodoncz, L., Szentirmai, I. (2015): A magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) természetvédelmi célú kezelésének tapasztalatai az Őrségi Nemzeti Park területén. In: Csiszár, Á., Korda, M. (szerk.): *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai*. Rosalia kézikönyvek 3. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 131–135.
- Szilassi, P., Szatmári, G., Pásztor, L., Árvai, M., Szatmári, J., Szitár, K., Papp, L. (2020): Egy özönnövény az alföldi tájban: a selyemkóró (*Asclepias syriaca*) terjedését befolyásoló föld-

- rajzi tényezők vizsgálata. In: Farsang, A., Ladányi, Zs., Mucsi, L. (szerk.): *Klímaváltozás okozta kihívások: Globálistól lokálisig*. SZTE TTIK, Földrajzi és Földtudományi Intézet, Szeged, pp. 99–107.
- Török K., Csősz M., Vaszőcsik V., Schneller K., Teleki M., Kollányi L., Keszthelyi Á., Máté K., Csecséris A., Halassy M., Kertész M., Szitár K. (2021): A zöldinfrastruktúra-fejlesztés célterületei Magyarországon. *Természetvédelmi Közlemények* 27: 158–172. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2021.27.158>
- Török, K., Horváth, F., Kövendi-Jakó, A., Halassy, M., Bölöni, J., Szitár, K. (2019): Meeting Aichi Target 15: Efforts and further needs of ecological restoration in Hungary. *Biological Conservation* 235: 128–135. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.04.020>
- Vilá, M., Ibáñez, I. (2011): Plant invasions in the landscape. *Landscape Ecology* 26(4): 461–472. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9585-3>
- Vilá, M., Pino, J., Font, X. (2007): Regional assessment of plant invasions across different habitat types. *Journal of Vegetation Science* 18(1): 35–42. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02513.x>

Has the vegetation and severity of invasion changed in sandy grasslands and old-fields of the Kiskunság in the last decade? – Results of a repeated survey

Anikó Csecserits^{1*}, Boglárka Berki², Zoltán Botta-Dukát¹, Edina Csákvári¹, Melinda Halassy¹, András Mártonffy³, Tamás Rédei¹ & Katalin Szitár¹

¹*Institute of Ecology and Botany, Centre for Ecological Research, Alkotmány u. 2–4, H-2163, Vácrátót, Hungary*

²*Doctoral School of Biology, Eötvös Loránd University, Institute of Biology, Pázmány Péter sétány 1/C, H-1117 Budapest, Hungary*

³*Eötvös Loránd University, Pázmány Péter sétány 1/A, H-1117 Budapest, Hungary*

*E-mail: csecserits.aniko@ecolres.hu

In order to track the dispersal of native and alien species, long-term monitoring is necessary, as this method is best suitable to reveal changes. In this study, conducted between 2019 and 2021, we repeated a vegetation survey first conducted in primary grasslands and old-fields in the Kiskunság between 2007 and 2009. Our aim was to monitor changes of land use, successional stages, and the level of invasion. Regarding land use, we only found changes in the case of old-fields; some of them are used as arable lands again. We detected some successional changes, the cover of annual plants in recently abandoned old-fields decreased, and the cover of woody species increased in closed primary grasslands. The level of invasion did not change, either in primary or in secondary grasslands, which indicates that alien species form a stable part of the vegetation of the Kiskunság, with a larger abundance in old-fields than in primary grasslands.

Keywords: common milkweed, invasive alien species, invasion, Kiskunság, monitoring, old-field, sandy grassland