

A selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) tömegességének változásai homoki parlagokon szukcesszió és természetvédelmi kezelés hatására

Csecserits Anikó, Halassy Melinda, Rédei Tamás, Szitár Katalin és Botta-Dukát Zoltán

Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet,
2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2–4.
E-mail: csecserits.aniko@ecolres.hu

Összefoglaló: Hazánk egyik jelentős özönnövénye az élelő lágyszárú selyemkóró (*Asclepias syriaca*), mely leginkább homoki parlagokon és zavart homokgyepekben válik dominánssá. Bár számos védett területen végeztek természetvédelmi kezeléseket a visszaszorítása érdekében, a kezelések monitorozása sokszor – megfelelő erőforrás hiányában – elmarad. Egy 2000-ben indult parlagszukcessziós vizsgálatunk helyszínén 2014-ben selyemkóró elleni vegyszeres kezelést végeztek. A vizsgálat állandó mintavételi helyei alkalmat adtak a kezelés hatásának megfigyelésére is. A vizsgált parlagok egy részén a selyemkóró a művelés felhagyása után fokozatosan vált dominánssá. A vegyszeres kezelés hatására a faj tömegessége lecsökkent, de nem tűnt el a területről. Az őshonos növénycsoportok tömegessége a kezelés után 3 évvel sem nőtt szignifikánsan, tehát egyelőre nem történt jelentős regeneráció a korábban selyemkóróval előzőlött területeken.

Kulcsszavak: homoki gyepek, invázió, Kiskunság, monitoring, özöngyom, parlag, természetvédelmi kezelés, vegyszeres irtás

Bevezetés

Az idegenhonos özönfajok (az angol nyelvű szakirodalomban invasive alien species – IAS) terjedése az egyik legfontosabb a biodiverzitást veszélyeztető tényezők közül, a természetközeli élőhelyek felszámolása és feldarabolódása mellett (Hobbs 2000, Sala *et al.* 2000, Millennium Ecosystem Assessment 2005, Pyšek & Richardson 2010). Épp ezért az inváziós folyamat elleni küzdelem az egyik legfontosabb természetvédelmi tevékenység (Török *et al.* 2019). Attól függően, hogy egy özönfaj egy adott helyen hol tart a terjedésben, eltérő kezelésekre, intézkedésekre van szükség, és a várható eredmények is mások lehetnek. Az inváziós folyamat elején még a nemkívánatos faj megjelenését és megtelepedését kell

megelőzni, ugyanakkor egy sikeres özönfaj esetén, rövid távon csak a további terjedés korlátozása a reális cél (Clout & Williams 2009, Epanchin-Niell & Hastings 2010).

A jelenleg elfogadott meghatározás szerint idegenhonosnak tekintjük azokat a fajokat, amelyek egy adott földrajzi régióba a különböző földrajzi akadályokat emberi segítséggel leküzdve kerültek (Richardson *et al.* 2000, Pyšek *et al.* 2004). Növények esetén, amennyiben az idegenhonos fajok önfenntartó populációt hoznak létre, akkor meghonosodottnak tekintjük, és ha az új elterjedési területük és populációméretük is monoton nő, akkor özönnövényeknek (vagy inváziós növényeknek) nevezzük őket (Richardson *et al.* 2000, Pyšek *et al.* 2004, Mihály & Botta-Dukát 2004). Ugyanakkor az IUCN (<http1>) meghatározása szerint természetvédelmi szempontból csak azokat a fajokat tekintik inváziósoknak, melyek negatív hatással vannak az őshonos élővilágra. Így a kezelések megalapozásához az idegenhonos fajok tömegesség-változásáról és hatásáról kell minél több információ.

Az inváziós fajoknak többféle hatása lehet – akár egyidejűleg is – az őshonos növény- és állatközösségekre és a környezeti tényezőkre. Az özönnövények hatására – irodalmi áttekintés alapján (Pyšek *et al.* 2012) – elsődlegesen az őshonos növényfajok és -közösségek szorúlnak vissza, majd ezt követi az állatfajok és -közösségek visszaszorulása. Az özönnövények környezeti tényezőkre vonatkozó hatásai közül leggyakoribb a talaj tápanyag- és ásványi-anyag tartalmának növelése (Pyšek *et al.* 2012). A káros hatások miatt mindenképpen szükséges az inváziós fajok kontrollja, ezen belül elsődlegesen a megmaradt, természetközeli állapotú élőhelyeken szükséges az inváziós növényfajok visszaszorítása (Csiszár & Korda 2015). Ugyanakkor ma már egyre nagyobb kiterjedésűek – hazánkban is – a zavart, regenerálódó élőhelyek, például a parlagok, és sokszor ezek veszik körül a megmaradt természetközeli élőhelyeket (Molnár *et al.* 2008). Emiatt természetvédelmi okokból is fontos ismerni, hogyan alakul az özöngyomok mennyisége zavart élőhelyeken – például a másodlagos szukcesszió folyamán –, és jelenlétük milyen hatással van az őshonos növények regenerációjára.

Mivel az elmúlt évtizedekben jelentős homoki területeken hagytak fel a szántó-földi műveléssel, ezért lenne tere a homokgyepek regenerációjának. Azonban sokszor jelentős mennyiségű inváziós növényfaj telepszik meg és dominálja tartósan ezeket a regenerálódó parlagokat (Csecserits *et al.* 2016, Halassy *et al.* 2019). Az inváziós fajok visszaszorítása érdekében ezért különböző kezeléseket alkalmaznak, főleg természetvédelmi területeken belül.

Az inváziós fajok elleni kezelések célja mind a regenerálódó területeken, mind az előzőnlott természetközeli területeken elsősorban az inváziós faj visszaszorítása azzal számolva, hogy kezelés után az őshonos közösség spontán regenerálódik

(Csiszár & Korda 2015, Török *et al.* 2019, Reis *et al.* in press). Az egyes inváziós fajok irtásának hatékonyságára, sikerességére vonatkozó gyakorlati tapasztalatokat Csiszár és Korda (2015) gyűjtötte egybe. Ugyanakkor a kezeléseknél a többi fajra és közösségre vonatkozó hatását kevés hazai kutatás vizsgálta és publikálta eddig (pl. Tóth *et al.* 2012, Gergely & Tenk 2013, Szépligeti *et al.* 2015, Bajor *et al.* 2016, Halassy *et al.* 2020). Emiatt minden ilyen jellegű – akár tervezett, akár talált – vizsgálat értékes információkat szolgáltathat a természetvédelem számára.

Az egyik legelőzölöttebb hazai élőhelyünk a nyílt homokpusztagyep, és ezen az élőhelyen a közönséges akác (*Robinia pseudoacacia* L.) mellett a közönséges selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) a legfontosabb inváziós növényfaj (Botta-Dukát 2008). A faj országos szinten is az egyik legjelentősebb inváziós növény (Kézdy *et al.* 2018). A selyemkóró inváziójának történetét Bagi (2004) részletesen leírja, megállapítva, hogy jelentős terjedése várható a jövőben. Ugyanakkor a selyemkóró természetközeli élőhelyekre gyakorolt hatásáról rendelkezésre álló irodalomban vannak ellentmondások. Kelemen és munkatársai (2016) homoki parlagokon vizsgálták a selyemkóró hatását, és megállapították, hogy leginkább az évelő kétszikűek tömegességére hat negatívan. Ugyanakkor Szitár és munkatársai (2016) homoki gyep tűz utáni regenerációja során kevés negatív hatását tapasztalták, sőt parlagon pozitív hatását találták a domináns fűfaj (*Festuca vaginata* Waldst. et Kit. ex Willd.) csiranövényeinek túlélésére (Szitár *et al.* 2018). Többféle izeltlábú-csoportot vizsgálva Gallé és munkatársai (2015) azt találták, hogy míg a pókokra negatív hatással lehet ez a faj, bizonyos hangyafajok felszaporodnak a jelenlétében, mivel a selyemkórón élő levéltetvekkel táplálkoznak. Tehát a selyemkórónak változatos hatása lehet egy adott közösség tagjaira, és bizonyos fajok tömegességét akár növelheti is.

Bár természetvédelmi célból rendszeresen végeznek gyomirtóval vegyszeres selyemkóró-irtást, eddig kevés kutatást ismerünk ezek sikerességéről (pl. Bolla 2012, Takács *et al.* 2015, Verő & Csóka 2015, Bakacsy & Bagi *early view*). Mind-egyik vizsgálat során megállapították, hogy egyszeri, egy évben elvégzett kezelés nem irtotta ki a selyemkóró-állományokat, és a teljes kiirtáshoz többéves kezelés szükséges. Valószínűleg a selyemkóró jelentős földalatti rügybankja túléli az egyszeri kezelést, és emiatt képes regenerációra. Ugyanakkor minden kezelés esetén kérdés, hogy a növényzet összessége hogyan reagál az inváziós faj állományának csökkentésére és a gyomirtószeres kezelésre, tapasztalható-e a többi faj állományának növekedése a kezelés hatására. Erről a selyemkóró esetén még kevés információ áll a rendelkezésünkre.

A restaurációs célú vagy akár inváziós fajok eltávolítását célzó kezelések esetén is gyakran alkalmazott módszer az ún. BACI elrendezés (Conner *et al.* 2016), melynek során adott restaurációs vagy egyéb kezelés előtti („before”) és utáni

(„after”) állapotot az előre kijelölt kontroll („control”) és kezelt („impact”) területeken mérik fel és ezek adatait vetik össze. Ezáltal lehetővé válik a kezelés hatásának pontosabb értékelése, mert szétválasztható a kezelés hatása a pusztán időbeli változásoktól, csak a kezelt és kontroll területek közti különbség megváltozását tulajdonítva a kezelés hatásának.

2000 és 2017 között homoki parlagokon állandó mintavételi pontokkal, hosszú távú monitorozással vizsgáltuk a növényzet regenerációját (Csecserits & Rédei 2001, Csecserits *et al.* 2007), és ennek részeként a selyemkóró állományának változását. Az időközben egyszeri alkalommal, 2014-ben végzett selyemkóró elleni természetvédelmi beavatkozás lehetővé tette a gyomirtószeres kezelés eredményességének vizsgálatát.

Jelen kutatásban kérdéseink a következők voltak: 1) Hogyan változott a selyemkóró tömegessége a parlagszukcesszió során, valamint a gyomirtós kezelés után a kezelt és nem kezelt területeken? 2) Hogyan változott a generalista egyéves és évelő fajok, valamint a homokgyepi specialista fajok tömegessége a vizsgált időszakban a kezelt és nem kezelt területeken? 3) Van-e összefüggés a generalista és a homoki specialista évelők és a selyemkóró tömegessége közt a kezelés előtt, valamint a kezelés után a parlagokon? A vizsgálatunk leírásával a természetvédelmi kezelések eredményes monitorozását szeretnénk segíteni.

Anyag és módszer

A vizsgálatot a Kiskunsági Nemzeti Park fülöpházi buckavidékén végeztük (E 46°52,853' – 46°53,578', N 19°24,654' – 19°25,682'). A terület KISKUN LTER helyszín is egyben, így rendelkezésre állnak róla részletes múltbeli és aktuális légifotók és tájhasználat térképek (Kovács-Láng *et al.* 2008). A korábbi szikes tó, a Szappan-szék melletti rossz termőképességű homoki területen az 1960-as évek óta folyamatosan hagyták fel a szántókat és szőlőket (Bagi 1990, Csecserits & Rédei 2001, Csecserits *et al.* 2007). Az így kialakult parlagokat a felhagyás ideje alapján négy korcsoportba soroltuk 2000-ben, a kutatás kezdetén: 1–6, 7–11, 12–25 és 26–35 éve felhagyott parlagok. Korcsoportonként 10-10 (összesen 40) db 4 m × 4 m-es állandó mintavételi négyzetet jelöltünk ki, ahol növényzeti felvételeket készítettünk a 2000, 2008, 2010, 2015 és 2017-es években.

2014-ben a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság megbízásából a területen selyemkóró-irtást végeztek dikamba, fluroxypyr és glifozát hatóanyagú gyomirtószerrel, kisméretű járműre szerelt kenőadapter segítségével (projekt-szám: KEOP-7.3.1.2-09-2010-0024, Pál Szabó Ferenc szóbeli közlése, Bakacsy & Bagi *early view*). A kezelés ugyan visszaszorította a célfaj populációját, de nem

tüntette el teljesen a területről (Bakacsy & Bagi *early view*). Jellemzően az eleve nagy selyemkóró-borítással bíró területek voltak kezelve, ugyanakkor a kezelt területek kiválasztásánál feltehetőleg nem volt szempont a többi növényfaj jelenléte és tömegessége. Összesen 22 parlag volt kezelve, 18 pedig a 2015-ös felmérés alapján kimaradt a kezelésből, ami lehetőséget adott a gyomirtószeres kezelés (továbbiakban: kezelés) hatásának vizsgálatára, a kezelt és nem kezelt területek növényzetének összehasonlítására a kezelés előtt és után. Így a korábban indított vizsgálatunk „talált kísérletként” megfelelt a BACI elrendezés feltételeinek: rendelkezésre álltak kezelés előtti, utáni, valamint kezelt és nem kezelt, de hasonló adottságú területekről származó adatok is. Ugyanakkor probléma, hogy a projekt során minden olyan területet kezelték, ahol jelentős volt a selyemkóró tömegessége. Így a nem kezelt területek nem teljesen véletlenszerűen lettek kiválasztva. Ez a probléma minden hasonló, teljes irtásra törekvő kezelés esetén fennáll. Eredményeinket ezért ennek figyelembevételével értékeljük ki.

Az öt vizsgálati évben készült növényzeti felvételekben összesen 142 edényes növényfajt találtunk. A kultúrából visszamaradt fajokat (pl. szőlő, birs) kivettük a további elemzésből. A többi fajt élőhelyi preferenciájuk alapján, Borhidi (1993) besorolását felhasználva négy csoportba soroltuk: egyéves generalisták (44 faj), élő generalisták (21 faj), homoki gyepi specialista fajok (48 faj, mind élő) és gyomok. A területen 11 idegenhonos (neofita) faj fordult elő, ebből 4 fásszárú, 1 élő – a selyemkóró – és 6 egyéves. Az elemzések során a neofita fajokat kihagytuk a vizsgált fajcsoportokból, csak az őshonos fajok és a selyemkóró tömegesség-változását néztük. Továbbá kihagytuk az vizsgált fajcsoportokból a fásszárú fajokat is, mivel ezek nem a homoki gyep célfajai.

A selyemkóró tömegességnek változását lineáris kevert modellel vizsgáltuk, ahol a vizsgálati év és a kezelés voltak a magyarázó változók, míg a parlag azonosítója random faktorként szerepelt. A selyemkóró tömegesség-értékét arcusinus transzformáltuk, hogy a modell reziduálisainak eloszlása normális legyen. A csoportokon belül a szórások eltérhettek, ezért a két magyarázó változó, illetve kombinációik szerint eltérő szórást feltételező modellt is illesztettünk, majd az AICc-értékek alapján választottuk ki a legjobb modellt. Végül a legjobb modell alapján páros Tukey-féle post-hoc vizsgálatot végeztünk, hogy a magyarázó faktorok hatását feltárjuk.

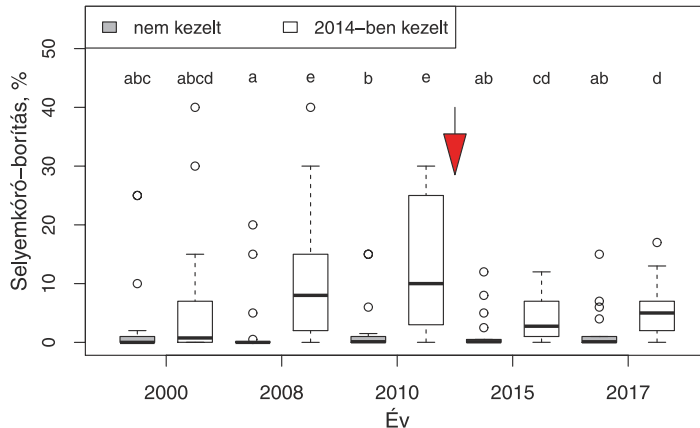
A növényzeti felvételekben az összborítás és az egyes fajcsoportok abszolút borításának változását szintén lineáris kevert modellekként vizsgáltuk, ahol a magyarázó változó a vizsgálati év, a parlag korcsoportja és a kezelés volt, míg a parlag azonosítója random faktorként szerepelt. A modellszelekciót és a post-hoc vizsgálatot az előzőekben leírttal megegyező módon végeztük el.

A selyemkóró és az évelő fajok, valamint a homoki specialista évelők tömegessége közti kapcsolatot is lineáris kevert modellekkel vizsgáltuk, külön modellben a kezelés előtti éveket és a kezelés utániakat. A magyarázó változó a vizsgálati év, és az évelő fajok tömegessége volt, míg a parlag azonosítója random faktorként szerepelt. A modellszelekciót és a post-hoc vizsgálatot az előzőekben leírttal megegyező módon végeztük el.

A statisztikai elemzéseket az R program 3.3.1-es változatában (R Development Core Team, 2016), az 'nlme' (Pinheiro *et al.* 2014, 'emmeans' (Lenth 2020) és 'AICcmodavg' (Mazerolle 2016) csomagokkal végeztük.

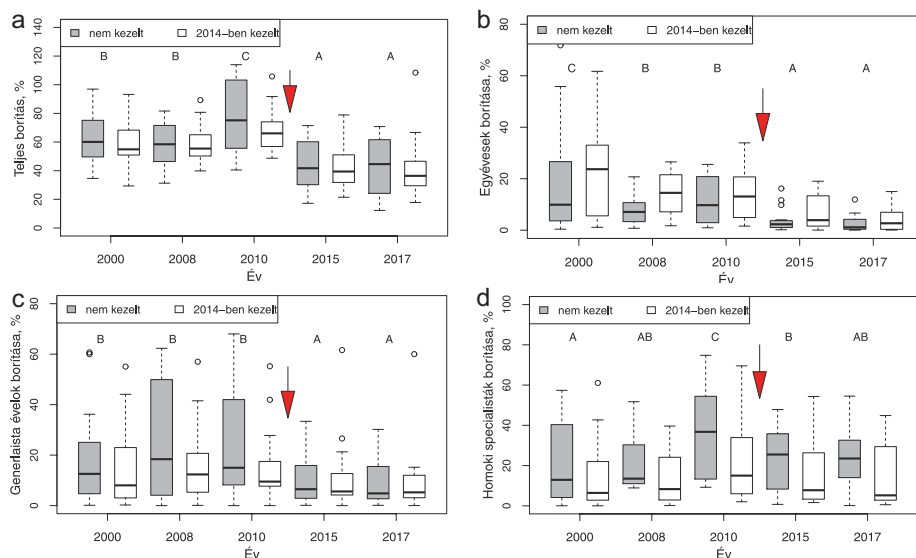
Eredmények

A selyemkóró tömegessége 2000-ben még nem különbözött a parlagok két csoportja, a később, 2014-ben kezelt és nem kezelt parlagok között. Viszont 2008-ban és 2010-ben a később kezelt parlagokon szignifikánsan nagyobb volt a tömegessége, mint 2000-ben, és nagyobb volt, mint a nem kezelt parlagokon ugyanabban az évben. Ez igazolja a kezelt területek kiválasztását: tényleg ott végezték a kezelést, ahol több volt a selyemkóró. A nem kezelt területeken a vizsgált időpontok között nem különbözött a selyemkóró tömegessége. A kezelt parlagokon a kezelés utáni időpontokra (2015 és 2017) a tömegesség lecsökkent olyan mértékre, ami nem különbözött a 2000-es, „kiinduló” állapottól, de még mindig nagyobb volt, mint a nem kezelt területeken. Tehát a selyemkóró nem tűnt el a kezelt vizsgálati területekről (1. ábra).



1. ábra: A selyemkóró tömegesség-változása a vizsgált években, külön ábrázolva a 2014-ben kezelt (fehér) és nem kezelt (szürke) területeket. A piros nyíl a kezelés időpontját (2014 nyár) jelöli. A modell adatai: Év: $F=1,383$; $p=0,2424$; Gyomirtós_kezeles: $F=13,247$; $p=0,00004$, Év*Gyomirtós_kezeles: $F=7,34$; $p<0,0001$. Az oszlopok feletti eltérő kisbetűk a szignifikánsan eltérő értékeket jelölik az Év*Gyomirtós_kezeles interakcióra.

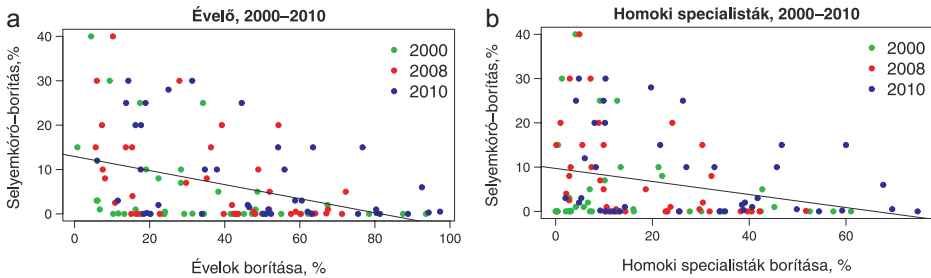
A növényzet összborítására nem hatott a kezelés. 2000 és 2010 között szignifikánsan nőtt az összborítás, majd 2015-ben kisebb volt, mint a korábbi vizsgálati időpontokban (2.a ábra).



2. ábra: A vizsgált fajcsoportok tömegesség-változása a vizsgált években, külön ábrázolva a 2014-ben kezelt (szürke) és nem kezelt (fehér) területeket. a) teljes borítás, b) generalista egyévesek c) generalista évelők, d) homoki specialista évelők. A piros nyíl a kezelés időpontját (2014 nyár) jelöli. Egyévesek: $\text{Év: } F=32,37568; p<0,0001$; generalista évelő: $\text{Év: } F=8,61361; p<0,0001$; homoki specialista évelő: $\text{Év: } F=7,98723; p<0,0001$; teljes borítás: $\text{Év: } F=45,8925; p<0,0001$. Az oszlopok feletti eltérő nagybetűk a szignifikánsan eltérő éveket jelölik.

A vizsgált fajcsoportoknak az eltelt idő alatt változott a tömegessége, de ez a változás nem volt eltérő a kezelt és nem kezelt területeken. A generalista egyévesek tömegessége csökkent, míg a generalista évelő és homoki specialista fajok tömegessége nőtt 2000 és 2010 között. 2010 és 2015, 2017 között viszont mindkét évelő csoport tömegessége csökkent (2.b, c, d ábra).

A selyemkóró tömegessége és az évelők, valamint ezen belül a homoki specialista évelők tömegessége között is szignifikáns negatív kapcsolatot találtunk a kezelés előtti években (3.a, b ábra). Ugyanakkor a kezelés utáni két vizsgált évben nem találtunk kapcsolatot.



3. ábra: Selyemkóró-borítás és a) az összes évelő, b) a homoki specialista évelők borítása közti kapcsolat 2000 és 2010 között. Az eltérő színek az eltérő évekből származó adatokat jelölik. Összes évelő: $F=16,60528$; $p=0,0001$; homoki specialista évelők: $F=6,26191$; $p=0,0146$.

Diszkusszió

A vizsgálatot a spontán parlagszukcesszió során bekövetkező növényzeti változások leírására terveztük 2000-ban, ugyanakkor alkalmat adott a közben, 2014-ben lezajlott természetvédelmi kezelés, a selyemkóró-irtás eredményességének dokumentálására is. A szukcesszió során nőtt a selyemkóró tömegessége, de nem minden parlagon egyformán: a parlagok egy részén, ahol már a vizsgálat elején jelentős évelő-borítás volt, kevesebb volt a selyemkóró. A természetvédelmi kezelés kimondott célja az volt, hogy a nagy inváziós fertőzöttségű területeken szorítsák vissza a selyemkórót. Ez sikerült is: vizsgálatunkkal kimutattuk, hogy a kezelt területeken lecsökkent a selyemkóró tömegessége annyira, hogy az nem különbözött a kiindulási, 2000-es szinttől. Ugyanakkor a selyemkóró teljes irtása nem valósult meg, maradtak állományai a vizsgált parlagokon. Más hasonló, évelő lágyszárú fajokat érintő kezelés esetén is az a tapasztalat, hogy egyszeri gyomirtószeres kezelés hatására jelentős állománycsökkenést ugyan el lehet érni, de az adott faj teljes eltűnését nem, ahhoz legalább 3–5 évig tartó rendszeres gyomirtós kezelés szükséges (Szitár *et al.* 2008, Szépligeti *et al.* 2015, Takács *et al.* 2015, Sallainé & Danyik 2015, Verő & Csóka 2015, Bakacsy & Bagi *early view*).

Az inváziós fajok kezelésének a célja nem önmagában a problémás faj eltávolítása, hanem az őshonos fajok és közösségek visszatérésének elősegítése. Ebben a vizsgálatban azt találtuk, hogy a kezelésnek nem volt hatása a vizsgált fajcsoportok tömegességére, csak az évnak: 2010 és 2015 között a kezeléstől függetlenül minden parlagon a generalista és homoki specialista évelők tömegességének csökkenését tapasztaltunk. Egy korábbi vizsgálat azt találta, hogy a gyomirtós selyemkóró-kezelés az egyéb növényfajok – főleg az évelők – tömegességét is jelentősen lecsökkentette, ami már a kezelés utáni regenerációt is gátolta (Szitár *et al.* 2008). Ugyanakkor valószínűleg az itteni 2014-es kezelés során alkalma-

zott, szelektívebb vegyszer-kijuttatási technológia miatt ez a hatás sokkal kisebb volt. Bár a terepi mintavétel során megfigyelhető volt lokális évelő-pusztulás a gyomirtóval kezelt területeken, ez nem volt annyira általános, hogy statisztikailag kimutatható legyen.

Az évelő fajok 2015 után megfigyelt tömegesség-csökkenését okozhatta a 2012-ban tapasztalt száraz időjárás (az éves csapadék a vizsgálat helyszínén 2012-ben 438 mm, 2015-ben 523 mm volt). Ugyanakkor ez a tömegesség-csökkenés azt is jelenti, hogy a kezelt területeken a selyemkóró visszaszorulása után elmaradt az évelő fajok jelentős tömegesség-növekedése. Ennek részben a megtelepedés-limitáció is az oka lehet. Más homoki parlag-regenerációs vizsgálatok során is azt tapasztalták, hogy a felhagyás utáni nyílt területeken gyors lehet az évelő fajok megtelepedése, de pár év elteltével, amikor már nem jelentős a talajbolygatás, nincs elég megfelelő nyílt felszín, akkor gátolt lehet a megtelepedés (Török *et al.* 2014). Számos évelő faj megtelepedéséhez szükség van ún. kolonizációs ablakokra (Bartha *et al.* 2003, Valkó *et al.* 2016), melyek lehetőséget teremtenek az évelő fajok számára a csírázáshoz. Ilyen kolonizációs ablakok létrejöhetnek véletlenszerűen (pl. emlősök talajbolygatásával), de akár az élőhely-helyreállítás része is lehet ezek kialakítása (Valkó *et al.* 2018). Valószínűleg esetünkben a kezelés után nem vagy alig jöttek létre ilyenek: például amiatt, hogy a kezelés nem érintette a mohák borítását. A moha és egyéb kriptogám fajok borítása a homokfelszínen jelentős lehet, és komoly csírázásgátló hatása van (Lhotsky *et al.* 2008, Langhans *et al.* 2009, Török *et al.* 2014). Így a kolonizációs ablakok hiánya és a kezelés utáni száraz évek együttes hatására csökkenhetett a parlagokon mind a generalista, mind a homoki specialista évelők tömegessége.

Az évelő és ezen belül a homoki specialista évelők és a selyemkóró között a kezelés előtt szignifikáns negatív kapcsolatot találtunk. Az évelő fajok versengenek az elfoglalható helyekért, ezért nem meglepő a köztük lévő negatív kapcsolat. Ugyanakkor nem egyértelmű, hogy az évelők jelenléte megakadályozza-e a selyemkóró betelepülését, a selyemkóró eleve a csak egyévesek dominálta helyekre telepszik be, vagy ki tudja szorítani a meglévő más évelő fajokat az adott területről. Ennek megválaszolásához további vizsgálatok szükségesek.

Természetvédelmi kezelések monitorozásának problémái

A természetvédelmi és restaurációs beavatkozások egyik célja az adott területen problémát okozó inváziós faj kiirtása (Cole *et al.* 2007, Adams & Galatowitsch 2008, Buisson *et al.* 2019, Török *et al.* 2019) Ugyanakkor főleg hazánkban viszonylag hiányos az ilyen jellegű beavatkozások követése (de pl. Csiszár & Korda 2015); különösen hiányos annak vizsgálata, hogy mi történt az inváziós faj kezelése után az őshonos, védett fajokkal: vajon a kezelés hatására nőtt-e az állomá-

nyuk. A vizsgálat elmaradásának csak részben az esetleges forráshiány az oka, sokszor a kezelés tervezésekor a hatékony kivitelezés a legfontosabb szempont, és a tudományos vizsgálat szempontjai hátrébb szorulnak (Blossey 1999, Bernhardt *et al.* 2007, Clark *et al.* 2019). Épp ezért érdemes kihasználni azokat az eseteket, amikor az adott területen voltak előzetes vizsgálatok, és lehetőség van ezek folytatására. A vegetáció tényleges időbeli követése megbízhatóbb adatokat szolgáltat, mint a sokszor – az egyéb lehetőség hiányában – használt tér-idő helyettesítéses vizsgálatok (Johnson & Miyanishi 2008, Thomaz *et al.* 2012).

A mi vizsgálatunk esetében részben alkalmazható volt az ún. BACI-elrendezés, mivel megközelítőleg egyforma nagyságrendű volt a kezelt és nem kezelt parlagok száma, és voltak a kezelést megelőző adatok is. Ugyanakkor a mi esetünkben is felmerül az a probléma, ami számos más hasonló vizsgálat esetében: az adott, kontrollként kiválasztott, nem előzőnlt területen miért nincs invázió? Csak véletlen megtelepedési események miatt maradt ki az invázióból, vagy a különbség mögött más, nem vizsgált termőhelyi okok állnak (Thomaz *et al.* 2012)? Ha az utóbbiak, akkor nem teljesül a BACI elrendezésnek az az előfeltevése, hogy kezelés nélkül minden területen egyforma lenne az időbeli dinamika. Esetünkben a parlagokon 2000-ben nem tért el a selyemkóró tömegessége a később kezelt és nem kezelt területek között, ez a különbség később alakult ki. A terület talajadottságai egységesnek mondhatók (Csecserits 2007). Valószínűleg a területen nincs hiány a selyemkóró propagulumaiból, így inkább a megtelepedést és későbbi dominánssá válást befolyásoló tényezők térhetnek el, például ilyen lehet a 2000-ben az adott parlagon található évelők mennyisége.

Más restaurációs vizsgálatoknál is megállapították, hogy a kezelés monitorozásra alkalmas a BACI-elrendezés (pl. Sher *et al.* 2018, Heleno *et al.* 2010), lehetőleg több ismétlést használva, és akár többféle kontroll bevonásával (Kövendi-Jakó *et al.* 2019). Viszont az inváziós faj hatásának vizsgálatához más megközelítés is szükséges. Barney és munkatársai (2013, 2015) szerint az inváziós faj kísérletes eltávolítása és ennek időbeli vizsgálata szükséges, ahol egyrészt a nem előzőnlt területek, másrészt az előzőnlt, de nem kezelt területek szolgálnak kontrollként (Barney *et al.* 2013, 2015). Ugyanakkor előzőnlt területek kezelés nélkül hagyása egy természetvédelmi beavatkozás során épp a kezelés célja miatt nem megvalósítható. Mindezek miatt is érdemes felhasználni az itt bemutatotthoz hasonló, véletlenül kialakult, a statisztikai elemzés szempontjából nem optimális vizsgálati helyzetek eredményeit is.

Összegzés

Vizsgálatunkban homoki parlagokon követtük a selyemkóró tömegesség-változását a szukcesszió során, valamint egy egyszeri gyomirtószeres kezelés után. A vizsgálat kezdetekor alacsony selyemkóró-tömegesség mintegy 10 év alatt jelentősen megnőtt. Az egyszeri kezelés hatására csökkent ugyan a faj tömegessége, de nem tűnt el a területről. Más hasonló természetvédelmi kezeléseknél is az egyik legfontosabb megállapítása, hogy a selyemkóró kiirtásához többévi gyomirtószeres kezelés szükséges, de ennek nem ismert az őshonos élővilágra gyakorolt hosszú távú hatása. A kezelés utáni három évben nem nőtt meg az őshonos évelők tömegessége. Ez arra utal, hogy az őshonos közösség regenerációja lassú folyamat, több évet vehet igénybe, és esetleg további beavatkozást igényelhet. Emiatt is fontos lenne az inváziós fajok irtása utáni hosszú távú monitoring.

Köszönetnyilvánítás – Ezúton is szeretnénk megköszönni Pál Szabó Ferenc természetvédelmi őr hasznos tanácsait és támogatását. A kutatást a FK-NKFIH 128465 és FK-NKFIH 127996 pályázat támogatta.

Irodalomjegyzék

- Adams, C. R. & Galatowitsch, S. M. (2008): The transition from invasive species control to native species promotion and its dependence on seed density thresholds. – *Appl. Veg. Sci.* **347**: 131–138. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2008.tb00211.x>
- Bagi, I. (1990): The vegetation map of the Szappan-szék UNESCO biosphere reserve core area, Kiskunság National Park, Hungary. – *Acta Biol. Szeged.* **36**: 27–42.
- Bagi, I. (2004): Selyemkóró (*Asclepias syriaca* L.). – In: Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon – Özönművények*. KvVM TvH & TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 319–336.
- Bajor, Z., Zimmermann, Z., Szabó, G., Fehér, Z., Járdi, I., Lisztes-Szabó, Z. & Penksza, K. (2016): Effect of conservation management practices on sand grassland vegetation in Budapest, Hungary. – *Appl. Ecol. Env. Research* **14**: 233–247. http://doi.org/10.15666/aecer/1403_233247
- Bakacsy, L. & Bagi, I. (early view): Survival and regeneration ability of clonal common milkweed (*Asclepias syriaca* L.) after a single herbicide treatment in natural open sand grasslands. – PRE-PRINT (Version 1) at *Research Square*. <https://doi.org/10.21203/rs.2.21992/v1>
- Barney, J. N., Tekiel, D. R., Dollete, E. S. & Tomasek, B. J. (2013): What is the “real” impact of invasive plant species? – *Frontiers in Ecol. Environ.* **11**: 322–329. <https://doi.org/10.1890/120120>
- Barney, J. N., Tekiel, D. R., Barrios-Garcia, M. N., Dimarco, R. D., Hufbauer, R. A., Leipzig-Scott, P., ... & Maxwell, B. D. (2015): Global Invader Impact Network (GIIN): toward standardized evaluation of the ecological impacts of invasive plants. – *Ecol. Evol.* **5**: 2878–2889. <https://doi.org/10.1002/ece3.1551>
- Bartha, S., Meiners, S. J., Pickett, S. T. & Cadenasso, M. L. (2003): Plant colonization windows in a mesic old field succession. – *Appl. Veg. Sci.* **6**: 205–212. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2003.tb00581.x>

- Bernhardt, E. S., Sudduth, E. B., Palmer, M. A., Allan, J. D., Meyer, J. L., Alexander, G., ... & Rumps, J. (2007): Restoring rivers one reach at a time: results from a survey of US river restoration practitioners. – *Restor. Ecol.* **15**: 482–493. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00244.x>
- Blossey, B. (1999): Before, during and after: the need for long-term monitoring in invasive plant species management. – *Biol. Inv.* **1**: 301–311. <https://doi.org/10.1023/A:1010084724526>
- Bolla, B. (2012): Inváziós növényfajok irtása a Csengödi-síkon. – *Termvéd Közlem.* **18**: 77–81.
- Borhidi, A. (1993): *A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai*. – Janus Pannonius Tudományegyetem, Pécs, 95 p.
- Botta-Dukát, Z. (2008): Invasion of alien species to Hungarian (semi-) natural habitats. – *Acta Bot. Hung.* **50**: 219–227. <https://doi.org/10.1556/ABot.50.2008.Suppl.11>
- Buisson, E., Le Stradic, S., Silveira, F. A., Durigan, G., Overbeck, G. E., Fidelis, A., Bond, W. J., Hermann, J. M., Mahy, G., Alvarado, S. T., Zaloumis, N. P. & Veldman, J. W. (2019): Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. – *Biol. Rev.* **94**: 590–609. <https://doi.org/10.1111/brv.12470>
- Clark, L. B., Henry, A. L., Lave, R., Sayre, N. F., González, E. & Sher, A. A. (2019): Successful information exchange between restoration science and practice. – *Restor. Ecol.* **27**: 1241–1250. <https://doi.org/10.1111/rec.12979>
- Clout, M. N. & Williams, P. A. (eds.) (2009): *Invasive species management: a handbook of principles and techniques*. – Oxford University Press, Oxford, 308 p.
- Cole, D. E., King, J. R., Oyarzun, D. A., Dietzler, T. H. & McClay, A. S. (2007): Experiences with invasive plant management and ecology in Alberta. – *Canadian J. Plant Sci.* **87**: 1013–1022. <https://doi.org/10.4141/CJPS07119>
- Conner, M. M., Saunders, W. C., Bouwes, N. & Jordan, C. (2016): Evaluating impacts using a BACI design, ratios, and a Bayesian approach with a focus on restoration. – *Environ. Monit. Assess.* **188**: 555. <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5526-6>
- Csecserits, A. & Rédei, T. (2001): Secondary succession on sandy old-fields in Hungary. – *Appl. Veg. Sci.* **4**: 63–74. <https://www.jstor.org/stable/1479037>
- Csecserits, A., Botta-Dukát, Z., Kröel-Dulay, Gy., Lhotsky, B., Ónodi, G., Rédei, T., ... & Halassy, M. (2016): Tree plantations are hot-spots of plant invasion in a landscape with heterogeneous land-use. – *Agri. Ecosys. Env.* **226**: 88–98. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.024>
- Csecserits, A., Szabó, R., Halassy, M. & Rédei, T. (2007): Testing the validity of successional predictions on an old-field chronosequence in Hungary. – *Community. Ecol.* **8**: 195–207. <https://doi.org/10.1556/ComEc.8.2007.2.6>
- Csecserits, A. (2007): *Másodlagos szukcesszió vizsgálata homoki parlagokon*. – Doktori értekezés, ELTE, Budapest, 133 p.
- Csiszár, Á. & Korda, M. (2015): *Özönnyövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Rosalia kézikönyvek 3*. – Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, 239 p.
- Epanchin-Niell, R. S. & Hastings, A. (2010): Controlling established invaders: integrating economics and spread dynamics to determine optimal management. – *Ecol. Lett.* **13**: 528–541. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01440.x>
- Gallé, R., Erdélyi, N., Szpisjak, N., Tölgyesi, Cs. & Maák, I. (2015): The effect of the invasive *Asclepias syriaca* on the ground-dwelling arthropod fauna. – *Biologia* **70**: 104–111. <https://doi.org/10.1515/biolog-2015-0011>
- Gergely, A. & Tenk, A. (2013): A Csepeli Tamariska-Domb országos jelentőségű védett természeti terület élőhely-rekonstrukciós eredményei. – *Tájökológiai Lapok* **11**: 205–214.
- Halassy, M., Botta-Dukát, Z., Csecserits, A., Szitár, K. & Török, K. (2019): Trait-based approach confirms the importance of propagule limitation and assembly rules in old-field restoration. – *Restor. Ecol.* **27**: 840–849. <https://doi.org/10.1111/rec.12929>

- Halassy, M., Kövendi-Jakó, A., Reis, B. P., Sáradi, N., Szitár, K. & Török, K. (2020): Nyílt homokpusztagyep helyreállítási lehetőségei akác ültetvények helyén: a kaszálás hosszú távú hatása – *Termvéd Közlem.* **26**: 28–38. <https://doi.org/10.20332/tvk-jnatconserv.2020.26.28>
- Heleno, R., Lacerda, I., Ramos, J. A. & Memmott, J. (2010): Evaluation of restoration effectiveness: community response to the removal of alien plants. – *Ecol. Appl.* **20**: 1191–1203. <https://www.jstor.org/stable/25680372>
- Hobbs, R. J. (2000): Land-use changes and invasions. – In: Mooney, H. A. & Hobbs, R. J. (eds.): *Invasive species in a changing world*. Island Press, Washington, DC., pp. 55–64.
- Johnson, E. A. & Miyanishi, K. (2008): Testing the assumptions of chronosequences in succession. – *Ecol. Lett.* **11**: 419–431. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01173.x>
- Kelemen, A., Valkó, O., Kröel-Dulay, Gy., Deák, B., Török, P., Tóth, K. & Tóthmérész, B. (2016): The invasion of common milkweed (*Asclepias syriaca* L.) in sandy old-fields – is it a threat to the native flora? – *Appl. Veg. Sci.* **19**: 218–224. <https://doi.org/10.1111/avsc.12225>
- Kézdy, P., Csiszár, Á., Korda, M. & Bartha, D. (2018): Inváziós fajok előfordulása és kezelése Magyarország védett és Natura 2000 területein, európai összehasonlítással. – *Termvéd Közlem.* **24**: 85–103.
- 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, Vácrátót, 82 p.
- Kövendi-Jakó, A., Halassy, M., Csecserits, A., Hülber, K., Szitár, K., Wrbka, T. & Török, K. (2019): Three years of vegetation development worth 30 years of secondary succession in urban-industrial grassland restoration. – *Appl. Veg. Sci.* **22**: 138–149. <https://doi.org/10.1111/avsc.12410>
- 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>
- Lhotsky, B., Kovács-Láng, E. & Veres, K. (2008): The role of the cryptogam layer in the sand grasslands. – In: Kovács-Láng, E., Kröel-Dulay Gy. & Barabás, S. (eds.): *The Kiskun LTER: Long-term ecological research in the Kiskunság, Hungary*, Institute of Ecology and Botany, Vácrátót, pp. 45–46.
- 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>
- Mihály, B. & Botta-Dukát, Z. (szerk.) (2004): *Özönnövények*. – Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, 426 p.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005): *Ecosystems and human well-being: synthesis*. – Island Press, Washington, DC.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D. & R Core Team (2014): *nlme: linear and nonlinear mixed effects models*. – R package version 3.1–131.1. <http://CRAN.R-project.org/package=nlme>
- 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**: 131–143. <https://doi.org/10.2307/4135498>
- Pyšek, P. & Richardson, D. M. (2010): Invasive species, environmental change and management, and health. – *Annual review of environment and resources* **35**: 25–55. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-033009-095548>
- Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U. & Vilà, M. (2012): A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. – *Glob. Chang. Biol.* **18**: 1725–1737. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02636.x>

- R Development Core Team (2016): *R: A language and environment for statistical computing*. – R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org/>
- Reis, B. P., Kövendi-Jakó, A., Szitár, K., Török, K. & Halassy, M. (2000): Long-term effect of mowing on the restoration of Pannonian sand grassland to replace invasive black locust plantation. – *Restor. Ecol.* <https://doi.org/10.1111/rec.13152>
- Richardson, D. M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D. & West, C. J. (2000): Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. – *Div. Distr.* **6**: 93–107. <https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x>
- Lenth, R. (2020): *emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means*. – R package version 1.4.4. <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>
- Sala, O. E., F. S. Chapin, J. J. Armesto, E., Berlow, J., Bloomfield, R., Dirzo, E., Huber-Sanwald, L. F., Huenneke, R. B., Jackson, A., Kinzig, R., Leemans, D. M., Lodge, H. A., Mooney, M., Oesterheld, N. L., Poff, M. T., Sykes, B. H., Walker, M. & Wall, D. H. (2000): Global biodiversity scenarios for the year 2100. – *Science* **287**: 1770–1774.
- Sallainé Kapocsi, J. & Danyik T. (2015): A selyemkóró és a gyalogakác elterjedési viszonyai és a visszaszorításuk a Körös–Maros Nemzeti Park területén – In: Csiszár, Á. & Korda, M. (szerk.): *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Rosalia kézikönyvek 3.* Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 113–122.
- Sher, A. A., El Waer, H., González, E., Anderson, R., Henry, A. L., Biedron, R. & Yue, P. (2018): Native species recovery after reduction of an invasive tree by biological control with and without active removal. – *Ecol. Eng.* **111**: 167–175. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.11.018>
- 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.
- Szitár, K., Kröel-Dulay, Gy. & Török, K. (2018): Invasive *Asclepias syriaca* can have facilitative effects on native grass establishment in a water-stressed ecosystem. – *Appl. Veg. Sci.* **21**: 607–614. <https://doi.org/10.1111/avsc.12397>
- Szitár, K., Ónodi, G., Somay, L., Pándi, I., Kucs, P. & Kröel-Dulay, Gy. (2016): Contrasting effects of land use legacies on grassland restoration in burnt pine plantations. – *Biol. Conserv.* **201**: 356–362. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.08.004G>
- Szitár, K., Török, K. & Szabó, R. (2008): Vegetation composition changes in ex-arable fields following glyphosate application: the role of soil seed bank and timing of seed production. – *Cereal Res. Commun.* **36**: 1587–1590. <https://www.jstor.org/stable/90003022>
- Takács, G., Szidonya, I., Endrődyne Király, N., Kele, F., Király, M., Peszlen, R. & Szőke, P. (2015): Özönnövények irtási tapasztalatai kísérleti és üzemi körülmények között a Győr környéki homokpusztán. – In: Csiszár, Á. & Korda, M. (szerk.) *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Rosalia kézikönyvek 3.* Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 145–158.
- Thomaz, S. M., Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Silveira, M. J., Rejmánek, M., Aslan, C. E. & Chow, E. (2012): Using space for time substitution and time sequence approaches in invasion ecology. – *Freshwater Biol.* **57**: 2401–2410. <https://doi.org/10.1111/fwb.12005>
- Tóth, Z., Dániel, A. & Papp, L. (2012): Idegenhonos fászszerűak, irtásuk tapasztalatai és az irtás utáni szukcessziós folyamatok monitorozása a Budai Sas-hegyen. – In: Kézdy, P. & Tóth, Z. (szerk.): *Természetvédelem és kutatás a budai Sas-hegyen. Rosalia 8.* Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 83–127.
- Török, K., Szitár, K., Halassy, M., Szabó, R., Szili-Kovács, T., Baráth, N. & Paschke, M. W. (2014): Long-term outcome of nitrogen immobilization to restore endemic sand grassland in Hungary. – *J. App. Ecol.* **51**: 756–765. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12220>

- 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. – *Biol. Conserv.* **235**: 128–135. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.04.020>
- Valkó, O., Deák, B., Török, P., Kirmer, A., Tischew, S., Kelemen, A., ... & Tóth, E. (2016): High-diversity sowing in establishment gaps: a promising new tool for enhancing grassland biodiversity. – *Tuexenia*, **36**: 359–378. <https://doi.org/10.14471/2016.36.020>
- Valkó, O., Tóth, K., Kelemen, A., Miglécz, T., Radócz, S., Sonkoly, J., ... & Deák, B. (2018): Cultural heritage and biodiversity conservation – plant introduction and practical restoration on ancient burial mounds. – *Natur Conserv.* **24**: 65–80. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.24.20019>
- Verő, Gy. & Csóka, A. (2015): Özönnövény-kezelési tapasztalatok a nagykovácsi pusztai tölgyesekben és a Turjánvidéken. – In: Csiszár, Á. & Korda, M. (szerk.): *Özönnövények visszaszorításának gyakorlati tapasztalatai. Rosalia kézikönyvek 3.* Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 191–198.

Internetes források:

http1: <https://www.iucn.org/theme/species/our-work/invasive-species>

Changes in abundance of common milkweed (*Asclepias syriaca* L.) on sandy old-fields during succession and due to conservation management

Anikó Csecserits, Melinda Halassy, Tamás Rédei, Katalin Szitár
& Zoltán Botta-Dukát

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

E-mail: csecserits.aniko@ecolres.hu

One of the most significant invasive species in Hungary is common milkweed (*Asclepias syriaca*), a perennial herb species, which typically invades disturbed sandy grasslands and regenerating sandy old-fields. Various nature conservation management actions are implemented against this species, but their monitoring often fails, because of the lack of long-term resources. We started a study on the recovery of abandoned agricultural fields in 2000. In 2014, herbicide control of milkweed took place in some of our study sites. The permanent plots of the study gave us the opportunity to monitor the effect of the management on milkweed and on the native vegetation. In some of our old-fields, milkweed became dominant gradually after abandonment of cultivation, between 2000 and 2010. After the herbicide treatment, milkweed cover decreased, however it did not disappear totally from the vegetation. The cover of native plant species did not increase significantly for three years after the treatment, meaning there was no remarkable regeneration on the sites previously invaded by milkweed.

Keywords: chemical eradication, invasion, invasive alien species, Kiskunság, monitoring, nature management, old-field, sandy grassland