

# Kunhalmok élőhely-rekonstrukciójának eredményei a Hortobágyi Nemzeti Parkban

Radócz Szilvia

Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék  
4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

e-mail: [radoczsilvia88@gmail.com](mailto:radoczsilvia88@gmail.com)

**Összefoglalás:** Alföldi körülmények között a kunhalmok kiemelkedő kulturális és tájképi értékeik mellett számos ritka növény- és állatfajnak nyújtanak menedéket. Emiatt kezelésük és rekonstrukciójuk a természetvédelem fontos feladata. Munkánk során négy kunhalmon végeztünk élőhely-rekonstrukciót és növények telepítését. A közönséges ördögceérna (*Lycium barbarum*) mennyisége az alkalmazott kezelés (kaszálás és vegyszeres kezelés) hatására jelentős mértékben visszaszorult, ezáltal a vetett és ültetett célfajok nagy számban meg tudtak telepedni. A magvetés csak a megfelelő talajelőkészítést követően bizonyult sikeresnek. A palántázás és a növény áttelepítés a rossz csíráképeségű növényfajok esetében jó módszernek bizonyult. Az állapot fenntartása érdekében folyamatos utógondozás szükséges, mely során a kaszálást idővel az alacsony intenzitású legeltetés is felválthatja.

**Kulcsszavak:** kulturális ökoszisztéma szolgáltatások, veszélyeztetett fajok, gyeprekonstrukció, egyedi tájérték, növény-áttelepítés

## Bevezetés

A gyepi élőhelyek kiemelkedően nagy biológiai sokféleséggel rendelkeznek, és természeti örökségünk fontos részét képezik (Valkó *et al.* 2016a). Európában az elmúlt évszázadok intenzív tájhasználatára miatt állományaik kiterjedése jelentősen csökkent (Lindborg *et al.* 2015, Hüse *et al.* 2016). Az élőhelyvesztés, fragmentáció, izoláció, valamint a hagyományos gazdálkodási módok megszűnése a természetes élőhelyek degradációjához és a biológiai sokféleség csökkenéséhez vezetett (Valkó *et al.* 2012, Tälle *et al.* 2016). A hagyományos gazdálkodási módok és az egyedi tájértékek megőrzése ezért a természetes élőhelyek és a hozzájuk kötődő kulturális ökoszisztéma szolgáltatások fenntartásához egyaránt hozzájárul (Jones *et al.* 2016). A történelmi tájjelemek és a gyepi biodiverzitás megőrzésének összekapcsolása növelheti a társadalom tudatosságát is (Plieninger *et al.* 2015).

Az őskori temetkezési halmok, amelyeket „kurgánoknak”, illetve „kunhalmoknak” neveznek, ideális célterületei lehetnek a kis léptékű természetvédelmi projekteknek. Méretük néhány száz négyzetmétertől egy hektárig terjed, magasságuk általában 1 és 15 méter között van (Deák *et al.* 2016a). A kunhalmok becsült száma 400–600.000 a sztyeppi régióban (Deák *et al.* 2016a), a sztyeppi életközösségek tipikus élőhelyei (Deák *et al.* 2015, 2018, Novák *et al.* 2009). A halmok különleges alakja és meredek lejtői gyakran megakadályozták a beszántásukat; és így a löszgyepei vegetáció képes volt fennmaradni a kunhalmokon (Deák *et al.* 2016b, Dembicz *et al.* 2016). Azonban a halmok növényzetét egész Euráziában veszélyezteti az emberi zavarásból, fásszárúak terjedéséből és nem megfelelő kezeléssel adódó degradáció (Deák *et al.* 2016a,b, Tóth & Tóth 2011). A halmok fontosságát az Európai Táj Egyezmény is elismerte, ahol a tipikus magyarországi tájalelemek között szerepelnek (Jones 2007, Jones *et al.* 2016). A kunhalmok eredeti vegetációjának helyreállításához sok esetben aktív természetvédelmi beavatkozások szükségesek. Az eredeti élőhelyekre jellemző növényközösségek ugyanis a propagulumok hiánya miatt sokszor nem képesek spontán módon visszatelepedni a degradált élőhelyekre (Baur 2014, Valkó *et al.* 2016b).

A vizsgálat célja négy halom eredeti növényzetének helyreállítása és a gyepekre jellemző növényfajok megtelepítése volt. Az alábbi kérdésekre kerestük a választ: Mely fajok tudnak a legeredményesebben megtelepedni? Melyik módszer a leghatékonyabb a célfajok megtelepedéséhez és hogyan tudjuk fokozni a kezelések hatékonyságát?

## Anyag és módszer

### *Mintaterületek*

Mintaterületeink Egyek-Pusztakócsón, a Hortobágyi Nemzeti Park területén találhatóak (N 47,58°, E 20,92°). A jó minőségű termékeny csernozjom talajok miatt, a térségben a löszgyepek jelentős részét szántóföldekké alakították át, így a löszgyepek főként csak a szántóföldi gazdálkodásra alkalmatlan területeken maradtak fenn, például a kunhalmokon (Deák *et al.* 2014). Munkánk során négy kunhalmon végeztünk természetvédelmi gyeprekonstrukciós beavatkozásokat 2011 és 2014 között. 2011-ben a kunhalmok növényzete degradált állapotot mutatott, azokat fajszegény löszgyep borította. A gyepeken megtalálhatóak voltak a löszgyepei vázfajok, mint például a *Festuca rupicola*, *Poa angustifolia* és *Bromus inermis*. Azonban számos jó kompetitor képességgel rendelkező, természetvédelmi szempontból nem kívánatos gyomfaj is jelen volt a vegetációban (*Bromus sterilis*, *Carduus acanthoides*, *Cirsium arvense*, *Lycium barbarum*) és a löszgyepekre jellemző

kísérőfajok hiányoztak. Célunk a halmokon található gyeppek természetközeli állapotának helyreállítása volt: a *Lycium barbarum* visszaszorítását, magvetéses gyepesítést, növényegyedek kiültetését és áttelepítését tűztük ki célul.

#### *Természetvédelmi beavatkozások*

Két kunhalmot (Filagória: N 47.573271° E 20.942839°, Meggyes: N 47.585222° E 20.973992°) 2011–2014-ig kora tavasszal, nyár végén és ősszel, évi háromszori kézi kaszálással kezeltünk, minden esetben a kaszálékot eltávolítottuk. A másik két kunhalmon (Nyíregyházi: N 47.570090° E 20.951617°, Porosállás: N 47.550524° E 20.881466°) évi egyszeri nyár végi gépi kaszálás volt a kezelés módja. A *Lycium barbarum*-ot a többszöri kaszálással kezeltünk és célzott vegyszeres gyomirtást is végeztünk Medallon injektálással és ecseteléssel 2011 és 2012 őszén. A gyökereket kézi erővel is igyekeztünk eltávolítani, így a növény terjedését sikerült visszaszorítani a Filagória- és Meggyes-halom területén. A kiindulási évben ezen két halom jelentős része be volt növe ördögcérnával.

A kunhalmokon a gyepi mátrixfajokat (*Filipendula vulgaris*, *Salvia austriaca* és a *S. nemorosa*), valamint további 12 kísérőfajt kézi magvetéssel (2013 szeptemberében), míg a ritkább kísérő fajokat palántázással (11 faj), illetve veszélyeztetett populációkból való áttelepítéssel (3 faj) 2014 szeptemberében telepítettük a halmokra (1. táblázat). A magkeverékhez szükséges magokat a régió löszgyepeiből gyűjtöttük be kézi erővel, a kunhalmok 50 km-es körzetében a terület felelősével előre egyeztetett időpontban és helyszínen. A magok esetében nem történt semmiféle mechanikai beavatkozás, begyűjtés után a lehető leghamarabbi időpontban megtisztítottuk, és száraz, hűvös helyen, szobahőmérsékleten tároltuk őket. A magok életképességét csíráztatással vizsgáltuk, fajonként 3 ismétlésben 100 magot csíráztattunk üvegházi körülmények között 2013 októberétől 2014 júniusáig. A magvetéses gyepesítéshez a talajelőkészítés során megfelelő aprómorzsa szerkezetű magágyat készítettünk (kaszálás, rotációs kapa, gereblyezés). A löszgyepekre jellemző három kétszikű mátrixfaj (500 g) és 12 kísérő kétszikű faj (20-20 g) magjait vetettük el (1. táblázat).

A következő év magvetéses gyepesítés felméréseinek eredményei alapján (2. táblázat) sok olyan kétszikű faj volt, mely nem telepedett meg, ezért 2014 szeptemberében a saját magunk által üvegházi körülmények között kinevelt 11 kétszikű faj palántáit ültettük ki (1. táblázat). A kiültetett palánták méretei fajonként eltérőek voltak, de a kiültetésre került palánták mindegyike elérte azt a mérettartományt, mely a megmaradásukhoz szükséges (10–20 cm közötti méret volt a jellemző).

Három védett fajt (*Amygdalus nana*, *Anchusa barrelieri* és *Phlomis tuberosa*) telepítettünk át (1. táblázat) veszélyeztetett természetes populációkból, ahol az út

**1. táblázat:** A négy kunhalomra betelepített fajok listája. (A) magvetéses gyepesítés magtömegei (g/halom), (B) Üvegházi körülmények között felnevelt, kiültetett palánták mennyiségei (tő/halom), (C) veszélyeztetett természetes populációkból áttelepített fajok mennyiségei (tő/halom) A mátrix fajokat csillaggal jelöltük.

	Filagória	Meggyes	Nyíregyházi	Porosállás
(A) Magvetés (g) (2013 ősz)				
<i>Carthamus lanatus</i>		20		
<i>Centaurea pannonica</i>	20	20	20	20
<i>Centaurea sadleriana</i>	20		20	
<i>Centaurea solstitialis</i>	20	20		
<i>Dianthus pontederæ</i>	20	20	20	20
<i>Filipendula vulgaris</i> *	500	500	500	500
<i>Galium verum</i>	20			
<i>Hypericum perforatum</i>	20			
<i>Knautia arvensis</i>	20			
<i>Lotus corniculatus</i>				20
<i>Lycopsis arvensis</i>		20		
<i>Phlomis tuberosa</i>	20	20	20	20
<i>Salvia austriaca</i> *	500	500	500	500
<i>Salvia nemorosa</i> *	500	500	500	500
<i>Silene vulgaris</i>	20	20	20	
(B) Kiültetés (tő) (2014 ősz)				
<i>Carthamus lanatus</i>				
<i>Centaurea pannonica</i>	38	30		
<i>Centaurea sadleriana</i>	50		50	
<i>Dianthus pontederæ</i>	20	20	30	50
<i>Filipendula vulgaris</i>	20	20	30	50
<i>Lotus corniculatus</i>				34
<i>Phlomis tuberosa</i>	32			
<i>Rosa rubiginosa</i>	49			
<i>Salvia austriaca</i>		10	20	50
<i>Salvia nemorosa</i>	30	10	20	50
<i>Silene vulgaris</i>	36	20		
(C) Áttelepítés (tő) (2014 ősz)				
<i>Amygdalus nana</i>	35		25	
<i>Anchusa barrelieri</i>			32	
<i>Phlomis tuberosa</i>	32	10	53	20

**2. táblázat:** A betelepítés eredményessége. (A) magvetéses gyepesítés eredményei (tőszám összesen), (B) üvegházi körülmények között felnevelt, kiültetett palánták megmaradási arányai (tőszám összesen) (C) veszélyeztetett, természetes populációkból áttelepített egyedek megmaradási arányai (tőszám összesen). Csillaggal jelöltük a virágzó egyedekkel rendelkező populációkat.

	Filagória	Meggyes	Nyíregyházi	Porosállás
(A) Magvetés (tő) (2014)				
<i>Carthamus lanatus</i> *		27		
<i>Centaurea pannonica</i>	0	0	0	0
<i>Centaurea sadleriana</i>	0		0	
<i>Centaurea solstitialis</i> *	15	100		
<i>Dianthus ponederae</i>	0	0	0	0
<i>Filipendula vulgaris</i>	0	0	0	0
<i>Galium verum</i> *	24			
<i>Hypericum perforatum</i> *	18			
<i>Knautia arvensis</i> *	8			
<i>Lotus corniculatus</i>				0
<i>Lycopsis arvensis</i> *		27		
<i>Phlomis tuberosa</i>	0	0	0	0
<i>Salvia austriaca</i> *	490	29	0	4
<i>Salvia nemorosa</i> *	386	341	5	21
<i>Silene vulgaris</i> *	5	0	0	
(B) Kiültetés (tő) (2015)				
<i>Carthamus lanatus</i>				
<i>Centaurea pannonica</i> *	4	1		
<i>Centaurea sadleriana</i> *	4		0	
<i>Centaurea solstitialis</i>				
<i>Dianthus ponederae</i>	0	0	0	
<i>Filipendula vulgaris</i>	2	0	0	
<i>Lotus corniculatus</i>				
<i>Phlomis tuberosa</i>	10			
<i>Rosa rubiginosa</i>	37			
<i>Salvia austriaca</i> *		6	1	3
<i>Salvia nemorosa</i> *	30	9	2	18
<i>Silene vulgaris</i> *	2	0		
(C) Áttelepítés (tő) (2015)				
<i>Amygdalus nana</i>	13			
<i>Anchusa barrelieri</i> *			18	
<i>Phlomis tuberosa</i> *	10	3	40	15

menti intenzív kaszálás, vegyszerezés és beszántás veszélyeztette az állományokat. Az áttelepítésénél igyekeztünk a lehető legnagyobb gyeptéglákat kiásni, hogy növeljük a megmaradás sikerességét. A macskahere és a törpemandula esetén körülbelül 50×50 cm-es gyeptéglákat, a kék atracél esetén 30×30 cm-es gyeptéglákat használtunk. A kiültetett palántákat, áttelepített egyedeket karókkal jelöltük, az utógondozásról (locsolás, mulcsozás) folyamatosan gondoskodtunk. Az OMSZ adatai alapján az adott időszakban a Tiszántúlon nagyobbbrészt napos, száraz idő volt jellemző. A legalacsonyabb éjszakai hőmérséklet 12 és 17 fok között alakult. A legmagasabb nappali hőmérséklet a Tiszántúlon 29, 30 fok volt.

A vetett és kiültetett egyedek halmonkénti egyedszámát és virágzási sikerét 2015 június végén mértük fel.

## Eredmények

A kiindulási állapotot tekintve a Meggyes-halom teljes területén a *Lycium barbarum* borítása 80% volt, melynek aránya a megfelelő kezelések hatására 2015-re 5%-ra csökkent, míg a Filagória-halom esetében 60–80%-os borítás 10%-ra csökkent. A rendszeres utógondozás hatására a halmon korábban nagy borításban jelen levő gyomfajok visszaszorultak és egy természetközeli, fajgazdag, virággazdag gyeppé jött létre.

Megállapítottuk, hogy összesen 12 megtelepített faj virágzó hajtásokat is hozott (2. táblázat). A virágzó fajok legnagyobb arányát a kézi kaszálással kezelt halmon (Filagória és Meggyes) találtuk. A mátrixfajok közül a *Salvia austriaca* és *S. nemorosa*, a kísérő fajok közül a *Centaurea solstitialis* és a *Lycopsis arvensis* megtelepedése volt a legsikeresebb (2. táblázat).

A kiültetett palánták közül a Filagória-halmon telepedett meg a legtöbb növényegyed, különösen a *Phlomis tuberosa* és *Rosa rubiginosa* megtelepedése volt sikeres (2. táblázat). Az áttelepített fajok közül az *Amygdalus nana* egyedek mintegy 30%-a maradt meg a Filagória-halmon. A Nyíregyházi-halomra telepített *Anchusa barrelieri* több mint fele telepedett meg. Az áttelepített *Phlomis tuberosa* egyedeknek a Nyíregyházi- és Porosállás-halmokon mintegy 75%-a maradt meg (2. táblázat).

## Értékelés

Eredményeink alapján elmondható, hogy a halmokon a *Lycium barbarum* jelentős visszaszorulása következtében a vetett és ültetett célfajok jelentős mennyiségben fennmaradtak, virágoztak és magokat érleltek. Kimutattuk, hogy mindhárom

módszer (magvetés, átültetés és áttelepítés) alkalmas lehet a növényfajok megtelepítésére. Eredményeink alapján a módszer kiválasztásakor figyelembe kell venni számos körülményt, például a termőhelyi adottságokat, a kezelési módot, a fajok jellemzőit, a rendelkezésre álló munkaerőt és a pénzügyi korlátokat.

Megállapítottuk, hogy a vetés költséghatékony módszert jelentett a nagy magvú fajok megtelepítésére, míg az üvegházi körülmények között felnevelt palánták kiültetésével garantáltan nagyobb eredménnyel, hosszú távon tudtak megtelepedni a célfajok. Az összes gyűjtött faj magja az üvegházi körülmények között csírázott, de a kemény maghéjú fajok (*Lotus corniculatus*, *Lycopsis arvensis*, *Phlomis tuberosa*, *Salvia austriaca*) és a fészkesvirágzatúak (*Carthamus lanatus*, *Centaurea pannonica* és *C. sadleriana*) csírázási aránya mérsékelt volt. Egyrészt a keményhéjú fajok csírázásához sokszor szükséges a maghéj megsértése (Baskin & Baskin 1998), másrészt a fészkesvirágzatú fajok magjainak csíráképességét sokszor csökkentik a magfogyasztó rovarok (Steffan-Dewenter *et al.* 2001). A magvetés csak talajbolygatást követően sikeres (Klaus *et al.* 2017), ami felhívja a figyelmet a talaj-előkészítés fontosságára (Deák *et al.* 2013). Eredményeink alapján a palántázás és áttelepítés a rossz magprodukciójú, illetve rosszul csírázó növényfajoknál biztosabb eredményt ad a magvetésnél.

Megállapítottuk, hogy a magvetés a kézi kaszálással kezelt halmokon volt a legsikeresebb. A kézi kaszálás a növények csírázásához kedvezőbb mikro-élőhelyek kialakulását eredményezi (Valkó *et al.* 2011), összehasonlítva a gépi kasza által létrehozott homogén vegetációs struktúrával (Humbert *et al.* 2009). Az állapot fenntartása és további javulása érdekében szükséges a halmok további kezelése, minimum évente háromszori kaszálása és a telepített növényegyedek sorsának nyomon követése. Az első években figyelni kell arra, hogy a kiültetett növényegyedet kikerülve kell a kaszálást végezni. A későbbiekben a kaszálást alacsony intenzitású legeltetés is felválthatja.

Köszönetnyilvánítás – Köszönet illeti Valkó Orsolyát, Deák Balázst, Tóthmérész Bélát, Miglécz Tamást, Kelemen Andrászt, Tóth Katalint, Sonkoly Juditot, Kiss Rékát és Tóth Edinát a terepi és üvegházi munkában nyújtott sokrétű segítségükért. Köszönöm Dr. Bartha Sándor és Dr. Tóth Csaba Albert a kézirat bírálata során adott hasznos tanácsait. A helyreállítási projektet a KEOP-3.1.2/2F/09-11-2011-0009 projekt finanszírozta. A tanulmányt és a szerzőt az OTKA PD 111807, NKFI KH 126476, OTKA PD 115627 és OTKA K 116639 projektek támogatták.

## Irodalomjegyzék

Baskin, C.C. & Baskin, J.M. (1998): *Seeds: Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination*. – Elsevier, 1600 p.



- Baur, B. (2014): Dispersal-limited species: A challenge for ecological restoration. – *Basic Appl. Ecol.* **15**: 559–564. doi: <https://doi.org/10.1016/j.baec.2014.06.004>.
- Deák, B., Tölgyesi, Cs., Kelemen, A., Bátori, Z., Gallé, R., Bragina, T.M., Abil, Y.A. & Valkó, O. (2017): Vegetation of steppic cultural heritage sites in Kazakhstan – Effects of micro-habitats and grazing intensity. – *Plant Ecol. Divers.* **10**: 509–520. doi: <https://doi.org/10.1080/17550874.2018.1430871>
- Deák, B., Tóthmérész, B., Valkó, O., Sudnik-Wójcikowska, B., Bragina, T., Moysiyyenko, I., Apostolova, I., Bykov, N., Dembiczy, I. & Török, P. (2016a): Cultural monuments and nature conservation: The role of kurgans in maintaining steppe vegetation. – *Biodivers. Conserv.* **25**: 2473–2490. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1081-2>
- Deák, B., Valkó, O., Török, P. & Tóthmérész, B. (2016b): Factors threatening grassland specialist plants: A multi-proxy study on the vegetation of isolated grasslands. – *Biol. Conserv.* **204**: 255–262. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.023>
- Deák, B., Török, P., Tóthmérész, B. & Valkó, O. 2015: A hencidai Mondró-halom, a löszgyep-vegetáció őrzője. – *Kitaibelia* **20**: 143–149. doi: <https://doi.org/10.17542/kit.20.143>
- Deák, B., Valkó, O., Alexander, C., Mücke, W., Kania, A., Tamás, J. & Heilmeyer, H. (2014): Fine-scale vertical position as an indicator of vegetation in alkali grasslands – Case study based on remotely sensed data. – *Flora* **209**: 693–697. doi: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2014.09.005>
- Deák, B., Valkó, O. & Kapocsi, I. (2013): Általános és alternatív természetvédelmi célú gyeptelepítési módszerek technológiai kivitelezése és költségei. In: Török, P. (szerk.) Gyeptelepítés elmélete és gyakorlata az ökológiai szemléletű gazdálkodásban. Budapest, Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet. pp. 77–82.
- Dembicz, I., Moysiyyenko, I., Shaposhnikova, A., Vynokurov, D., Kozub, L. & Sudnik-Wójcikowska, B. (2016): Influence of isolation and size of a habitat patch on plant species density on kurgans and within other refuges of Ukrainian steppe. – *Biodivers. Conserv.* **25**: 2289–2307. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1077-y>
- Humbert, J.-Y., Ghazoul, J. & Walter, T. (2009): Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. – *Agric. Ecosys. Environ.* **130**: 1–8. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.11.014>
- Hüse, B., Szabó, S., Deák, B. & Tóthmérész, B. (2016): Mapping ecological network of green habitat patches and their role in maintaining urban biodiversity in and around Debrecen city (Eastern Hungary). – *Land Use Policy* **57**: 574–581. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.06.026>
- Lindborg, R., Plue, J., Andersson, K. & Cousins, S.A.O. (2015): Function of small habitat elements for enhancing plant diversity in different agricultural landscapes. – *Biol. Conserv.* **169**: 206–213. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.015>
- Jones, M. (2007): The European Landscape Convention and the question of public participation. – *Landscape Res.* **32**: 613–633. doi: <https://doi.org/10.1080/01426390701552753>
- Jones, P. J., Andersen, E., Capitani, C., Carvalho, Ribeiro, S., Griffiths, G. H., Loupa-Ramos, I., Madeira, L., Mortimer, S. R., Paracchini, M. L., Pinto, Correia, T., Schmidt, A. M., Simoncini, R. & Wascher, D. M. (2016): The EU societal awareness of landscape indicator: A review of its meaning, utility and performance across different scales. – *Land Use Policy* **53**: 112–122. doi: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.01.038>
- Klaus, V., Schäfer, D., Kleinebecker, T., Fischer, M., Prati, D. & Hölzel, N. (2017): Enriching plant diversity in grasslands by large-scale experimental sward disturbance and seed addition along gradients of land-use intensity. – *J. Plant Ecol.* **10**: 581–591. doi: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtw062>
- Novák, T., Nyilas, I. & Tóth, Cs. (2009): Tájökológiai vizsgálatok a Zsolcai-halmok löszgyepein. – *Tájökol. Lapok* **7**: 161–173.



- Plieninger, T., Hartel, T., Martín-López, B., Beaufoy, G., Bergmeier, E., Kirby, K., Montero, M.J., Moreno, G., Oteros-Rozas, E. & Van Uytvanck, J. (2015): Wood-pastures of Europe: Geographic coverage, social–ecological values, conservation management, and policy implications. – *Biol. Cons.* **190**: 70–79. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.05.014>
- Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U. & Tschamtko, T. (2001): Pollination, seed set and seed predation on a landscape scale. – *Proc. Royal. Soc. B.* **268**: 1685–1690. doi: <https://doi.org/10.1098/rspb.2001.1737>
- Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L. & Milberg, P. (2016): Grazing vs. mowing: a meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. – *Agric. Ecosys. Environ.* **15**: 200–212. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.008>
- Tóth, Cs. & Tóth, A. (2011): The complex condition assessment survey of kurgans in Hungary. In Pető, Á. & Barcsi, A. (szerk.) *Kurgan studies: an environmental and archaeological multiproxy study of burial mounds in the Eurasian steppe zone*. British Archaeological Reports International Series 2238. Oxford: Archaeopress, pp. 9–17.
- Valkó, O., Zmihorski, M., Biurrun, I., Loos, J., Labadessa, R. & Venn, S. (2016a): Ecology and conservation of steppes and semi-natural grasslands. – *Hacquetia* **15**: 5–14. doi: <https://doi.org/10.1515/hacq-2016-0021>
- Valkó, O., Deák, B., Török, P., Kelemen, A., Miglécz, T., Tóth, K. & Tóthmérész, B. (2016b): Abandonment of croplands: problem or chance for grassland restoration? Case studies from Hungary. – *Ecosys. Health Sustainability* **2**: e01208. doi: <https://doi.org/10.1002/ehs2.1208>
- Valkó, O., Török, P., Matus, G. & Tóthmérész, B. (2012): Is regular mowing the most appropriate and cost-effective management maintaining diversity and biomass of target forbs in mountain hay meadows? – *Flora* **207**: 303–309. doi: <https://doi.org/10.1016/j.flora.2012.02.003>
- Valkó, O., Török, P., Tóthmérész, B. & Matus, G. (2011): Restoration potential in seed banks of acidic fen and dry-mesophilous meadows: Can restoration be based on local seed banks? – *Restor. Ecol.* **19**: 9–15. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00679.x>

# Grassland restoration and plant introduction on four kurgans in the Hortobágy National Park

Szilvia Radócz

*University of Debrecen, Department of Ecology*

*H-4032 Egyetem tér 1, Debrecen, Hungary*

*e-mail: [radoczszilvia88@gmail.com](mailto:radoczszilvia88@gmail.com)*

Linking the conservation of cultural heritage and natural values provides a unique possibility for preserving traditional landscapes and receives an increased awareness from stakeholders and society. Ancient burial mounds are proper objects of such projects as they are iconic landscape elements of the Eurasian steppes and often act as refugia for grassland specialist species. Our aim was to reintroduce grassland plant species to burial mounds for representing them as cultural monuments with the associated biodiversity for the public. We tested the effectiveness of seed sowing, transplanting greenhouse-grown plants and individuals from threatened populations on burial mounds in Hortobágy National Park, Hungary. We answered the following questions: (1) Which method is the most effective for species introduction? (2) Which species can establish most successfully? (3) How does management affect the species establishment rates? We advise to use a combination of seed sowing and transplanting greenhouse-grown plants. We found that sowing was a cost-effective method for introducing large-seeded species, whilst introduction of greenhouse-grown transplants warranted higher establishment rates for a larger set of species. Transplanting adult individuals was more reliable regardless of management regimes, however this method is labour-intensive and expensive. Intensive management, like mowing with heavy machinery and intensive grazing should be avoided in the first few years after introduction. We highlighted that introducing characteristic grassland species on cultural monuments offers a great opportunity to link issues of landscape and biodiversity conservation. Our project demonstrated that by the revitalisation of cultural monuments cultural ecosystem services can also be restored.

**Keywords:** cultural ecosystem services, endangered species, grassland restoration, landscape conservation, landscape element, reintroduction