

Deák Balázs¹ - Török Péter² - Vida Enikő³ - Valkó Orsolya⁴ - Migléc Tamás⁵ - Déri Eszter⁶ - Lontay László⁷ - Dr. Lengyel Szabolcs⁸ – Dr. Tóthmérész Béla⁹

Tájéltékú gyeprekonstrukció eredményei az Egyek-Pusztakócsi LIFE területen

Abstract

Restoration of grasslands on former arable lands is in the focus of interest since decades, but only a few studies were able to discuss the results of a multiple plot experiment. We studied a directed grassland restoration program which is connected to the rehabilitation works in Egyek-Pusztakócs marshland (Hortobágyi Nemzeti Park, Egyek-Pusztakócs LIFE).

In the last three years (2005 – 2007) we restored 480 ha grassland on former ploughed fields. We sowed seed mixtures of dominant calcic and loess species (*Festuca pseudovina*, *F. rupicola*, *Poa angustifolia*, *Bromus inermis*) in density of 25kg/ha. Percentage cover and the number of individuals of vascular species were recorded in early June 2006 and 2007. In late June in both years, close to the plots, 10 aboveground phytomass samples (20×20 cm) were collected before cutting. Our results show that the grassland restoration by sowing seed mixtures is a fast and effective technique to restore the former grassy vegetation of ex arable fields. However, to increase the species richness and naturalness of the restored fields sowing seed mixtures of herbaceous species, hay transport from non degraded sites, and/or moderated grazing are needed.

1. Bevezetés

Az intenzív mezőgazdasági művelés, illetve a nagy kiterjedésű tájrendezés, lecsapolások élőhely-átalakító tevékenysége miatt a korábban jellemző élőhelyrendszerek Európa szerte megszűntek (BRADSHAW, A. D. 1983, BAKKER, J. P. 1989). Közösségi szinten az intenzívebbé váló tájhasználat, kiváltképp a természetes ökoszisztémák agrár-ökoszisztémákká alakítása a természetes élőhelyek fajösszetételének megváltozását, diverzitásának csökkenését eredményezte (BUREL, F. et al. 1998, SCHLÄPFER, F. et al. 1999).

Ennek a folyamatnak a visszafordítása leggyakrabban az élőhelyek rehabilitációjával, rekonstrukciójával vihető végbe, melynek célja, az eredeti, kiindulási állapot visszaállítása a jelenkori lehetőségek figyelembe vételével (CLEWELL, A. F. 2000). Cikkünkben egy tájéltékú rehabilitációs programhoz kapcsolódó visszagyepesítési program eredményeit mutatjuk be, mely az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer (HNP) területén, Európai Unió (LIFE) támogatással folyik. Munkánk jelentőségét növeli, hogy ilyen léptékű, az egész tájra kiterjedő rehabilitációs program igen kevés van Európában (PERNER, J. – MALT, S. 2003)

¹ Deák Balázs Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen E-mail: deakb@hnp.hu

² Török Péter Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, Debrecen E-mail: edulis@freemail.hu

³ Vida Enikő Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, Debrecen

⁴ Valkó Orsolya Debreceni Egyetem, Növénytan Tanszék, Debrecen

⁵ Migléc Tamás

⁶ Déri Eszter Debreceni Egyetem, Evolúciós Állattani és Humánbiológiai Tanszék, Debrecen

⁷ Lontay László Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen E-mail: lontay@hnp.hu

⁸ Dr. Lengyel Szabolcs Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, Debrecen, E-mail: szabolcs@delfin.unideb.hu

⁹ Dr. Tóthmérész Béla Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, Debrecen, E-mail: tothmerb@delfin.klte.hu

2. Anyag és módszer

2.1. A mintaterület jellemzése és története

Az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer a Nagykunság keleti peremén (EOV 790600; 249800), Tiszafüred és Egyek községek közigazgatási határában elhelyezkedő, mintegy 4000 ha-os terület. Az 1973 óta a Hortobágyi Nemzeti Park (HNP) részét képező Ramsari- és Natura 2000 terület, Fontos Madárelőhely (IBA) valamint a Világörökség része. Domborzata sokkal változatosabb, mint a tőle keletre elterülő Hortobágyé. Átlagos tengerszint feletti magassága 88-92 m. Az éves középhőmérséklet 9,5 °C, a csapadék évi összege 550 mm. A csapadékmaximum júniusban van (80 mm) (PÉCSI M. 1989). A magasabb térszíneken jellemző löszös üledéken főként mezőségi talajok alakultak ki, míg az övzátonyok közötti mélyebb fekvésű részeken szikes és szikesedő agyagos réti talajtípusok dominálnak (GÓRI SZ. 2001).

A terület legmélyebben fekvő részein nagy kiterjedésű mozaikos szikes mocsarak helyezkednek el, melyeket számos társulás (*Bolboschoeno-Phragmitetum*, *Schoenoplectetum tabernaemontani*, *Typhetum latifoliae*, *Typhetum angustifoliae*, *Bolboschoenetum maritimi*, *Glycerietum maximae*, *Galio palustris - Caricetum ripariae*) alkot. A mocsarak környékén a magasabb térszín felé haladva szikes rétzóna húzódik (*Agrostio stoloniferae-Alopecuretum pratensis*, *Agrostio stoloniferae-Glycerietum pedicellatae*, *Agrostio stoloniferae-Beckmannietum eruciformis*, *Eleochari-Alopecuretum geniculati*), majd nagy kiterjedésű szikes pusztai gyepeket találhatunk (*Achilleo setaceae - Festucetum pseudovinae*, *Artemisio santonici - Festucetum pseudovinae*). Az övzátonyok tetőrészein löszvegetáció (*Salvio nemorosae - Festucetum rupicolae*, *Cynodonti - Poëtum angustifoliae*) maradványai maradtak fenn (GÓRI SZ. 2001).

A katonai felmérések tanulsága szerint az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer a 19. századig ártér volt, övzátonyokkal, folyóhátakkal tagolt mozaikos tájszerkezettel, viszonylag kevés szántóval, melyek a folyóhátak, övzátonyok tetején helyezkedtek el. Ebben az időben rendszeresek voltak a Tiszáról érkező áradások. A folyószabályozások után azonban a területet már csak kivételes esetekben érték el az áradások. A mocsarak közvetlen vízutánpótlása így megszűnt. Az ármentesítést követően a szántóföldi gazdálkodás nagyobb teret nyert és a szántóföldi művelésre alkalmas gyepek túlnyomó hányadát beszántották. A beszántások elsősorban az övzátónysorokon tetőhelyzetben található mezőségi talajú löszgyepeket, valamint a zátónysorok között magasabb térszíneken, szikes réti szolonyec talajon található cickafarkfüves pusztagyepeket érintették.

A térség rehabilitációja már közvetlenül a védetté nyilvánítás után megkezdődött, mely elsőként a mocsarak vízutánpótlásának helyreállítására koncentrált. A rehabilitáció sikerességét nagyban befolyásolta az a tény, hogy a helyreállítani kívánt mocsarakat (Feketerét, Kis Jusstus, Csattag, Meggyes-mocsár, Hagymás-mocsár) nagy kiterjedésű szántóterületek választották el egymástól. Mivel ezek a meliorált szántók a mocsarak vízgyűjtő területein helyezkedtek el, jelentősen csökkentették a vizes élőhelyek vízutánpótlását, és területükről vegyszerek (műtrágya és növényvédő szerek) mosódtak be a természetes vizekbe, ami növelte az eutrofizáció sebességét valamint egyes élőlénycsoportok pusztulásával járt. Mindezek miatt a 2004-ben induló LIFE program egyik legfontosabb célja ezeknek a szántóknak a felszámolása és gyepterületté alakítása.

2.2. Mintavétel

A projektterületen 2005-ben összesen 78,55 ha szántóterületen (korábbi lucernások helyén) végeztünk magvetéses visszagyepesítést. A visszagyepesítés során kétféle, sziki és löszgyepi vázfajokat tartalmazó magkeveréket használtunk. A tetőhelyzetű területeken (90 m-es tszf. magasság felett) „lösz” (*Festuca rupicola*, *Poa angustifolia*, *Bromus inermis*) az alacsonyabban fekvő részekre „szikes” (*F. pseudovina*, *P. angustifolia*) magkeveréket szórtunk, mintegy 25 kg/ha sűrűségben, 2005 októberében. A gyepesítést követően a területeket évi egyszeri kaszálással illetve mérsékelt extenzív legeltetéssel (szarvasmarha, birka) kezeljük.

A visszagyepesített területeken a vetést követő év tavaszán (2006. május) az egyes szántókon mérettől függően random módon 2 ill. 4 mintavételi helyet jelöltünk ki, ahol egyenként 4-4 darab, állandósított 1 m²-es mintakvadrátot mértünk fel. A mintakvadrátokban felvettük fajonként a növényzet százalékos borításértékeit (2006. és 2007. május). Minden mintavételi ponton 10 darab 20×20 cm-es földfeletti fitomassza-mintát is vettünk. A fitomassza-mintákat szárítószekrényben tömegállandóságig szárítottuk (65 °C, 24 h). A száraz mintákat holt, egyszikű (*Poaceae*, *Cyperaceae*, *Juncaceae*) és kétszikű csoportokra válogattuk. Válogatás után a csoportok tömegeit 0,01 g-os pontossággal mértük.

2.3. Adatfeldolgozás

Kiszámítottuk a vegetációfelvételek alapján a borítással súlyozott életforma csoportok arányait (therophyta csoport = egy- és kétéves fajok: therophyta és hemitherophyta; hemikryptophyta csoport = évelők: chamaephyta, hemikryptophyta és kryptophyta) valamint meghatároztuk a fajok relatív nitrogénigény (NB) és természetesség értékeit (BORHIDI A. 1993).

Az adatsorok normalitását Kolmogorov-Smirnov próbával, míg a varianciák egyezőségét F-próbával teszteltük. Összetartozó páros adatsorok átlagait a normalitás teszt eredményének függvényében páros t-tesztel vagy Wilcoxon előjeltesztel vetettük össze.

3. Eredmények

3.1. Vegetáció

A visszagyepesedés első évében minden területen egy- és kétéves életciklusú fajokból álló gyomok domináltak, nagy átlagos gypmagassággal. A következő évre a gyomállományokat klonális fűnemű fajok dominálta szignifikánsan alacsonyabb gypmagasságú közösségek váltották fel.

A vizsgált két évben összesen 104 fajt találtunk a mintaterületeken (78 kétszikű, míg 26 egyszikű). A mintaterületek átlagos fajszáma 2007-ben szignifikánsan alacsonyabb ($p < 0,001$) volt mindkét magkeveréssel vetett területen, mint 2006-ban. A természetes termőhelyek fajainak aránya szignifikánsan magasabb ($p < 0,001$), míg a nagy nitrogénigényű és az egy- illetve kétéves fajok aránya szignifikánsan alacsonyabb ($p < 0,001$) volt 2007-ben mind a lösz, mind a szik magkeverékkel vetett területen (1. táblázat).

3.2. Fitomassza

2007-ben a holt fitomassza tömege mindkét területtípuson szignifikánsan nagyobb volt ($p < 0,001$). A graminoid fitomassza értékei is magasabbak voltak 2007-ben, de szignifikáns különbséget ($p < 0,001$) csak azon a területtípuson tapasztaltunk, ahol lősz magkeverék volt vetve. A dudvanemű fitomassza tömege ezzel szemben mindkét területen szignifikánsan csökkent ($p < 0,001$) a 2006-os értékekhez képest. 2007-ben az összfitomassza mennyisége minden területen mintegy harmadára csökkent a 2006-os értékekhez képest, magkeveréktől függetlenül (1. táblázat).

1. táblázat. A szikes és lőszös magkeverékkel vetett területek növényzetének adatai (átlag \pm SE). A felső indexben szereplő eltérő betűk a szignifikáns különbségeket jelzik az egyes évek között (páros *t*-teszt vagy Wilcoxon teszt, $p < 0,001$). Az átlagok tesztelését a fitomassza adatok esetében a 20 \times 20 cm-es mintakvadrátok fitomassza tömegeivel végeztük.

	Szikes magkeverék		Lőszös magkeverék	
	2006	2007	2006	2007
Gyepmagasság (cm)	64,2 \pm 2,1 ^a	43,4 \pm 0,8 ^b	60,3 \pm 1,6 ^a	41,4 \pm 1,1 ^b
Összfajszám	65	44	74	51
Átlagos fajszám (m ⁻²)	16,6 \pm 0,7 ^a	8,4 \pm 0,7 ^b	17,0 \pm 0,7 ^a	8,6 \pm 0,7 ^b
Kétszikű fajszám (m ⁻²)	11,3 \pm 0,7 ^a	3,6 \pm 0,5 ^b	12,1 \pm 0,5 ^a	3,4 \pm 0,4 ^b
Egy- és kétéves fajok aránya (%)	65,2 \pm 4,5 ^a	17,4 \pm 5,2 ^b	83,4 \pm 3,4 ^a	7,2 \pm 1,3 ^b
Természetes termőhelyek fajainak aránya (%)	9,0 \pm 2,2 ^a	33,9 \pm 5,3 ^b	11,2 \pm 3,2 ^a	19,0 \pm 4,1 ^b
N-igény (NB) értékek átlaga	5,1 \pm 0,1 ^a	4,0 \pm 0,2 ^b	6,3 \pm 0,2 ^a	3,9 \pm 0,1 ^b
Egyszikű fitomassza (gxm-2)	545,4 ^a	482,5 ^a	388,9 ^a	445,7 ^b
Kétszikű fitomassza (gxm-2)	1020,2 ^a	54,2 ^b	989,0 ^a	6,4 ^b
Holt fitomassza (gxm-2)	19,95 ^a	262,4 ^b	37,8 ^a	288,3 ^b

4. Diskusszió

4.1. Fajszám és fitomassza

Minden mintaterületen a holt fitomassza mennyiségének szignifikáns növekedését tapasztaltuk. Számos vizsgálat kimutatta, hogy az avar mennyiségének növekedésével a kétszikű fajgazdagság lecsökken (JENSEN, K. – MEYER, C. 2001, WHEELER, B. D. – SHAW, S. C. 1991, TÖRÖK P. et al. 2007). Ezt vizsgálataink is igazolják. A vetést követő második évben mindkét magkeverék-típussal vetett szántókon jelentős fajszámcsökkenést figyeltünk meg, melynek fő oka a rövid életű, elsősorban egy- és kétéves fajok eltűnése. A kompetítor évelő vetett füvek már a második év elejére jól záródó gyepet alkottak, amelyben a kevésbé jó kompetíciós képességű, nyílt és zavart felszín igénylő egy- és kétéves gyomok nem tudtak felújulni. (REES, M. – LONG, M. J. 1992). A kezdeti nagy fajszámú, elsősorban gyomok által dominált, közösségek átalakultak egy kevesebb fajjal rendelkező, de a természetes gyeppekhez jobban hasonlító, évelő fajok által dominált gyeppekké. Az avar-felhalmozódás következtében a talajfelszín fényellátottsági viszonyai is romlanak (BOBBINK, R. et al. 1989), ami akadályozza a túlnyomóan fényigényes gyommagvak csírázását (DEÁK B. 2007, ERIKSSON, O. 1995), valamint csökkenti a csíranövények túlélési esélyei (TILMAN, D. 1993). A kaszálás

illetve az extenzív legeltetés továbbra is szükséges, mivel hatékonyan akadályozza az avarfelhalmozódást (TÖRÖK P. et al. 2007).

4.2. A visszagyepesítés sikeressége

A szántóföldek spontán regenerációja általában lassú, a regeneráció kimenetele gyakran bizonytalan, mivel a hosszantartó mezőgazdasági művelés következtében mind a föld feletti mind a föld alatti vegetáció diverzitása erőteljesen lecsökken (BAKKER, J. P. et al. 1997). Ezzel szemben eredményeink alapján jól látszik, hogy a magvetéses visszagyepesítés igen hatékony és gyors módszer gyepek helyreállításában. Alig két év alatt zárt évelő fűvek dominálta közösségek alakultak ki. A zárt, magas fűnemű dominanciával jelezhető gyepekben az évelő kétszikű kísérfajok spontán betelepülése azonban igen lassú, mint azt több korábbi tanulmány is kimutatta (MATUS G. 2003, MATUS G. et al. 2005, TÖRÖK P. et al. 2008). Ennek oka lehet, hogy ezeknek a fajoknak a többsége nem képez tartós magkészletet (BEKKER, R. M. et al. 1997, ZOBEL M. E. et al. 1998), terjedőképessége korlátozott (VAN DER VALK A. G. – PEDERSON, R. L. 1989), illetve hiányukat okozhatja a kompetitív kizáródás is (ODUM, E. P. 1969), ezért a fajgazdag gyepek közösségei helyreállításához, lokális diasporaforrások hiányában, további beavatkozások lehetnek szükségesek. A betelepíteni kívánt kísérfajok magjait széna- vagy feltalaj ráhordással (STROH, M. et al. 2002, DONATH, T. W. et al. 2003, HÖLZEL, N. – OTTE, A. 2003), illetve biotikus vektorok (pl. legelő állatok) segítségével juttathatjuk a területre (BAKKER, J. P. et al. 1996).

Köszönetnyilvánítás

A szerzők köszönetüket szeretnék kifejezni Gál Lajos természetvédelmi őrnök, Tatár Bernadett, Kelemen András és Czigan Zsófia egyetemi hallgatónak valamint Sándor Istvánnak, Molnár Attilának, Góri Szilviának és Kapocsi Istvánnak (Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság) a terepmunkában és a laboratóriumi munkában nyújtott segítségét. Kutatásunkat 2004 óta az Európai Unió LIFE-Nature programja (LIFE04NAT/HU/000119) támogatja.

Irodalom

- BAKKER, J. P. (1989) Nature management by grazing and cutting. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht
- BAKKER, J. P. – BAKKER, E. S. – ROSÉN, E. – VERWEIJ, G. L. (1997) The soil seed bank of undisturbed and disturbed dry limestone grassland on Öland, Sweden. *Z. Ökologie u. Naturschutz*, 6, pp. 9-18.
- BAKKER, J. P. – POSCHLOD, P. – STRYKSTRA, R. J. – BEKKER, R. M. – THOMPSON, K. (1996) Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Bot. Nederl.*, 45, pp. 461-490.
- BEKKER, R. M. – VERWEIJ, G. L. – SMITH, R. E. N. – REINE, R. – BAKKER, J. P. – SCHNEIDER, S. (1997) Soil seed banks in European grasslands: does land use affect regeneration perspectives? *Journal of Applied Ecology*, 34, pp. 1293-1310.
- BOBBINK, R. – DEN DUBBELDEN, K. – WILLEMS, J. H. (1989) Seasonal dynamics of phytomass and nutrients in chalk grassland. *Oikos*, 55, 216-224.
- BORHIDI A. (1993) A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értéksszámai. Janus Pannonius Tudományegyetem, Pécs
- BRADSHAW, A. D. (1983) The reconstruction of ecosystems: Presidential address to the British Ecological Society. *Journal of Applied Ecology*, 20, pp. 1-17.
- BUREL, F. – BAUDRY, J. – BUTET, A. – CLERGEAU, P. – DELETTRE, Y. – LE COEUR, D. – DUBS, F. – MORBAN, N. – PAILLAT, G. – PETIT, S. – THENAIL, C. – BRUNEL, E. – LEFEUVRE, J-C. (1998) Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecol.*, 19, pp. 47-60.
- CLEWELL, A. F. (2000) Restoring for natural authenticity. *Ecological Restoration*, 18, pp. 216-217.

- DEÁK B. - TÓTHMÉRÉSZ B. (2008) A kaszálás hatása a Hortobágy Nyírólapos csetkákás társulásában. Természetvédelmi közlemények, 13, in press
- DONATH, T. W. – HÖLZEL, N. – OTTE, A. (2003) The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. *Applied Vegetation Science*, 6, pp. 13-22.
- ERIKSSON, O. (1995) Seedling recruitment in deciduous forest herbs: the effects of litter, soil chemistry and seed bank. *Flora*, 190, pp. 65-70.
- GÓRI SZ. (2001) Az Egyek-Pusztakócsi-mocsarak újránépesedési folyamatának értékelése, rehabilitációjának tájleptéktű ökológiai elemzése. Doktori értekezés, DE
- HÖLZEL, N. – OTTE, A. (2003) Restoration of a species-rich flood-meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. *Applied Vegetation Science*, 6, pp. 131-140.
- JENSEN, K. – MEYER, C. (2001) Effects of light competition and litter on the performance of *Viola palustris* and on species composition and diversity of an abandoned fen meadow. *Plant Ecology*, 155, pp. 169-181.
- MATUS, G. – PAPP, M. – TÓTHMÉRÉSZ, B. (2003) Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. *Applied Vegetation Science*, 6, pp. 169-178.
- MATUS, G. – PAPP, M. – TÓTHMÉRÉSZ, B. (2005) Impact of management on vegetation dynamics and seed bank formation of inland dune grassland in Hungary. *Flora*, 200, pp. 296-306.
- ODUM, E. P. (1969) The strategy of ecosystem development. *Science*, 164, pp. 262-270.
- PERNER, J. – MALT, S. (2003) Assessment of changing agricultural land use: response of vegetation, ground-dwelling spiders and beetles to the conversion of arable land into grassland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98, pp. 169-181.
- PÉCSI M. szerk. (1989) Magyarország nemzeti atlasza. Kartográfiai vállalat, Budapest
- REES, M. – LONG, M. J. (1992) Germination biology and the ecology of annual plants. *American Naturalist*, 139, pp. 484-508.
- SCHLÄPFER, F. – SCHMID, B. – SEIDL, I. (1999) Expert estimates about effects of biodiversity on ecosystem processes and services. *Oikos*, 84, pp. 346-352.
- STROH, M. – STORM, C. – ZEHM, A. – SCHWABE, A. (2002) Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. *Phytocoenologia*, 32, pp. 595-625.
- TILMAN, D. (1993) Species richness of experimental productivity gradients: how important is colonization limitation? *Ecology*, 74, pp. 2179-2191.
- TÖRÖK P. – ARANY I. – PROMMER M. – VALKÓ O. – BALOGH A. – VIDA E. – TÓTHMÉRÉSZ B. – MATUS G. (2007) Újrakezdett kezelés hatása fokozottan védett kékperjés láprét fitomasszájára, faj- és virággazdagságára. *Természetvédelmi Közlemények*, 13, pp. 173-184.
- TÖRÖK, P. – MATUS, G. – PAPP, M. – TÓTHMÉRÉSZ, B. (2008) Secondary succession of overgrazed Pannonian sandy grasslands. *Preslia*, 80, in press
- VAN DER VALK, A. G. – PEDERSON, R. L. (1989) Seed banks and the management and restoration of natural vegetation – In: Leck M. A., Parker V. T. & Simpson R. L. szerk.: *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, San Diego, pp. 329-346.
- WHEELER, B. D. – SHAW, S. C. (1991) Above-ground crop mass and species richness of the principal types of herbaceous rich-fen vegetation of lowland England and Wales. *Journal of Ecology*, 79, pp. 285-301.
- ZOBEL, M. E. – VAN DER MAAREL, E. – DUPRÉ, C. (1998) Species pool: the concept, its determination and significance for community restoration. *Applied Vegetation Science*, 1, pp. 55-66.