

A KASZÁLÁS, MINT A LÖSZGYEP TERMÉSZETVÉDELMI KEZELÉSI LEHETŐSÉGE; A SISKA NÁDTIPPAN (*CALAMAGROSTIS EPIGEIOS*) VISSZASZORÍTÁSÁRA TETT KEZELÉSSOROZAT TAPASZTALATAI

HÁZI Judit¹, WICHMANN Barnabás², TÓTH Andrea¹, BARTHA Sándor³

¹Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék, 2103 Gödöllő, Péter Károly út 1.,

²Szent István Egyetem, Genetikai és Biotechnológiai Intézet, 2103 Gödöllő, Péter Károly út 1.

³MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet, 2163 Vácrátót, Alkotmány út 2-4.
email: hazijudit246@gmail.com

Kulcsszavak: felhagyott szőlő, biodiverzitás, erdős-sztyepp zóna, másodlagos lejtősztyepp, spontán szukcesszió, restauráció, hosszú távú kezelés

Összefoglalás: A regenerálódó szárazgyepeket gyakran fenyegeti az inváziós fajok terjedése, mint a siska nádtippan (*Calamagrostis epigeios*), amely képes lassítani, illetve megállítani a másodlagos szukcesszió menetét. Ebben a cikkünkben egy 9 éve folyó kísérletről számolunk be, amelynek során megpróbáljuk a *C. epigeios* terjedését visszaszorítani. A vizsgálati területet egy 30–35 éve felhagyott szőlőben jelöltük ki, a Nyugat-Cserhátban. Az állomány nagy részét sűrű siska nádtippan borította. A kísérleti elrendezés 16 állandó kvadrátból áll, amelyek 3×3 méter kiterjedésűek. A kvadrátok felét évente kétszer kaszáltuk (júniusban és szeptemberben), a másik felük kontroll volt, kezelés nélkül. A kaszálás előtt a központi 2×2 méteres részen vettünk fel cönológiai felvételt a fajok %-os borítását becsülve, kaszáltban és kontrollban egyaránt 2001 és 2009 között. A kaszálás hatását ismétléses variancia analízissel teszteltük (repeated-measure ANOVA). Post hoc tesztként Tukey HSD (honestly significant difference) tesztet alkalmaztunk. A *C. epigeios* szignifikáns csökkenése már 2 évvel az első kaszálás után megmutatkozott. A fajszám azonban csak 4 év után kezdett emelkedni, míg a diverzitás (Shannon-diverzitás) nyolc év után. Időközben a természetes célfaj, a tollas szálkaperje (*Brachypodium pinnatum*) vált uralkodóvá. Hasonló trend volt megfigyelhető a kontroll kvadrátokban is a spontán szukcesszió során, bár jóval lassabban. Megfigyeléseink szerint a *C. epigeios* spontán módon, magától is eltűnhet a szukcesszió során. Ugyanakkor az évi kétszeri kaszálás felgyorsítja ezt a folyamatot, úgynevezett kolonizációs ablak, “colonization window” nyitásával, ahová az értékesebb gyeffajok be tudnak települni. Tapasztalataink szerint a *C. epigeios* sikeres visszaszorításához a kaszálást legalább 8 évig kellene fenntartani.

Bevezetés

Az erdőirtással kialakított gyepterületeket évszázadokon át legelőként és kaszálóként hasznosították (POSCHLOD és WALLIS de VRIES 2002, RUPRECHT 2005). A hagyományos legeltetés és kaszálás biztosította a kapcsolatot a különböző korú és állapotú gyepek között, valamint elősegítette a propagulumok terjedését is. A felhagyott területek hagyományos kezelése meggyorsította a spontán szukcessziót, és biztosította a vegetáció tájleptéktű regenerációját, valamint az ökoszisztéma szolgáltatások folyamatos fenntartását. Az utóbbi időkben bekövetkező változások egyre inkább a mezőgazdasági területek intenzifikációját helyezik előtérbe, ezzel párhuzamosan növekszik a felhagyott területek kiterjedése is, amely szinte mindig együtt jár a biodiverzitás csökkenésével, a féltermészetes élőhelyek eltűnésével (RYSER et al. 1995, FIALA et al. 2003, BARTHA 2007; VIRÁGH et al. 2008). A gyepek különösen veszélyeztetettek az extenzív állattartási rendszer összeomlása miatt (POSCHLOD és WALLIS de VRIES 2002, LINDBORG 2006).

Az alulhasznosítás Európa számos területén megfigyelhető, melynek következtében egy-egy agresszíven terjedő fűfaj drasztikusan lecsökkentheti a gyepek fajszámát és diverzitását (REBELE 1996, PENKSZA és BÖCKER 2000, SEDLÁKOVÁ és FIALA 2001, HUHTA et al. 2001.). A siska nádtippán *Calamagrostis epigeios* (L.) Roth (továbbiakban *C. epigeios*) egy magas, évelő, klonális pázsitfű faj (PRACH és PYŠEK 1994), tipikus példája a felhagyott területeken sikeresen terjedő pázsitfűfajoknak (PRACH és PYŠEK 2001). Kezdetben rövid tarackokkal terjedő, később erősen bokrosodó, zsombék-szerű telepeket képző növényfaj. A *C. epigeios* széles európai elterjedési területtel rendelkezik, gyakran tűnik fel természetes gyepekben (SOMODI 2008, PENKSZA 1992, 1995a, 1995b), erdőkben (ZHUKOVSKAYA és ULANOVA 2006, CSONTOS 2010), ártereken (FIALA 2001, GERGELY et al. 2001, FEHÉR 2007) és gyomnövény közösségekben (PRACH 1987, BARTHA 1992, BAASCH et al. 2010a). Ugyanakkor megjelenik regenerálódó társulásokban pl. erdőirtás után vagy mezőgazdasági területek művelésének felhagyása után (CSECSERITS és RÉDEI 2001, BARTHA et al. 2010). A faj képes megélni száraz, tápanyagban szegény, zavart élőhelyeken is, jóllehet a fátlan, jó vízellátottságú, tápanyagban gazdag helyeken a legsikeresebb (REBELE 2000). Terjedésekor a talajparaméterek ismerte is fontos szempont (BARCZI et al. 1996/97).

A *C. epigeios* képes egyfajú állományok létrehozására, ezzel jelentősen csökkentve az állományok biodiverzitását (SOMODI et al. 2008). Noha a faj Európában őshonos, gyors és agresszív előretörése miatt természetvédelmi szempontból káros, illetve nem kívánatos fajjává vált. Hasonló problémáról számoltak be Közép-Európából (REBELE és LEHMANN 2001, SEDLÁKOVÁ és FIALA 2001, HOLUB 2002, HÁZI és BARTHA 2002, LUOTO et al. 2003, STRANSKÁ 2004, SOMODI et al. 2004, 2008), Nyugat-Európából (ten HARKEL és van der MEULEN 1995), és Észak-Amerikából is, ahol a faj nem őshonos (AIKEN et al. 1989).

A gyepek diverzitásának fenntartására, illetve növelésére az egyik javasolt módszer a rendszeres kaszálás, amely azon túl, hogy évszázados hagyományai vannak, visszaszorítja a klonális pázsitfűveket és a nagytermetű kétszikűeket (HUHTA et al. 2001, DEÁK et al. 2007, KRAMBERGER és KALIGARIC 2008). A kaszálás a mezőgazdasági területek szegélyein is hatékonyan képes megállítani a gyomfajok terjedését (KISS et al. 1997, SZENTES et al. 2007, 2009, 2011).

A kaszálás segítségével sikeresen szorították vissza a *C. epigeios*-t egy fajszegény, ruderalis homoki társulásban a szukcesszió első 5 évében. Erről számol be Németországból REBELE és LEHMANN (2002), ugyanakkor a szakirodalomban nem találtunk utalást más társulásokban végzett kísérletekre. Jelen kutatás célja vizsgálni, hogy milyen hatással van a rendszeres kaszálás a *C. epigeios*-ra és a vele együtt előforduló fajokra. Hogyan befolyásolja a felhagyott szőlők vegetációfejlődését egy agrártáji környezetben.

Fő kérdéseink az alábbiak voltak:

1. Hatásos kezelési módszer-e a rendszeres kaszálás a *C. epigeios* visszaszorítására másodlagos és középidejű parlagok regenerációja során?
2. Hány évig kell kaszálni, hogy a *C. epigeios* borítása (szignifikánsan) lecsökkenjen, a gyepek diverzitása pedig megnöjjön?
3. Hogyan működik együtt, milyen kölcsönhatásban van az aktív természetvédelmi kezelés és a spontán szukcesszió hosszabb időskálán?

Anyag és módszer

Vizsgálati terület és mintavételi eljárás

A vizsgálati terület a 190 méter magas Somló-hegy, amely Cserhát-hegység nyugati részén található Rád és Penc települések között. A terület középponti koordinátái a következők: Ész: 47° 47' 45", Kh 19° 14' 13". A hegységre az Észak-Magyarországon általános extenzív mezőgazdasági tájhasznosítás a jellemző. Éghajlata kontinentális, az éves átlagos csapadékmennyiség 520–590 mm és 8–10°C az évi középhőmérséklet (MAROSI és SOMOGYI 1991).

A terület eredeti növénytakarója a pannóniai erdős-sztyepp illetve löszsztyepp volt. Az itt folyó ásatások és régészeti kutatások eredményeiből megállapítható, hogy a terület a bronzkor óta lakott volt (TORMA 1991). Történeti térképek (ELSŐ KATONAI FELMÉRÉS 1782) és más történeti források adatainak felhasználásával bizonyítható, hogy legalább a XVIII. század óta szőlőtermesztés folyt a hegyeken. Évszázadokon át a dombokon kisparcellás szőlőművelés, gyümölcsös- és gabonatermesztés folyt, mozaikolva az eredeti erdős-sztyepp vegetáció erdő és gyeppoltjaival. Löszsztyepp maradványok csak a szegélyeken, mezsgyéken, megyehatárokon maradtak fenn. A völgytalpakon, patakparti magaskórósok maradtak fenn, mint az eredeti vegetáció maradványai. A tájhasználat a mindenkori háborúk és gazdasági viszonyok függvényében változott. Ennek következtében mindig voltak a tájban parlagok és regenerálódó foltok, olyan karakter fajokkal, amelyek kellően tudtak alkalmazkodni a változásokhoz. A szukcesszió tehát hosszú idő óta jelen van a területen, a karakterfajok pedig a rendelkezésre álló fajkészlet gerincét képezik.

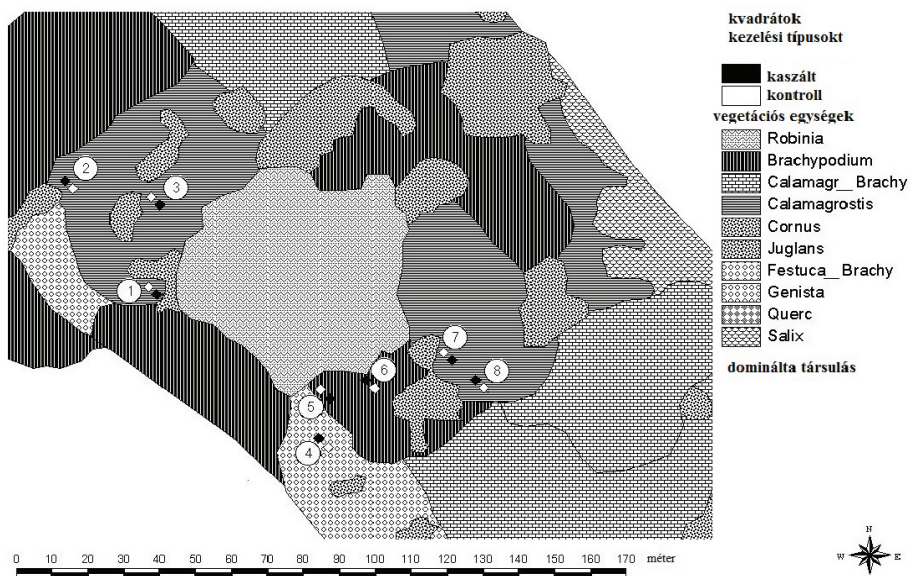
A kísérleti terület 7,1 hektár kiterjedésű, a kísérlet kezdetekor 30–35 éve felhagyott szőlő. Észak-nyugati kitérűsége, a lejtőszög kb. 14 fok. A terület egy része cserjésedik a következő fajokkal: *Cornus sanguinea*, *Ligustrum vulgare*, *Crateagus monogyna*, *Rubus caesius*, *Clematis vitalba*, *Genista tinctoria*. A többi részen gyeppolt található a középidős parlagokra jellemző pázsitfűvek dominanciájával. A leggyakoribb állományalkotó pázsitfűfajok: *C. epigeios*, *Brachypodium pinnatum*, *Arrhenaterum elatius*, *Festuca rupicola*, *Stipa tirsia*.

A legnagyobb borítást elérő kétszikű fajok: *Dorycnium herbaceum*, *Inula ensifolia*, *Fragaria viridis*, *Coronilla varia*, *Centaurea spinosa*, *Leontodon hispidus*. Az egyik leggyakoribb, minden kvadrátban jelen lévő faj az *Agrimonia eupatoria*.

A területhez közel, 2 km-en belül, található eredeti rozsnokos szálkaperjerét (*Euphorbia pannonicae-Brachypodium pinnati* Horváth 2010) és száraz lösz-sztyepp (*Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae* Zólyomi ex Soó 1964), amelyet fajforrásnak és egyben a regenerációs szukcesszió célállapotának tekinthetünk.

A mintavételi eljárás során rétegzett random mintavételezést végeztünk (1. ábra).

A cserje és akác (*Robinia pseudacacia*) dominálta foltokat kihagytuk, valamint azokat a foltokat is, ahol a *C. epigeios* borítása nem érte el a 60%-ot a vizsgálat kezdetekor. A fennmaradó, *C. epigeios* dominálta foltok (60% vagy annál nagyobb *C. epigeios* borítás) és *C. epigeios-Brachypodium* dominálta foltok együttes kiterjedése a teljes vizsgálati gyeppfelszín közel 70%-át borította. Az egyes *C. epigeios* dominálta foltok átmérője mindig több volt, mint 25 méter. Ezekben az állományokban jelöltünk ki 8 pár 3×3 méteres állandó kvadrátot (vagyis 8 db 3×6 méteres kvadrátot), ezeket random helyeztük el az északkeleti kitérűségi lejtőn, a split-plot módszer szerint (JONES és NACHTSHEIM 2009).



1. ábra A somló-hegy vegetációtérképe 2009-ben a kísérleti mintanegyzetek elrendezésével
 Figure 1. Vegetation map of the Somló hill in 2009, and the experimental design

A módszer lényege, hogy a kaszált és kontroll kvadrátok páronként mindig változva szerepelnek, aszerint hogy melyik oldalát kaszáljuk (pl. az 1-esnek a jobb oldali alnégyszete a kaszált, a 2-esnek a bal oldali stb.) A terepi kísérleteket 2001 és 2009 között végeztük, évi kétszeri kézi kaszálással júniusban és szeptemberben. A kis mintanagyság miatt sarlóval majd sövényvágó ollóval dolgoztunk 3–4 cm-es tarlót hagyva. Mindkét kezelési típust – kaszált és kontroll – évente kétszer felvételeztük, a központi 2×2 méteres kvadrátban vizuális borítási becsléssel, %-ban kifejezve. A minimális távolság a páros negyzetek között 26 méter, a maximális 50 méter volt.

Adatfeldolgozás

A terepen rögzített adatok közül jelen dolgozatban a tavaszi (júniusi) értékeket vettük alapul. Kiszámítottuk a kvadrátonkénti teljes borítást, a *C. epigeios* abszolút borítást, relatív borítást, valamint meghatároztuk a szubordinált fajok abszolút és relatív részesedését és a kvadrátonkénti fajszámot. A kaszálás hatását ismétléses varianciaanalízissel (repeated measure ANOVA) mértük fel. Először a többutas ANOVA-val ellenőriztük, van-e szignifikáns különbség, azután az egyutas ANOVA-t (one-way ANOVA), végeztük el, mivel ehhez az eljáráshoz kapcsolódik a Tukey HSD post hoc teszt, amely megmutatja az évek és a kezelések egymáshoz való viszonyát. Ennek eredményeként korrigált p-értéket kaptunk, amelyet a program automatikusan módosított az összehasonlítások számának megfelelően, így a Bonferroni korrekciót is tartalmazza. A számításokat az R statisztikai programmal végeztük el (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2009).

Kísérletünket egy átmeneti vegetációs helyzetben végeztük, ahol folyik a másodlagos szukcesszió. A kaszálással megpróbáljuk elősegíteni a regenerációt, a gyeplételem elmozdulását a célállapotot jelentő ősgyep felé, ami ebben az esetben az *Euphorbio pannonicae-*

Brachypodium pinnati. Ennek következtében a restauráció sikere nem mérhető le csupán fajszám és diverzitás változásán, hanem a fajkompozíciós változásokat is figyelembe kell vennünk. Emiatt a fajokat két csoportba osztottuk környezeti igényük alapján.

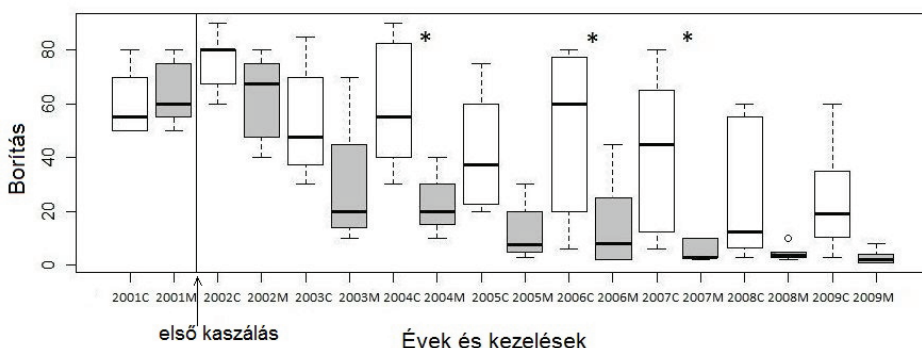
A csoportosítás alapja egy országos léptékű parlagszuccessziós felmérés (BARTHA et al. 2010), valamint a Borhidi féle szociális magatartás típus értékszámai (BORHIDI 1993), amely kitekintést nyújt a Grime féle rendszer felé (GRIME et al. 1988).

Az első csoport: Célfajok: ezek főként a száraz gyepek generalista fajai (*Hieracium* spp., *Inula ensifolia*), ide tartozik néhány specialista és ritka faj is: (*Jurinea mollis*, *Carex halleriana*, *Centaurea sadleriana*) és mátrix fajok (*Bromus erectus*, *Brachypodium pinnatum*, *Festuca rupicola*).

A második csoport: Nem cél fajok: zavarástűrő és ruderális fajok, generalisták és tipikus fajai a korai szuccessziós stádiumoknak *Carduus* spp., *Gallium mollugo*, *Picris hieraciodes*, *Vicia cracca*. Ebben a csoportban megtalálhatók a ruderális kompetitorok, generalisták, a középső szuccessziós stádium fajai: *Agrimonia eupatoria*, *Securigeria varia*, *Falcaria vulgaris*, *Lathyrus tuberosus*, *Plantago media*.

Eredmények

Az évi kétszeri kaszálás hatékonyan csökkentette a *C. epigeios* borítását (2. ábra). Az ismétléses ANOVA eredményei azt mutatják, hogy a kaszálás szignifikáns különbséget okozott a *C. epigeios* borításában ($F=118,92$, $p<0,001$, $Df=1$), de ez nem minden évben jelentkezett egyformán.



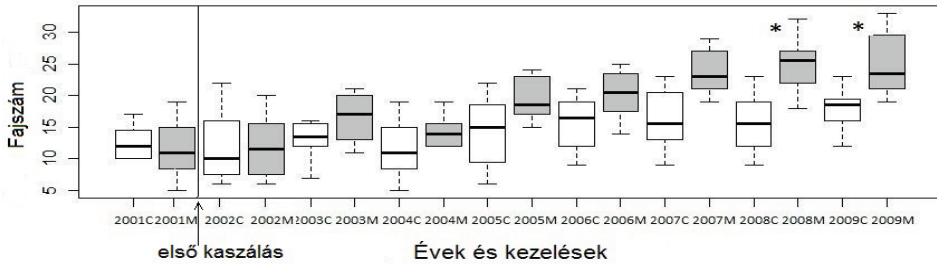
2. ábra A *C. epigeios* borításának változása a kaszált (szürke négyzetek) és kontroll kvadrátokban (fehér négyzetek), a csillagok a két kezelési típus közötti szignifikáns különbséget jelzik

Figure 2. Change of cover of *C. epigeios* in the mown and control plots during the 2001–2009 period

A kísérlet kezdetén a *C. epigeios* volt domináns minden kvadrátban átlagosan 60%-os borítással. A kaszálás hatására ez a borítás lecsökkent, azonban szignifikáns különbséget ($p<0,05$) csak a 3. évben találtunk.

A kaszált és kontroll kvadrátok közötti szignifikáns eltérést a kaszálás megkezdése után 3 év múlva kaptuk, valamint az 5. és 6. kísérleti években. Ezt a csökkenést tájji léptékben is tapasztaltuk. 2001-ben a *C. epigeios* borította felszín közel 70%-os volt, 8 év múlva ez 55%-ra csökkent.

A kaszálás fajszámra gyakorolt hatása is hosszabb idő múlva mutatkozott meg. Mind a kezelt mind a kontroll minták esetében fokozatos fajszám növekedést tapasztaltunk. Mivel a két kezelési típus együttes irányba változott a közöttük lévő szignifikáns különbséget csak hosszú idő múlva lehetett kimutatni, az első kaszálást követő 7. és 8. évben (3. ábra).



3. ábra A kvadrátonkénti átlagos fajszám változása a kaszált (szürke négyzetek) és kontroll kvadrátokban (fehér négyzetek), a csillagok a két kezelési típus közötti szignifikáns különbséget jelzik
 Figure 3. Change of average species number per plot in the mown and control plots during the 2001–2009 period

Hasonló mintázatot mutat a célfajok és nem cél fajok relatív fontosságának, sorrendjének összehasonlítása is. A biomassa egy részének rendszeres eltávolításával csökken a talaj árnyékoltsága, megnő a besugárzás és a párologtatás. Összességében a száraz gyepek mikroklimatikus feltételei alakulnak ki illetve rendeződnek vissza, ami lehetővé teszi az eredeti szárazgyepi fajok megerősödését. A felnyíló új talajfelszínre pedig a környéken jelen lévő új fajok is betelepülhetnek.

Kilenc év után a *C. epigeios* relatív borítása a kezdeti 65%-ról 3%-ra esett vissza a kaszált kvadrátokban, mialatt szintén csökkent a kontroll kvadrátokban is 62%-ról 27%-ra, bár még domináns maradt.

A célfajok relatív borítása jelentősen növekedett a kaszált kvadrátokban (24%-ról 41%-ra), mialatt ezek részesedése lassan csökkent a kontroll kvadrátokban (32%-ról 21%-ra).

Értékelés

Kísérleteink azt mutatják, hogy az évi kétszeri kaszálás hatékonyan csökkentette a *C. epigeios* borítását. Jóllehet ez a szignifikáns változás időben elhúzódva mutatkozott meg a 3. évtől kezdve. Hasonló jelenségről számol be LEHMANN és REBELE (2002), bár eltérő társulásban, és élőhelyen. Ők is azt tapasztalták, hogy a kaszálás megkezdése és a *C. epigeios* válaszreakciója között legalább 2 év telik el. Ennek az elhúzódó reakciónak egyik magyarázata lehet a rövid tarackokban történő tápanyagraktározás, amelyre több szerző is felhívja a figyelmet (KLIMES és KLIMESOVA 2002; FIALA et al. 2003; KAVANOVA és GLOSER 2005).

A rendszeres kaszálásnak köszönhetően a *C. epigeios* jelentős biomassa-veszteséget szenved (KLIMESOVA et al. 2008). Ugyanakkor a tápanyag raktározó szervei csak több év múlva merülnek ki. A *C. epigeios* egy jól ismert korai szukcessziós faj (PRACH 1987, BARTHA 1992, BARTHA et al. 2010, BAASCH et al. 2010b). Emiatt azt váránk, hogy legalább

30 évig folyamatos lesz a jelenléte a területen, és jelentős tápanyagkészleteket halmoz fel. Eredményeink azt sugallják, hogy az évi kétszeri kaszálás elegendő lehet a tarackok kimerítéséhez és az egyedek tápanyagforgalmi mérlege negatív lesz. Ezáltal a *C. epigeios* jelenléte, dominanciája lerövidíthető.

Sok tanulmány arra a megállapításra jutott, hogy a kaszálás növeli a felhagyott területek fajgazdagságát (BOBBINK et al. 1987, BOBBINK és WILLEMS 1991, FENNER és PALMER 1998, DEÁK és TÓTHMÉRÉSZ 2007). Jelen munkánkban a kaszálás szintén növelte a fajszámot a másodlagos gyepekben, jóllehet a válaszreakció lassú volt, csak a kaszálás megkezdése után 7 évvel mutatkozott szignifikáns különbség a kaszált és kontroll minták között. A *C. epigeios* magas termetű, széles levéllemezrel rendelkező pázsitfű, emiatt a vegetációs periódus után is jelenetős mennyiségű holt biomasszát képes raktározni a föld felett, lábon álló fűtömegként, illetve a talajfelszínen felhalmozódott avarként, a tömött, zombékszerű telep kialakítása miatt, amely akár több száz évig is élhet. Ennek következtében erős gátló hatást gyakorol a többi fajra nézve. Egy részletes vizsgálat kimutatta, hogy a mikroléptékben tapasztalt fajkicserélődési ráta sűrű *C. epigeios* állományban lecsökkentette a lokális fajok bevándorlási sebességét, míg a lokális kihalások sebessége hasonló maradt a szomszédos *Festuca rupicola* dominálta gyepekéhez (SOMODI et al. 2008). Feltételezhető, hogy a *C. epigeios* diverzitásra gyakorolt negatív hatása a többi faj megtelepedésének gátlásával alakul ki. A kaszálás csökkentette a *C. epigeios* borítását és ezzel együtt a felhalmozódó avar mennyiségét is. Úgy is mondhatjuk, hogy a kaszálás “kikapcsolta” a megtelepedési gátként ható tényezőt, ezzel együtt “szukcessziós ablakot” nyitott ki a gyepekben a kolonizáló fajok számára (JOHNSTONE 1986, BARTHA et al. 2003).

Eredményeink azt mutatják, hogy az új fajok belépését megakadályozó tényező – az egyeduralkodó pázsitfűfaj – eltávolítása után még legalább 3 évre van szükség a szignifikáns fajszám emelkedéshez. Ez az eredmény összhangban van más tanulmányok megállapításával, ahol a restaurációs kezelés után a vegetáció szerkezetét illetően szintén elhúzódó válaszreakcióról számoltak be (STAMPFLI és ZEITER 1999, HELLSTRÖM et al. 2006). Az esetek többségében ennek a jelenségnek a propagulumlimitáció lehet az oka. Jelen esetben a helyi fajkészlet viszonylag nagy, a potenciálisan megtelepedő fajok már jelen vannak a gyepekben, és a *C. epigeios* foltok viszonylagos közelségében található. Ennek ellenére a kaszált kvadrátba való belépésükhöz több évre van szükség. A biodiverzitás növekedésének lassú üteme, amelyet jelen esetben is megfigyelhettünk, csak alátámasztja a finomléptékű vizsgálatok szükségességét a vegetációdinamika irányultságainak feltárásában (BARTHA et al. 2004).

Jelen vizsgálatunk során azt tapasztaltuk, hogy az első szignifikáns különbség a kaszált és kontroll kvadrátok között a kísérlet kezdetétől számított 7–8 év múlva jelentkezik csak. Egy ennél rövidebb időbeli lefutású kísérlet azt a konklúziót mutatná fel, hogy a kaszálás nem hatékony módja a gyeprekonstrukciónak. Éppen ezért a restaurációs jellegű beavatkozásokat érdemes úgy tervezni, hogy legalább 8–10 év álljon rendelkezésre, annak érdekében, hogy valós és megbízható eredményt kapjunk a vegetáció viselkedését illetően. Fontos szempont tehát a kezelés hosszú ideig való alkalmazása.

További előnye az állandó kvadrátokkal végzett hosszú távú megfigyeléseknek, hogy lehetővé teszik a restaurációs kezelés és a spontán szukcesszió egyidejű tanulmányozását, valamint ezek kölcsönhatását is.

Jelen ismeretink szerint a korábbi tanulmányok főként a *C. epigeios* terjedéséről számolnak be (AIKEN et al. 1989, ten HARKEL és van der MEULEN 1995, REBELE és LEHMANN

2001, SEDLÁKOVÁ és FIALA 2001, HOLUB 2002, HÁZI és BARTHA 2002, LUOTO *et al.* 2003, STRANSKÁ 2004, SOMODI *et al.* 2008), fordított jelenségről, a visszaszorulásról viszont kevesebb publikáció született. Kísérletünkben a *C. epigeios* borításának szignifikáns csökkenést tapasztaltunk kontroll kvadrátokban is. A kaszált kvadrátokban a csökkenés 2 év múlva következett be, a kontroll kvadrátokban viszont jóval később, 7 év múlva. Ugyanakkor a kaszált kvadrátokban a *Brachypodium pinnatum* domináns lett 5 év alatt, és a *C. epigeios* alárendelt faj lett 6 év alatt. A nagyobb térléptékű parlagfelmérés és felhagyott szőlők felmérése során azt tapasztaltuk, hogy a *C. epigeios* főként fiatal parlagokon jelenik meg, de hiányzik vagy kevésbé gyakori az idősebb gyepekben (BARTHA *et al.* 2010).

Eredményeink azt mutatják, hogy a *C. epigeios* képes spontán visszaszorulásra a másodlagos gyepekben. Emiatt hosszabb időskálán nézve a spontán szukcesszió kedvező alapot jelenthet az aktív természetvédelmi beavatkozásokhoz is (PRACH *et al.* 2001, HÁZI *et al.* 2011).

A trend hasonló volt kontroll és kaszált esetében, azonban a sebességet jelentősen befolyásolta a kaszálás. Hasonló mintázatot mutat a célfajok és nem cél fajok relatív fontosságának, sorrendjének összehasonlítása is. A biomassa egy részének rendszeres eltávolításával csökken a talaj árnyékoltsága, megnő a besugárzás és a párologtatás. Összességében a száraz gyepek mikroklimatikus feltételei alakulnak ki illetve rendeződnek vissza, ami lehetővé teszi az eredeti szárazgyepi fajok megerősödését. A felnyíló új talajfelszínre pedig a környéken jelen lévő új fajok is betelepülhetnek.

Ez az eredmény arra utal, hogy a *C. epigeios* valószínűleg spontán módon is visszaszorul a másodlagos szukcesszió során. Gyakori jelenség a szukcesszió során a fény limitáló szerepe, amely a cserjésedéssel párhuzamosan kerül előtérbe (DANCZA 2000). A *C. epigeios* jövőbeli esélyeit, tartós fennmaradását befolyásolhatja az egyre nagyobb méreteket öltő eutrofizáció, a tápanyagok felhalmozódása (DALTON és BRAND-HARDY 2003). Ebben a megváltozott környezetben a *C. epigeios* előnyös szerephez juthat. Összefoglalásként megállapíthatjuk, hogy ez a kérdés még mindig sok vitára ad okot, mivel a *C. epigeios* változó táji környezetben betöltött szerepéről, jelenlegi és várható viselkedéséről kevés ismeret áll rendelkezésünkre.

Vizsgálataink alapján azt mondhatjuk, hogy a *C. epigeios* képes spontán visszaszorulni a másodlagos szukcesszió során. A pontos mechanizmus feltárásához azonban még további vizsgálatok szükségesek. A kontroll kvadrátokban, ahol a *C. epigeios* magától is visszaszorult a vizsgálati időszak alatt, a fajszám és a diverzitás nem emelkedett. Ez részben megmagyarázható a folyamatok időigényes voltával és az általánosságban tapasztalható késleltetett mechanizmussal, amelyet a *C. epigeios* borításváltozása kapcsán már tapasztaltunk. A kontroll kvadrátok esetében ez 7 év volt. Noha a kaszálás hatékonyan módszernek bizonyult az agresszív pázsitfű fajok és kétszikűek visszaszorítására, negatív hatása is lehet egyéb magas termetű és széles levelű fajokra nézve, amelyek szintén az értékes gyepek közösség részei (FENNER és PALMER 1998, BARTHA 2007).

További hátrányai a kaszálásnak, hogy költséges és nehéz megszervezni. Emiatt hosszú távú kezelésnél érdemes egyéb lehetőségeket, restaurációs kezelési módszereket is figyelembe venni. A körütekintően végzett égetés egy ilyen lehetséges alternatíva, azonban számos tanulmány szerint ez éppen a problémás faj a *C. epigeios* felszaporodásához vezet (HILLE és GOLDAMMER 2007, MAROZAS *et al.* 2007). Számos szerzővel egyetértve (DOSTALEK és FRANTIK 2008) ezért azt javasoljuk, hogy viszonylag hosszú ideig, mintegy

8 évig tartó kaszálási periódus után a területet legeltetéssel kellene hasznosítani illetve kezelni.

A szakemberek nagy része a *C. epigeios*-t veszélyes inváziós fajként, illetve hazánkban terjedő honos természetvédelmi gyomként tartja számon, azonban ez nem feltétlenül van így. A regenerációs folyamatok kezdetén a *C. epigeios* szerepe inkább pozitív, mivel erős gyökérszete révén hatékonyan tudja megakadályozni a talajeróziót. A későbbiek során fellépnek negatív hatások is, azonban éppen jelen tanulmányunk mutat rá, hogy ezek nem állandósulnak.

Visszatérve a bevezetésben feltett kérdésekre megállapíthatjuk, hogy a rendszeres kaszálás hatékony kezelési módszernek bizonyult a másodlagos szárazgyepekben tapasztalható *C. epigeios* terjedés megakadályozásra. A 8 éven keresztül fenntartott évi kétszeri kaszálás csökkentette a *C. epigeios* borítását és növelte a biodiverzitást. Jelenlegi hosszú távú vizsgálatunk eredményeihez hozzátartozik, hogy várakozásainktól eltérően a kontroll kvadrátokban is a *C. epigeios* borításának általános és csökkenését tapasztaltunk, igaz jóval kisebb mértékben.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnénk köszönetet mondani Dávid Margitnak a terepi munkákban nyújtott segítségével. Botta-Dukát Zoltánnak, Virágh Klárának, Somodi Imeldának, Sály Péternek, Alessandro Brozzinak és Dancza Istvánnak a munkánkhoz nyújtott értékes javaslatokért és kiegészítésekért mondunk köszönetet. A munkát a K 72561 számú OTKA pályázat támogatta.

Irodalom

- AIKEN S. G., LEFKOVITCH L. P., ARMSTRONG K. C. 1989: *Calamagrostis* (Poaceae) in North America, especially Ontario. *Canadian Journal of Botany* 67: 3205–3218.
- BAASCH A., TISCHEW S., BRUELHEIDE H. 2010a): How much effort is required for proper monitoring? Assessing the effects of different survey scenarios in a dry acidic grassland. *Journal of Vegetation Science* 21: 876–887.
- BAASCH A., TISCHEW S., BRUELHEIDE H. 2010b): Twelve years of succession on sandy substrates in a post-mining landscape: a Markov chain analysis. *Ecological Applications* 20: 1136–1147.
- BARCZI A., PENKSZA K., CZINKOTA I., NÉRÁTH M. 1996/97: A study of connections between certain phytoecological indicators and soil characteristics in the case of Tihany peninsula. *Acta. Bot. Sci. Hung.* 40: 3–21.
- BARTHA S. 1992: Preliminary scaling for multi-species coalitions in primary succession. *Abstracta Botanica* 16: 31–41.
- BARTHA S. 2007: Composition, differentiation and dynamics in the forest steppe biome. In: Illyés E, Bölöni J, editors. *Slope steppes, loess steppes and forest steppe meadows in Hungary*. Budapest: pp 194–210.
- BARTHA S., MEINERS S. J., PICKETT S. T. A., CADENASSO M. L. 2003: Plant immigration windows in a mesic old field succession. *Applied Vegetation Science* 6: 205–212.
- BARTHA S., CAMPATELLA G., CANULLO R., BÓDIS J., MUCINA L. 2004: On the importance of fine-scale spatial complexity in vegetation restoration. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences* 30: 101–116.
- BARTHA S., DANCZA I., HÁZI J., HORVÁTH A., MARGÓCZI K., MOLNÁR CS., MOLNÁR ZS., ÓVÁRI M., PURGER D., SCHMIDT D. 2010: A parlagszükcesszió állandó és változó jellegzetességei. In: MOLNÁR CS., MOLNÁR ZS., VARGA A. (szerk.): „Hol az a táj szab az életnek teret, Mit Isten csak jókedvében teremt” (selection from the first 13 MÉTA field guides: 2003–2009), MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 480–482.
- BOBBINK R., DURINK H., SCHREURS J., WILLEMS J., ZIELMAN R. 1978.: Effects of selective clipping and mowing time on species diversity in chalk grassland. *Folia Geobotanica and Phytotaxonomica* 22: 363–376.
- BOBBINK R., WILLEMS J. H. 1991: Impact of different cutting regimes on the performance of *Brachypodium pinnatum* in Dutch Chalk Grassland. *Biological Conservation* 56: 1–21.

- BORHIDI A. 1993: A magyar flóra szociális magatartásformái. A Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium Természetvédelmi Hivatala és a Janus Pannonius Tudományegyetem Kiadványa, Pécs.
- CSECSERTIS A., RÉDEI T. 2001: Secondary succession on sandy old-fields in Hungary. *Applied Vegetation Science* 4: 63–74.
- CSONTOS P. 2010: Light ecology and regeneration on clearings of sessile oak-turkey oak forests in the Visegrád mountains, Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 52: 265–286.
- DALTON H., BRAND-HARDY R. 2003: Nitrogen: the essential public enemy. *Journal of Applied Ecology* 40: 771–781.
- DANCSA I. 2000: Gyomközösségek összetételének változása délnyugat-dunántúli parlagterületeken. *Gyomnövények, Gyomirtás* 1: 51–60.
- DEÁK B., TÖTHMÉRÉSZ B. 2007: A kaszálás hatása a Hortobágy Nyírólapos csetkákás társulásában (Effect of cutting on a *Bolboschoenetum maritimi eleochariosum* association in the Nyírólapos Hortobágy). *Természetvédelmi Közlemények* 13: 179–186.
- DOSTALEK J., FRANTIK T. 2008: Dry grassland plant diversity conservation using low-intensity sheep and goat grazing management: case study in Prague (Czech Republic). *Biodiversity and Conservation* 17: 1439–1454.
- FEHÉR A. 2007: Historical reconstruction of expansion of non-native plants in the Nitra River Basin (SW Slovakia). *Kanitzia* 15: 47–62.
- FENNER M., PALMER L. 1998: Grassland management to promote diversity: creation of patchy sward by mowing and fertiliser regimes. *Field Studies* 9: 313–324.
- FIALA K., HOLUB P., SEDLÁKOVÁ I., TŰMA I., ZÁHORA J., TESAŘOVÁ M. 2003: Reasons and consequences of expansion of *Calamagrostis epigejos* in alluvial meadows of landscape affected by water control measures. *Ekológia (Bratislava)* 22 Suppl. 2: 242–252.
- FIALA K. 2001: The role of root system of *Calamagrostis epigejos* in its successful expansion in alluvial meadows. *Ekológia (Bratislava)* 20: 292–300.
- ELSŐ KATONAI FELMÉRÉS 1782. HMT Hadtörténeti Múzeum Térképtára.
- GERGELY A., HAHN I., MÉSZÁROS-DRASKOVITS R., SIMON T., SZABÓ M., BARABÁS S. 2001: egetation succession in a newly exposed Danube riverbed. *Applied Vegetation Science* 4: 35–40.
- GRIME J. P., HODGSON J. G., HUNT R. 1988: Comparative plant ecology: a functional approach to common British species. Unwin Hyman, London.
- HÁZI J., BARTHA S. 2002: The role of *Calamagrostis epigeios* in the succession of bandoned vineyards in the Western Cserhát, Hungary. 3rd European Conference on Restoration Ecology; 2002 August 25–31, Budapest.
- J. HÁZI, S. BARTHA, S. SZENTES, B. WICHMANN AND K. PENKSZA 2011: Seminaturnal grassland management by mowing of *Calamagrostis epigejos* in Hungary, *Plant Biosystems – An International Journal with all Aspects of Plant Biology* 145(3): 699–707.
- HELLSTRÖM K., HUHTA A-P., RAUTIO P., TUOMI J. 2006: Search for optimal mowing regime – slow community change in a restoration trial in northern Finland. *Ann. Bot. Fennici* 43: 338–348.
- HILLE G. M., GOLDAMMER G. J. 2007: Dispatching and modeling of fires in Central European pine stands: New research and development approaches in Germany. 4th International Wildland Fire Conference; 2007 May 13–17 Seville.
- HOLUB P. 2002: The expansion of *Calamagrostis epigejos* into alluvial meadows: comparison of aboveground biomass in relation to water regimes. *Ekológia (Bratislava)* 21: 27–37.
- HORVÁTH A. 2010: Validation of description of the xeromesophilous loess grassland association, *Euphorbia pannonicae - Brachypodium pinnati*. *Acta Botanica Hungarica* 52: 103–122.
- HUHTA A., PASI R., TUOMI J., LAINE K. 2001: Restorative mowing on an abandoned semi-natural meadow: short-term and predicted long-term effects. *Journal of Vegetation Science* 12: 677–686.
- JOHNSTONE I. M. 1986: Plant invasion windows: a time based classification of invasion potential. *Biological Review* 61: 369–394.
- JONES B., NACHTSHEIM C. J. 2009: Split-Plot Designs: What, Why, and How? *Journal of Quality Technology* 41:4.
- KAVANOVÁ M., GLOSER V. 2005: The use of internal nitrogen stores in the rhizomatous grass *Calamagrostis epigejos* during regrowth after defoliation. *Annals of Botany* 85: 457–463.
- KISS J., PENKSZA K., TÓTH F., KÁDÁR F. 1997: Evaluation of fields and field margins in nature production capacity with special regard to plant protection. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 63: 227–232.
- KLIMES L., KLIMESOVA J. 2002: The effects of mowing and fertilisation on carbohydrate reserves and regrowth of grasses: do they promote plant coexistence in species-rich meadows? *Evolutionary Ecology* 15: 363–382.

- KLIMESOVÁ J., LATZEL V., DE BELLO F., VAN GROENEDAELE J. M. 2008: Plant functional traits in studies of vegetation changes in response to grazing and mowing: towards a use of more specific traits. *Preslia* 80: 245–253.
- KRAMBERGER B., KALIGARIC M. 2008: Semi-natural grasslands: the effect of cutting frequency on long-term changes of floristic composition. *Polish Journal of Ecology* 56:33–43.
- LEHMANN C., REBELE F. 2002: Successful management of *Calamagrostis epigejos* (L.) ROTH on a sandy landfill site. *Journal of Applied Botany* 76: 77–81.
- LINDBORG R. 2006: Recreating grasslands in Swedish rural landscapes – effects of seed sowing and management history. *Biodiversity and Conservation* 15: 957–969.
- LUOTO M., REKOLAINEN S., AAKKULAM J., PYKALAM J. 2003: Loss of plant species richness and habitat connectivity in grasslands associated with agricultural change in Finland. *Ambio* 32: 447–452.
- MAROSI S., SOMOGYI S. (szerk.) 1991: Magyarország kistájainak katasztere, Budapest: MTA Földrajztudományi Kutatóintézet. pp. 379–388.
- MAROZAS V., RACINSKAS J., BARTKEVICIUS E. 2007: Dynamics of ground vegetation after surface fires in hemiboreal *Pinus sylvestris* L. forests. 4th International Wildland Fire Conference; 2007 May 13–17 Seville. p. 22.
- PENKSZA K. 1992: Adatok a kesztőlci Fehér-szirt és környékének flórájához. *Bot. Közlem.* 79: 47–52.
- PENKSZA K. 1995a: Flora of the Őr-hegy (Gerecse Mts, Hungary). *Stud. bot. hung.* 26: 37–48.
- PENKSZA K. 1995b: Flora of the Fehér-szirt and its surroundings near Kesztlőc, Hungary. *Stud. bot. hung.* 26: 49–63.
- PENKSZA K., BÖCKER R. 2000: Zur Verbreitung von *Poa humilis* Ehrh. ex Hoffm. in Ungarn. *Bot. Közlem.* 86-87: 89–93.
- POSCHLOD P., WALLIS DE VRIES M. F. 2002: The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands – lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation* 104: 361–376.
- PRACH K. 1987: Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, N.W.Bohemia, Czechoslovakia. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* 22: 339–354.
- PRACH K., PYŠEK P. 1994: Clonal plants – what is their role in succession? *Folia Geobotanica Phytotaxonomia* 29: 307–320.
- PRACH K., PYŠEK P. 2001: Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecol. Eng.* 17: 55–62.
- PRACH K., BARTHA S., JOYCE C. B., PYŠEK P., DIGGELEN R., WIEGLEB G. 2001: The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: A perspective. *Applied Vegetation Science* 4: 111–114.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Available from: <http://www.R-project.org>.
- REBELE F., LEHMANN C. 2001: Biological Flora of Central Europe: *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth. *Flora* 196: 325–344.
- REBELE F. 1996: *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth auf anthropogenen Standorten - ein Ueberblick. *Verhandlungen der Gesellschaft fuer Oekologie* 26: 753–763.
- REBELE F. 2000: Competition and coexistence of rhizomatous perennial plants along a nutrient gradient. *Plant Ecology* 147: 77–94.
- RUPRECHT E. 2005: Secondary succession in old-fields in the Transylvanian Lowland (Romania). *Preslia* 77: 145–157.
- RYSER P., LANGENAUER R., GIGON A. 1995: Species richness and vegetation structure in a limestone grassland after 15 years management with six biomass removal regimes. *Folia Geobotanica and Phytotaxonomia* 30: 157–167.
- SEDLÁKOVÁ I., FIALA K. 2001: Ecological degradation of alluvial meadows due to expanding *Calamagrostis epigejos*. *Ekológia (Bratislava)* 20 Suppl. 3: 226–333.
- SOMODI I., VIRÁGH K., ASZALÓS R. 2004: The effect of the abandonment of grazing on the mosaic of vegetation patches in a temperate grassland area in Hungary. *Ecological Complexity* 1: 177–189.
- SOMODI I., VIRÁGH K., PODANI J. 2008: The effect of the expansion of the clonal grass *Calamagrostis epigejos* on the species turnover of a semi-arid grassland. *Applied Vegetation Science* 11: 187–194.
- SOMODI I., VIRÁGH K., SZÉKELY B., ZIMMERMANN, N. E. 2010: Changes in predictor influence with time and with vegetation type identity in a post-abandonment situation. *Basic and Applied Ecology* 11: 225–233.
- SOÓ R. 1964: Magyarország flórájának és vegetációjának rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I. (Synopsis systematico-geobotanica florum vegetationisque Hungariae I). Budapest: Akadémiai Kiadó.
- STAMPELI A., ZEITER M. 1999: Plant species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. *Journal of Vegetation Science* 10: 1515–164.

- STRÁNSKÁ M. 2008: Successional dynamics of *Cynosurus* pasture after abandonment in Podkrkonoší. *Plant Soils and Environment* 50: 364–370.
- SZENTES SZ., KENÉZ Á., SALÁTA D., SZABÓ M., PENKSZA K. 2007: Comparative researches and evaluations on grassland management and nature conservation in natural grasslands of the Transdanubian mountain range. *Cereal Research Communications* 35: 1161–1164.
- SZENTES SZ., PENKSZA K. OROSZ SZ., DANNHAUSER C. 2011: Forage managed investigation on the Hungarian grey cattle pasture near Balaton Uplands. *AWETH* 7: 180–198.
- SZENTES SZ., TASI J., WICHMANN B., PENKSZA K. 2009: Botanikai és gyepgazdálkodási vizsgálatok 2008. évi eredményei a badacsonytördemici szürkemarha legelőn. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 7: 73–78.
- TEN HARKEL M. J., VAN DER MEULEN F. 1995: Impact of grazing and atmospheric nitrogen deposition on the vegetation of dry coastal dune grasslands. *Journal of Vegetation Science* 6: 445–452.
- TORMA I. (szerk.) 1991: Magyarország régészeti topográfiája 9. Pest megye régészeti topográfiája. A szobi és a váci járás (XIII/2) Budapest: Akadémiai Kiadó. pp. 127–132.
- VIRÁGH K., HORVÁTH A., BARTHA S., SOMODI I. 2008: A multiscale methodological approach novel in monitoring the effectiveness of grassland management. *Community Ecology* 9: 237–246.
- ZHUKOVSKAYA O., ULANOVA N. G. 2006: Influence of brushing frequency on birch population structure after felling. *Ecoscience* 13: 219–225.

REGULAR MOWING AS A NATURE CONSERVATION MANAGEMENT OF LOESS STEPPE:
CASE STUDY FOR CONTROL OF *CALAMAGROSTIS EPIGEIOS*

J. HÁZI¹, B. WICHMANN², A. TÓTH¹, S. BARTHA³

¹Szent István University, Institute of Environmental- and Landscape Management,
Department of Natural Conservation and Landscape Ecology
H-2103 Gödöllő, Páter Károly utca 1, Hungary

²Szent István University, Institute of Genetic and Biotechnology

³Institute of Ecology and Botany, Centre for Ecological Research, Hungarian Academy of Sciences,
H-2163 Vácrátót, Hungary
e-mail: hazijudit246@gmail.com

Keywords: abandoned vineyards, biodiversity, forest-steppe zone, secondary meadow steppe, spontaneous succession, restoration, long term management

Abstract: Regeneration of seminatural grasslands are often threatened by the invasion of *Calamagrostis epigeios*, which can slow down or arrest secondary succession. Here we report the results of a 9-year mowing experiment designed to suppress the spread of *C. epigeios* in mid-successional grasslands in Hungary. The experimental design consisted of 16 permanent plots of 3×3 m. Half of the plots were mowed twice a year (in June and September), the other half was left as control. Vegetation was sampled in 2×2 m quadrates before mowing in each year between 2001–2009. The effects of mowing were tested using repeated-measure ANOVA and Tukey HSD for post-hoc tests. Significant decrease of *C. epigeios* appeared after two years of mowing. Species richness increased after four years, while diversity after eight years. By this time the target native species *Brachypodium pinnatum* become dominant. Similar trends appeared in the control plots during spontaneous succession but at much slower rates. Our results suggest that *C. epigeios* disappears spontaneously in secondary grassland succession after ca. 40–50 years. However, mowing twice a year can speed up this process by opening a “colonization window” to the valuable target species. For successful control, mowing should be maintained for approximately eight years.