

Animal welfare, etológia és tartástechnológia



Animal welfare, ethology and housing systems

Volume 7

Issue 3

Gödöllő
2011

BOTANIKAI ÖSSZEHASONLÍTÓ VIZSGÁLAT A CSERÉPFALUI ÉS AZ ERDŐBÉNYEI FÁS LEGELŐN

Saláta Dénes, Wichmann Barna, Házi Judit, Falusi Eszter, Penksza Károly

Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar,
Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék

Salata.Denes@kti.szie.hu

Összefoglalás

Jelen munkában az Északi-középhegységben, a Bükkben található cserépfalui és a Tokaj–Zempléni-hegyvidékben lévő erdőbényei fás legelők gyepes vagy gyepekkel komplexeket alkotó legeltetett vegetációját vizsgáltuk. A cönológiai felvételeket 2011 júniusában *Braun-Blanquet* (1964) módszerét követve készítettük, 2×2 m-es kvadrátokat alkalmazva. A területeket fás-cserjés-gyepes „fás legelő” (W) és gyepes (G) zónákra különítettük el. Az egyes zónákon belül, tekintve a használat intenzitását elkülönítve vizsgáltuk az intenzíven legeltetett (A), a kevésbé intenzíven legeltetett (B) és a felhagyott (C) részeket.

A vizsgált területek zónáiban összesen 135 faj fordult elő. A fajok között 61 faj előfordulása független a zónától és a termőhelytől. Csak Cserépfalun 44, míg csak Erdőbényén 17 faj fordult elő. A csak a fásszárú komponenst is tartalmazó „B” zónában 9, a csak gyepben 4 faj volt.

A fás-cserjés-gyepes területek, függetlenül a vizsgálati helyszíntől, fajösszetételében, diverzitási értékeikben is hasonló képet mutattak. A legeltetett és ezen belül is a kíméletes kezelésű (B) területek fajkészlete magasabb, így a gazdálkodási hasznuk mellett a természetvédelmi értéküket is itt őrzik meg leginkább a területek.

Kulcsszavak: *fás legelő, legeltetés, diverzitás, természetvédelem*

Botanical comparison study on the wood pastures of Cserépfalu and Erdőbénye

Abstract

In this case we studied the grazed grassland and grassland complex vegetation of Cserépfalu's (Bükk Mountain Range) and Erdőbénye's (Tokaj-Zemplén Mountain Range) wood pastures in the North Hungarian Mountains. The coenological survey was made in the June of 2011 based on the method of *Braun-Blanquet* (1964) with 2×2 meters sampling quadrats. The areas were separated different zones as woody-scrub-grasslands 'wood pasture' (W) and grassland (G) zones. In the zones we separately studied the intensively grazed (A), less intensively grazed (B) and abandoned (C) parts.

135 species were found in the examined zones. The presence of 61 species is independent from zones or areas. 44 is the number of the species were found only at Cserépfalu and 17 were found only at Erdőbénye. 9 is the number of the species were found in only the zone of wood pastures (B) and 4 were found only in the open grasslands.

The woody-scrub-grassland complexes were similar from the side of species composition and diversity, but this similarity is not depending from the location of investigated areas. The species stock was higher in the case of grazed areas and mainly in the case of spare grazed zones, so the management benefits can better materialize in parallel with the keeping of conservational values in this situation.

Keywords: *wood pasture, grazing, diversity, nature conservation*

Bevezetés

A fás legelők, mint hosszabb idő alatt, emberi hatásra kialakult erdős, ligetes legelők Európa szerte, így a Pannon biogeográfiai tájban is évszázadokon át meghatározó gazdálkodási típusok voltak (*Bartha* 2003, *Szabó* 2005, *Varga* 2008), így fontos elemei a tájnak (*Gillet* 2008, *Garbarino és mtsai*, 2011). Az állattartó lakosság a gazdasági haszonállatok számára az optimális habitust, az extenzív tartás során mesterségesen, de a természettel összhangban alakította ki (*Joffre és mtsai*, 1999), amely habitus nagy hasonlóságot mutat mind az északi, mind a déli féltekén (*Rackham* 1996, *Manning és mtsai*, 2006). Gazdálkodási, illetve mezőgazdasági szempontból ezek a területhasználatok összefoglalóan az „agroforestry” rendszerekbe tartoznak, amelyek a legarchaikusabb mezőgazdasági területhasználatok világszerte és amelyeket élénk kutatás övez az elmúlt néhány évtizedben (*Joffre és mtsai*, 1988, *Rackham* 1996, *Vera* 2000, *Holl és Smith* 2002, *Schnabel és Ferreira* 2004, *Eichhorn és*

mtsai, 2006, Rois-Díaz és mtsai, 2006, Marañón és mtsai, 2009, Bergmeier és mtsai, 2010.). A fás legelők, mint „silvopastoral” komplexek kapnak helyet az osztályozásban (Szedlák és Szodfridt 1992, Nair 1993), hiszen egy időben tartalmaznak legeltetéssel hasznosított gyeptelepet és fás elemeket is.

A fás legelők, mint hosszú idő alatt kialakított féltermészetes élőhely-komplexek

A fás legelők, mint legelő-erdő komplexek nem egyszerű ökotonok vagy átmenetek zárt erdők és nyílt gyepek között. Ezek a rendszerek jól szervezettek, mindazonáltal érzékenyek is, hiszen az intenzifikáció legalább olyan káros lehet az egyensúlyukra, mint a túlzott extenzifikáció (Papanastasis 2004, Vandenberghe és mtsai, 2007, Gillet 2008, Bergmeier és mtsai, 2010, Holl és Smith 2002, 2007), főként gyengébb környezeti körülmények között. Ezeknek az élőhely-komplexeknek az irányítása igazán összetett kérdés, főként, hogy emberi kéz által, hosszú idő alatt kialakult/kialakított élőhelyek (Joffre és mtsai, 1999) a fenntartásuk pedig része a hagyományos ökológiai tudásnak (Gillet 2008, Varga és mtsai, 2011).

Jelen helyzetük, a kapcsolódó területhasználatokkal együtt, számos európai országban kérdésessé vált (Kumm 2004, Eichhorn és mtsai, 2006., Holl és Smith 2007, McAdam és mtsai, 2009, Bergmeier és mtsai, 2010, Garbarino és mtsai, 2011, Bölöni és mtsai, 2008), Magyarországon a 8 legveszélyeztetettebb fás, fél-természetes élőhely között szerepelnek (Molnár és mtsai, 2008) és mindössze 5500 hektárnyi területen maradtak fenn (Bölöni és mtsai, 2008). Fenntartásuk csak emberi használattal oldható meg, főként azokon a területeken, ahol az erdő a klimax társulás (Vandenberghe és mtsai, 2007). Ezeken a területeken a kialakított ligetes vagy szoliter fás berendezésű fás legelőn, mint fél-természetes élőhelyen a legeltetés felhagyásával a fás fajok újra teret hódítanak, hiszen a szukcessziós nyomás az erdő irányába mutat. A magyarországi tapasztalatok alapján (Selyem 1994, Mester 2003, 2005, Börcsök 2004, Dénes 2006, Nótári 2006, Kenéz és mtsai, 2007, Saláta és mtsai, 2007, Szabó és mtsai, 2007, Varga 2008, Varga és Bölöni 2009) a felhagyás után (amely a gazdálkodás megváltozásának hatására túlnyomórészt az 1950-1980-as évekre tehető Magyarországon) jelentős dinamikájú cserjésedés kezdődik meg, amely 20-30 év alatt áthatolhatatlan cserjeréteget hoz létre, majd ezt követi előbb a pionír, majd később a K-stratégista fajok megjelenése.

Az élőhely szerkezetének oldaláról megközelítve a fás legelők a „szórt fás ökoszisztémák” (scattered tree ecosystems) csoportjába tartoznak, amelyen belül a kulturális rendszerek közé sorolhatóak (Manning és mtsai, 2006). A fás szárú komponenseknek (Cipriotti és Aguiar 2005, Marañón és mtsai, 2009) és főként a szórt állású, idős fáknak számos jelentős funkciójuk van a helyi szinttől egészen a táji szintig, amely funkciók stabilizálják magát az ökoszisztémát (Manning és mtsai, 2006). A stabilitás jelentősége egyre nagyobb hangsúlyt kap, hiszen a stabilitás jelenti a jobb alkalmazkodás lehetőségét a helyi, táji vagy akár globális mértékű változásokhoz. Egyik legfontosabb

értéke ezeknek az élőhelyeknek a diverzitásuk (Márkus 1993, Haraszthy és mtsai, 1997, Joffre és mtsai, 1999, McAdam és mtsai, 1999, Marañón és mtsai, 2009), ennek ellenére nincsenek sem európai, sem országos szinten olyan indikátorok megállapítva vagy kijelölve, amelyek alapján mérhető lenne ezen területek értéke, illetve értékessége (Rois-Díaz és mtsai, 2006).

A legelés, legeltetés hatása

Mindkét esetben csak is kezelés mellett őrizhető meg a vegetáció, akár több évszázados gazdálkodás hatására kialakult képe, amely több szempontból is értékes, főleg egy erdők vagy intenzív mezőgazdasági területek által dominált tájban. Európában a megfelelő kezelési mód az extenzív legeltetés, amelyet jól átgondolt terhelés mellett lehet csak alkalmazni (Enyedi és mtsai, 2008, Catorci és mtsai, 2006, 2007a, 2007b, 2009, 2011a, 2011b, Stampfli és Zeiter 1999, Ilmarinen 2009, Willems 1983, Török és mtsai, 2009, 2010, Tóth és mtsai, 2003, Bakker és mtsai, 1996, Noble és Gitay 1996, Roberts 1996, Campbell és mtsai, 1999, Kleyer 1999, Pausas 1999).

Mivel a fás legelők érzékeny rendszerek, a fás vegetáció fenntartásában a túllegeltetés okozhat jelentős gondot (Nótári 2006, Holl és Smith 2002), amely az európai gyepterületeken és a fás legelők gyepek komponensében is problémaként jelentkezhet. A túllegeltetéshez hasonlóan a legeltetés hiányának szintén negatív hatásai vannak a kontinentális éghajlaton kialakult/kialakított legelőkre (Vandenberghe és mtsai, 2007), például előidézi a gyom- és cserjefajok térbeli elterjedését (Jávor és mtsai, 1999). Longhi és mtsai, (1999) által végzett kísérlet során a fajszám magasabb volt a legelés elől kerítéssel elzárt területeken, mint a domborzatilag védett helyen található területeken. Ezen felül a fajszám korrelált a növényi magassággal, ami a legelési/legeltetési intenzitás jelzőjeként használatos. Mindazonáltal Paulsamy és mtsai, (1987) eredményei azt igazolják, hogy mind az elkerített, mind a legeltetett területek fajszáma azonos volt, de fajösszetételük eltért. Az intenzív-, és főleg a túllegeltetés, a viszonylag alacsony számú ízletes növényfaj csökkenését/pusztulását eredményezi és kedvez a bizonyítottan kevésbé ízletes/nem ízletes növényfajok elterjedésének. Fuls (1992) szerint a hosszú távú folt-túllegeltetés a vegetáció jelentős leromlásához/szegényedéséhez és ezzel együtt a növényi borítottság akár 90%-os csökkenéséhez vezet. Kísérletükben az erősen degradálódott foltokban a növényi borítottság helyenként 1% alá csökkent és alacsony szukcessziós szintű, valamint pionír pászitfüvek jellemezték a növényi összetételt. Anderson és Radford (1994) 8 éven keresztül monitorozta a pásztoroló legeltetés hatékonyságát. Az egységnyi területre jutó állatlétszám csökkent, az átlagos növényborítottság ezzel párhuzamosan 49%-ról 91,7%-ra emelkedett. A növénytársulások az évjárat hatásokhoz hasonlóan érzékenyen válaszolnak a specifikus legeltetési nyomásra is (Aiken 1990). A növényevők képesek pozitívan befolyásolni a gyepek diverzitását (Peco és mtsai, 2006), azonban egyes tanulmányok az ellentétes folyamatok meglétét bizonyítják (Olff és Ritchie 1998). A növényevők általi legelés bizonyítottan megváltoztatja a gyepek társulásainak elsődleges produkcióját

(Noy-Meir és mtsai, 1989), térbeli heterogenitását (Adler és Lauenroth 2000; Peco és mtsai, 2006), a növényzet struktúráját (Sala 1988), fajösszetételét (Kahmen és mtsai, 2002) és fajdiverzitását (Virágh és Bartha 1996; Pykälä és mtsai, 2005, Fuhlendorf és Smeins 1999, Cipriotti és Aguiar 2005, Catorci és mtsai, 2011a, 2011b). A legeltetés módját mutatja a vegetáció, mint indikátor, valamint a legeltetési típus hatása megjelenik a gyep hozamában is (Naveh és Whittaker 1979; Milchunas és mtsai, 1988). A legelés által előidézett változások függnék a legeltetett vegetáció típusától, így például a „zavarásra” a különböző növényfajok eltérő reakciót adhatnak (Lavorel és mtsai, 1998, Mitlacher és mtsai, 2002). A hosszabb időn keresztül legeltetéshez adaptálódott legelők felhagyása jelentős hatással van a vegetációra (Mitlacher és mtsai, 2002, Catorci és mtsai, 2011a, 2011b), sok esetben maga a felhagyás a zavarás egyik formájaként értelmezendő (Sala és mtsai, 1996). A legeltetés hatását vizsgáló tanulmányok áttekintéséből jól kitűnik, hogy a legeltetés, mint gazdálkodási forma, nagy jelentőséggel bír a gyepfajok diverzitásának fenntartásában és a táji szintű folyamatokban (Luoto és mtsai, 2003, Enyedi és mtsai, 2008), amely témában nem elhanyagolható a legelőtisztítás szerepe sem (Pykälä és mtsai, 2005).

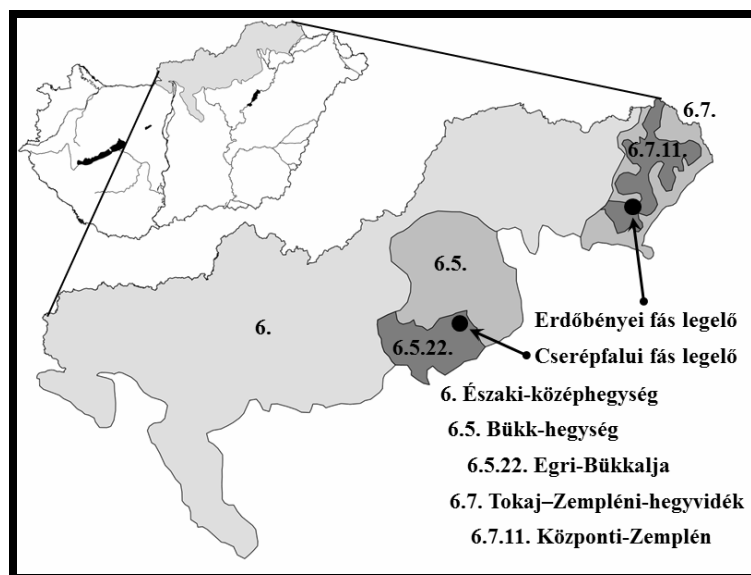
Anyag és módszer

A mintavételi területek

A cserépfalui fás legelő az Északi-középhegység nagytáj (1. ábra: 6.), Bükk-hegység középtáj (1. ábra: 6.5.) Egri-Bükkalja (1. ábra: 6.5.22.) kistáj É-K-i határán helyezkedik el (1. ábra), mintegy 174 hektáron. Földrajzilag két elkülönülő területből áll: az északi rész (Cinegés és Hideg-kút laposa) tszf. magassága 327 és 251 m között, a déli terület (Cserépi-legelő) 358 és 308 m között változik. Mindkét területrészt déli kitettségű, a kettőt egy északi kitettségű meredek lejtő választja el. A terület keleti határán volt kapcsolat az északi és a déli legelőrész között, napjainkra beerdősítésre került *Robinia pseudoacacia*-val, amely köztudottan a Kárpát-medencében tájidegen fajnak minősül. A kistáj éghajlata mérsékelt meleg-mérsékelt száraz. Az évi középhőmérséklet 8 és 10 °C közötti, a napsütéses órák száma valamivel meghaladja az 1850 órát. Az éves csapadék mintegy 600 mm, az ariditási index 1,15. A talajképző alapkőzet riolittufa, amelyen barnaföldek alakultak ki. Az északi terület vízben nem mondható gazdagnak, egy állandó és egy időszakos vízfolyás található a területen, néhány apró időszakosan vízállásos folttal, a déli terület vizekben kifejezetten szegény (Dövényi 2010). Természetvédelmi szempontból a terület érinti a Bükki Nemzeti Park védett természeti területét, a Hór-völgy és Déli-Bükk elnevezésű kiemelt jelentőségű természetmegőrzési-, és a Bükk hegység és peremterületei elnevezésű különleges madárvédelmi Natura 2000 területet. Területhasználat szempontjából a terület felhagyása óta (feltételezhetően 1980-as évek) jelentős cserjésedés és visszaerdősülés indult meg a területen. Mintegy 5 éve folytatnak újra legeltetést a

területen 60-70 magyar szürkemaráhával átlagosan április-májustól október-novemberig, az időjárás függvényében. A legeltetés kezdetét megelőző két évben gépi és kézi bozótirtást, szárazúzóaszt végeztek a még legeltethető területeken, illetve kaszálással történt a gyepek kezelése.

Az erdőbényei fás legelő az Északi-képhegység nagytáj (1. ábra: 6.), Tokaj–Zempléni-hegyvidék (1. ábra: 6.7.) Központi-Zemplén (1. ábra: 6.7.11.) kistáj D-i határán fekszik (1. ábra). Természetvédelmi terület, amelynek az összterülete 214,6 hektár. A terület keleti kitérűsége, a tszf. magasság 280 és 200 m között változik. A terület éghajlata mérsékelt száraz. A napsütéses órák száma 1800 óra körüli. Az évi középhőmérséklet 9,0-10,0 °C. Az éves csapadék 600 mm, az ariditási index 1,15. A talajképző alapkőzet a kistáj déli részén jellemzően andezit, andezittufa illetve riolit, amelyeken agyagbemosódásos barna erdőtalajok alakultak ki. Vízrajzát tekintve a területet K-ről az Aranyos-patak, D-DK-ről a Mélyvíz-patak, K-ről annak egy mellékága határolják (Dövényi 2010). Természetvédelmi szempontból a vizsgált terület része az Erdőbényei Fás Legelő Természetvédelmi Területnek, valamint érinti a Zempléni-hegység a Szerencsi-dombsággal és a Hernád-völgygel elnevezésű különleges madárvédelmi Natura 2000 területet. Történetét tekintve elmondható, hogy a terület használatában nem volt jelentősebb felhagyás. A XX. század második felében hozzávetőlegesen 1000 juh legelte a területet, amely szám az 1980-as évek végére 200-300-ra esett vissza. A jelenleg törzsállomány mintegy 400 merinó juhból áll. A védetté nyilvánítás óta a területen folyamatosak a legelő karbantartási munkák: évenkénti őszi tisztítókaszálás, szárazúzóaszt.



1. ábra: A vizsgált területek elhelyezkedése

Figure 1: Location of examined areas

Mindkét mintaterületet az első katonai felmérés (Arcanum 2006, 1783-1784) alapján erdő borította, azonban valószínű, hogy ekkor már legeltették, így a vegetáció akkori képét sem klasszikus

erdei vegetációként kell elképzelni, hanem jóval nyíltabb, magastörzsű, ritka erdőként, ahogyan az *Holl és Smith* (2007) és *Geiger és mtsai*, (2011) munkáiban is szerepel. A történeti térképek (Második Katonai Felmérés (1858) (*Timár és mtsai*, 2006), Harmadik Katonai Felmérés (1883-1884) (*Biszak és mtsai*, 2007), Topográfiai térképek a Második Világháború időszakából (1940-es évek) (*Timár és mtsai*, 2008)) és a magyarországi legelőerdők és fás legelők legeltetéstörténete (*Saláta és mtsai*, 2009, *Varga és Bölöni* 2009) alapján a területek legeltetési használata az elmúlt 150 évben többé-kevésbé folyamatos lehetett, kivéve a cserépfalui terület relatíve rövidebb idejű felhagyását.

Adatgyűjtés

Mivel a területek összefüggő cserjés és erdősült foltokat is tartalmaznak, ezért kutatásaink a gyepeket is magukba foglaló, legeltetett részekre vonatkoznak. A cönológiai felvételeket 2011. júniusában készítettük. A felvételezéshez *Braun-Blanquet* (1964) módszerét követtük és 2×2 m-es kvadrátokat alkalmaztunk; melynek során a borítási értéket minden fajhoz százalékban kifejezve adtuk meg. A fajnevek *Simon* (2000) nomenklatúráját követik. Minden elkülönített zóna, különböző intenzitású használat alatt álló területein 10-10 kvadrátot vettünk fel.

A cserépfalui mintaterületen mind a fás-cserjés-gyepes („fás legelő”), mind a gyepes részeket, intenzíven és kevésbé intenzíven legeltetett és a legeltetés alól felhagyott zónákba soroltuk. Ugyanazon létszám mellett az állatok tartózkodásának az ideje eltérő, az intenzíven, erős legeltetési nyomásnak kitett legeltetett területeken (A jelű) legalább kétszer annyi időt töltenek, mint a kis legeltetési nyomásnak kitett zónákban. A cserépfalui teljes sorozathoz hasonlítottuk az erdőbényei mintaterületeket, ahol a cserjés mozaikos területen intenzíven és gyengébb legeltetési nyomásnak kitett zónák vannak, a felhagyott rész hiányzik.

A két mintaterületen a megadott jelű területeken a következő társulásokat vizsgáltuk:

Cserépfalu (C):

Szoliter fákat, cserje-erdő foltokat, facsoportokat is tartalmazó fás legelő (W):

CWA: intenzíven legeltetett (A), erős legeltetési nyomásnak kitett *Agrostio-Festucetum rubrae* és cserjefoltok mozaikja

CWB: gyenge legeltetési nyomásnak kitett (B) *Agrostio-Festucetum rubrae* és cserjefoltok mozaikja

CWC: felhagyott (C) legelő *Agrostio-Festucetum rubrae* és cserjefoltok mozaikja

Irtásréten kialakított gyep (G):

CGA1: intenzíven legeltetett (A) zárt *Agrostio-Festucetum rubrae* (1) és nyílt *Potentillo-Festucetum psedovinae* társulás foltokkal

CGB: gyenge legeltetési nyomásnak (B) kitett zárt gyepi társulás: *Agrostio-Festucetum rubrae* helyenként *Caricetum* fűcserékkel

CGC: felhagyott legelő (C) *Agrostio-Festucetum rubrae* és *Potentillo-Festucetum pseudovinae* társulásokkal

Erdőbénye (E):

Szoliter fákat, cserje-erdő foltokat, facsoportokat is tartalmazó legelő (W):

EWA: intenzíven legeltetett (A) *Agrostio-Festucetum rubrae* és *Nardetum strictae* társulás, illetve társulások és cserjefoltok mozaikja

EWB: Gyenge legeltetési nyomásnak kitett (B) *Agrostio-Festucetum rubrae* és *Nardetum strictae* társulás, és cserjefoltok mozaikja

EGA1: intenzíven legeltetett (A) zárt, *Agrostio-Festucetum rubrae* (1) zárt gyepi társulás

EGA2: intenzíven legeltetett (A) *Nardetum strictae* (2) zárt gyepi társulás

Az adatok feldolgozása

A cönológiai adatok feldolgozásakor a fajszámok megadása és a diverzitás kiszámítása alkalmával a teljes cönológiai adatbázist használtuk. A fajok természetvédelemi besorolásakor Borhidi (1995) szociális magatartási típusait vettük alapul, így a természetes és degradált területek fajait különítettük el.

A statisztikai elemzések során normális eloszlású modelleket állítottunk fel. Kiszámoltuk az egyes területekre jellemző átlagos összborítást, átlagos fajszám és Shannon-diverzitás értékét (Pielou 1975). Az egyes felvételek Shannon-diverzitásának kiszámolása után az egyes területek átlagát vettük és ezeket hasonlítottuk össze a növekvő zavarás mellett mindkét területen. Az átlagos diverzitásértékek kiszámolásán túl többletinformációt jelent az egyes típusok diverzitás-profiljának megrajzolása. Ezt a Rényi-diverzitással tettük meg (Tóthmérész 1995, Kiss és mtsai, 2011).

Az adatokat további grafikus megjelenítése érdekében kétutas klaszteranalízist (heatmap) is készítettünk a cönológiai felvételek felhasználásával. Ebben az esetben Euklideszi távolság függvény alapján hierarchikus klaszter analízist végzünk, mert a cönológiai adatfeldolgozásakor általánosan alkalmazott. A heatmap egy téglalap alakú tömbön, színskála szerint jeleníti meg adatainkat, az adat mátrixot két dendrogram szegélyezi. Az Y-tengelyen lévő dendrogram a fajok között lévő kapcsolatokat, míg az X-tengelyen lévő dendrogram a mintaterületek, illetve az adatgyűjtés ideje alapján meglévő kapcsolatokat jeleníti meg. Az ábrázoláskor az értékek egy kétdimenziós térképen színekkel vannak megjelenítve (Kiss és mtsai, 2011).

Eredmények

A vizsgált területek zónáiban összesen 135 fajt jegyeztünk fel (1. táblázat). A fajok között 61 faj függetlenül a zónától és termőhelytől fordult elő. Nagyobb arányban voltak a csak Cserépfalun megtalálható fajok: 44. Az erdőbényei fás legelő vizsgált 2 vegetáció típusában csak itt előforduló fajok szám 17 volt. Ezen kívül különválasztottunk olyan fajokat is, amelyek mindkét vizsgálati térszínen jelen volt, de csak az erdős „B” zónában, itt 9 fajt jegyeztünk fel. A csak a gyepben előforduló, de mindkét helyen megtalálható fajok száma csak 4 volt. A közös fajok nagy része természetes zavarástűrő (Simon 2000, Borhidi 1995) vagy gyom. A gyomok között is a szúrós fajok a legeltetési nyomásnak megfelelően megtalálhatók, így pl. az *Eryngium campestre*, az *Ononis spinosa* vagy a *Carduus acanthoides*.

A csak Cserépfalun vagy Erdőbényén előforduló fajok között is számos gyom (*Conyza canadensis*, *Setaria viridis*) is előfordul, de a speciális élőhelyek fajtái is gyakoriak.

1. táblázat: A két mintaterület fás legelő (W) és gyep (G) felvételeinek %-os borítási átlagértékei (a kódokat ld. az anyag és módszerben)

	CWA	CWB	CWC	CGA1	CGB	CGC	EWA	EWB	EGA1	EGA2
Mindenhol gyakori										
<i>Achillea collina</i>	2,50	1,10	2,50	3,20	4,00	0,70	3,80	1,30	3,10	3,70
<i>Agrimonia eupatoria</i>	2,80	4,40	2,80	-	2,60	1,20	1,40	0,20	0,30	-
<i>Elymus repens</i>	2,20	2,30	2,20	0,40	2,00	3,80	2,20	0,30	-	-
<i>Agrostis tenuis</i>	7,80	23,10	7,80	4,50	22,80	10,40	9,10	21,00	32,10	2,50
<i>Alopecurus pratensis</i>	2,90	5,10	2,90	-	9,00	0,20	0,40	-	-	0,60
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0,40	-	0,40	-	0,20	0,30	0,80	4,20	2,10	1,30
<i>Arrhenatherum elatius</i>	0,50	0,50	-	0,30	0,30	-	-	-	3,26	-
<i>Asperula cynanchica</i>	0,70	-	0,70	1,70	-	0,20	0,30	-	0,20	0,10
<i>Botriochloa ischaemum</i>	0,70	-	0,70	6,90	-	18,50	1,10	-	-	3,10
<i>Bromus mollis</i>	-	0,30	-	0,60	0,50	1,10	-	-	-	0,30
<i>Carduus acanthoides</i>	0,40	-	0,40	-	2,50	-	0,20	-	-	0,40
<i>Carex hirta</i>	-	-	-	-	1,20	-	0,30	-	1,00	-
<i>Centaurea pannonica</i>	-	-	-	-	0,70	0,50	-	0,20	0,50	-
<i>Centaureum erythraea</i>	0,10	-	0,10	-	-	-	0,10	1,00	1,10	0,10
<i>Cerastium fontanum</i>	-	-	-	-	0,40	-	-	0,20	-	-
<i>Cichorium intybus</i>	3,00	1,30	3,00	-	0,80	-	0,50	-	-	0,40
<i>Cirsium vulgare</i>	-	0,10	-	-	-	-	-	0,40	-	-
<i>Clinopodium vulgare</i>	0,40	0,50	0,40	-	1,60	0,50	0,40	0,50	-	-
<i>Convolvulus arvensis</i>	2,20	1,60	2,20	0,40	2,40	1,20	1,30	-	-	-
<i>Crataegus monogyna</i>	1,50	0,80	1,50	0,20	-	0,30	1,90	4,10	0,10	0,10
<i>Daucus carota</i>	2,20	-	2,20	0,20	1,60	0,60	2,00	0,50	-	-
<i>Echium vulgare</i>	0,80	-	0,80	5,00	0,70	0,50	0,80	-	-	-



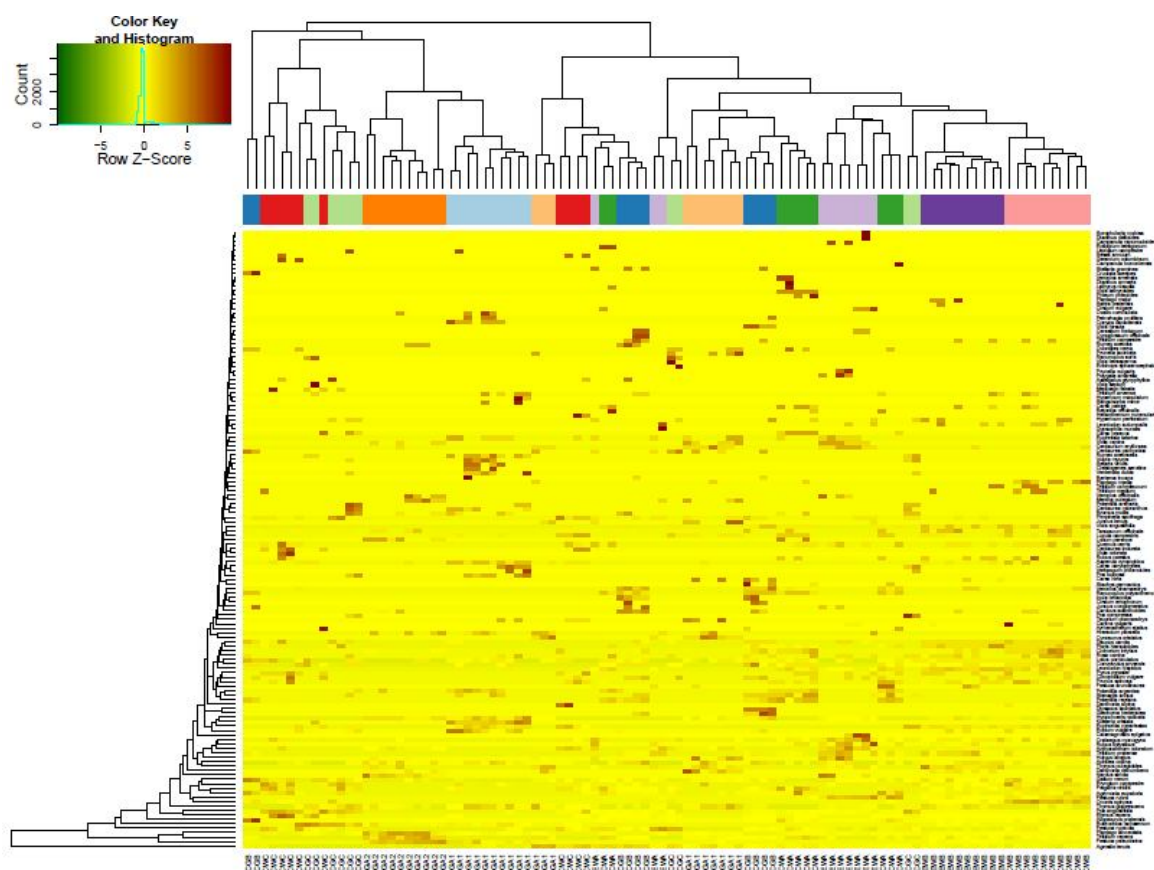
<i>Eryngium campestre</i>	5,20	-	5,20	1,40	0,30	4,20	1,70	0,20	0,80	-
<i>Euphorbia cyparissias</i>	2,40	-	2,40	2,70	-	1,40	2,40	-	-	-
<i>Euphrasia tatarica</i>	-	0,10	-	0,80	-	-	-	0,80	0,50	-
<i>Festuca arundinacea</i>	0,80	1,60	0,80	-	-	-	0,80	0,30	0,20	-
<i>Festuca pseudovina</i>	-	-	-	11,90	-	-	2,00	-	0,30	26,00
<i>Festuca rubra</i>	4,80	3,30	4,80	-	-	-	2,50	7,00	-	-
<i>Festuca rupicola</i>	8,40	11,80	8,40	0,90	5,60	12,70	0,40	12,10	-	-
<i>Fragaria viridis</i>	2,40	5,70	2,40	0,50	1,70	2,30	1,70	0,60	-	-
<i>Galium verum</i>	3,80	0,80	3,80	0,10	5,40	2,60	3,20	1,40	2,20	0,30
<i>Hieracium pilosella</i>	-	-	-	1,40	-	-	-	0,90	2,40	2,00
<i>Hypericum perforatum</i>	0,40	0,10	0,40	-	0,20	0,50	0,40	0,20	-	-
<i>Hypochoeris radicata</i>	1,20	-	1,20	3,40	1,10	-	1,50	0,90	1,00	2,70
<i>Juncus conglomeratus</i>	-	-	-	-	1,40	-	-	0,40	-	-
<i>Leontodon autumnalis</i>	0,30	-	0,30	-	-	-	0,40	0,50	-	-
<i>Leontodon hispidus</i>	3,20	3,10	3,20	-	-	-	4,10	0,80	-	-
<i>Lotus corniculatus</i>	1,90	1,60	1,90	1,10	1,90	1,10	1,90	0,30	1,10	0,40
<i>Luzula campestris</i>	0,90	1,20	0,90	0,20	-	0,30	0,40	-	0,50	-
<i>Odontites verna</i>	-	0,40	-	-	0,20	0,20	-	-	0,20	-
<i>Ononis spinosa</i>	10,40	0,20	10,40	-	1,20	1,20	2,10	-	-	-
<i>Picris hieracioides</i>	2,10	0,80	2,10	-	0,50	0,50	2,70	-	-	-
<i>Pimpinella saxifraga</i>	-	-	-	-	0,60	0,90	0,20	0,60	0,30	-
<i>Plantago lanceolata</i>	2,10	2,20	2,10	5,70	-	2,10	3,50	1,70	4,20	22,00
<i>Plantago media</i>	1,30	0,10	1,30	-	-	-	-	-	0,20	-
<i>Poa angustifolia</i>	2,00	2,30	2,00	0,20	2,40	10,80	2,00	2,50	-	-
<i>Potentilla argentea</i>	-	2,30	-	1,90	0,40	0,40	-	0,20	-	0,60
<i>Rosa canina</i>	2,00	0,80	2,00	0,60	0,60	0,90	1,20	0,60	-	-
<i>Prunella laciniata</i>	-	-	-	-	-	0,10	-	-	0,50	-
<i>Prunus spinosa</i>	1,40	1,70	1,40	-	0,20	-	1,20	-	-	-
<i>Stellaria graminea</i>	-	-	-	-	0,30	-	-	0,10	-	-
<i>Stenactis annua</i>	-	1,70	-	0,70	1,20	0,30	-	0,10	-	-
<i>Taraxacum officinale</i>	0,90	0,40	0,90	-	0,20	-	0,90	-	-	0,50
<i>Thymus glabrescens</i>	0,80	0,20	0,80	8,00	0,90	5,50	7,50	3,10	8,80	3,00
<i>Thymus pulegioides</i>	0,20	-	0,20	-	-	-	6,50	3,70	5,90	2,60
<i>Trifolium arvense</i>	0,30	0,10	0,30	0,70	0,20	0,10	0,30	-	-	-
<i>Trifolium campestre</i>	0,20	-	0,20	-	0,50	-	0,20	-	-	-
<i>Trifolium pratense</i>	3,70	1,30	3,70	-	1,80	-	3,70	4,70	-	-
<i>Trifolium repens</i>	4,30	6,70	4,30	-	3,40	-	4,40	0,20	4,50	12,90
<i>Veronica chamaedrys</i>	0,40	0,60	0,40	-	2,30	-	0,40	-	-	-
<i>Vicia angustifolia</i>	1,40	0,70	1,40	-	0,70	0,40	1,40	-	-	-
Csak a cserépfalui területen előforduló fajok										
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	-	-	-	-	0,20	0,30	-	-	-	-
<i>Berteroia incana</i>	-	-	-	0,60	0,20	-	-	-	-	-
<i>Betonica officinalis</i>	-	0,70	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Campanula bononiensis</i>	-	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex caryophylla</i>	-	-	-	0,90	-	0,30	-	-	-	-

[illegible]

<i>Gypsophila muralis</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,30	-	-
<i>Holcus lanatus</i>	-	-	-	-	-	-	-	4,10	4,20	0,50
<i>Juncus tenuis</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,20	1,70	-
<i>Mentha pulegium</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,10	0,50	0,90
<i>Nardus stricta</i>	-	-	-	-	-	-	0,40	4,30	-	7,30
<i>Plantago major</i>	-	-	-	-	-	-	0,40	-	-	-
<i>Poa humilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,20	-	-
<i>Polygala amarella</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,40	-	-
<i>Prunella vulgaris</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,50	-	-
<i>Scrophularia nodosa</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,10	-	-
<i>Veronica officinalis</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,70	-	1,00
<i>Viola canina</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,90	0,70	0,40
Csak erdős területen előforduló fajok										
<i>Carex pairae</i>	0,30	1,00	0,30	-	-	-	0,30	-	-	-
<i>Carlina vulgaris</i>	1,90	-	1,90	-	-	-	0,20	0,20	-	-
<i>Pyrus pyrae</i>	1,00	0,90	1,00	-	-	-	1,20	0,50	-	-
<i>Quercus cerris</i>	0,80	0,70	0,80	-	-	-	0,40	0,60	-	-
<i>Rubus caesius</i>	0,90	0,60	0,90	-	-	-	0,80	-	-	-
<i>Rubus sylvaticus</i>	0,40	0,60	0,40	-	-	-	0,60	3,00	-	-
<i>Salvia pratensis</i>	0,20	-	0,20	-	-	-	0,10	-	-	-
<i>Trifolium medium</i>	0,80	-	0,80	-	-	-	0,30	-	-	-
<i>Trifolium ochroleucum</i>	0,60	-	0,60	-	-	-	0,60	-	-	-
Csak gyeppen előforduló fajok										
<i>Lolium perenne</i>	-	0,80	-	-	-	-	-	-	-	1,50
<i>Oxalis corniculata</i>	-	-	-	0,40	-	-	-	-	-	0,10
<i>Rumex acetosa</i>	-	-	-	-	0,40	-	-	-	-	0,30
<i>Teucrium chamaedrys</i>	-	-	-	0,80	-	-	-	-	1,90	-

Table 1: Distribution of coenological recording species at Cserépfalu and at Erdőbénye

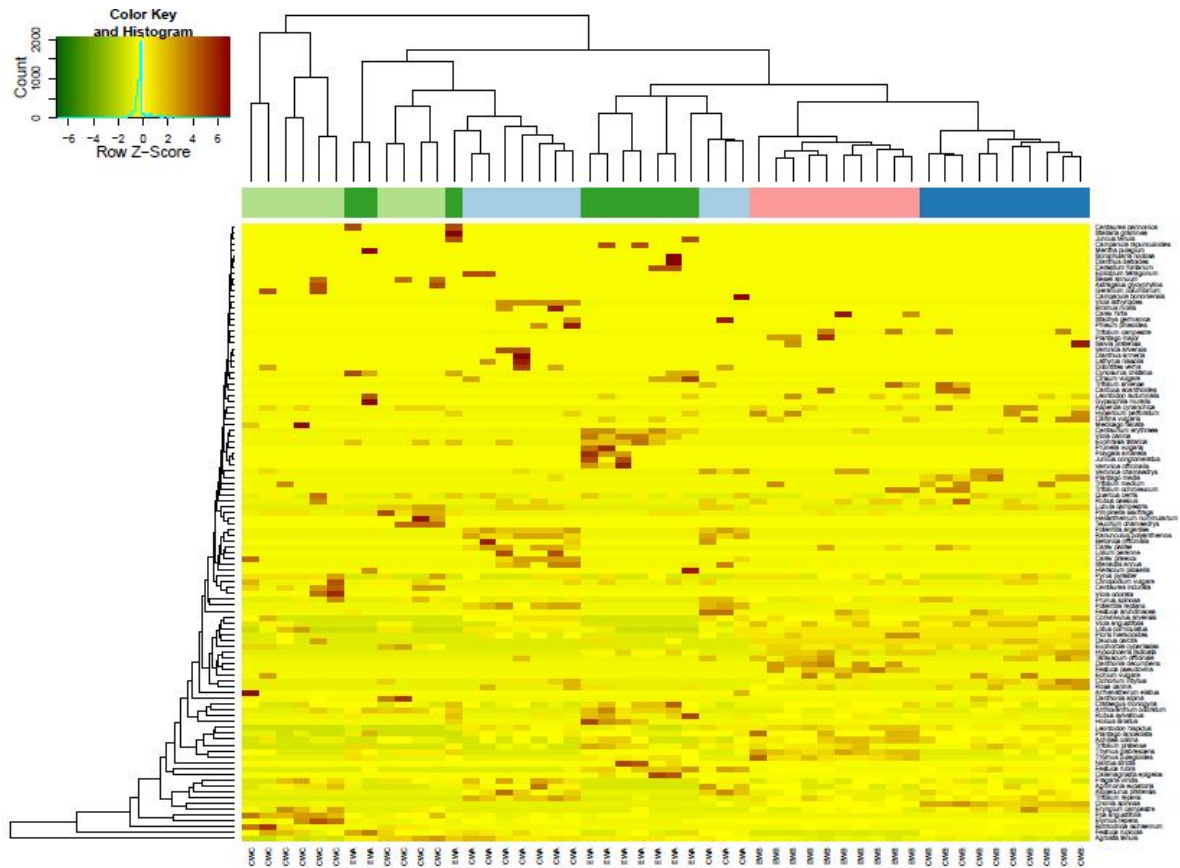
Mind a két mintaterület fás legelő és gyepi felvételeit mutatja a 2. ábra. A csoportból a cserjés-gyepes, szűkebb értelemben vett „fás legelő” (W) felvételek, függetlenül, hogy Cserépfalun vagy Erdőbényén készültek jól elkülönülnek. Ezen túl a gyeppen (G terület zónáiban) készült cönológia felvételek nem alkotnak egységes csoportot. Első sorban a cserépfalui cserjés kvadrátok a gyepi felvételek közé ékelődnek. A cserépfalui nem legeltetett cserjés felvételek (CWC) az erdőbényei, leg fajszegényebb, túllegeltetett gyepes (EGA2) kvadrát adataihoz kerültek közel.



2. ábra: A cserépfalui és erdőbényei, összes cönológia felvétel kétutas klaszteranalízis eredménye

Figure 2: Two-way clustering results of coenological recording in the case of Cserépfalu and Erdőbénye

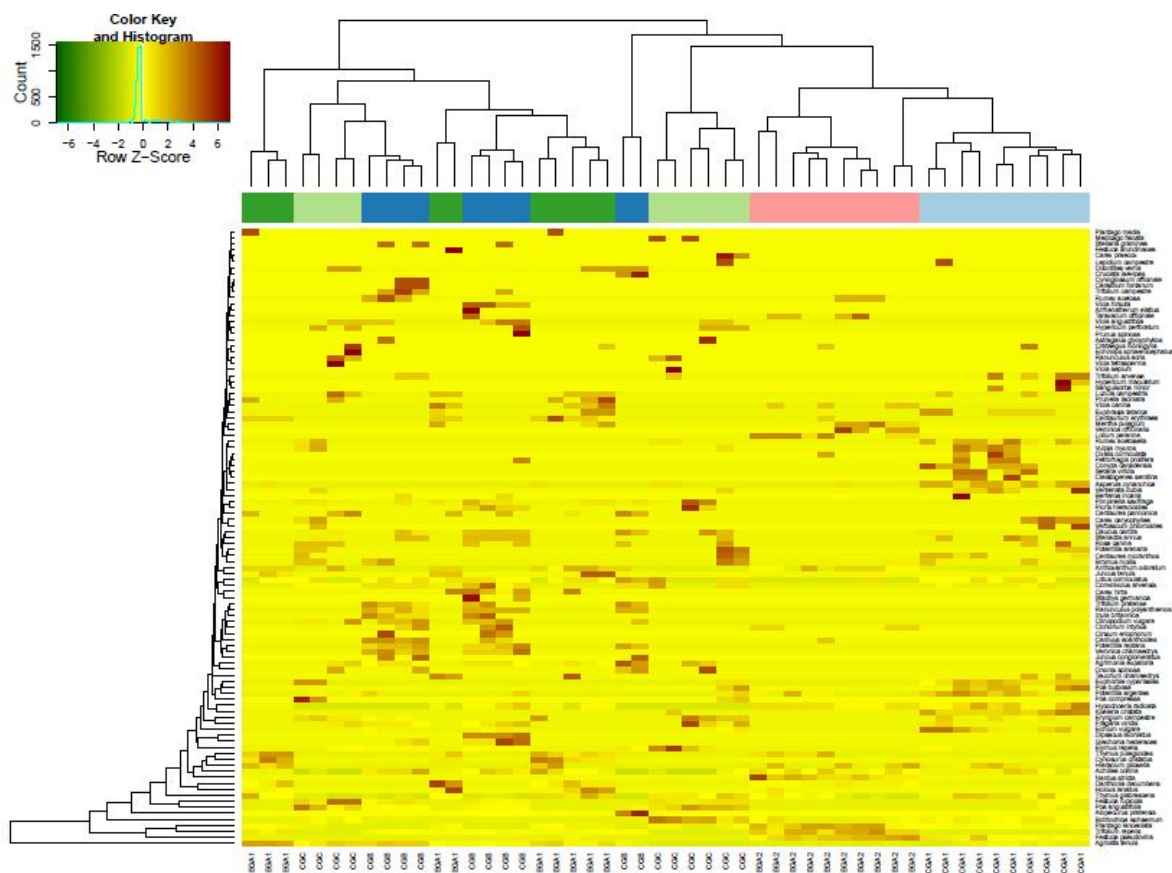
Külön értékelve a fás-cserjés-gyepes zónák felvételeit (3. ábra), a csoportok egyértelműbben elkülönülnek. A cserépfalui felhagyott fás-cserjés-gyepes (CWC) kvadrátok válnak el leginkább a többi kvadrát adataitól. Legnagyobb egységet a kevésbé legeltetett (B) zónába tartozó cönológiai felvételek adják, de itt a cserépfalui (CWB) és az erdőbényei (EWB) felvételek is jól elkülönülnek.



3. ábra: A cserépfalui és erdőbényei fás-cserjés-gyepes zóna cönológia felvételek kétutas klaszteranalízis eredménye

Figure 3: Two-way clustering results of coenological recording according diagnostic woody-grassland zones in the case of Cserépfalu and Erdőbénye

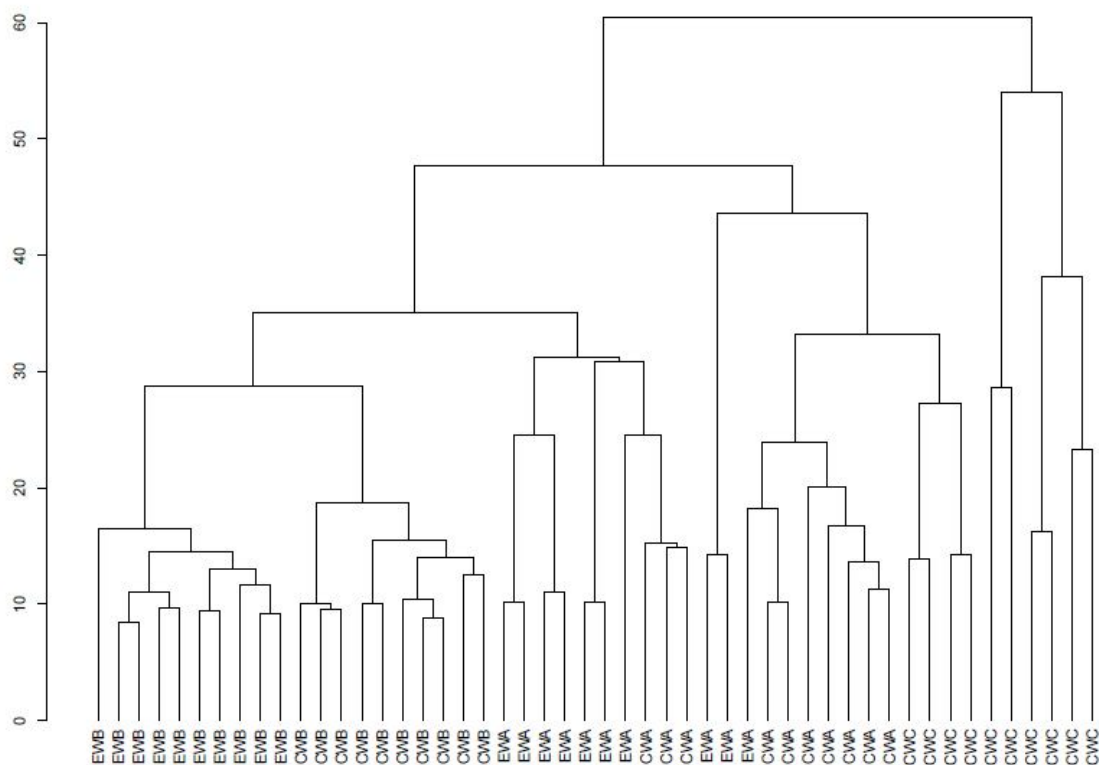
Külön értékelve a gyepes zónák felvételeit mutatja a 4. ábra. A csoportok egyértelműbben elkülönülnek. A cserépfalui felhagyott fás-cserjés-gyepes (CWC) kvadrátok válnak el leginkább. Legnagyobb egységet a kevésbé legeltetett (B) zónába tartozó cönológiai felvételek adják, de itt a cserépfalui (CWB) és az erdőbényei (EWB) felvétel is jól elkülönülnek.



4. ábra: A cserépfalui és erdőbényei gyepes cönológia felvételek kétutas klaszteranalízis eredménye

Figure 4: Two-way clustering results of coenological recording according grassland zones species in the case of Cserépfalu and Erdőbénye

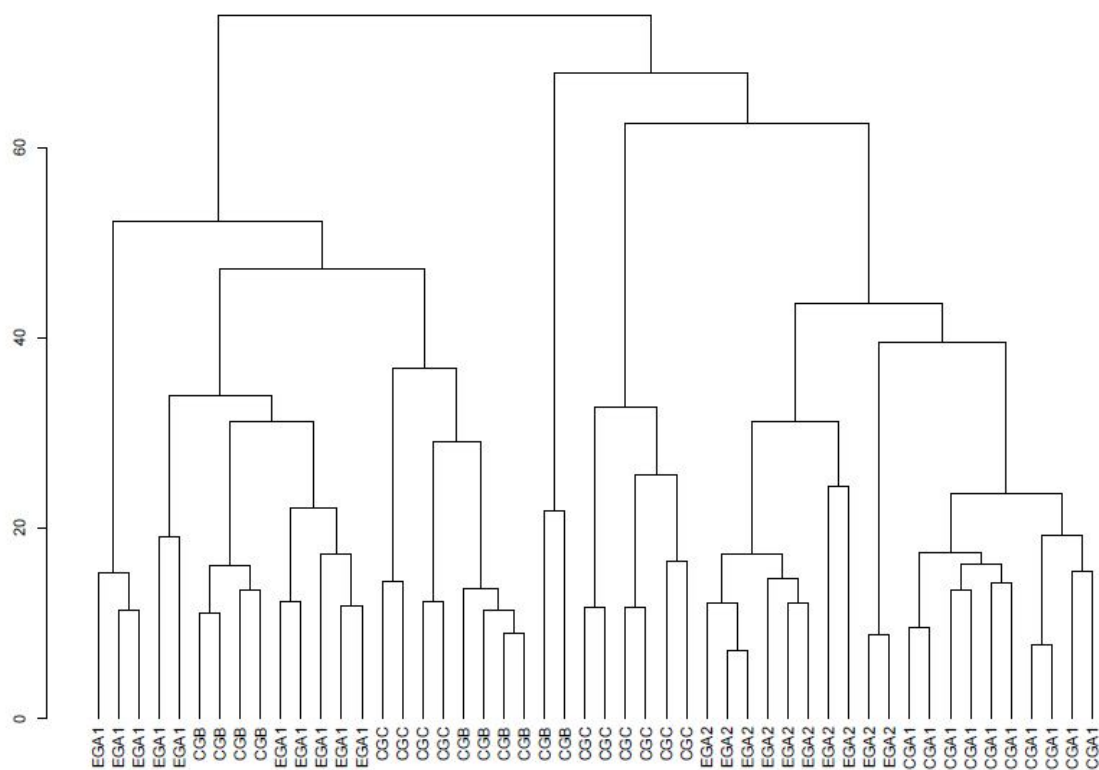
A fás-cserjés-gyepes zónák felvételeinek osztályozását mutatja az 5. ábra. A felvételek közül már nagy különbözőségi szinten válnak el a cserépfalui felhagyott területek kvadrátjai. Teljesen egységes blokkot alkotnak a kevésbé legeltetett (B) zónába tartozó cönológiai felvételek. Ezen belül a cserépfalui és erdőbényei felvételek is elkülönülnek. Az intenzíven legeltetett területek esetében is a cserépfalui (CWB) és az erdőbényei (EWB) felvételek is jól elkülönülnek.



5. ábra: A cserépfalui és erdőbényei fás-cserjés-gyepes területek cönológiai eredményeinek klasszifikációja

Figure 5.: Classification outcome of coenological results of woody-grassland zones in the case of Cserépfalu and Erdőbénye

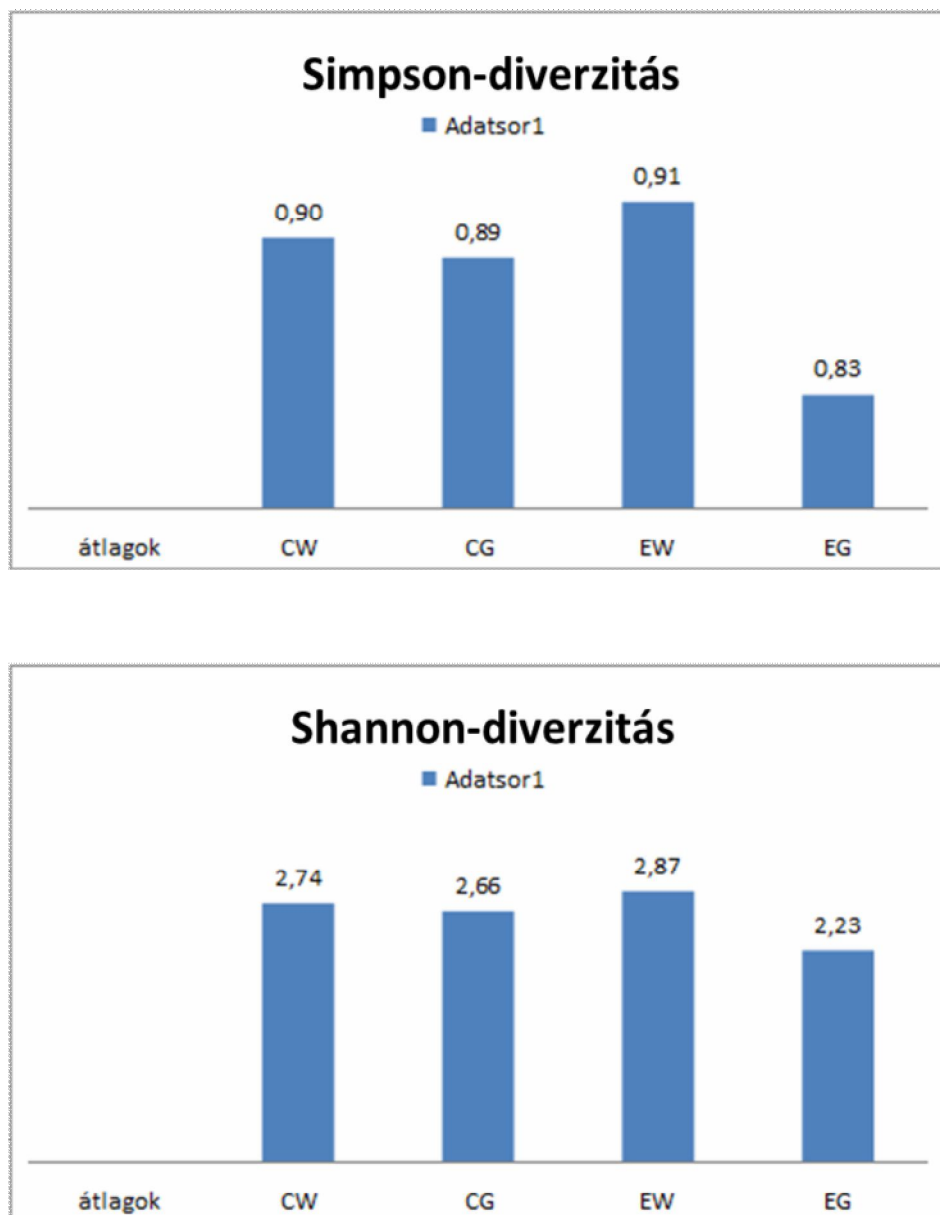
A gyepes zónák felvételeinek osztályba sorolása alapján két nagy csoport különül el (6. ábra). A cserépfalui gyengén legeltetett területek (CGB) az erdőbényei felvételek közül azon kvadrátokkal alkotnak egy csoportot, amelyben a társulások megegyeztek. A másik csoportba mindkét mintaterületen a degradáltabb cönológia felvételek kerültek és a cserépfalui felvételek közül a felhagyott térszín mintanégyzetei.



6. ábra: A cserépfalui és erdőbényei gyepes területek cönológiai eredményeinek klasszifikációja

Figure 6: Classification outcome of coenological results of grassland zones in the case of Cserépfalu and Erdőbénye

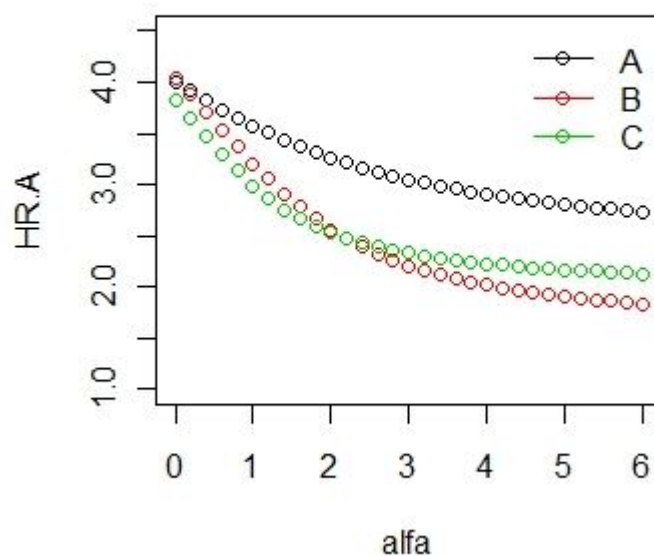
A Simpson- és a Shannon-diverzitások hasonló tendenciát mutatnak (7. ábra). Mindkét esetben a fás-cserjés-gyepes területek értékei magasabbak, valamint az erdőbényei területek értékei nagyobbak. A gyepes területek fajdiverzitása kisebb, és a két vizsgált terület közül is az erdőbényei értékek alacsonyabbak.



7. ábra: A cserépfalui és erdőbényei területek diverzitási értékei

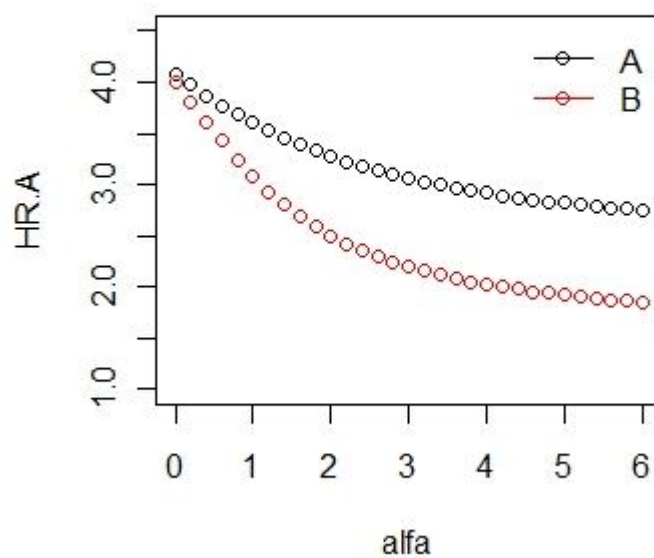
Figure 7: Diversity values of sample areas in the case of Cserépfalu and Erdőbénye

A Rényi-diverzitási profilokat láthatók a 8-11. ábrán. Cserépfalun és Erdőbényén is a fás-cserjés-gyepes területek közül az intenzívebben legeltetett (WA) területe diverzitási értékei voltak magasabbak (8-9. ábra). A gyepes területek esetében az intenzíven legeltetett területek nem egyértelműen diverzebbek. Az erdőbényei terület értékei nagyon alacsonyak (11. ábra). A cserépfalui felvételek értékei magasabbak, az eltérés nem túl jelentős, mindazonáltal ott az intenzíven legeltetett területek értékei voltak a legmagasabbak (10. ábra).



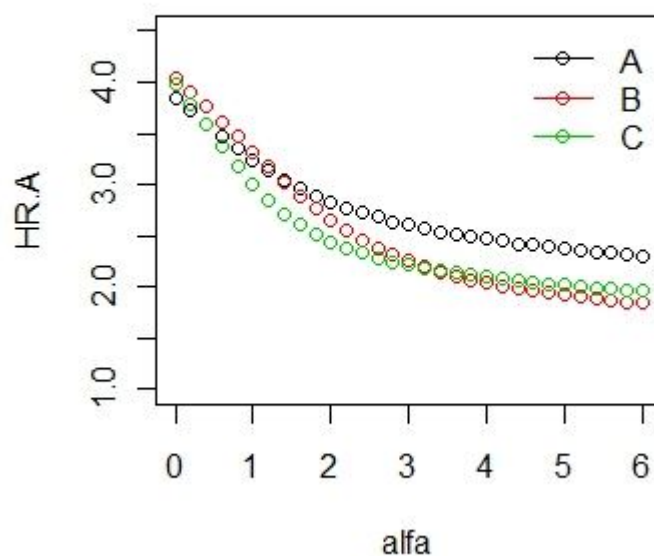
8. ábra: A cserépfalui fás-cserjés-gyepes területek (CW) Rényi-diverzitási profilja

Figure 8: Rényi-diversity profile of woody-grassland zones of Cserépfalu (EW)



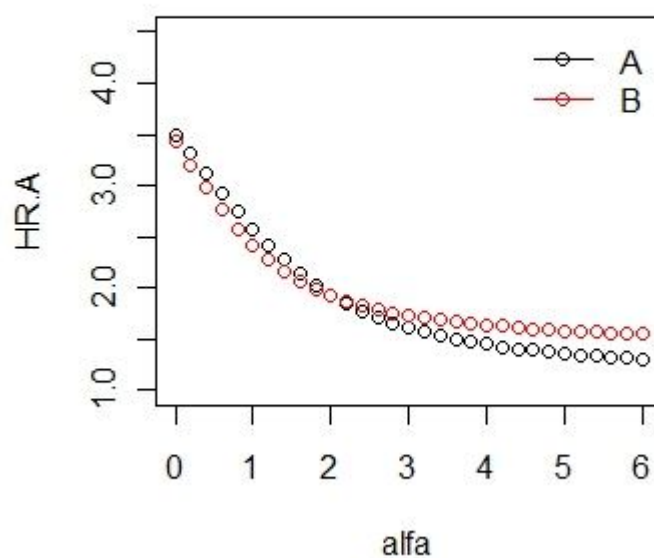
9. ábra: Az erdőbényei fás-cserjés-gyepes területek (EW) Rényi-diverzitási profilja

Figure 9: Rényi-diversity profile of woody-grassland zones of Erdőbénye (EW)



10. ábra: A cserépfalui gyepes területek (CG) Rényi-diverzitási profilja

Figure 10: Rényi-diversity profile of grassland zones of Cserépfalu (CG)



11. ábra: Az erdőbényei gyepes területek (EG) Rényi-diverzitási profilja

Figure 11: Rényi-diversity profile of grassland zones of Erdőbénye (EG)

Értékelés és következtetések

A két terület növényzetében lévő különbség egyik oka a két terület alapközetében, talajaiban rejlik, másik okként minden bizonnyal a cserépfalui mintaterület ideiglenes felhagyása jelölhető meg. Azok közül a fajok közül, amelyek csak Erdőbényén fordultak elő savanyú termőhelyek (*Borhidi* 1995, *Simon* 2000) fajai vannak (*Veronica officinalis*, *Nardus stricta*, *Danthonia decumbens*, *Viola canina*). Emellett az erdőbényei terület nedvesebb területek fajait is tartalmazza (*Holcus lanatus*, *Polygala amarella*), ami egy homogénebb és nedvesebb gyepet is jelent egyben. A legelők esetében a nedvesebb térszínnek fajszegényebb vegetációt eredményeznek és érzékenyebbek is a legeltetettségre (*Kiss és mtsai*, 2011, *Szentes és mtsai*, 2007, 2009a, 2009b, *Penksza és mtsai*, 2009, *Borhidi* 2003, *Herczeg és mtsai*, 2006, *Kiss és mtsai*, 2006).

A túllegeltetett területeken a nagy fajszám oka a gyomok megnövekvő jelenléte is lehet (*Wilson és MacLoad* 1991). Erdőbényén a pázsitfű fajok közül az intenzív legeltetés hatására a *Poa humilis* megjelent. A faj csak a túllegeltetett és taposott területeken fordul elő, és mint indikátor faj is figyelembe vehető, hasonlóan több pannon túllegeltetett térszínhez (*Szentes és mtsai*, 2007, 2009a, 2009b, *Penksza és mtsai*, 2009), valamint ruderalis területeknek is jellemző faja (*Penksza és Böcker* 1999/2000).

A mintaterületek közül a felhagyott részek fajszegényebbek és kevésbé voltak diverzek. Erre vonatkozóan, hogy a felhagyott területek fajszám csökken *Smith és Rushton* (1994) is közöl adatokat, valamint számos kutatás szerint a megfelelő legeltetés kedvez a növényi fajgazdagságnak (*Fischer és Wipf* 2002, *Proulx és Mazumder* 1998, *Pykälä és mtsai*, 2005, *Losvik* 1999), valamint megnöveli a diverzitást (*Bakker* 1989, *Kampmann és mtsai*, 2007). A tervszerű és mértéktartó legeltetés megfelelő hasznosítási mód lehet felhagyott mezőgazdasági területek esetében, melyhez számos szerző szolgáltat adatokat (*Fisher és Wipf* 2002, *Pykälä* 2003, *Kampmann és mtsai*, 2007).

Összegezve megállapítható, hogy mindkét vizsgált területen a legeltetés hatására diverzebb vegetáció típusok jöttek létre. A legfajgazdagabb és legdiverzebb területek pedig a fás-cserjés-gyepes, tehát fás legelő habitusú zónák voltak. Elmondható, hogy a helyi edafikus és környezeti tényezők érvényesülnek kis mértékben, de a vegetáció típusát, fajgazdagságát alapvetően a kezelési mód határozza meg. Mindkét területen a gazdasági érdekek mellett a természetvédelmi értékek megőrzése is e mentén érvényesül.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnénk köszönetünket kifejezni az Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság és a Bükk Nemzeti Park Igazgatóság munkatársainak segítségükért.

Irodalomjegyzék

- Adler P. B., L'Hauenroth W. K. (2000): Livestock exclusion increases the spatial heterogeneity of vegetation in Colorado shortgrass steppe. *Applied Vegetation Science*, 3: 213-222.
- Aiken G. E. (1990): Plant and animal responses to a complex grass-legume mixture under different grazing intensities. *Dissertation Abstracts International*, 51: 3. 1045.
- Anderson P., Radford E. (1994): Changes in vegetation following reduction in grazing pressure on the National Trust's Kinder Estate, Peak District, Derbyshire, England. *Biological Conservation*, 69: 55-63.
- Arcanum (2006): Első Katonai Felmérés. Arcanum Adatbázis Kft., Budapest, DVD-ROM.
- Bakker J. P., Olff H., Willems J. H., Zobel M. (1996): Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *Journal of Vegetation Science*, 7:147-156.
- Bakker, J. P. (1989): Nature Management by Grazing and Cutting. In: *Vegetation Dynamics*.
- Bartha D. (2003): Történelmi erdőhasználatok Magyarországon (Historical forest uses of Hungary). *Magyar Tudomány*, 12: 90–102.
- Bergmeier E., Petermann J., Schröder E. (2010): Geobotanical survey of wood-pasture habitats in Europe: diversity, threats and conservation. *Biodiversity and Conservation*, 19: 2995-3014.
- Biszak S., Tímár G., Molnár G., Jankó A. (2007): A Harmadik Katonai Felmérés – A Habsburg Birodalom digitalizált térképei. Arcanum Adatbázis Kft., Budapest, DVD-ROM
- Borhidi A. (2003): Magyarország növénytárulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Borhidi, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. *Acta Botanica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 39. 97-181.
- Bölöni J., Molnár Zs., Bíró M., Horváth F. (2008): Distribution of the (semi-) natural habitats in Hungary II. Woodlands and shrublands. *Acta Botanica Hungarica*, 50: 107-148.
- Börcsök Z. (2004): Botanikai vizsgálatok a Péterhida Fás Legelőn. *Somogyi Múzeumok Közleményei* 16: 265-278. Kaposvár.
- Braun-Blanquet J. (1964): *Pflanzensoziologie* 3. Aufl. Wien, Springer-Verlag
- Campbell B. D., Stafford Smith D. M., Ash A. J. (1999): A rule-based model for the functional analysis of vegetation change in Australasian grasslands. - *Journal of Vegetation Science*, 10: 723-730.



- Catorci A., Cesaretti S., Gatti R. (2009): Biodiversity conservation: geosynphytosociology as a tool of analysis and modelling of grassland systems. *Hacquetia*, 8: 2. 129–146.
- Catorci A., Cesaretti S., Marchetti P. (eds.) (2007a): Vocazionalità del territorio della Comunità Montana di Camerino per la produzione di biomasse solide agro-forestali ad uso energetico. *L'uomo e l'ambiente* 47. Tipografia Arte Lito, Camerino.
- Catorci A., Gatti R., Ballelli S. (2007b): Studio fitosociologico della vegetazione delle praterie montane dell'Appennino maceratese. In: Catorci A., Gatti R. (eds.): *Le praterie montane dell'Appennino maceratese*. *Braun-Blanquetia*, 42: 101–144.
- Catorci A., Gatti R., Vitanzi A. (2006): Relationship between phenology and above-ground phytomass in a grassland community in central Italy. In: Gafta D., Akeroyd J. R. (eds.): *Nature Cconservation*.
- Catorci A., Ottaviani G., Ballelli S., Cesaretti S. (2011a): Functional differentiation of central apennine grasslands under mowing and grazing disturbance regimes. *Polish Journal Ecology*
- Catorci A., Ottaviani G., Cesaretti S. (2011b): Functional and coenological changes under different long-term management conditions in Apennine meadows (central Italy). *Phytocoenologia*, 41: 1. 45-58.
- Cipriotti P.A., Aguiar M. R. (2005): Effects of grazing on patch structure in a semi-arid two-phase vegetation mosaic. *Journal of Vegetation Science*, 16: 57-66.
- Dénes V. (2006): Zala megyei fás legelők katasztere és a tornyiszentmiklósi fás legelő élőhelyrekonstrukciós terve. diplomadolgozat, Budapesti Corvinus Egyetem, Budapest, 72 p.
- Dövényi Z. (szerk.) (2010): Magyarország kistájaink a katasztere. 2., átdolgozott és bővített kiadás. MTA FKI, Budapest, 876.
- Eichhorn M.P., Paris P. , Herzog F., Incoll L.D., Liagre F., Mantzanas K., Mayus M., Moreno G., Papanastasis V.P., Pilbeam D.J., Pisanelli A., Dupraz C. (2006): Silvoarable systems in Europe – past, present and future prospects. *Agroforestry Systems*, 67: 29–50.
- Enyedi Z. M., Ruprecht E., Deák M. (2008): Long-term effects of the abandonment of grazing on steppe-like grasslands. *Applied Vegetation Science*, 11: 53-60.
- Fischer M., Wipf S. (2002): Effect of low-intensity grazing on species-rich vegetation of traditionally mown subalpine meadows. *Biological Conservation*, 104: 1-11.
- Fuhlendorf S.D., Smeins F.E. (1999): Scaling effects of grazing in a semi-arid grassland. *Journal of Vegetation Science*, 10: 731-738.
- Fuls E. R. (1992): Ecosystem modification created by patch-overgrazing in semi-arid grassland. in: *Journal of Arid Environments*,. 23: 1. 59-69.
- Garbarino M., Lingua E., Martinez Subirá M., Motta R. (2011): The larch wood pasture: structure and dynamics of a cultural landscape. *European Journal of Forest Research*, 130: 491-510.

- Geiger B., Saláta D., Malatinszky Á. (2011): Táj történeti vizsgálatok a kiskombosi fás legelőn (Studies on landscape history on the wood-pasture of Kiskombos). Tájökológiai Lapok, 9: 2. (in press)
- Gillet F. (2008): Modelling vegetation dynamics in heterogeneous pasture-woodland landscapes. Ecological Modelling, 217: 1-18.
- Haraszthy L., Márkus F., Bank L. (1997): A fás legelők természetvédelme. WWF füzetek 12, Budapest, 23
- Herczeg E., Malatinszky Á., Kiss T., Balogh Á., Penksza K. (2006): Biomonitoring studies on salty pastures and meadows in south-east Hungary. Tájökológiai Lapok, 4: 211-220.
- Holl K., Smith M. (2002): Ancient Wood Pasture in Scotland: Classification and Management Principles. Scottish Natural Heritage Commissioned Report F01AA108.
- Holl K., Smith M. (2007): Scottish upland forests: History lessons for the future. Forest Ecology and Management, 249: 45-53.
- Ilmarinen K., Mikola J. (2009): Soil feedback does not explain mowing effects on vegetation structure in a semi-natural grassland. Acta Oecologica, 35: 838-848.
- Jávor A., Molnár Gy., Kukovics S. (1999): Juhtartás összehangolása a legelővel. In: Nagy G., Vinczeffy I. (szerk.) Agroökológia – Gyep - Vidékfejlesztés. 169-172.
- Joffre R., Rambal S., Ratte J. P. (1999): The dehesa system of southern Spain and Portugal as a natural ecosystem mimic. Agroforestry Systems, 45: 57-79.
- Joffre R., Vacher J., Llanos C. de los Long G. (1988): The dehesa: an agrosilvopastoral system of the Mediterranean region with special reference to the Sierra Morena area of Spain. Agroforestry Systems, 6: 71-96.
- Kahmen S., Poschlod P., Schreiber K. F. (2002): Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. Biological Conservation, 104: 319-328.
- Kampmann D., Herzog F., Jeanneret Ph., Konold W., Peter M., Walter T., Wildi O., Lüscher A. (2007): Mountain grassland biodiversity: Impact of site conditions versus management type. Journal for Nature Conservation, 16: 1. 12-25.
- Kenéz Á., Szemán L., Szabó M., Saláta D., Malatinszky Á., Penksza K., Breuer L.† (2007): Természetvédelmi célú gyephasznosítási terv a pénzegyőr-hárskúti hagyásfás legelő élőhely védelmére. Tájökológiai Lapok, 5: 1. 35-41.
- Kiss T., Lévai P., Ferencz Á., Szentes Sz., Hufnagel L., Nagy A., Balogh Á., Pintér O., Saláta D., Házi J., Tóth A., Wichmann B., Penksza K. (2011): Change of composition and diversity of species and grassland management between different grazing intensity - in Pannonian dry and wet grasslands. Applied Ecology and Environmental Research, 9: 3. 197-230.



- Kiss T., Malatinszky Á., Penksza K. (2006): Comparative coenological examinations on pastures of the Great Hungarian Plain I. (horse and cattle pasture near Hódmezővásárhely). *Tájkölögiai Lapok*, 4: 339–346.
- Kleyer M. (1999): The distribution of plant functional types on gradients of disturbance intensity and resource supply in an agricultural landscape. - *Journal of Vegetation Science*, 10: 697-708.
- Kumm K.-I. (2004): Does re-creation of extensive pasture-forest mosaics provide an economically sustainable way of nature conservation in Sweden's forest dominated regions? *Journal for Nature Conservation*, 12: 213-218.
- Lavorel S., Touzard B., Leberton J. D., Clément B. (1998): Identifying functional groups for response to disturbance in an abandoned pasture. *Acta Oecologia*, 19: 227-240.
- Longhi F., Pardini A., Tullio V. G. di Tullio V. G., Eldridge D., Freudenberger D. (1999): Biodiversity and productivity modifications in the Dhofar rangelands (Southern Sultanate of Oman) due to overgrazing. *People and rangelands: building the future. Proceedings of the VI International Rangeland Congress Queensland, Australia*. 664-665.
- Losvik M. (1999): Plant species diversity in an old, traditionally managed hay meadow compared to abandoned meadows in southwest Norway. *Nordic Journal of Botany*, 19: 473-487.
- Luoto M., Pykälä J., Kuussaari M. (2003). Decline of landscape-scale habitat and species diversity after the end of cattle grazing. *Journal of Natural Conservation*, 11: 171-178.
- Manning A. D., Fischer J., Lindenmayer D. B. (2006): Scattered trees are keystone structures – Implications for conservation. *Biological Conservation*, 132: 311-321.
- Marañón T., Pugnaire F. I., Callaway R. M. (2009): Mediterranean climate oak savannas: the interplay between abiotic environment and species interactions. *Web Ecology*, 9: 30-43.
- Márkus F. (1993): *Extenzív mezőgazdaság és természetvédelmi jelentősége Magyarországon*. WWF-füzetek 6. Budapest. 1-23.
- McAdam J. H., Burgess P.J., Graves A. R., Rigueiro-Rodríguez, A., Mosquera-Losada, M.R. (2009): Classifications and Functions of Agroforestry Systems in Europe in: A. Rigueiro-Rodríguez et al. (eds.) *Agroforestry in Europe: Current Status and Future Prospects*.
- McAdam J. H., Hoppé G. M., Toal L., Whiteside T. (1999): The use of wide-spaced trees to enhance faunal diversity in managed grasslands, In: V. Papanastasis, Frame, J., Natis, A. S., (eds.): *Grasslands and Woody Plants in Europe. Proceedings of the International Occasional Symposium of the European Grassland Federation. Grassland Science in Europe, Vol. 4*. EGF, Thessaloniki, Greece.
- Mester Zs. (2003): *Kisgombosi tölgyes és legelőerdő – Természetismereti tanösvény vezetőfüzet*, Hatvan, Hatvani Környezetvédő Egyesület.
- Mester Zs. (2005): *A kisgombosi tölgyes kisémlős-populációjának felmérése – jelentés, Kézirat*.



- Milchunas D. G., Sala O. E., Laurenroth W. K. (1988): A generalized model of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist*, 132: 87-106.
- Mitlacher K., Poschlod P., Rosén E., Bakker J.P. (2002): Restoration of wooded meadows – a comparative analysis along chronosequence on Öland (Sweden). *Applied Vegetation Science*, 5: 63-73.
- Molnár Zs., Bölöni J., Horváth F. (2008): Threatening factors encountered: Actual and endangerment of the Hungarian (semi-) natural habitats. *Acta Botanica Hungarica*, 50(Suppl.): 199-217. p.
- Nair P. K. R. (1993): An introduction to Agroforestry. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 505.
- Naveh Z., Whittaker R. H. (1979): Structural and floristic diversity of shrublands and woodlands in Northern Israel and other mediterranean areas. *Vegetatio*, 41: 171-190.
- Noble I., Gitay H. (1996): A functional classification for predicting the dynamics of landscapes. *Journal of Vegetation Science*, Veg. Sci., 7: 329-336.
- Nótári K. (2006): A Bélmegyeri Fáspuszta természetvédelmi célú fenntartása (Conservational reserve of the Bélmegyer Wooded Puszta. Management plan, Körös-Maros National Park Directorate, 16.
- Noy-Meir I., Gutman M. Kaplan Y. (1989): Responses of mediterranean grassland plants to grazing and protection. *Journal of Ecology*, 77: 290-310.
- Olff H., Ritchie M. E. (1998): Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology and Evolution*, 13: 261-265.
- Papanastasis V. P. (2004): Vegetation degradation and land use change in agrosilvopastoral systems. In: Schnabel S., Ferreira A. (eds.): Sustainability of agrosilvopastoral Systems – Dehesas, Montados. *Advances in Geoecology*, 37.
- Paulsamy S.-Lakshmanachary A.S.-Manian S. (1987): Effects of overgrazing on the phytosociology of a tropical grassland ecosystem. *Indian Journal of Range Management*, 8: 2. 103-107.
- Pausas J. G. (1999): Response of plant functional types to changes in the fire regime in Mediterranean ecosystems: a simulation approach. *Journal of Vegetation Science*, 10: 717-722.
- Peco B., Sánchez A. M., Azcárate F. M. (2006): Abandonment in grazing systems: Consequences for vegetation and soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 113: 284-294.
- Penksza K., Szentes Sz., Házi J., Tasi J., Bartha S., Malatinszky Á. (2009): Grassland management and nature conservation in natural grasslands of the Balaton Uplands National Park, Hungary. *Grassland Science in Europe*, 15: 512-515.
- Penksza K., Böcker R. (1999/2000): Zur Verbreitung von *Poa humilis* Ehrh. ex Hoffm. in Ungarn. *Botanikai Közlemények*, 86-87: 89-93.
- Pielou E. C. (1975): Ecological diversity. Wiley, New York.

- Proulx M., Mazumder A. (1998): Reversal of grazing impact on plant species richness in nutrient-poor vs. nutrient-rich ecosystems. *Ecology*, 79: 2581-2592.
- Pykälä J. (2003): Effects of restoration with cattle grazing on plant species composition and richness of semi-natural grasslands. *Biodiversity and Conservation*, 12: 2211-2226.
- Pykälä J., Luoto M., Heikkinen R. K., Kontula T. (2005): Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in Northern Europe. *Basic and Applied Ecology*, 6: 25-33.
- Rackham O. (1996): Trees and woodland in the British landscape – The complete history of Britain's trees, woods és hedgerows. Phoenix Giant, London, 234 pp.
- Roberts D. W. (1996): Landscape vegetation modelling with vital attributes and fuzzy system theory. *Ecol. Model.*, 90: 175-184
- Rois-Díaz M., Mosquera-Losada R., Rigueiro-Rodríguez A. (1999): Biodiversity Indicators on Silvopastoralism across Europe. EFI Technical Report 21., European Forest Institute, 66.
- Sala O. E. (1988): The effect of herbivory on vegetation structure (In: Werger M. J. A., van der Aart P. J. M., During H. J., Ed. Verhoeven J. T. A.) *Plant form and vegetation structure*, SPB, The Hague, 317-330.
- Sala O. E., Lauenroth W. K., McNaughton S. J., Rusch G. and Xinshi Zhang A. (1996): Biodiversity and ecosystem functioning in grasslands. In: Mooney H. A., Cushman J. H., Medina E., Sala O. E. Ed. Schulze E. D.: *Functional roles of biodiversity: A global perspective*, Wiley, Chichester, 129-149.
- Saláta D., Horváth S., Varga A. (2009): Az erdei legeltetésre, a fás legelők és legelőerdők használatára vonatkozó 1791 és 1961 közötti törvények (Laws for the use of forest grazing, wood-pastures and grazing forest between 1791 and 1961). *Tájökológiai Lapok*, 7: 2. 387-401.
- Saláta D., Szabó M., Kenéz Á., Malatinszky Á., Demény K., Breuer L.† (2007) Adatok a pénzessgyőrhárskúti hagyásfás legelő tájtörténetéhez. *Tájökológiai Lapok*, 5: 1. 19-25.
- Schnabel S., Ferreira A. (eds.) (2004): Sustainability of agrosilvopastoral Systems – Dehesas, Montados. *Advances in Geoecology*.
- Selyem J. (1994): Adatok Belső-Somogy legelőerdeinek beerdősüléséhez. Diplomaterv, Kézirat, Sopron.
- Simon T. (2000): A magyarországi edényes flóra határozója. Harasztok – virágos növények. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 976.
- Smith R. S., Rushton S. P. (1994): The effect of grazing management on the vegetation of mesothropic (meadow) grassland in Northern England. *Journal of Applied Ecology*, 31: 13-24.
- Stampfli, 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:

151-164.

- Szabó M., Kenéz Á., Saláta D., Szemán L., Malatinszky Á.* (2007): Studies on botany and environmental management relations on a wooded pasture between Pénzesgyőr and Hárskút villages. *Cereal Research Communications*, 35: 2. 1133-1136.
- Szabó P.* (2005): *Woodland and Forests in Medieval Hungary*. BAR International Series 1348. Archaeolingua Central European Series 2. Oxford, 187.
- Szedlák T., Szodfridt I.* (1992): Agroerdőgazdálkodás: a trópusi területek ígéretes lehetősége (Agroforestry: promising potential of tropical areas) *Erdészeti Lapok*, 127: 7-8. 224-225.
- 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., Tasi J., Házi J., Penksza K.* (2009b): A legeltetés hatásának gyepgazdálkodási és természetvédelmi vizsgálata Tapolcai- és Káli-medencei lólegelőn a 2008. évi gyepgazdálkodási idényben. *Gyepgazdálkodási Közlemények*, 7: 65-72.
- Szentes Sz., Wichmann B., Házi J., Tasi J., Penksza K.* (2009a): Vegetáció és gyep produkció havi változása badacsonytördemici szürkemarha legelőkön és kaszálón. *Tájökológiai Lapok*, 7: 2. 319-328.
- Tímár G., Molnár G., Székely B., Biszak S., Jankó A.* (2008): Magyarország topográfiai térképei a Második Világháború időszakából. Arcanum Adatbázis Kft., Budapest, DVD-ROM.
- Tímár G., Molnár G., Székely B., Biszak S., Varga J., Jankó A.* (2006): A második katonai felmérés térképszelvényei és azok georeferált változata. Arcanum Adatbázis Kft., Budapest, DVD-ROM.
- Tóth Cs., Nagy G., Nyakas A.* (2003): Legeltetett gyepek értékelése a Hortobágyon. *Agrártudományi Közlemények*, 10: 50-55.
- Tóthmérész B.* (1995): Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of Vegetation Science*, 6: 283-290.
- Török P., Arany I., Prommer M., Valkó O., Balogh A., Vida E., Tóthmérész B., Matus G.* (2009): Vegetation and seed bank of strictly protected hay-making Molinion meadows in Zemplén Mountains (Hungary) after restored management. *Thaiszia*, 19: 1. 67-78.
- Török P., Deák B., Vida E., Valkó O., Lengyel Sz., Tóthmérész B.* (2010): Restoring grassland biodiversity: sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation*, 143: 806-812.
- Vandenberghe C., Freléchoux F., Moravie M.-A., Gadallah F., Buttler A.* (2007): Short-term effects of cattle browsing on tree sapling growth in mountain wooded pastures. *Plant Ecology*, 188: 253-264.

- Varga A.* (2008): Fáslegelők és legelőerdők egykori és mai vegetációdinamikája (Recent and one-time vegetation dynamics of wood-pastures and grazing forests). *Kitaibelia*, 13: 195.
- Varga A., Bölöni J.* (2009): Erdei legeltetés, fáslegelők, legelőerdők tájtörténeti kutatása (Landscape historical research of forest grazing, wood-pastures, grazing forest) *Természetvédelmi Közlemények*, 15: 68-79.
- Varga A., Bölöni J., Saláta D., Molnár Zs.* (2011): Grazed woodlands, wood pastures and abandoned wood pastures in the Carpathian-basin from the 18th century until today. Abstracts of Frontiers in Historical Ecology International Conference, 45.
- Vera FWM* (2000): Grazing ecology and forest history. CABI, Wallingford, 506.
- Virágh K., Bartha S.* (1996): The effect of current dynamical state of a loess steppe community on its responses to disturbances. *Tiscia*, 30: 3-13.
- Willems J. H.* (1983): Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management. *Vegetatio*, 52: 171-180.
- Wilson A. D., MacLoad N. D.* (1991): Overgrazing: present or absent? *Journal of Range Management*, 44:5. 475-482.