

Fajösszetétel és diverzitás változás kiskunsági száraz és nedves fekvésű legelőkön

Kiss Tímea¹ – Pintér Orsolya² – Szentés Szilárd³ –
Benyovszky Béla Mihály³ – Wichmann Barnabás²
– Nagy Anita² – Saláta Dénes² – Házi Judit² –
Tóth Andrea² – Dannhauser Chris⁴ –
Penksza Károly²

¹Kecskemeti Főiskola Kertészeti Főiskolai Kar,
Dísznövény- és Zöldségtermesztési Intézet, Kecskemét
Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar

²Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék

³Növénytermesztési Intézet, Gyepgazdálkodási Osztály

⁴University of Limpopo, South Africa

kiss.timea@kfk.kefo.hu



ÖSSZEFOGLALÁS

A vizsgálatok a Kárpát-medence központi régiójában található Kiskunságban, Tatárszentgyörgy melletti nedves fekvésű szarvasmarha-legelőn és Bugac mellett száraz fekvésű legelőn történtek, ahol szarvasmarhával és juhval legeltetnek Tatárszentgyörgyön 2007, 2008, 2009 és 2010, Bugacon 1997, 2005 és 2010 júniusban. A cönológiai felvételek három zónában készültek az állattartó telephez közel 0-50 m-re („A” zóna), az állattartó teleptől 50-150 m-re („B” zóna), az állattartó teleptől több mint 150 m-re („C” zóna). Az ökológiai, környezeti tényezők elemzése a (Borhidi, 1995) relatív ökológiai értékszámok alapján készült. Az életforma elemzést Pignatti (2005) életforma típusai alapján végeztük el. Az adatok statisztikai elemzéséhez az R program csomagot használtuk. A Shannon-féle diverzitási értékeket is kiszámoltuk.

Eredményeink alapján a többi felvételtől a száraz és a nedves fekvésű gyepekben is jól elkülönültek a karámhoz közeli „A” zóna kvadrátjai. A túlzott használat, túllegeltetés és a jelentős taposás, a vegetációban itt a meglévő különbségeket elmosta, gyomokban és zavarástűrőkben gazdag vegetáció típust alakítva ki. Minden vizsgálati évben itt volt a legalacsonyabb a fajszám és legkisebb a Shannon-diverzitás.

A „B” és a „C” zóna felvételei elkülönültek az „A” zóna felvételeitől. Ezen túl a száraz és a nedves gyepek kvadrátjai is külön csoportot alkottak. A két mintaterület (Bugac, Tatárszentgyörgy) diagnosztikai fajainak mintegy 25%-a közös volt, de ezeket élőhely-függetlenül bárhol előforduló gyomjellegű és zavarástűrő taxonok adták.

A „B” és „C” zóna felvételeiben az élő gypes fajok (*H caesp*) és az élő felemelkedő hajtású (*H scap*) fajok szaporodtak fel, amelyek a legeltetés indikátorai. A legnagyobb életforma gazdagságot a bugaci „B” zóna felvételei mutatták. A tatárszentgyörgyi „B” zónában az intenzív legeltetést mutató kúszó fajok (*Hrep*) mennyisége is jelentős volt, a legeltetés stabilizálta a növényzetet amellet, hogy a zavarástűrők aránya nagy marad. Ennek oka a gyephasználati mód megváltozása, a szabad legeltetésből a szakaszolásra való áttérés, amikor a távolibbi (*C* zóna) területet jobban bevonták a legeltetésbe.

Az „A” zónák teljes mértékben átalakított, teljesen megváltoztatott térszínkévé váltak. A távolibbi mintaterületek növényzetét a legeltetés nem homogenizálta, sőt a vegetációra jellemző fajok megmaradását segítette elő. A száraz fekvésű gyepekben (Bugac) az erőteljesebb legeltetés, a karámhoz közeli

„B” zónában a vegetáció természetvédelmi szempontból is értékesebb vegetáció kialakulásához vezetett.

A nedves fekvésű gyepekben a kiskunsági homokterületen a jelen minta alapján a természetvédelmi értékeket is megőrző gyeppésszetétel kialakulása a karántól távolabb lévő, kisebb legeltetési nyomás mellett valósult meg.

A szárazabb térszínnek erőteljesebb legeltetési nyomást is elviselnek (ld. Bugac), a legeltetést a nedvesebb területeken (ld. Tatárszentgyörgy) viszont a fenntarthatóságot figyelembe véve nagyobb körültekintéssel kell végezni.

Kulcsszavak: ökológiai indikátor értékek, gyeppenntartás, természetvédelem, növényi összetétel

SUMMARY

Investigations were carried out in wet – next to Tatárszentgyörgy, and dry grass pasture – next to Bugac, both located in Kiskunság, in the central region of Carpathian Basin. Recordings were taken every June of 2007, 2008, 2009 and 2010 from Tatárszentgyörgy – where cattle were grazed, and 1997, 2005 and 2010 from Bugac, where cattle and sheep were grazed. Coenological recordings were taken in three zones. The first zone (“A” zone) located 0-50 m near the stable, second zone (“B” zone) located 50-150 m from the stable, while the third zone (“C” zone) located farther than 150m from the stable. Analyses of ecological and environmental factors were based on Borhidi’s relative ecological indicators. Life form analyses were performed by Pignatti life form types. For statistical evaluation, R software was applied. Shannon diversity.

Based on our results for both dry and wet grasslands, quadrates of “A” zone were well isolated from the rest of the zones. Overgrazing, which involves considerable trampling, vanishes differences among vegetations, thereby promotes weed and disturbance tolerant rich vegetation. The lowest species number and diversity could be found here.

Recordings for “B” and “C” zones separated from recordings of “A” zone, furthermore, quadrates of wet and dry grasslands formed separate groups.

From recordings of “B” and “C”, zone perennial grass species (*H caesp*) and the emerging perennial (*H wrap*) species multiplied and these species were the indicators of grazing. The greatest lifeform richness were presented among “B” zone recordings. The amount of intensive grazing indicator species, such as creeping perennials (*Hrep*) was significant in “B” zone recordings of Tatárszentgyörgy. Grazing stabilised the local vegetation, but

increased the ratio of disturbance tolerant species, which was confirmed by conservation evaluation. This is due to the conversion of grassland types, the transition from free grazing to switch grazing, which resulted in an intensive involvement of the more distant "C" zone as well.

"A" zones fully converted; they changed into fully reliefs. Further located sample area vegetations were not homogenised by grazing and even helped the preservation of characteristic species. In the aspect of environmental protection, vigorous grazing led to a more valuable vegetation in "B" zone in an arid grassland (Bugac).

According to the sample area, wet grasslands from the sandy areas of Kiskunság, preserve nature protection values and grass composition better moving away from stables, due to less grazing pressure.

Drier backgrounds tolerate stronger grazing pressure (Bugac), while in case of wetter areas (Tatárszentgyörgy) – considering sustainability – grazing should be carried out with caution.

Keywords: indicator value, ecological values, grassland maintain, nature conservation, sward composition

BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK

A Pannon biogeográfiai régiónak az Alföld területén jellegzetes vegetáció típusai alakultak ki, ahol a geomorfológiához igazodva változatos homoki tájegységben, valamint a szikes talaj megjelenésével párhuzamosan mozaikos megjelenésű nagy kiterjedésű gyepek is találhatóak. Ezek közül számos élőhely, társulás fennmaradásáért évszázadok óta az emberi tevékenység a felelős, és a jövőbeli fennmaradást is ez biztosítja. A gyepek Magyarország jelentős részét fedik, az ország területének több mint 11%-a (1,0042 millió hektár) tartozik gyepterület alá (Kárpáti és Takács, 2008); ami az ország mezőgazdasági területeinek megközelítőleg 18%-a. A gyepterületek nagysága Magyarországon a korábbiakhoz képest folyamatosan csökkenő tendenciát mutat, amit sokan az állatlétszám csökkenésével magyaráznak. Emellett az országos jelentőségű védett területek nagy részét a különböző gyeptípusok teszik ki, tehát a gyepeknek nem csak a gyepgazdálkodási szerepük nagy, hanem a természetes vegetáció megőrzőjeként is fontosak. A gyepekhez kötődik a Pannon régióban a védett növény- és állatfajok mintegy egyharmada (CIT), emellett számos veszélyeztetett társulást is rejtenek. Megfelelő természetvédelmi célú kezelésük rendkívül fontos, mivel gazdasági hasznosításuk mellett diverzitásuk megőrzése is jelentős feladat.

A száraz és a nedves gyepek nagy része csak valamilyen kezelés mellett őrizhető meg. A megfelelő kezelési módot általában extenzív gazdálkodási formák – alapvetően a legeltetés és a kaszálás – jelentik, ezen belül is rendkívül fontos a pontosan meghatározott és jól átgondolt terhelés alkalmazása (Catorci et al., 2006, 2007a, b, 2009, 2011; Stampfli és Zeiter, 1999; Ilmarinen, 2009; Willems, 1983; Török et al., 2009, 2010; Tóth et al., 2003; Bakker et al., 1996; Noble és Gitay, 1996; Roberts, 1996; Campbell et al., 1999; Kleyer, 1999; Pausas, 1999).

A gyepgazdálkodás témakörében alapvető fontosságú a túllegeltetés kérdésének vizsgálata, mellyel számos munka foglalkozik, azonban ezek meglehetősen különböző szempontból közelítik meg a témát. Az Egyesült Királyságbeli szabályozás figyelembe veszi magát a vegetációt, miszerint a túllegeltetés olyan területeken észlelhető, amelyek a legelőállat olyan számban van jelen, hogy jelentős mértékben, negatívan befolyásolja a vegetáció növekedését, minőségét vagy fajösszetételét (Statutory Instrument, 1996). Wilson és MacLoad (1991) alapján: figyelembe véve az állati tényezőt, túllegeltetettnek azok a területek mondhatók, amelyek a növényevők legelésének következtében a vegetáció megváltozik és az állati termékmennyiség csökken. A túllegeltetés más és más jelentéssel bír a gazdálkodók és a botanikai, illetve természetvédelmi szempontokat is figyelembe vevők számára. A túllegeltetés, mint fogalom, a gyepgazdálkodó szempontjából a legelő állattartó-képességét, az egységnyi területen fajonként/fajtánként eltartható állatok számának csökkenését és adott időszakban előállítandó szükséges termék mennyiségi változását jelenti. A túllegeltetés értelmezhető a pillanatnyi állatlétszám mennyiségi indikátoraként is, de az időbeli/időintervallumot meghatározó dimenziója/szerepe jelentősebb (Pratt, 2002). Brizuela és Cid (1993) szerint a túllegeltetés első jele a növényzet összetételében a pillangósok/hüvelyesek arányának csökkenése, valamint az egyéb kétszikű fajok és a kopárosodó foltok arányának növekedése. A túllegeltetéshez hasonlóan a legeltetés hiányának szintén negatív hatásai vannak a kontinentális éghajlaton kialakult/kialakított legelőkre, például előidéz a gyom- és cserjefajok térbeli elterjedését (Jávor et al., 1999). Longhi et al. (1999) által végzett kísérlet során a fajszám korrelált a növényi magassággal, ami a legelési/legeltetési intenzitás jelzőjeként használatos. Mindazonáltal Paulsamy et al. (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 túllegeltetés a vegetáció erős leromlásához/szegényedéséhez és ezzel együtt a növényi borítottság akár 90%-os csökkenéséhez vezet. Az erősen degradálódott foltokban a növényi borítottság helyenként 1% alá csökkent, és alacsony szukcessziós szintű, valamint pionír pázsitfűvek jellemezték a növényi összetételt. Anderson és Radford (1994) 8 éven keresztül monitorozta a pásztoroló legeltetés hatékonyságát. A legelési nyomás csökkent egy juh/0,4 ha legelőről 5,6-2,3 hektárra, az átlagos növényborítottság ezzel párhuzamosan 49%-ról 91,7%-ra emelkedett. A növénytársulások az évről-évre hatásokhoz hasonlóan érzékenyen válaszolnak a specifikus legeltetési nyomásra is (Aiken, 1990).

A növényevők képesek pozitívan befolyásolni a gyepek diverzitását (Peco et al., 2006), azonban egyes tanulmányok az ellentétes folyamatok meglétét bizonyítják (Olf és Ritchie, 1998). A nagy növényevők általi legelés bizonyítottan megváltoztatja a gyepek társulásainak elsődleges produktívóját (Noy-Meir et al., 1989), térbeli heterogenitását (Adler és Hauenroth, 2000; Peco et al., 2006), a növényzet struktúráját (Sala, 1988), fajösszetételét (Kahmen et al., 2002; Moog et al., 2002) és fajdiverzitását (Virágh és Bartha, 1996; Pykälä et al., 2005). A legeltetés módját mutatja a vegetáció, mint indikátor, valamint a gyephasználati módok hatása megjelenik a gyepek produktívójában is (Naveh és Whittaker, 1979; Milchunas et al., 1988). A legelés által előidézett változások függnek a legeltetett vegetáció típusától, így például a zavarásra a különböző növényfajok eltérő reakciót adhatnak (Lavorel et al., 1998). A hosszabb időn keresztül legeltetéshez adaptálódott legelők felhagyása jelentős hatással van a vegetációra, sok esetben a felhagyás a zavarás egyik formájaként értelmezendő (Sala et al., 1996). A legeltetés hatását vizsgáló tanulmányok áttekintéséből jól kitűnik, hogy a legeltetés, mint gyephasznosítási mód nagy jelentőséggel bír a gyepek diverzitásának fenntartásában és a táji szintű folyamatok megőrzésében (Luoto et al., 2003).

Az általunk végzett legelő-vizsgálatokhoz kapcsolódóan előzetes hipotézisünk az volt, hogy a vizsgált területek vegetációjának állapota a folyamatos legeltetés miatt degradálódik. Jelentősen átalakítja ezzel a terület fajösszetételét, a fajszám csökkenését okozza, illetve nőni fog a gyom jellegű fajok mennyisége.

A vizsgálatok elsősorban arra irányultak, hogy történtek-e változások a vegetációban a vizsgált időszakban. Kérdés volt továbbá, hogy amennyiben megfigyelhetők változások, milyen irányban változik meg az eredeti vegetáció, a társulások fajösszetétele, és ezzel hogyan változnak a társulásokban a dominancia viszonyok és a domináns fajok.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A mintavételi területek

A mintavételi területek a Pannon biogeográfiai régióban a Duna-Tisza köze középtáj területén található (Marosi és Somogyi, 1990). Két mintaterületet választottunk, egy száraz és egy nedves gyepek a Kiskunsági Nemzeti Park törzsterületén. A homokon kialakult száraz fekvésű legelő Bugac településtől nyugatra fekszik; a nedvesebb gyepek Tatárszentgyörgytől nyugatra helyezkedik el.

A bugaci száraz fekvésű homoki legelő (*Potentillo arenariae-Festucetum pseudovinae* Soó, 1938, 1940), magasabb térszínen található. 1990 óta folytatnak rajta legeltetést. 2000-ig szabad legeltetést alkalmaztak, majd 2000 óta szakaszos legeltetést végeznek. A területen szarvasmarha és juh legel. A gyepek terhelése 0,5 db számos állat/ha.

A tatárszentgyörgyi mintaterület mélyebben fekvő, a *Deschampsion caespitosae* asszociációcsoportba sorolható (Borhidi, 2003) mocsárrét (*Agrostio-Deschampsion caespitosae* Ujvárosi 1947) társulással jellemezhető. A mintaterületen helyenként szikesedés is megfigyelhető, illetve kiszáradó lápréti vegetáció fragmentek is (*Molinio-Salicetum rosmarinifoliae* Magyar ex Soó 1933) megjelennek. A területet kizárólag szarvasmarhával legeltetik, de a gyepek terhelése megegyezik az előzővel: 0,5 db számos állat/ha.

Adatgyűjtés

A tatárszentgyörgyi cönológiai felvételeket 2007, 2008, 2009 és 2010 júniusában, a bugaci felvételeket 1997, 2005 és 2010 júniusában készítettük. A felvételezéshez Braun-Blanquet (1964) módszerét használtuk, 2x2 m-es kvadrátokat alkalmaztunk, melynek során a borítási értéket minden fajhoz százalékban kifejezve becsültük meg. Ugyanakkor minden szint borítási értékét külön vettük fel, így adódhatott helyenként több mint 100%-os összborítás is. A fajnevek Simon (2000) nomenklaturáját követik.

A gyephasználati intenzitás változásának nyomon követésére, a karámtól távolodva három szakaszra osztottuk a legelőt.

„A” zóna: 0-50 m, a legintenzívebb használat, zavarás és taposás figyelhető meg

„B” zóna: 50-150 m között közepes intenzitású használat érvényesül

„C” zóna: 150 m-nél tovább a legkisebb intenzitású használat.

Minden egyes zónában 5-5 cönológiai felvételt készítettünk.

A táblázatokban és a grafikonokon használt rövidítések a következők: amikor az 5 felvétel átlagát vizsgáljuk, mind a települést, mind a zónát, mind pedig az évszámot feltüntetjük (pl. BA97, ahol B: a település [Bugac], A: az állólótól 0-50 m-re lévő távolság, 97: az évszám: 1997). Mindezen túl, ha az egyes cönológiai felvételt is jelöljük, akkor az évszám után 1-5-ig terjedő szám is szerepel. Amennyiben csak az egyes mintaterületek „A”, „B” vagy „C” zónáit hasonlítjuk össze, akkor évszámot nem használunk.

Az adatok feldolgozása

A cönológiai adatok feldolgozásakor a fajszámok megadása és a Shannon-diverzitás kiszámítása alkalmával az összes felvett faj figyelembe vettük. Az accidenter, fajokat, amelyeknek előfordulása 1% alatt volt, a klasszifikációs és ordinációs elemzések alkalmával nem szerepeltek. Az 1. táblázat összeállításakor így csak a nagyobb gyakoriságú és borítási értékű fajokat, mint diagnosztikai fajokat vettük figyelembe. A csoportosítást Borhidi (1995) szociális magatartási típusai és Simon (2000) természetvédelmi kategóriái alapján végeztük el.

A bioindikátor értékek közül a relatív vízigény (WB), relatív nitrogénigény (NB) és a relatív hőmérsékleti igény (TB) alapján értékeltük az adatokat (Borhidi, 1995). Az életformákat Simon (2000) munkáját alapul véve Pignatti (2005) kategóriáival egészítettük ki.

A statisztikai elemzések során normális eloszlású modelleket állítottunk fel, melyekben függő változóként szerepelt a fajszám illetve az egyedszám (növényeknél borítási érték), random faktorként vettük be a modellbe a gazdálkodó, valamint a terület hatását.

Kiszámoltuk az egyes területekre jellemző átlagos összborítást, átlagos fajszám és Shannon-diverzitás értékét (Pilou, 1975). A gyephasználatai intenzitás hatásának lemerésére ezeket páronként hasonlítottuk össze többszörös varianciaanalízissel (ANOVA). Post hoc tesztként a Tukey HSD eljárást alkalmaztuk, amely korrigált p értéket ad, így a Bonferroni korrekció elvégzése szükségtelenné válik.

A cönológiai felvételek Shannon-diverzitásának kiszámolása után az egyes zónák („A”; „B”; „C” átlagát vettük, ezeket hasonlítottuk össze a növekvő zavarás mellett mindkét legelőn.

A két vizsgált területre/legelőre, illetve a 3-3 különböző gyephasználati intenzitásra nagyon pontos, közérthető kifejezést kell találni és azokat következetesen használni, mert e nélkül nagyon nehéz követni a mondandókat.

EREDMÉNYEK

Fajösszetétel, vegetációelemzés, fajdiverzitás

A fajszámok alakulását mutatja az 1. és 2. táblázat. A legnagyobb összes fajszám a bugaci „B” zónában volt, de a bugaci „C” zóna is nagy fajszámmal rendelkezett. A tatárszentgyörgyi „C” zónában a fajszámok kisebb értékeket mutatnak, ezen a legelőn is a „B” zónában volt a legmagasabb a fajszám. Bugacon az éves bontás alapján a teljes fajszám esetében folyamatos csökkenés látható, a „C” zónában pedig fajszám növekedés mutatkozik.

1. táblázat

A bugaci cönológia felvételek teljes fajkészlete a vizsgált években, a „B” és „C” területek fajszámai éves bontásban

	1997-2010
Bugac A	35
Bugac B	50
Bugac C	47

	1997	2005	2010
Bugac B	38	36	31
Bugac C	37	41	38

Table 1: Whole species set of coenological recordings from Bugac in the examined years and number of species from "B" and "C" zones by year

2. táblázat

A tatárszentgyörgyi cönológiai felvételek teljes fajkészlete a vizsgált években, a „B” és „C” területek fajszámai éves bontásban

	2007-2010
Tatárszentgyörgy A	23
Tatárszentgyörgy B	39
Tatárszentgyörgy C	38

	2007	2008	2009	2010
Tatárszentgyörgy B	28	32	30	30
Tatárszentgyörgy C	28	27	32	38

Table 2: Whole species set of coenological recordings from Tatárszentgyörgy in the examined years and number of species from "B" and "C" zones by year

Az átlagos fajszám alakulása kvadrátonként viszont más tendenciát mutat. A „C” zónában fajszám kiegyenlítődés látható. A „B” zónában a legnagyobb összefajszám ellenére az átlagos fajszám alapján kisebb értékek jellemzőek, amely értékek a vizsgálati időszakban emelkedést mutatnak.

A Shannon-diverzitás értékeit kiszámolva a következő állapítható meg: Bugacnál a karámhoz közeli „A” zónában minden évben kisebb a diverzitás, mint a távolabbi területeken, 2,291 az összes év átlagát tekintve. A következő „B” és „C” zónákban rendre nagyobb (2,881 és 3,025). Mindhárom zónában megfigyelhető, hogy az 1997-es év a legalacsonyabb diverzitású, a 2005-ös és 2010-es évek magasabb diverzitás értékkel szerepelnek (1. ábra).

A bugaci területen a diverzitás a karámhoz közeli „A” zónában jelentősen nem változott a vizsgált időszakban, az egyes években 2,15, 2,41 és 2,30 volt. A diverzitási érték az istállótól távolodva nőtt a vizsgált időszakban, ez mind a „B” zónára, ahol az értékek 2,48, 2,97 és 3,18 voltak, mind a legtávolabbi „C” zónára jellemző volt (2,89, 2,92 és 3,25).

Hasonló következtetésre jutunk a fajszámok alakulásának vizsgálatával. A nagymértékű zavarásnak kitett „A” zónában a legkisebb a fajszám. A „B” és a „C” zónában a fajszám nagyobb és az idővel is nő.

Tatárszentgyörgyi felvételek esetében is elmondható, hogy a vizsgálati évek átlagát tekintve a diverzitás a karámhoz közeli „A” zónában a legalacsonyabb (1,62), míg a távolabbi „B” és „C” zónák magas diverzitási értékkel rendelkeznek (2,93 és 2,80).

Érdekes jelenség, hogy a karámhoz közeli „A” zónában az első két évben 2007-2008-ban viszonylag nagy volt a diverzitás (2,03 és 2,10), majd a 2009 és 2010-es években hirtelen lecsökkent (1,32 és 1,03). A középső „B” zónában a vizsgált 4 év alatt a diverzitás szinte állandó, a legtávolabbi „C” zónában kezdetben közepes, majd a következő 3 évben nagy volt (2. ábra).

1. ábra: A bugaci mintaterületek (A, B, C) diverzitási értékei (A: az átlag értékek, B: egyutas ANOVA eredmények)

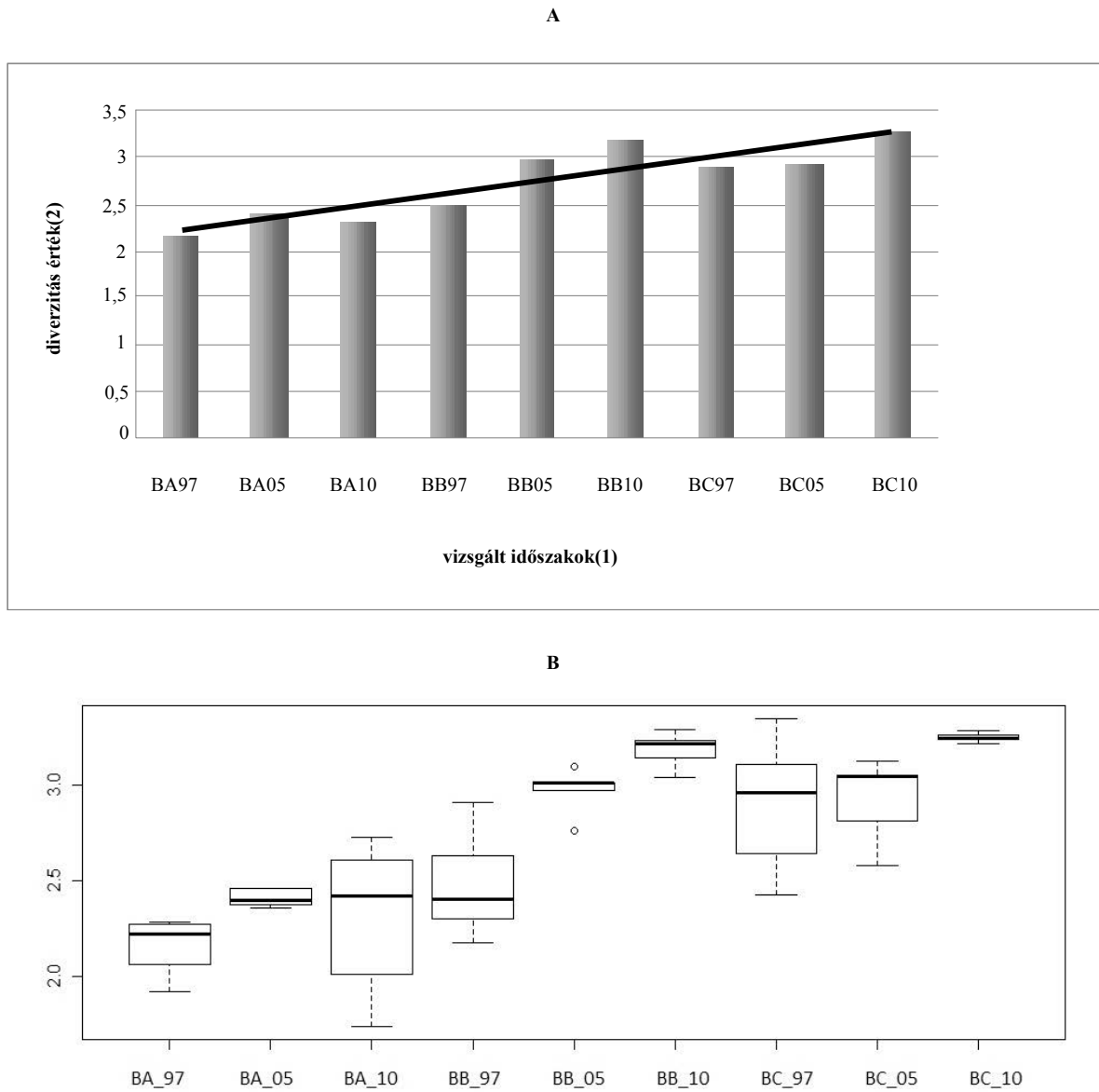


Figure 1: Diversity values of sample areas ("A", "B" and "C" zones) of Bugac (A: average values, B: results of one-way ANOVA) examined periods(1), diversity values(2)

2. ábra: A tatárszentgyörgyi mintaterületek (A, B, C) diverzitási értékei (A: az átlag értékek, B: egyutas ANOVA eredmények)

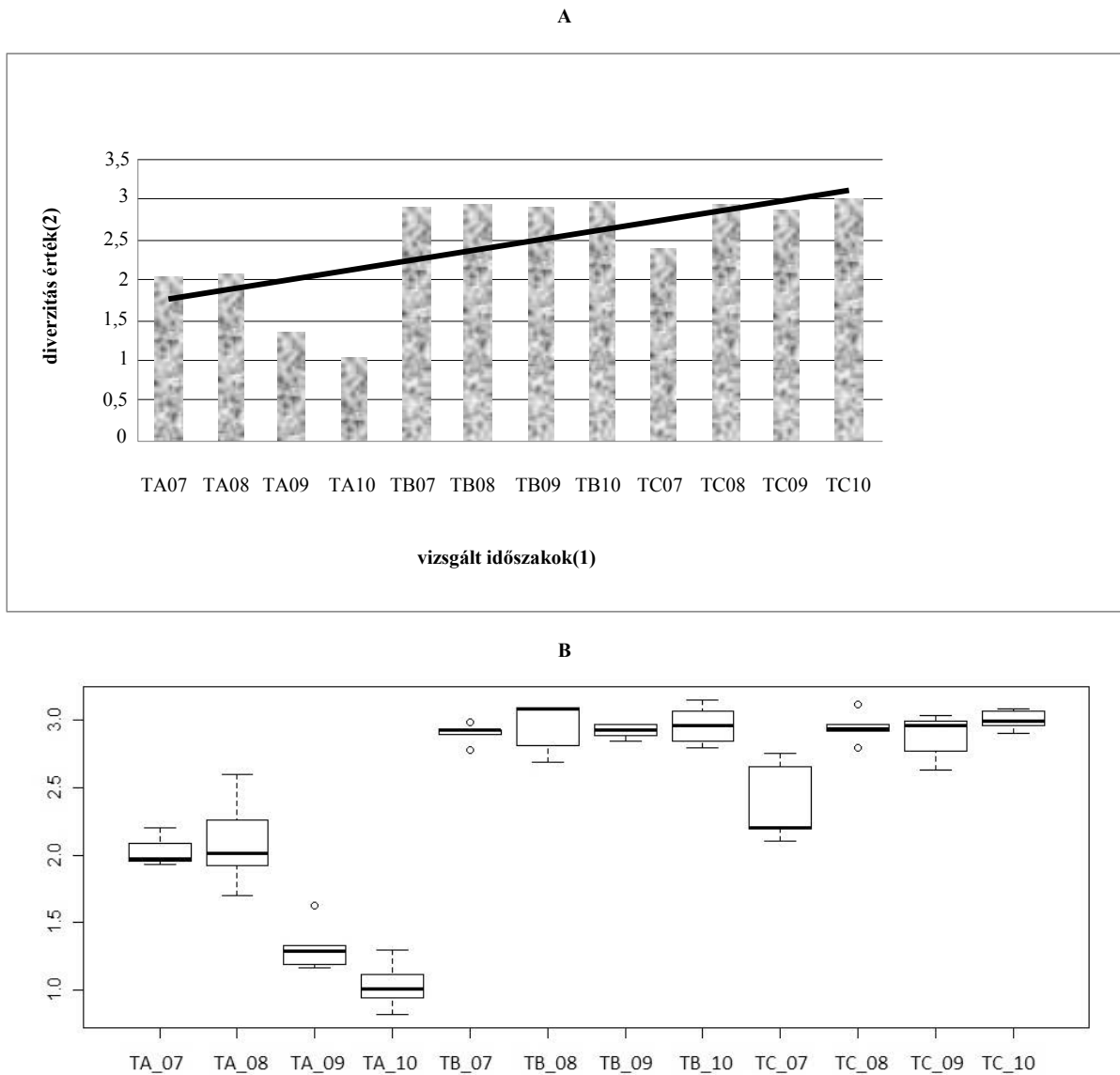


Figure 2: Diversity values of sample areas ("A", "B" and "C" zones) of Tatárszentgyörgy (A: average values, B: results of one-way ANOVA)

examined periods(1), diversity values(2)

A cönológiai felvételekben előforduló fontos és meghatározó pázsitfűvek közül a 3. ábra a *Cynodon dactylon*, a *Festuca pseudovina* és a *Poa angustifolia* előfordulását mutatja a bugaci szárazgyepben. A *Cynodon dactylon* mindvégig megtalálható, de maximumát az „A” túllegeltetett zónában éri el. A faj a 1997-es „B” zónában kijelölt 5 kvadrát felvételei közül a 2. és 3. kvadrátban is nagy, közel 20%-os borítással volt jelen. A *Festuca pseudovina* a „B” zónában fordult elő nagy borítási értékekkel, de a területen mindenhol megtalálható. A *Poa angustifolia* legjelentősebb előfordulása az 1997-es felvételek „C” zónájának kvadrátjaiban volt, majd 2005-re 10% körüli értékre csökkent.

A Borhidi-féle relatív nitrogénigény értékszámokat alapul véve a következőket állapíthatjuk meg: A szárazabb bugaci területen a

karámtól távolodva csökken a fajok nitrogénigényét mutató indikátorszám (NB) átlaga, pontosabban a karámhoz közelebbi taposott, trágyázott részen a nitrogénkedvelő fajok szaporodnak fel (4. ábra). Az 5 kvadrát fajlistáját alapul véve az átlagos nitrogénigény a karámtól távolodva 4,66, 4,00 és 3,91, csökkenő tendenciát mutat.

A fajok relatív vízigényét mutató átlagértékek alapján mindkét legelő legnedvesebb részének a „B” zónához tartozó kvadrátok mutatkoznak (5. ábra). Jól kirajzolódik, hogy a karám körüli területek értékei megegyeznek, de attól távolodva Bugacon száraz termőhelyet jeleznek a fajok, Tatárszentgyörgyön pedig a nedves területek fajai dominálnak.

A hőigény átlagértékei egyértelműen a bugaci területeket jelzik melegebbnek, szárazabbnak (6. ábra).

3. ábra: A bugaci mintaterületek (A, B, C) domináns pázsitfű fajainak %-os előfordulása

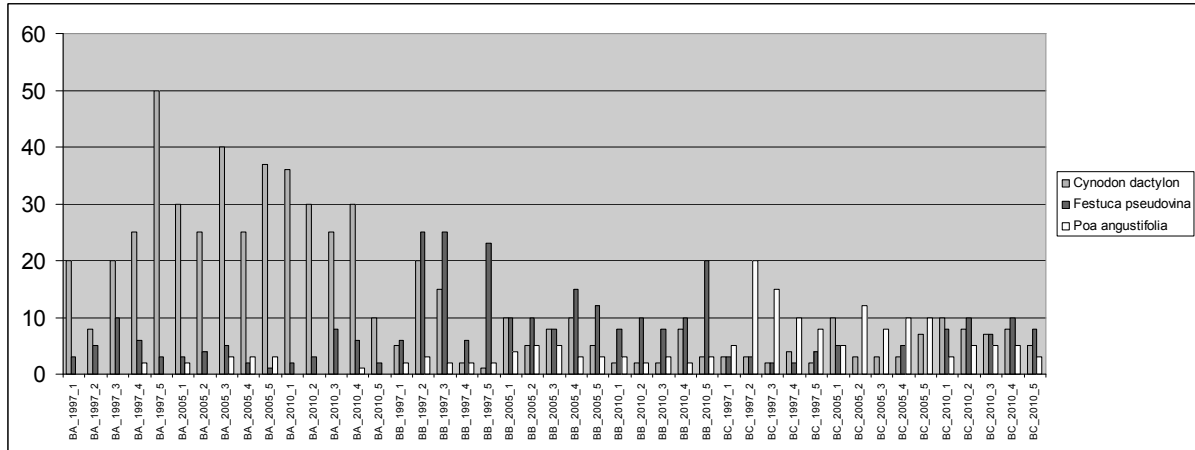


Figure 3: Occurrence of dominant grass species in percentages at the examined fields in Bugac ("A", "B" and "C" zones)

4. ábra: A relatív nitrogénigény átlagértékei a bugaci és tatárszentgyörgyi területeken

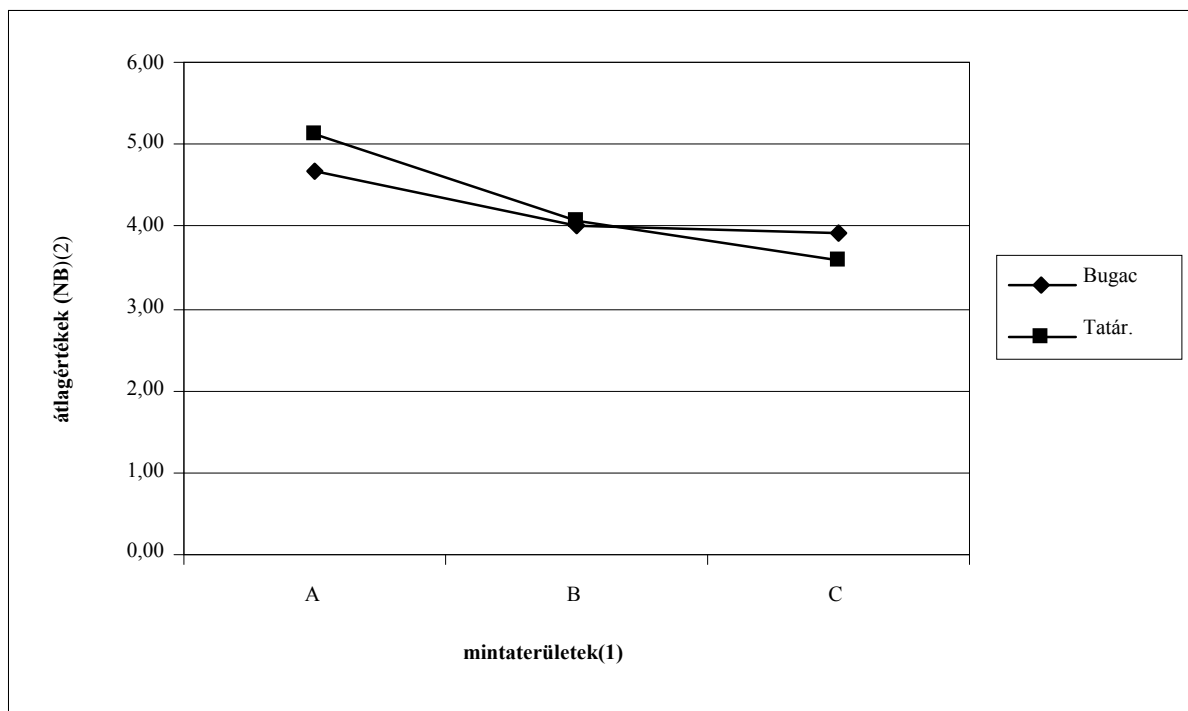


Figure 4: Average of relative nitrogen demand in fields of Bugac and Tatárszentgyörgy sample areas(1), relative nitrogen demand(2)

5. ábra: A relatív vízigény átlagértékei a bugaci és tatárszentgyörgyi területeken

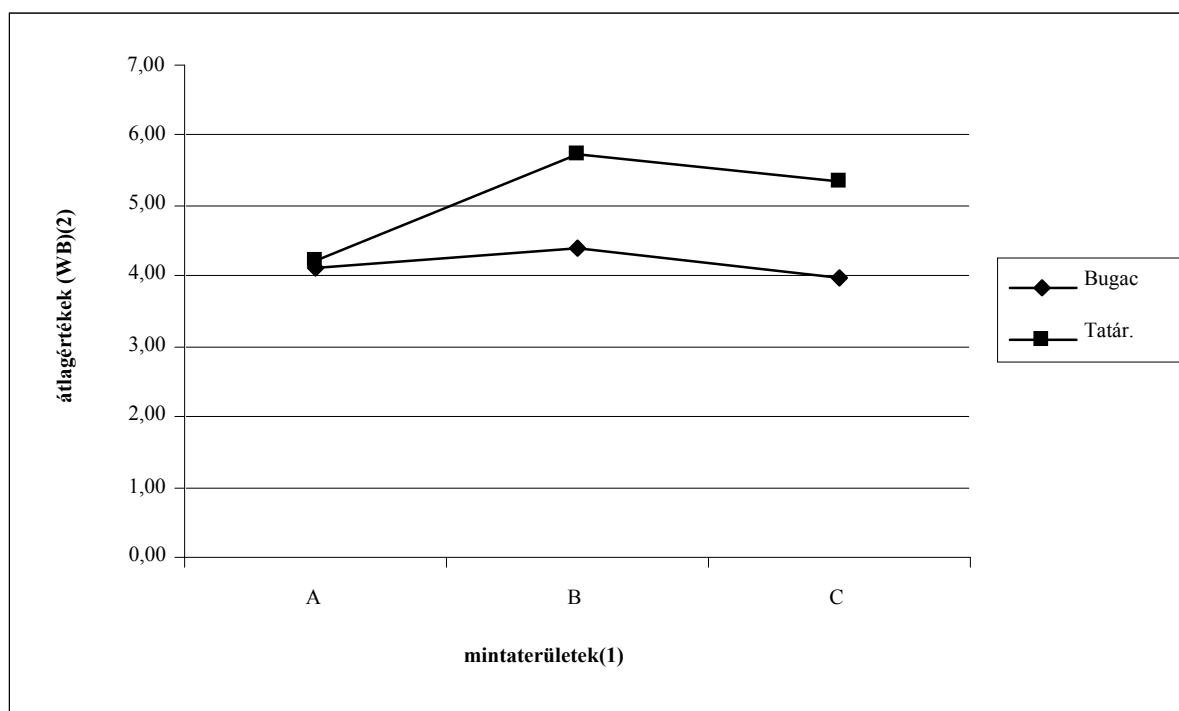


Figure 5: Average of relative water demand in fields of Bugac and Tatárszentgyörgy sample areas(1), relative water demand(2)

6. ábra: A relatív hőigény átlagértékei a bugaci és tatárszentgyörgyi területeken

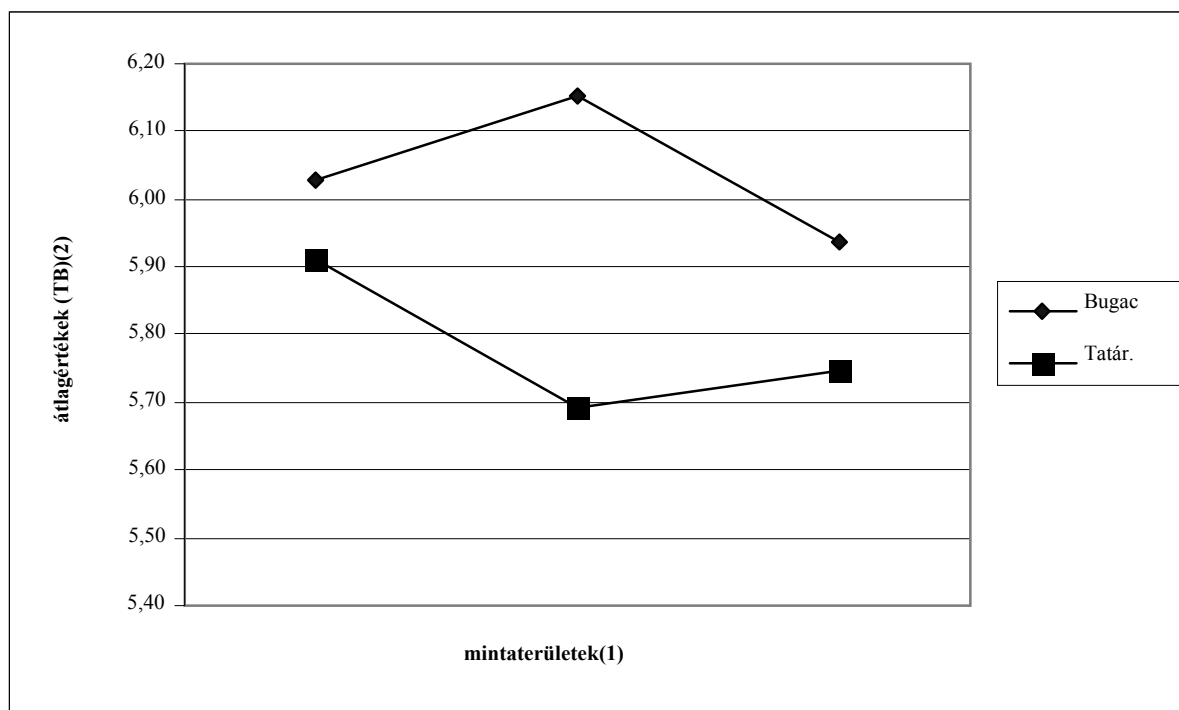


Figure 6: Average of relative heat demand in fields of Bugac and Tatárszentgyörgy sample areas(1), relative heat demand(2)

Az életformák szerinti megoszláskor jelentős változások láthatók (7. ábra) az egyes zónák kvadrátaiban. Az „A” zónákban fajszámában az egyéves felemelkedő szárú fajok (T scap) mennyisége mindkét legelőn a legnagyobb (9, illetve 8 faj). Emellett a kúszó évelő (H rept) fajok aránya is

nagy. Az évelő gyepes fajok (H caesp) mennyisége a karámtól távolodva nő. Az évelő felemelkedő hajtású (H scap) fajokkal együtt a legnagyobb fajszámot adják. A tatárszentgyörgyi „B” zónában jelentős még az évelő kúszó fajok (H rept) mennyisége (13 faj).

7. ábra: Az életformák megoszlása a bugaci és tatárszentgyörgyi területeken

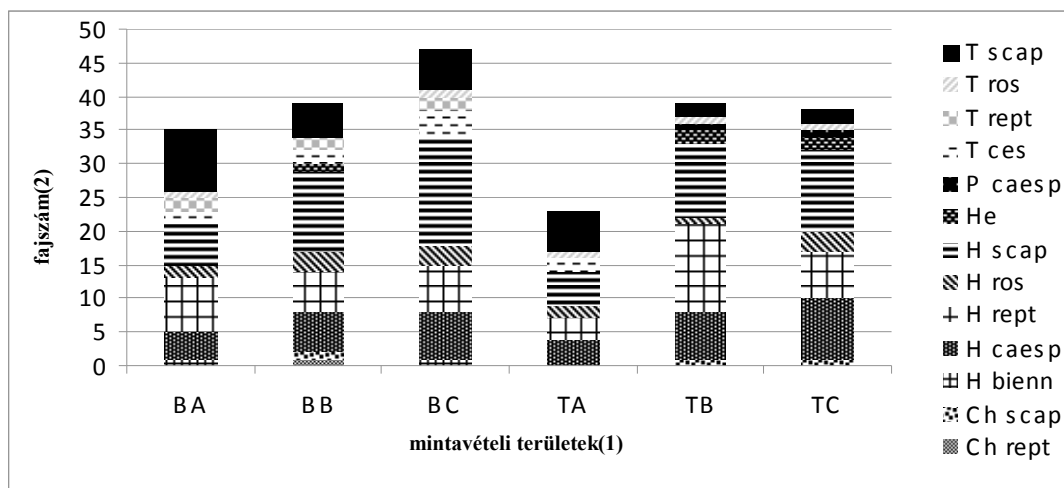


Figure 7: Distribution of life forms in Bugac and Tatárszentgyörgy fields sample areas(1), species number(2)

A fajok legelőnkénti, azon belül zónánkénti és gyephasználati típusonkénti megoszlását mutatja a 3. táblázat.

Az „A” zóna felvételeinek fajai közül 3 gyomjellegű faj volt, ami csak itt fordult elő. Azon fajok közül, amelyek általánosan minden területen megtalálhatók, csak 1, a Simon (2000) szerint a

természetes vegetációra jellemező faj volt jelen, az *Achillea asplenifolia*, ugyanakkor Borhidi (1995) ezt a taxont zavarástűrőnek tekinti. A terület kategóriáktól függetlenül előforduló fajok közül 10 volt gyomjellegű faj. Ezen túl, pedig csak zavarástűrők vannak jelen, szintén nagy aránnyal: 47%-kal.

3. táblázat

A bugaci és tatárszentgyörgyi cönológiai felvételek diagnosztikai fajainak megoszlása

(GY: gyomok, E: edafikus, RC: ruderalis kompetitorok, K: kompetitorok, DT, TZ: zavarástűrők, C: kompetitorok, G: generalisták, TP=NP: természetes pionir)

	BA	± SD	BB	± SD	BC	± SD	TA	± SD	TB	± SD	TC	± SD
Csak „A” területek fajai(1)												
GY (RC)												
<i>Amaranthus retroflexus</i>	1	±1.00	0,1	±0.25	0	±0.00	0,4	±0.67	0	±0.00	0	±0.00
<i>Poa humilis</i>	0,3	±0.68	0	±0.00	0	±0.00	4,5	±2.32	0	±0.00	0	±0.00
<i>Polygonum aviculare</i>	0,9	±1.33	0	±0.00	0	±0.00	3,9	±2.17	0	±0.00	0	±0.00
<i>Veronica arvensis</i>	0,3	±0.70	0	±0.00	0	±0.00	0,1	±0.22	0	±0.00	0	±0.00
A, B és C területen előforduló fajok(2)												
K (DT)												
<i>Achillea asplenifolia</i>	0,07	±0.25	2,3	±2.56	1,33	±1.67	0	±0.00	2,1	±1.02	1,5	±1.46
GY (RC)						±1.67						
<i>Agropyron repens</i>	2,2	±2.70	2,9	±2.01	6,4	±1.67	0	±0.00	0,35	±0.67	0,9	±1.66
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	0,8	±1.14	0,1	±0.25	0	±0.00	0,45	±0.88	0	±0.00	0	±0.00
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	0,87	±0.74	0	±0.00	0,13	±0.51	0,4	±0.88	0	±0.00	0	±0.00
<i>Conyza canadensis</i>	1,13	±0.99	0	±0.00	0,07	±0.25	0,35	±0.67	0	±0.00	0	±0.00
<i>Eryngium campestre</i>	0,93	±1.53	1,7	±3.34	0,2	±0.77	4,35	±2.88	0	±0.00	0	±0.00

<i>Euphorbia cyparissias</i>	0	±0.00	0,1	±0.51	0,8	±2.14	0,4	±0.99	0	±0.00	0	±0.00
<i>Medicago lupulina</i>	1,27	±1.43	2,6	±1.59	1,87	±2.06	0	±0.00	0,65	±0.75	0	±0.00
<i>Silene alba subsp. Longolia</i>	0,67	±1.67	0	±0.05	0,33	±1.67	0,65	±0.88	0	±0.00	0	±0.00
<i>Ononis spinosa</i>	0,13	±0.35	4,5	±3.70	4,33	±3.59	1,2	±1.23	2	±1.29	2,1	±1,80
<i>Taraxacum officinale</i>	0,93	±1.09	0,8	±0.86	0,27	±0.59	0,2	±0.89	0,25	±0.63	0	±0.00
TZ (DT)												
<i>Achillea collina</i>	2,8	±3.72	5,7	±3.11	2,93	±1.94	2,05	±2.01	2,3	±0.92	0,6	±0,10
<i>Bromus mollis</i>	2,87	±3.13	0,9	±1.22	0,2	±0.41	3,2	±2.56	0	±0.00	0	±0.00
<i>Bromus tectorum</i>	0,87	±1.18	0	±0.00	1,07	±1.83	0,1	±0.44	0	±0.00	0	±0.00
<i>Centaurea panonica</i>	0,13	±0.35	0,3	±0.49	0,13	±0.52	0,4	±0.82	4,7	±3.13	2,6	±2.28
<i>Cynodon dactylon</i>	27	±10.91	6,5	±5.43	5,2	±2.85	45	±18.06	4,95	±3,39	2,8	±1.40
<i>Festuca pseudovina</i>	1,13	±1.06	13	±6.81	4,5	±3.48	0	±0.00	0,3	±0.73	1,9	±1.65
<i>Lolium perenne</i>	9,2	±10.15	5,7	±12.56	1,13	±0.74	6,7	±6.11	0	±0.00	0	±0.00
<i>Plantago lanceolata</i>	2,2	±1.56	3,9	±2.81	2,07	±1.09	0,9	±1.02	0,45	±0.82	0,9	±0,71
<i>Poa angustifolia</i>	0,93	±1.27	2,9	±1.03	8,27	±4.74	6	±5.11	0,65	±1,18	3,7	±2,36
<i>Trifolium repens</i>	1,2	±2.62	4,4	±2.35	1,27	±1.03	1,85	±2.34	0,15	±0,67	0	±0.00
TZ, GY (DT)												
<i>Potentilla reptans</i>	0,1	±0.35	0,3	±0.70	1,7	±1.58	0	±0.00	0,9	±0.58	2	±0.51
<i>Trifolium pratense</i>	0,3	±0.70	1,5	±1.50	1,3	±1.62	0,3	±0.78	0,2	±0.48	0	±0.44
Csak Bugacon található fajok(3)												
K, E (C, G)												
<i>Astragalus cicer</i>	0,1	±0.51	1,7	±1.75	0,1	±0.35	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
<i>Astragalus onobrychis</i>	0	±0.00	0	±0.00	0,5	±0.83	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
<i>Carex stenophylla</i>	1,5	±3.87	1,6	±1.68	0,7	±0.96	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
<i>Coronilla varia</i>	0	±0.00	0,3	±1.29	0,73	±1.33	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
<i>Potentilla arenaria</i>	0	±0.00	1,7	±0.00	0,8	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
<i>Salvia pratensis</i>	0	±0.00	0,3	±1.29	1,2	±2.83	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
<i>Thymus pannonicus</i>	0	±0.00	1,5	±3.99	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
TP, NP												
<i>Bromus squarrosus</i>	0	±0.00	0	±0.00	1,1	±3.13	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
<i>Trifolium campestre</i>	0,67	1,11	2,6	±2.13	0,67	±0.97	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
TZ (DT)												
<i>Medicago falcata</i>	0,3	±0.59	1,3	±1.43	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
<i>Veronica prostrata</i>	0	±0.00	0,4	±0.50	0,5	±0.51	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
K, TP (NP, G)												
<i>Anthemis ruthenica</i>	0,2	±0.41	0,6	±0.63	0,3	±0.59	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
<i>Medicago minima</i>	0,5	±0.83	1,3	±1.22	0,6	±0.50	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
<i>Poa bulbosa</i>	0	±0.00	0,9	±1.53	0,7	±0.70	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
<i>Potentilla argentea</i>	0	±0.00	0,2	±0.77	0,7	±0.97	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
<i>Veronica chamaedrys</i>	0	±0.00	0,7	±0.97	0,9	±0.63	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
TP, NP												
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	1,4	±1.68	1,1	±1.50	0,3	±0.70	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
GY (RC)												
<i>Carduus nutans</i>	0,2	±0.77	0,5	±1.35	1,1	±1.22	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00
Csak Tatárszentgyörgyön előforduló fajok(4)												
K, E (C, G)												
<i>Carex distans</i>	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	2	±1.93	2	±2.02
<i>Carex flacca</i>	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	1,9	±1.59	4	±3.62
<i>Carex panicea</i>	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0,4	±0.87	0	±0.00
<i>Centaureum erythraea</i>	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0,7	±0.67	0	±0.67
<i>Crataegus monogyna</i>	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0,2	±0.69	1	±0.68
<i>Genista tinctoria</i>	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0,1	±0.44	1	±0.82

<i>Linum austriacum</i>	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.52
<i>Lotus tenuis</i>	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	1,5	±0.68	1	±0.44
<i>Mentha aquatica</i>	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0,6	±0.88	0	±0.87
<i>Molinia coerulea</i>	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0,4	±0.88	1	±2.44
<i>Odontites rubra</i>	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	1	±0.56	0,8	±0.61
<i>Plantago maritima</i>	0	±0.00	0,1	±0.25	0	±0.00	0	±0.00	1,5	±1.35	2	±1.29
K (S)												
<i>Polygala amarella</i>	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	0,8	±0.71	1	±0.71
Bugac és Tatárszentgyörgy B és C területein található fajok(5)												
K, E (C, G)												
<i>Agrostis stolonifera</i>	0	±0.00	0,5	±1.55	0	±0.00	0	±0.00	8,2	±4.79	7	±5.59
<i>Botriochloa ischaemum</i>	0	±0.00	0,3	±1.29	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	1	±1.14
<i>Chrysopogon gryllus</i>	0	±0.00	0,9	±1.84	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	2	±2.94
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0	±0.00	0,4	±1.54	1,3	±2.02	0	±0.00	7,3	±4.72	10	±11.60
<i>Galium verum</i>	0	±0.00	2,6	±2.52	7,3	±4.70	0	±0.00	2,5	±0.94	2	±1.06
<i>Serratula tinctoria</i>	0	±0.00	0,4	±1.54	2,9	±2.79	0	±0.00	6,8	±3.17	4	±1.98
<i>Tetragonolobus maritimus</i>	0	±0.00	0,4	±0.73	0,4	±0.82	0	±0.00	1,8	±1.15	2	±1.68
GY (TC)												
<i>Inula britannica</i>	0	±0.00	0,1	±0.35	0	±0.00	0	±0.00	0,6	±0.82	0	±0.73
<i>Ranunculus acris</i>	0	±0.00	0,1	±0.25	0	±0.00	0	±0.00	1,1	±0.97	0	±0.30
<i>Senecio erucifolius</i>	0	±0.00	0	±0.00	0,3	0,72	0	±0.00	1,2	±0.95	1	±0.59
<i>Trifolium fragiferum</i>	0,3	0,07	0	±0.00	0	±0.00	0	±0.00	1,6	±1.57	0	±0.00
TP (NP)												
<i>Cerastium semidecandrum</i>	0		0		1,5	±1.88	0	±0.00	0	±0.00	0	±1.46
TZ, GY (DT)												
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	0	±0.00	0,5	±1.18	0	±0.00	0	±0.00	0,6	±1.27	1	±1.46
<i>Dactylis glomerata</i>	0	±0.00	2,4	±2.47	3,3	±2.46	0,3	±0.80	1,5	±1.19	4	±3.34
<i>Festuca arundinacea</i>	0	±0.00	2,3	±3.08	2,9	±2.26	0	±0.00	12	±6.86	8	±6.66
<i>Leontodon hispidus</i>	0	±0.00	0	±0.00	0,1	±0.35	0	±0.00	0,8	±0.76	0	±0.67

Table 3: Distribution of coenological recording species at Bugac and at Tatárszentgyörgy (GY: weeds, RC: ruderal competitors, K: competitors, E: edafic, DT, TZ: disturbance tolerants, C: competitors, G: generalists, TP = NP: natural pioneers)

only the species of „A” areas(1), species occurring on „A”, „B” and „C” areas(2), species occurring on the Bugac only(3), species occurring on the Tatárszentgyörgy only(4), species occurring „B” and „C” areas of Bugac and Tatárszentgyörgy(5)

A 8. ábra a bugaci cönológiai felvételek klasszifikációs értékelését mutatja. A karámközeli „A” csoport felvételei már 0,5-0,6 különbözőségi szinten elkülönülnek. Az „A” zóna felvételei közé ebben az esetben is beékelődnek az 1997-es „B” zóna felvételei. A dendogram 0,3-as különbözőségi szintjén a „B” zóna 2005 és 2010-es év felvételeit egy csoportba rendezi. A „C” zóna kvadrátjai egy halmazba tömörülnek. Figyelem, a 2. ábráról ezek az értékek nem olvashatók le!

A 9. ábra a tatárszentgyörgyi cönológiai felvételek klasszifikációs értékelését mutatja. A dendogram 0,8-as különbözőségi szintjén két csoport különül el. Az „A” zóna egységes tömböt alkot; a „B” zóna felvételei egységesen középső tömbben találhatóak. Leolvasható továbbá két – egy 2009-es és egy 2008-as – „C” zónába tartozó felvétel. A „C” zónák felvételei két csoportba szerveződnek. A 2007-es felvételek egységes tömbbe különülnek el.

8. ábra: A bugaci területek cönológiai eredményeinek klasszifikációja

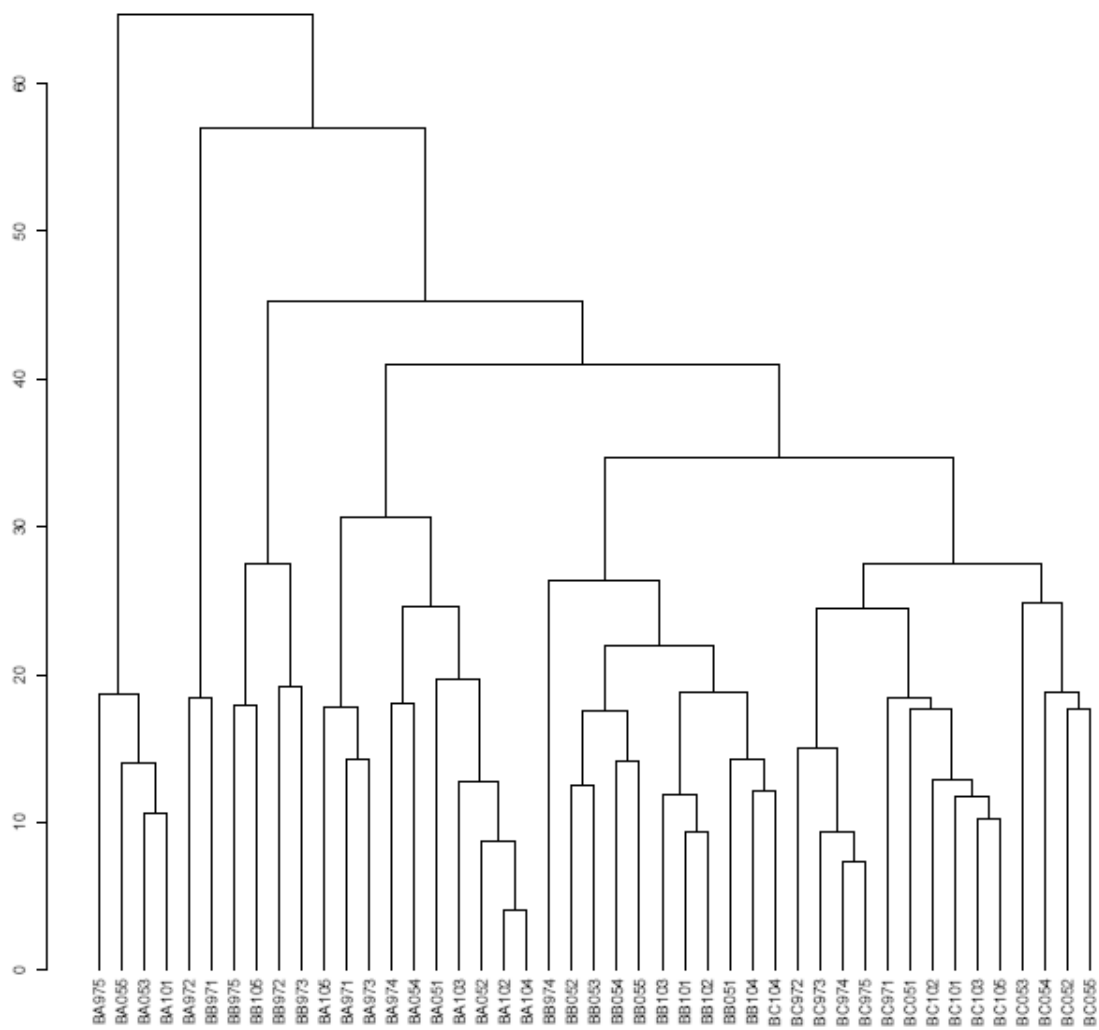


Figure 8: Classification of coenological results from Bugac

9. ábra: A tatárszentgyörgyi területek cönológiai eredményeinek klasszifikációja

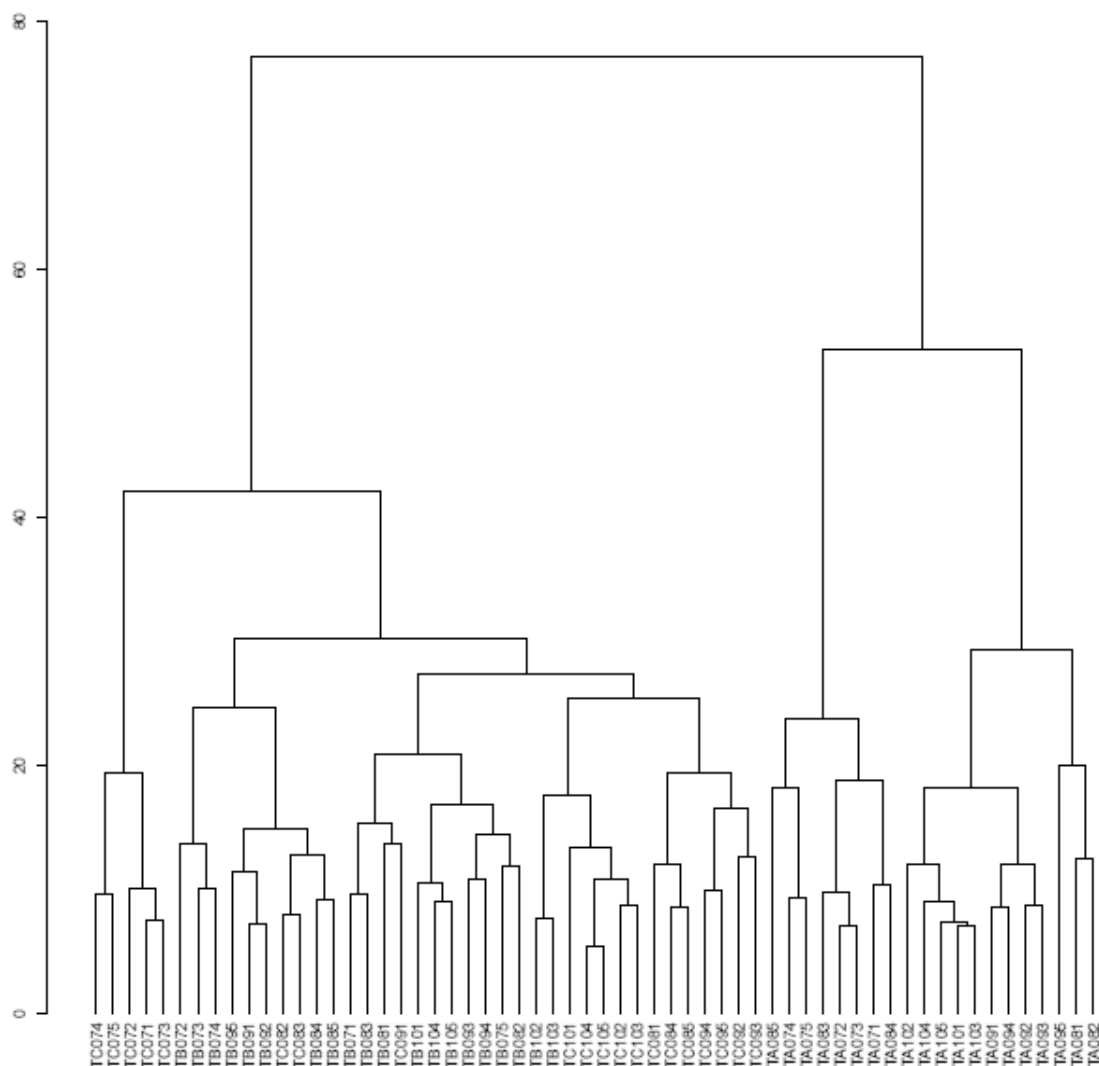


Figure 9: Classification of coenological results from Tatárszentgyörgy

ÉRTÉKELÉS

A karámhoz közeli zóna („A”) elsősorban gyomfajokban gazdag. Hasonló megállapításra jutott a vizsgálati területén Wilson és MacLoad (1991) is. A pázsitfű fajok közül a *Poa humilis* is csak itt, a túllegeltetett és taposott területeken fordul elő. Ez a faj – hasonlóan több pannon túllegeltetett térszínhez (Szentés et al., 2007; 2009a, b; Penksza et al., 2009) – a túllegeltetés indikátorfajaként is figyelembe vehető, ugyanakkor ruderalis területeken szintén jellemző (Penksza és Böcker, 1999/2000). A cönológiai felvételekben az általánosan előforduló fajok – melyek kb. a diagnosztikai fajok negyedét jelentik – gyomok vagy zavarástűrők, ami egyértelműen zavart területek növényzetét mutatja (Simon, 1988). Ugyanakkor a bugaci száraz gyeppen, homoki legelőn és a tatárszentgyörgyi nedves

térszínen a vegetáció jellemző természetes fajai nem csak megtalálhatók, hanem fajszámban és borítási értékben is kiemelkedőek.

A legeltetés a területek fajösszetételét az előzetes hipotézissel szemben jelentősen nem alakította át, a vegetáció összetétele meghatározó és visszafordíthatatlan módon nem változott meg. Számos munkával összehasonlítva, megerősítette a vizsgálat, hogy a legeltetés a legelő fajösszetételére és fajszámára kedvezően hat (Catorci et al., 2009, 2011; Tóth et al., 2003; Noy-Meir et al., 1989; Fernández-Alès et al., 1993; Hadar et al., 1999).

A bugaci mintaterület felvételei látszólag ellentmondanak ennek, mert a „B” zónában a fajszám a vizsgálati időszak alatt folyamatosan csökkent. Ennek magyarázata, hogy a területen a 2001-es évben a terület túlzott használata lehet az oka. A korábbi nagyobb fajszám a gyomfajok magasabb

arányú jelenlétéből is adódott. Az össz fajszám nagy volt, azonban az átlagos fajszám, illetve az egyes kvadrátok fajszáma nem volt magas. A bugaci terület magasabb fajszám-értékei a terület száraz jellegének is köszönhetőek, a nedves fekvésű gyepeken a fajszám az alföldi régióban is rendszerint alacsonyabb (Borhidi, 2003; Herczeg et al., 2006; Kiss et al., 2006; Penksza et al., 2009).

A bugaci „C” zónában kisebb volt a fajszám, 1997-ben gyakorlatilag felhagyott területnek minősült. Ez megerősíti több olyan dolgozat eredményét, amelyek szerint felhagyott területeken a fajszám csökken (Smith és Rushton, 1994). Számos kutatás szerint a megfelelő legeltetés kedvez a növényi fajgazdagságnak (Huston, 1994; Proulx és Mazumder, 1998; Pykälä et al., 2004). Losvik (1999) szerint a növényi fajgazdagság csökken a kaszálás és a legeltetés felhagyásával, amelyet alátámaszt Smith és Rushton (1994) is, akik szerint a fajgazdagság és diverzitás kisebb az alullegetetett területeken, mint a túllegeltetett zónákban. Jelen vizsgálatunk is ezt a megállapítást erősíti meg. A pázsitfűvek mennyisége a legeltetés során megnőtt (McNaughton és Chapin, 1985), ami jól követhető a különböző zónákban, azonban a domináns fajok tekintetében jelentős eltérések adódtak. Mindkét mintaterületen az „A” zónában a zavarást jól tűrő *Cynodon dactylon* borítása volt jelentős. Mindkét mintaterület „B” zónájában, de különösen a bugaci száraz gyepeken a zavarást is szintén jól tűrő *Festuca pseudovina* volt domináns. A *Festuca arundinacea*, *Molinia coerulea*, mely fajok a nedves területek jellemző fajai, a tatárszentgyörgyi felvételekben mutattak nagy borítási értékeket. E fajok a tatárszentgyörgyi „B” zónában a legeltetési nyomás következtében jelentek meg nagyobb arányban, ezzel szintén igazolva, hogy a legeltetés a pázsitfűvek mennyiségét megnöveli (McNaughton és Chapin, 1985; Catorci et al., 2011).

A diverzitási értékek az istállótól távolodva nőttek a vizsgált időszakban, ez mind a „B” zóna területére, mind a legtávolabbi „C” zónára jellemző volt. Ez azt mutatja, hogy a karámtól távolodva a zavarás mérséklődésével előtérbe kerülhetnek a természetes regenerációs folyamatok, a szukcesszió során nő a közösség komplexitása (Virágh és Bartha, 1996; Pykälä et al., 2005; Tóthmérész, 1995). Hasonló következtetésre jutunk a fajszámok alakulásának vizsgálatával. Nagymértékű zavarás esetén („A” zóna) a sztochasztikus folyamatok kerülnek előtérbe, kisebb a rendezettség, és kevésbé megjósolható a fajszámok alakulása, illetve a mért adatok erősen szórnak (Házi et al., 2011; Luoto et al., 2003; Tóthmérész, 1995). A másik két, távolabbi zónában a fajszám változása pozitív korrelációt mutat az idővel, vagyis időben monoton nő, várakozásainknak megfelelően. Noha a fajszám nem teljesen megbízható ismérve egy társulásnak,

azonban a tapasztalt diverzitási adatokkal összevetve a két mérőszám kölcsönösen kiegészíti egymást, megbízhatóságuk növekszik (Virágh és Bartha, 1996; Pykälä et al., 2005; Luoto et al., 2003; Házi et al., 2011).

A relatív ökológiai értékek alapján a karámhoz közeli területek „A” zónára jellemező, hogy az előforduló fajok nagy nitrogénigényűek, melynek oka az állatok fokozott trágyázása a területen (Penksza et al., 2009a, b). A „B” és a „C” zónában az alacsonyabb legeltetési intenzitás (kisebb mértékű taposás, trágyázás) kisebb nitrogén (Penksza et al., 2009a, b) igényű fajok megjelenését eredményezte. A fajok relatív vízigénye (WB) alapján mindkét mintaterületen a „B” zóna adódott a legkisebbnek. A tatárszentgyörgyi „B” zónában a nedves területek fajai dominálnak, ami a magas vízigényű *Carex* fajok csak ebben a zónában való előfordulásának köszönhető (Simon, 2000; Borhidi, 1995). A fajok relatív hőigénye (TB) alapján jól kirajzolódik, hogy a bugaci terület szárazgyepi vegetációval rendelkezik, és minden zónában melegebb éghajlati területekre jellemző fajokból áll. A legnagyobb eltérés a „B” zónában látható, ami a tatárszentgyörgyi nedvesebb, és ez által hűvösebb területek fajait (pl. *Carex* spp., *Mentha aquatica*, *Molinia coerulea*) is tartalmazza. Az életformák szerinti megoszláskor jelentős eltérések is tapasztalhatók az egyes zónák kvadrátaiban. Az „A” zónában az egyéves (T scap) fajok mellett mind százalékban, mind fajszámában jelentős a kúszó évelő (H rept) fajok mennyisége, mely fajok az intenzív legeltetés hatására felszaporodnak (Catorci et al., 2011; Gatti et al., 2007). Az erősen legeltetett „A” zónában a túllegeltetés hatására a másik két zónához mérten az egyéves és a rozettás fajokra vonatkozóan nem volt tapasztalható jelentősen nagyobb borítási érték, mely eredmény az irodalmi közlésekkel ellentétet mutat (Kahmen és Poschlod, 2008; Catorci et al., 2011). Az évelő gyepes fajok (H caesp) mennyisége viszont az irodalmi közléseknek megfelelően (Gatti et al., 2007; Sebastia et al., 2008) a karámtól távolodva, de a gyephasználati intenzitás csökkenésével párhuzamosan nőtt. A tatárszentgyörgyi „B” területen jelentős még az évelő kúszó fajok (H rept) mennyisége is, ami az intenzív legeltetési hatást mutatja (Gatti et al., 2007; Sebastia et al., 2008).

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönjük a Kiskunsági Nemzeti Parknak a segítséget. A kutatást a FP7/2007-2013, BioBio: „Indicators for biodiversity in organic and low-input farming systems” project és a ZA-18/09 számú Magyar-Dél-Afrikai kétoldalú Kormányközi TÉT pályázat támogatta.

IRODALOM

Adler, P. B.-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.
- Bakker, J. P.-Olf, H.-Willems, J. H.-Zobel, M. (1996): Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *J. Veg. Sci.* 7:147-156.
- 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.
- Borhidi A. (2003): Magyarország növényátulása. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Braun-Blanquet, J. (1964): *Pflanzensoziologie* 3. Aufl. Wien, Springer-Verlag.
- Brizuela, M. A.-Cid, M. S. (1993): Initial signs of overgrazing in a heterogeneous pasture under continuous grazing by sheep. *Revista Argentina de Produccion Animal*. 13: 61-70.
- 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. *J. Veg. Sci.* 10: 723-730.
- 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 conservation*.
- 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.-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.-Ottaviani, G.-Ballelli, S.-Cesaretti, S. (2011): Functional differentiation of central apennine grasslands under mowing and grazing disturbance regimes. *Polish Journal Ecology*. in press
- Fernández-Alés, R.-Laffarga, J. M.-Ortega, F. (1993): Strategies in Mediterranean grassland annuals in relation to stress and disturbance. – *J. Veg. Sci.* 4: 313-322.
- Fuls, E. R. (1992): Ecosystem modification created by patch-overgrazing in semi-arid grassland. in: *Journal of Arid Environments*. 23: 59-69.
- Gatti, R.-Galliano, A.-Catorci, A. (2007): Valore pastorale delle praterie montane dell'Appennino maceratese (In: *Le praterie montane dell'Appennino maceratese*, Eds: A. Catorci, R. Gatti) – *Braun-Blanquetia* 42: 247-253.
- Hadar, L.-Noy-Meir, I.-Perevolotsky, A. (1999): The effect of shrub clearing and grazing on the composition of a Mediterranean plant community: functional groups versus species. – *J. Veg. Sci.* 10: 673-683.
- Házi, J.-Bartha, S.-Szentés, Sz.-Wichmann, B.-Penksza, K. (2011): Seminaturland grassland management by mowing of *Calamagrostis epigejos* in Hungary. *Plant Biosystem* 145(3): 699-707.
- 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.
- Huston, M. A. (1994): *Biological diversity. The coexistence of species in changing landscapes*. Cambridge: Cambridge University Press.
- 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.
- Jávör A.-Molnár Gy.-Kukovics S. (1999): Juhtartás összehangolása a legelővel. (In: Nagy G.-Vinczeffy I. eds.) *Agroökológia – Gyep - Vidékfejlesztés*. pp. 169-172.
- Kahmen, S.-Poschlod, P. (2008): Effects of grassland management on plant functional trait composition. – *Agric. Ecosyst. Environ.* 128: 137-145.
- 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.
- Kárpáti L.-Takács G. (2008): A gyepék jelentősége a Natura 2000 programban. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 6: 13-17.
- Kiss, T.-Malatinszky, Á.-Penksza, K. (2006): Comparative coenological examinations on pastures of the Great Hungarian Plain I. (horse and cattle pasture near Hódmezővásárhely). *Tájökológiai 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. *J. Veg. Sci.* 10: 697-708.
- Lavorel, S.-Touzard, B.-Leberon, 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. pp. 664-665.
- Losvik, M. (1999): Plant species diversity in a old, traditionally managed hay meadow compared to abandoned meadows in southwest Norway. *Nordic J. Bot.* 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 for Nature Conservation* 11: 171-178.
- Marosi S.-Somogyi S. (szerk.) (1990): *Magyarország kistájainak katasztere*. I. MTA FKI, Budapest.
- McNaughton, S. J.-Chapin, F. S. (1985): Effects of phosphorus nutrition and defoliation on C4 graminoids from the Serengeti plains. – *Ecology* 66: 1671-1629.
- 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.
- Moog, D.-Poschlod, P.-Kahmen, S.-Schreiber, K. F. (2002): Comparison of species composition between different grassland management treatments after 25 years. – *Appl. Veg. Sci.* 5: 99-106.
- 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. *J. Veg. Sci.* 7: 329-336.
- Noy-Meir, I.-Gutman, M.-Kaplan, Y. (1989): Responses of mediterranean grassland plants to grazing and protection. *Journal of Ecology* 77: 290-310.
- Olf, H.-Ritchie, M. E. (1998): Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 261-265.

- 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. *J. Veg. Sci.* 10: 717-722.
- Peco, B.-Sánchez, A. M.-Azcarate, F. M. (2006): Abandonment in grazing systems: Consequences for vegetation and soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113: 284-294.
- Penksza, K.-Böcker, R. (1999/2000): Zur Verbreitung von *Poa humilis* Ehrh. ex Hoffm. in Ungarn. *Bot. Közlem.* 86-87: 89-93.
- Penksza, K.-Szentes, Sz.-Házi, J.-Tasi, J.-Bartha, S.-Malatinszky, Á. (2009a): Grassland management and nature conservation in natural grasslands of the Balaton Uplands National Park, Hungary. *Grassland Science in Europe* 15: 512-515.
- Penksza K.-Tasi J.-Szabó G.-Zimmermann Z.-Szentes Sz. (2009b): Természetvédelmi célú botanikai és takarmányozástani vizsgálatok adatai Káli-medencei juhlegelőhöz. – *Gyepgazdálkodási Közlemények* 7: 51-58.
- Pielou, E. C. (1975): *Ecological diversity*. New York
- Pignatti, S. (2005): Valori di bioindicazione delle piante vascolari della flora d'Italia - *Braun-Blanquetia* 39: 1-97.
- Pratt, D. (2002): *Stop Overgrazing*. Beef. Minneapolis. 38:12. 22.
- 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.-Luoto, M.-Heikkinen, R. K.-Kontula, T. (2004): Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. – *Basic and Applied Ecology* 6: 25-33.
- 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.
- Roberts, D. W. (1996): Landscape vegetation modelling with vital attributes and fuzzy system theory - *Ecol. Model.* 90: 175-184.
- 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, pp. 317-330.
- Sala, O. E.-Lauenroth, W. K.-McNaughton, S. J.-Rusch, G.-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, pp. 129-149.
- Sebastià, M. T.-de Bello, F.-Puig, L.-Tauli, M. (2008): Grazing as a factor structuring grasslands in the Pyrenees. – *Appl. Veg. Sci.* 11: 215-222.
- Simon T. (1988): A hazai edényes flóra természetvédelmi értékének becslése. – *Abstracta Botanica* 12: 1-23.
- Simon T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója*. Tankönyvkiadó, Budapest.
- 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.
- Statutory Instrument (1996): *The Beef Special Premium Regulations 1996*. No. 3241. Queen's Printer of Acts of Parliament, United Kingdom. 1-15.
- 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.-Wichmann, B.-Házi, J.-Tasi, J.-Penksza, K. (2009a): Vegetáció és gyep termelés havi változása badacsonytördemeci szürkemarha legelőn és kaszálón. *Tájökológiai Lapok* 7(2): 319-328.
- 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.
- 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.
- Virág, 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.