

KASZÁLÁS HATÁSA A NÖVÉNYZETRE A NYÍRŐLAPOS (HORTOBÁGY) HÁROM NÖVÉNYTÁRSULÁSÁBAN

DEÁK BALÁZS ÉS TÓTHMÉRÉSZ BÉLA

Debreceni Egyetem, TTK, Ökológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Pf. 71.
debalazs@freemail.hu, tothmerb@delfin.klte.hu

BEVEZETÉS

Hazai gyepeink értékes tagjai a Kárpát-medence növényvilágának (Kelemen 1997). Közöttük találhatjuk a szikes területeket, melyek sajátos flórájuk és faunájuk, nagy és összefüggő kiterjedésük, viszonylagos természetes állapotuk miatt unikális értéket képviselnek. A hazai gyepek 26%-a szikes területen fekszik, ez hozzávetőleg 5500 km²-t tesz ki. Ebből a természetközeli állapotú legelők és kaszálók területe 1500 km². A szikes területeknek a legelőkön belüli részesedése 35–45%, a kaszálók aránya ennél jóval kisebb (Kelemen 1997). Általában elmondható róluk, hogy regenerációs képességük igen jó, hiszen a tapasztalatok szerint a drasztikus beavatkozások – rizskultúra, melioráció, beszántás – után is viszonylag hamar regenerálódnak (Kelemen 1997). A szikes területek növényfajainak versenyképessége az adott talajviszonyok között igen magas, ezért kevésbé hajlamosak a gyomosodásra.

A Hortobágyot borító vegetáció kialakulásában meghatározó szerepet játszott az évszázadokon át folytatott legeltetés és a réti társulásokban végzett kaszálás (Szujkó-Lacza 1982). Ezek a hagyományos és extenzíven folytatott gazdálkodási formák az utóbbi pár emberöltő alatt átalakultak, és alkalmazásuk egyre kisebb területekre szorult vissza.

A hortobágyi élőhelyek nagyobb mértékű pusztulása a II. világháború után kezdődött, ami főként a művelési ág váltásban, és az ezzel kapcsolatos tevékenységekben (gyepek feltörése, melioráció, talajjavítás) nyilvánult meg (Bodó és Salamon 1976). Egy újabb, nagyobb hullám indult meg a privatizáció után, mikor is a helytelen és szakszerűtlen gazdálkodás vált a fő veszélyforrássá a felaprózódott területeken. Ez utóbbi azért is okoz problémát, mert a területek kis mérete és nagy száma miatt figyelemmel kísérésük sok energiát köt le.

A természetvédelem szempontjából a kívánatos cél az lenne, ha a tájhasználat tekintetében visszatérnénk a hagyományos, vagy legalábbis az extenzív gazdálkodási módokhoz, melyek a helyi viszonyok ismeretének birtokában a természet erőforrásaival összhangban, évszázadok tapasztalatai alapján működtek. Ezek segítségével a Hortobágyot, mint egy féltermészetes, de termé-

szeti adottságai miatt, mindenképpen értékes tájat őrizhetnénk meg (Borhidi és Sánta 1999).

A területek kaszálása, legeltetése természetesen a növénytársulásokra van elsődlegesen hatással. Befolyásolja azok fajösszetételét, diverzitását, mozaikosságát, valamint biomasszájukat. Fontos szerepe van a szervesanyag felhalmozódásának megakadályozásában, ezáltal (is) növeli a fajgazdagságot és megakadályozza a kontrollálatlan tüzek kialakulását. A kezelések azonban nem csupán a növénytársulások szempontjából fontosak, hanem jelentős hatással vannak a szikes területek gerinctelen- és madárfaunájára is.

A Hortobágygal foglalkozó első irodalmak a puszta jelenlegi képének kialakulásával, többek között az erdősödés hiányával foglalkoztak. Ezzel kapcsolatban több elmélet is napvilágot látott, melyeket Soó foglal össze (Soó 1931). Kerner (1863, 1886) az erdősödés hiányát csupán klimatikus okokra vezette vissza. Ő volt az első, aki felismerte a puszta pontusi jellegét. Bernátsky (1905, 1911) szerint a puszta kialakulását és az erdősödés hiányát edafikus okokra lehet visszavezetni, amit az itt megtelepedő nomádok legeltetése és mezőgazdasága is elősegített. Borbás (1902) szerint a puszta kialakulása nagymértékben antropogén hatás eredménye. Rapaics (1918) szintén a neolitikum óta itt élő népek erdőirtásaira hivatkozik. Varga-Sípos és Varga (1993) szerint az első emberi beavatkozások a réz-, bronzkor és a neolitikum korára tehetőek. A római időkben a helyenként gyeptelkekkel megszakított mocsárvilág volt jellemző, ahol az itt élő népek pásztorkodással foglalkoztak. A Hortobágy vegetációjának kutatásával többen is foglalkoztak. Rapaics, 1916-os „*A Hortobágy növényföldrajza*” című munkájában a Hortobágy talajainak kialakulásával, növénytársulásaival és azok eredetével foglalkozik. Ő a hortobágyi szikes növénytársulások másodlagos eredetét hangsúlyozta. Magyar (1928) elsők között dolgozta fel a hortobágyi növénytársulásokat és rendszerezte őket. Soó (1931) főleg a puszta növényvilágának kialakulását taglalja, valamint az 1933-ban megjelent „*A Hortobágy növénytakarója*” című művében átfogó képet ad a Hortobágyon előforduló társulásokról (Soó 1933). A Hortobágy flórájának flóraelemösszetételét Máthé dolgozta fel (Máthé 1941). A Nyírőlaposról az első megjelent irodalom egy természetvédelmi útmutató (Varga-Sípos et al. 1982), mely a területről egy összefogó talajtani, botanikai, zoológiai ismertetést tartalmaz. Varga-Sípos (1984) foglalkozott először behatóbban a Nyírőlapossal, ahol a társulások fitocönológiai és szukcessziós kapcsolatait vizsgálta. Tóth (1988) munkájában a hortobágyi löszös területek leírását találhatjuk meg. A Hortobágy negyedkori geológiai fejlődéstörténetével Sümegi et al. (2000) foglalkozik részletesebben.

Ahhoz, hogy az aktív természetvédelem a legeltetést és kaszálást, mint rekonstrukciós és konzervációs eszközt használni tudja, szükségesek további kutatási eredmények, melyek az alkalmazásuknál felmerülő kérdésekhez nyújtanak használható információt. Éppen ezért tartottunk időszerűnek és hasznosnak egy ilyen jellegű vizsgálatot, mely a kaszálás hatásaival kapcsolatban szolgáltat információt az aktív természetvédelmi kezelés megvalósításához.

ANYAG ÉS MÓDSZER

A Hortobágy az Alföld Közép-Tisza vidékének kistája, fiatal, a negyedkorban feltöltődött töréses medence (Temesi 1976). Kiterjedése 2300 km². Keletről a Hajdúsági löszhát, nyugatról a Közép-Tiszavidék határolja, déli szélén a Nagykunsággal érintkezik (Tóth 1988). A Hortobágy az Alföldi flóraidék (Eupannonicum) tiszántúli flórajárásához (Crisicum) tartozik. Flóráját nagyobb részét a szikes növénytársulások teszik ki (Borhidi 2003, Varga-Sípos 1984, Jakucs 1976).

A mintavételi terület a Hortobágy nyírőlaposi részén helyezkedik el (N 47° 34' E 21° 16'). Ez a Hortobágy egyik legkeletebbre fekvő területe. Debrecenről 28 km-re található nyugati irányban, a 33-as úttól északra. A Nyírőlaposon és a vele határos területeken a szolonyec talajon kialakult szikes társulások be nem szántott löszfoltokkal váltakoznak (Varga-Sípos et al. 1982). A terület növényzete igen változatos, megtalálható majdnem az összes a Hortobágyra jellemző növénytársulás: a szikes mocsári elemek, a szikes rétre jellemző társulások, a cickafarkfüves és ürmös szikes puszták, valamint a vakszikek és szikfokok. Ez a nagyfokú mozaikosság a területet igen értékes, védendő természeti értéké teszi.

A területen az elsődleges és másodlagos szikes jellegek keverednek. Elsődleges eredetre utalnak a területen nagy kiterjedéssel jelen lévő ürmös szikesek, ecsetpázsitos- és hernyópázsitos rétek, valamint a kisebb bárányparéjos vakszikek, a méz-pázsitos szikfokok és a kígyófarkfüves, vékony útifüves szikerek. További elsődleges szikes jellegre utaló tulajdonságok a nagymérvű mozaikosság és a geomorfológiai elemek gazdagsága. Másodlagos jellegre utalnak a kisebb kiterjedésben, de jelenlévő cickórós szikes pusztai elemek, valamint a *Glyceria maxima*-s mocsarak. A terület délnyugati részén egy régi folyómeder maradványai találhatóak, melyben ma mocsári, réti társulásokra jellemző fajok telepedtek meg, ami szintén a másodlagos jellegre utal (Molnár 2003).

A Nyírőlapos déli részén a nagyobb arányban jelen lévő nedves élőhelyet kedvelő szikes mocsári, magassásos és réti társulások mozaikolnak a szárazabb területeken megtalálható ürmös szikesekkel és a kisebb méz-pázsitos szikfokokkal, vakszikekkel. A Nyírőlapos déli területeit 2001-ig gépi kaszálással (kaszálógép) hasznosították, ami főként az ecsetpázsitos, tarackbúzás állományokra terjedt ki, ritkábban azonban a csetkákás, magassásos állományokat és az üdebb gyepeket is érintette a kaszálás. A kaszálás rendszerint június végén történt.

A területen három nedves szikes növénytársulásnak (*Caricetum melano-stachyae*, egy szárazodó, kisebb borításértékekkel réti elemeket is tartalmazó *Eleocharis uniglumis*-os mocsár, *Agrostio-Alopecuretum pratensis agropyretosum repentis*) a kaszálásra adott válaszait vizsgáltuk. A területen 2001 tavaszán mindegyik állományban két, állandó kvadrátokból álló kvadrátcsoportot jelöltünk ki, melyek egyenként 10 darab 2 m×2 m kvadrátot tartalmaztak. A kvadrátcsoportok kijelölését úgy végeztük, hogy a három kiválasz-

tott társulás egy kaszált és egy kaszálatlan állományába is kerüljenek kvadrátok. A kvadrátokban az adott felvételi időpontokban (lásd lentebb) a borításiértékeket jegyeztük fel százalékos pontossággal. Mivel a folyamatos kaszállással 2001-ben felhagytak, ezért a kvadrátok kaszálásáról a továbbiakban kézi kaszállással mi gondoskodtunk. Az így kezelt állományok mellett minden társulásban újabb mintavételi helyeket jelöltünk ki, melyek a továbbiakban nem voltak kaszálva. Így lehetőség nyílt arra is, hogy a kaszált és kaszálatlan állományok vizsgálata mellett figyelemmel kísérhessük a kaszálás elmaradásának hatását is. A 2002. évig összesen 5 alkalommal végeztünk felvételezést. Az első évi felvételezési időpontok 2001. június végén – július elején, valamint 2001. augusztus végén voltak. A második évi felvételezések időpontjai: 2002. május vége-június eleje, 2002. június vége-július eleje, 2002. augusztus vége.

Az öt felmérés adatainak segítségével a területek növényzetének összehasonlítását a Raunkiaer-féle életforma (Raunkiaer 1934, Simon 1992) és a Borhidi-féle szociális magatartástípusok (Borhidi 1993) kategóriái alapján végeztük. Az egyes csoportokra a borításadatok alapján számoltunk relatív gyakoriságot.

EREDMÉNYEK ÉS MEGVITATÁSUK

TEREPI TAPASZTALATOK

Már az első terepbejárások alkalmával is szembevető volt, hogy a kaszálás a szikes élőhelyekre nagymértékben jellemző mozaikosságot csökkentette. A kaszálás mindegyik vizsgált állományt homogenizálta. A kaszálatlan területeken a társulások közötti jellemzően éles határok, melyek tíz-harminc centiméter kiterjedésűek voltak, a kaszálás hatására több méteres szegélyzónává alakultak, melyekben a két társulás jellemző fajai keveredtek.

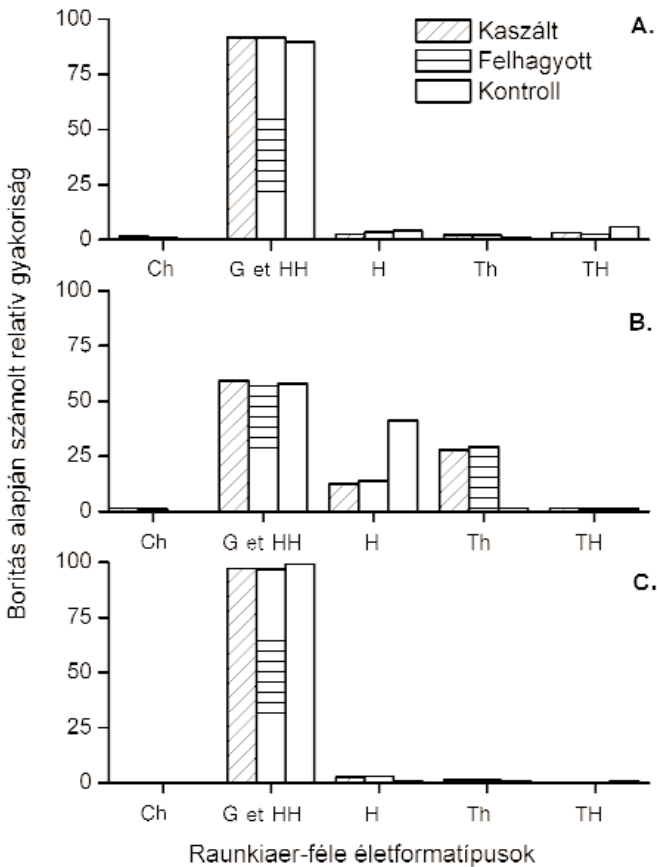
A filcesedés mértéke egy fontos tényező, amely társulástól viszonylag függetlenül megkülönbözteti a kaszálatlan (kontroll) területeket a kaszáltaktól. A kontroll területeken a filcesedés az elhalt növényi részek eltávolításának hiánya miatt sokkal nagyobb mértékű, mint a kaszált és felhagyott területeken. Két utóbbi között is különbség figyelhető meg. A kaszált területekhez képest a felhagyott területeken a filcesedés mértéke az elmúlt két évben kis mértékben nőtt.

A kaszálás bizonyos tekintetben hátrányos a területen található védett *Cirsium brachycephalum* számára. Ez a faj a bókoló sásos társulásban nagy egyedszámmal van jelen. A növény a kaszálások alkalmával levágásra kerül. Valószínűleg ennek tulajdonítható az a tény, hogy a kaszálatlan bókoló sásos társulásban egyedszámuk és így állományuk sűrűsége is nagyobb. Megfigyeléseink szerint a kaszáláskor levágott néhány tő nyár végére ismét virágozott, de a fajra jellemző 1,5–2 méteres magasság helyett az egyedek csupán 30–40 centiméterre nőttek meg, terméshozamuk sem érte el a szokásos mennyiséget.

Ebben közrejátszhat az is, hogy a kaszálás időpontjában a növény már jelentős energiákat fektetett a növekedésbe.

RAUNKIER-FÉLE ÉLETFORMATÍPUSOK

A bókoló sásos társulásban igen széles életformaspektrumot tapasztaltunk. A legjobban reprezentált csoportot a kryptophyták és közülük is a helophyták alkotják (1. ábra). A helophyták közül legnagyobb borítással a társulásalkotó



1. ábra A Raunkiaer-féle életformatípusok eloszlása a három vizsgált társulás állományaiban.

Jelölések: A – *Caricetum melanostachyae*; B – csetkákás; C – *Agrostio-Alopecuretum pratensis agropyretosum repentis* A Raunkiaer-féle életformatípusok jelölése:

Ch – *Chamaephyta*, G és HH – *Geophyta és Helophyta*, H – *Hemitherophyta*, Th – *Therophyta*, TH – *Hemitherophyta*

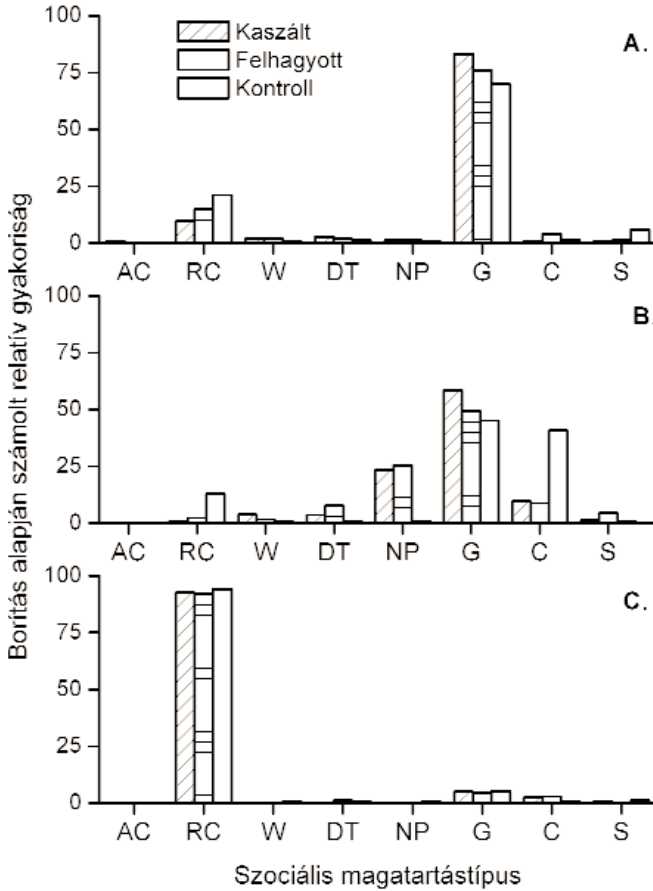
Carex melanostachya volt jelen, de más fajok, mint például a *Lycopus europeus* és a *Glyceria spp.* borítása is jelentős volt. A helophyták aránya a kaszálással nőtt. A kryptophyták közül a geophyta (*Elymus repens*, *Cirsium arvense*) és geophyta-helophyta (*Eleocharis uniglumis*) csoportokat figyelhettük meg nagyobb relatív borítással. A gyomfajnak minősíthető *Cirsium arvense* borítása a kontroll kvadrátcsoportban volt a legnagyobb (15,2%). Borítása a felhagyott kvadrátcsoportban kisebb (10,6%), a folyamatosan kaszált kvadrátcsoportban pedig a legkisebb (6,7%). Feltűnő a hemikryptophyták hiánya, melyek a többi környező társulásban gyakoriak. A hemikryptophyták alulreprezentáltságát a kis borítás okozza, hiszen a fajszámuk viszonylag magas. A kaszálás hatására jelentősen megnőtt a therophyták fajsza, valamint olyan fajok is megjelentek a kaszált kvadrátcsoportban, melyek a másik két kvadrátcsoportban nem voltak jelen (pl. *Cardamine parviflora*). Viszonylag nagyobb részesedéssel voltak jelen a hemitherophyta és hemitherophyta-hemikryptophyta fajok (*Cirsium brachycephalum*, *Inula britannica*). Ezen csoportok fajsza kicsi, ugyanakkor a borításuk nagy. Legnagyobb borításuk a kontroll állományban volt megfigyelhető.

A csetkákás társulás esetében is szembetűnik a kryptophyták magas részesedése (1. ábra). Ez nagyobbrészt az *Eleocharis uniglumis* (geophyta-helophyta) borításértékeire vezethető vissza. A kaszálás hatására a geophyták aránya csökkent, azonban a geophyta-helophyták aránya nőtt. A kaszált állományban a *Juncus compressus* jelenik meg, felváltva a másik két állományban jelen lévő *Elymus repens*-t és *Cirsium arvense*-t. A hemikryptophyták aránya szembetűnően magas volt a kontrollban. Közülük is elsősorban az *Agrostis stolonifera* volt jelen nagy borítással, mely megközelítette, valamint a nyár végi aszpektusban meg is haladta a társulásalkotó *Eleocharis uniglumis* borításértékeit. Bár a hemikryptophyták a borításadatokkal súlyozott értékek alapján nagyobb részesedéssel vannak jelen a kontrollban, a másik két állományban fajsza számuk szintén igen magas. A kaszálás és az ezzel járó csökkent mértékű filcesedés egyértelműen előnyös a kistermetű therophyták számára (*Bupleurum tenuissimum*, *Cerastium dubium*, *Atriplex littoralis*, *Atriplex hastata*, *Lactuca spp.*), melyek nagy borítással és fajsza számmal voltak jelen a kaszált és felhagyott állományokban.

A tarackbúzás állományokban a kryptophyták, közöttük is a geophyták domináltak, mely csoportot főként az *Elymus repens* alkotta (1. ábra). Borítása gyakran több mint 90%. A kryptophyták közül még a geophyta-helophyta csoport ért el jelentősebb relatív gyakoriságot. Ebbe a csoportba a társulás alsóbb szintjében található *Eleocharis uniglumis* tartozik, melynek borításértékei hasonlóak a három vizsgált állományban. A hemikryptophyták a kontroll területről majdnem teljesen hiányoztak, a másik két állományban kis borítással, de jelen voltak (pl. *Agrostis stolonifera*, *Alopecurus pratensis*, *Epilobium palustre* és a *Galium palustre*).

BORHIDI-FÉLE SZOCIÁLIS MAGATARTÁSTÍPUSOK

A bókoló sásos állományok mindegyikében a generalisták 60% feletti részese-
dással voltak jelen, arányukat jelentősen befolyásolta a kaszálás (2. ábra).
A kaszálás hatására az ebbe a csoportba tartozó fajok borítása nőtt. Még a



2. ábra A Borhidi-féle szociális magatartástípusok eloszlása a három vizsgált tárolás állományaiban.

Jelölések: A – *Caricetum melanostachyae*; B – Csetkákás; C – *Agrostio-Alopecuretum pratensis agropyretosum repentis*. Szociális magatartástípusok jelölése:

AC – agresszív tájidegen inváziós fajok, RC – ruderális kompetítorok,

W – természetes gyomfajok, DT – zavarástűrő természetes pionírok,

NP – természetes pionírok, G – generalisták, C – kompetítor fajok, S – specialisták

felhagyott állományban is magasabb borításértékeket értek el, mint a kontrollban. A kvadrátcsoportokban a legjelentősebb generalista faj a társulásalkotó *Carex melanostachya*. Ezen kívül igen nagy számban voltak jelen más generalista fajok is, de már kisebb borítással. A kompetitor fajok részeseződése mindhárom kvadrátcsoportban viszonylag kicsi volt, egyedül a felhagyott állományban mutatkozott kisebb növekedés, amit a *Glyceria fluitans* borításának növekedése okozott. Természetvédelmi szempontból fontos, hogy a kontrollal ellentétben a kaszált és a felhagyott területen a védett *Cirsium brachycephalum* részeseződése jelentősen csökkent. Ez a faj nem, vagy rosszul tolerálta a kaszálást. A ruderális kompetitorok aránya alacsonyabb a kaszált, valamint a felhagyott területen, ami a *Cirsium arvense* visszaszorulására vezethető vissza.

A vizsgált csetkákás állományok mindegyikében nagy részeseződéssel voltak jelen a generalista fajok (2. ábra). A kaszált állományban legmagasabb az arányuk és itt jelentkeztek a legnagyobb fajszámmal is. Bár mindhárom kezelési módnál több generalista fajt is találtunk, az egyetlen domináns faj az *Eleocharis uniglumis* volt. A kompetitorok tekintetében a kontroll jelentősen különbözik a másik két állománytól. Az itt tapasztalható borításérték növekedést az *Agrostis stolonifera* dominanciájának erősödése okozta. A kontroll területen feltűnő a természetes pionírok hiánya. Míg itt a természetes pionírok csak kis borítással és fajszámmal voltak jelen, addig a kaszált és felhagyott területen fajszámuk és borításuk jelentős. Különösen az *Atriplex littoralis* borítása volt nagy. A kontrollban a ruderális kompetitorok nagyobb arányban voltak megtalálhatók, mint a kaszált állományokban. A természetes élőhelyek zavarástűrő növényeinek magasabb arányát a kaszált és felhagyott állományban a *Juncus compressus* jelenléte okozta. A specialisták aránya a felhagyott állományban magasabb, mint a kaszálatlanban. Ez az *Aster tripolium* subsp. *pannonicum*-nak köszönhető.

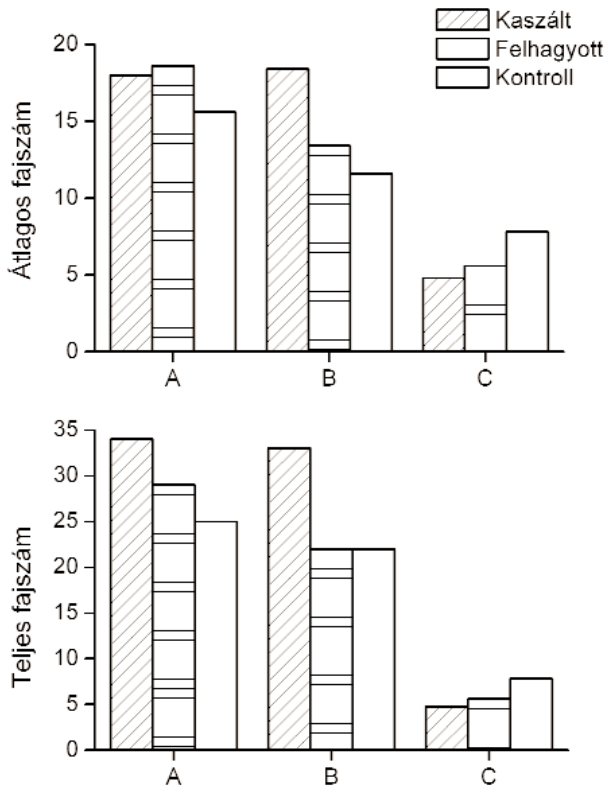
Az tarackbúzás állományokban a ruderális kompetitorok csoportjának részeseződése a legnagyobb (2. ábra). Ezt lényegében egy faj képviseli, a társulásalkotó *Elymus repens*. Részeseződése azonos a három vizsgált állományban. A kárpát-medencei társulásokban az *Elymus repens* jelenléte általában degradálódást jelez. Ezzel ellentétben a hortobágyi szikeseken természetes, társulásalkotó faj, azaz nem tekinthető degradálódást jelző fajnak. Ezért véleményünk szerint ebben az esetben helyesebb lenne a kompetitorok csoportjába sorolni. A másik nagyobb reprezentáltságú csoport a generalisták csoportja. Ennek a csoportnak domináns faja mindhárom állományban az *Eleocharis uniglumis*. A generalisták összesített borításértékei nem változtak jelentősen a kezelés hatására. A kompetitorok részeseződése a kaszált és a felhagyott állományban volt magasabb. A kaszálás hatására főként az *Agrostis stolonifera* és *Alopecurus pratensis* borításértékei növekedtek.

A FAJSZÁM VÁLTOZÁSA A KASZÁLÁS HATÁSÁRA

Jelentős fajszámbeli eltéréseket figyeltünk meg a kontroll, a kaszált és a felhagyott állományok között. (3. ábra) A kvadrátcsopontonkénti átlagos fajszám a bőkolós sásos társulásban, a felhagyott állományban volt a legmagasabb (18,6). Ennél csak kis mértékben volt kisebb a kaszált állomány fajszáma (18). A legfajszegényebb a kaszálatlan terület volt (15,6).

A csetkákás állományok esetén a kaszált területeken volt a legnagyobb a fajszám (18,4). A felhagyott állományban 13,4, míg a kontroll állományban 11,6 volt az átlagos fajszám.

A tarackbúzás állományban a kaszálás hatására az átlagos fajszám csökkent. Ezt valószínűleg az okozta, hogy a kaszálás elősegítette a tarackbúza vegetatív szaporodását. A fajszám a kontroll területen a legmagasabb (7,8), míg a felhagyott területen 5,6, a folyamatosan kaszált állományban mindössze 4,8 volt az átlagos fajszám.



3. ábra A fajszámok eloszlásai a három vizsgált társulás állományaiban.
Jelölések: A – *Caricetum melanostachyae*; B – csetkákás; C – *Agrostio-Alopecuretum pratensis agropyretosum repentis*

Amennyiben a két év felvételének összesített fajlistáját vizsgáljuk a bókoló sásos állományokban, valamelyest megváltozik a kép. Ebben az esetben a legmagasabb fajszámot a kaszált állományban kaptuk (34). Ezt követi a felhagyott állomány (29) és a kontroll (25). A csetkákás társulásban a kaszált állomány fajszáma a legmagasabb (33), ezt követi azonos értékekkel (22) a felhagyott és a kontroll terület. A tarackbúzás állományokban a kaszálás csökkentette az össz fajszámot (7). Ennél valamivel magasabb a felhagyott állomány fajszáma (9), és a legmagasabb a kaszálatlan területé (14).

ÖSSZEFOGLALÁS

Nedves sziki gyepeknek a kaszálásra adott válaszait vizsgáltuk. A vizsgált társulások a bókoló sásos (*Caricetum melanostachyae*), a csetkákás, és az ecsetpázsitos szikes rét tarackbúzás szubasszociációja (*Agrostio-Alopecuretum pratensis agropyretosum repentis*) voltak.

Általánosan kiemelhető változás a mozaikosság csökkenése a kaszálás hatására. Mivel a mozaikosság a Hortobágy egyik igen értékes tulajdonsága, ezért a kezelések tervezésekor ennek megóvását is szem előtt kell tartani.

A bókoló sásos állományban a kaszálás növelte az össz fajszámot, azonban a kvadrátonkénti átlagos fajszám a felhagyott állományban volt a legmagasabb. A kaszálás következtében a vizsgálati területen a *Cirsium brachycephalum* állománya jelentősen csökkent. A kaszálatlan állományokban igen hamar megindul a gyomosodás (a *Cirsium arvense* már a két éve felhagyott állományban is jelentős borítással volt jelen).

A csetkákás társulás állományai esetén a fajszám a folyamatosan kaszált területen magasabb volt (mind az összesített, mind a kvadrátonkénti átlagos fajszám alapján), míg a felhagyott területen a kontrolléval volt megegyező. A szikésekre jellemző therophyták (*Atriplex spp.*, *Bupleurum tenuissimum*, *Cerastium dubium*) aránya nőtt a kaszálás hatására. Itt is jellemző volt a felhagyott és kontroll területeken a *Cirsium arvense* térhódítása. A kontroll területen nagyobb borítással voltak jelen a hemikryptophyták, melyek a domináns fajok tekintetében diverzebbé tették az állományt.

A tarackbúzás állományokban a kaszálás káros hatásokkal járt. A fajszám a kaszálás hatására jelentősen csökkent. A kaszálás így mindenképpen kerülendő (a tarackbúzás társulás esetén), azonban ezekben az állományokban érdemes lenne megpróbálkozni a legeltetéssel.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Gőri Szilviának és Molnár Attilának (HNP) a kutatás során nyújtott segítségükért, Szilágyi Attilának (HNP) a terepi munkánk támogatásáért, míg Molnár V. Attilának (DE TTK Növénytani TSz.) a határozásokban nyújtott segítségért tartozunk köszönettel. Köszönjük Bagi Istvánnak és Matus Gábornak a cikk megszületése közben nyújtott értékes tanácsait.

IRODALOM

- Bernátsky J. 1905: A magyar Alföld sziklakó növényzetéről. *Annales Musei Hung.* 3: 121–124.
- Bernátsky J. 1911: A magyar Alföld pusztai és erdei növényzetéről. *Földrajzi Közlemények* 39: 261–277.
- Bodó I., Salamon F. 1976: A Hortobágy mezőgazdasága. In: Kovács G.-né, Salamon F. 1976 (szerk.) *Hortobágy a nomád Pusztától a Nemzeti Parkig*. Natura, Budapest.
- Borbás V. 1902: *Magyarország növényföldrajza*. Pallas lexikon 12., pp. 78–82.
- Borhidi A. 1993: *A magyar flóra szociális magatartási típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai*. Janus Pannonius Tudományegyetem Növénytani Tanszék, Pécs. 8.
- Borhidi A. 2003: *Magyarország növénytársulásai*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Borhidi A., Sánta A. (szerk.) 1999: *Vörös Könyv. Magyarország növénytársulásairól*. Természetbúvár Kiadó, Budapest.
- Jakucs P. 1976: A Hortobágy növényvilága. In: Kovács G.-né, Salamon F. 1976 (szerk.) *Hortobágy a nomád Pusztától a Nemzeti Parkig*. Natura, Budapest, pp. 38–55.
- Kelemen J. (szerk.) 1997: *Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez*. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- Kerner A. 1863: *Pflanzenleben der Donauländer*. Innsbruck.
- Kerner A. 1886: *Die Pflanzenwelt der Österreichisch - Ungarische Monarchie*. Österreich Ungarn in Wort und Bild. 1., Wien.
- Kovács G.-né, Salamon F. 1976: *Hortobágy a nomád Pusztától a Nemzeti Parkig*. Natura, Budapest.
- Magyar P. 1928: Adatok a Hortobágy növényzociológiai és geobotanikai viszonyaihoz. *Erdészeti Kísérletek* 30.
- Máthé I. 1941: Hortobágyi növényzövetkezetek flóraelem összetétele. *Debreceni Szemle* 15: 117–121.
- Molnár Zs. 2003: Hungarian alkali vegetation: Origins, landscape history, syntaxonomy, conservation. *Phytocoenologia* 33: 377–408.
- Rapaics R. 1916: A Hortobágy növényföldrajza. *Gazdasági Lapok* 68: 88–89, 102–103, 115–116, 124–126.

- Rapais R. 1918: Az Alföld növényföldrajzi jelleme. *Erdészeti Kísérletek* 21: 1–146.
- Raunkiaer C. 1934: *The life forms of plants and statistical plant geography* Clarendon Press, Oxford, 632 p.
- Simon T. 1992: *A magyarországi edényes flóra határozója*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Soó R. 1931: A magyar pusztá fejlődéstörténetének problémája *Földrajzi Közlemények* 59: 1–15.
- Soó R. 1933: A Hortobágy növénytakarója. Debrecen, Debreceni Szemle különszáma *Debreceni Szemle*, pp. 56–77.
- Szujkó-Lacza J. 1982: *The flora of the Hortobágy National Park and the two preserved forests*. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest
- Sümei P., Molnár A., Szilágyi G. 2000: Szikesedés a Hortobágyon. *Természet Világa, Természettudományi Közlöny* 131: 213–216
- Temesi L-né 1976: A Hortobágy természeti viszonyai. In: Kovács G.-né, Salamon F. (szerk.) *Hortobágy a nomád Pusztától a Nemzeti Parkig*. Natura, Budapest. pp. 7–17.
- Tóth A. 1988: Degradálódó hortobágyi löszgyepek reliktum feltjainak synökológiai viszonyai. In: Tóth A. (szerk.) *Tudományos kutatások a Hortobágyi Nemzeti Parkban*. Budapest, pp. 11–81.
- Varga-Sípos J. 1984: A Hortobágyi Nemzeti Park sziki gyepeinek fitocönológiai viszonyai és szukcessziós kapcsolatai. *Botanikai Közlemények* 71: 63–77.
- Varga-Sípos J., Varga Z. 1993: *Hortobágyi Krónika*. Alföldi Nyomda, Debrecen.
- Varga-Sípos J., Varga Z., Nyilas I. 1982: *Nyírólapos-Nyári járás Természetvédelmi útmutató*. A Hortobágyi Nemzeti Park kiadványa, Debrecen.