

SZENT ISTVÁN EGYETEM
MEZŐGAZDASÁG- ÉS KÖRNYEZETTUDOMÁNYI KAR
TERMÉSZETVÉDELMI ÉS TÁJGAZDÁLKODÁSI INTÉZET

ELTÉRŐ MÓDON KASZÁLT MOCSÁRRÉTI ÁLLOMÁNYOK TÁRSULÁSSZERKEZETI KÜLÖNBSÉGEI AZ ŐRSÉGBEN

Készítette:

Kun Róbert

Évfolyam: BSc, IV.

Belső témavezető:

Dr. Malatinszky Ákos

egyetemi docens

SZIE-MKK-TTI

Külső témavezetők:

Dr. Bartha Sándor,

tud. szaktanácsadó, MTA ŐK, Vácrátót

Szépligeti Mátyás

botanikai felügyelő, ŐNPI

Gödöllő

2014

Tartalomjegyzék

1	Bevezetés és célkitűzések	2
2	Szakirodalmi áttekintés.....	4
2.1	A kísérleti terület táji környezetével kapcsolatos szakirodalmak áttekintése.....	4
2.2	A vizsgálati módszerrel kapcsolatos szakirodalmi áttekintés.....	5
3	Anyag és módszer.....	7
3.1	A vizsgált terület táji környezetének rövid áttekintése - a Kerka-vidék elhelyezkedése, földtani felépítése, klímája, vízrajza és talajai	7
3.2	A terület táji környezetének növényzete, növényföldrajzi jellemzői	8
3.3	A természetkímélő gyepegazdálkodás szerepe az Őrségi Nemzeti Park gyepterületein: a kaszálás hatásai, gyeppkezelési alternatívák	9
3.4	Az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság kísérletei a vizsgált területen	10
3.5	A mintaterület jellemzése és használatának története.....	11
3.6	Alapállapot-felmérés a vizsgálati területen.....	12
3.7	Korábbi vizsgálataim a kísérleti területen (Kun 2012, Kun 2014).....	13
3.8	Felvételezési módszerek	14
3.9	Adatok értékelése.....	16
4	Vizsgálati eredmények és értékelésük	20
4.1	A kezelések hatásának összehasonlítása – állományszintű értékelések.....	20
4.1.1	.Kiindulási állapot a kísérleti területen:	20
4.1.2	A különböző kaszálási módok hatása a <i>Solidago gigantea</i> gyakoriságára a kiindulási állapothoz képest.....	21
4.1.3	Az állományok belső fajkompozíciós koordinátságaának értékelése a <i>S. gigantea</i> jelenlétével összefüggésben a rövidtranszszektek adatai alapján	23
4.2	A kaszálás hatása az állományok belső mikroszerkezeti állapotára	29
4.2.1	A florális diverzitás alakulása az eltérően kezelt gyepterületeken	29
4.2.2	Asszociátum értékek az térlépték függvényében.....	30
4.2.3	A felvételezett állományok cönológiai állapotának összehasonlítása a cönológiai állapottér függvény segítségével.....	31
5	Következtetések és javaslatok	34
6	Összefoglalás	38
7	Irodalomjegyzék	39
8	Köszönetnyilvánítás.....	44

1 Bevezetés és célkitűzések

Az Őrség üde gyepei egyedülálló gazdagságúak és számos növény- és állattani értéket rejtnek. E gyepterületek jó állapotának elősegítése és hosszú távú megőrzése szempontjából kulcsfontosságú a rendszeresen történő használat folyamatos megléte, amely a múlt század második feléig nagy területen jellemző volt. Az utóbbi évtizedekben azonban igen nagy számban változott a gyepek használata és sok üde kaszálórét használati típusa változott meg, illetve került felhagyásra, melynek hatására a gyepek egyedülálló fajkészlete, és diverzitása veszélybe került. A különböző kaszálási módok erőteljesen befolyásolják a növényi fajkészletet, a növénytársulások szerkezetét és ezzel összefüggésben az itt élő védett lepkefajok (*Maculinea* spp.) értékes tápnövény-populációinak megmaradási lehetőségeit is. A hagyományos használat átalakulásának és részaránya csökkenésének negatív hatásai között a legjelentősebbek közé sorolható az inváziós fajok térhódítása, amelyek jelenléte megnehezíti a felhagyott, vagy nem megfelelően kezelt területek használatbavételét, illetve megőrzését. Ezen gyeptársulások legjellemzőbb és a legtöbb természetvédelmi nehézséget okozó faja a *Solidago gigantea*, mely nemcsak a felhagyott, hanem a megfelelően kezelt és a jó állapotú gyepekben is képes a felszaporodásra, csökkentve a gyepek őshonos és jellegzetes fajainak életlehetőségeit. A téma az adventív *S. gigantea* országos szinten jellemző (legjelentősebben a Nyugat-Dunántúlon problémát okozó) inváziója okozta természetvédelmi és területhasználati problémák okán több kutatás fókuszába is került a közelmúltban.

Az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság szakemberei 2007-ben kezdték meg a vérfű hangyaboglárka (*Maculinea teleius*) és a sötétaljú hangyaboglárka (*M. nausithous*) fő élőhelyeinek számító mocsárréti élőhelyek kaszálásának eltérő ütemezését kísérleti parcellákon. A különböző kaszálási módok hatásainak vizsgálatát 2012-ben kezdtem meg témavezetőim segítségével. Eredményeimről TDK dolgozatban számoltam be (Kun 2012). A vizsgálatokat 2013 és 2014 vegetációs időszakában is folytattam. Ekkor fő vizsgálati kérdésünk az volt, hogy a kísérleti terület különböző kaszálású állományaiban a több éve történő kezelés típusa, illetve ezzel összefüggésben a *Solidago gigantea* jelenlétének mértéke miként differenciálja az állományokat a fajkészlet és a növényi szerkezet tekintetében, ami (többek között) a társulás védendő fajaira is erőteljesen kihathat.

Vizsgálataimban a természetvédelmi kezelés rövid távú hatásainak részletes értékelését tűztem ki célul, ezért elsősorban mikrocönológiai módszereket alkalmaztam. Transzszekt és kvadrát módszerrel történt felvételezéseinket Magyarorszábatfa mellett, a Kerka-vidék (Hetés) kistáj északnyugati részén folytattuk 2013 és 2014 májusában és augusztusában. Hat területet hasonlítottunk össze, melyek kaszálási módja eltérő, illetve amelyeket a *S. gigantea*

különböző mértékben kolonizált.

A

vizsgálatok folytatásával célunk, hogy megállapítsuk azt az optimális kaszálási típust, amelynek segítségével e gyeptársulások hosszú távon fenntarthatóak lesznek mind természetvédelmi, mind gazdálkodási szempontból.

Vizsgálataimmal elsősorban az alábbi kérdésekre kerestem a választ:

1. A különböző kaszálási módok miként függenek össze a *Solidago gigantea* állományonként tapasztalt eltérő egyedsűrűségével a kiindulási állapottal (2008) összehasonlítva?
2. A *S. gigantea* jelenlétének hatására miként különül el az állományok fajszáma, diverzitása és cönológiai egyenletessége a változók varianciájának és variációs koefficiensének tekintetében?
3. A kaszálási módszerek és a *S. gigantea* általános kolonizációja milyen mértékben függ össze az állományok biomasszájával és a biomasszaprodukció variabilitásával?
4. A használati típusok hogyan függenek össze az állományok belső szerkezetével a Juhász-Nagy Pál-féle függvények alapján?
5. A különböző felvételezési módszerek eredményei alapján milyen megállapítások mondhatók ki a különböző kaszálási módok hatékonyságáról természetvédelmi és gazdálkodási szempontból?

2 Szakirodalmi áttekintés

2.1 A kísérleti terület táji környezetével kapcsolatos szakirodalmak áttekintése

A vizsgált terület környezetéről, a Nyugat-magyarországi Peremvidék nagytáj Zalai-dombvidék középtájához tartozó Kerka-vidék kistáj általános természetföldrajzi és ezen belül növényföldrajzi jellemzőiről korábban több kistájkataszter is beszámolt (Dövényi 2010 és Gyöngyössy 2008), melyek igen hasznosnak bizonyulnak abban az esetben is, amikor egy gyeppálmány kisebb léptékű vizsgálata a cél, ugyanis a gyepek finomabb léptékben való felvételezését (vagy akár egy kísérleti területet) is ezen adatok segítségével lehet sok esetben hatékonyan megvalósítani. A táj vegetációtípusairól, a kistáj jellegzetes növényfajairól, valamint növényföldrajzi jellemzőiről Pócs (1981) tudósít. E kötetben az egyes, jellegzetesen a tájra jellemző vegetációtípusokról is részletesen olvashatunk, valamint a növényzettel kapcsolatos zonalitási viszonyokat is megismerhetjük, amely igen fontosnak bizonyult a vizsgálati terület vegetációjának megértésében is. A terület élőhelyeinek diverzitásáról, fajgazdagságáról, valamint az őshonos vegetációt veszélyeztető inváziós fajokról Király (2008) számolt be. A tájban jelentős az elsősorban nem megfelelően kezelt, vagy felhagyott területeket kolonizáló, azonban a jobb állapotú gyeptársulásokra is veszélyt jelentő, nyílt területeken (pl. frissebb vágásterületek, parlagok) jellemző inváziós elem, a *Solidago gigantea* borítása. Korábbi kolonizációs adatainak és tulajdonságainak ismerete fontos volt a területek összevetésekor; ez hazánkban is sokat kutatott téma az elmúlt években (Botta-Dukát és Dancza 2004, Botta-Dukát 2006, 2008). Az általam vizsgált területen is megjelent a *S. gigantea*, melynek társulásszerkezeti állapotra, gyeppminőségre és gyepfhozamra gyakorolt hatásaival foglalkoztam jelenlegi vizsgálataimban. A területen korábban már folytak cönológiai (Bodonczi 2008) és zoológiai vizsgálatok (Kőrösi et al. 2009) is. A mocsárrét korábbi növényzeti adatainak és ezzel együtt a kísérleti terület kiindulási állapotának megismeréséhez Bodonczi László 2008-ban végzett állapotfelmérésének adatai voltak segítségemre (Bodonczi 2008). Az Őrségi Nemzeti Park területén (többek közt az általam vizsgált kísérleti területen) történő kaszálási kísérlet korábbi zoológiai tapasztalatairól Kőrösi et al. (2009) és Szépligeti ex verb. (2014) is beszámoltak. Az egyes gyepterületek különböző használatának hatására azonban nemcsak a természeti állapot szerint, hanem a gazdasági érték (takarmányérték) tekintetében is jelentős eltérések tapasztalhatók, így a természetvédelmi kezelések szempontjából a gyepek hozamának és gazdasági értékelésének ismerete is igen fontos (Bus és Tasi 2011).

2.2 A vizsgálati módszerrel kapcsolatos szakirodalmi áttekintés

Vizsgálatom során a kaszálás hatásának kvantitatív, precíz mérését tűztem ki célul, ezért elsősorban mikrocönológiai módszereket (Juhász-Nagy 1980a, Juhász-Nagy és Podani 1983) választottam. Ez a módszer az elmúlt évek, évtizedek során már számos növénytársulásban (Bartha et al. 2006, 2008, Horváth 2002, Szollát és Bartha 1991, Virágh et al. 2006) igen hatékonynak bizonyult, napjainkra pedig már szélesebb körben használt mintavételi eljárás (Bartha 2008, Bartha és Kertész 1998).

Nehéz a helyzet, ha pontosan szeretnénk meghatározni az adott gyeptársulás leromlásának mértékét, vagy értékelni a kezelés eredményességét, ill. eldönteni, hogy milyen beavatkozás szükséges a jó állapotú, egészséges és fajgazdag gyepek tartós fennmaradásához. Bár számos korábbi tudományos eredmény bizonyítja, hogy a fajszámcsökkenés gyakran a növényi közösségek sérülékenységéhez, működési zavaraihoz vezet (Bódis és Bartha 1997, Symstad és Tilman 2001), ma már tudományos eredmények mutatják ennek ellenkezőjét is, amikor a fajgazdagabb társulás a leromlottabb (Bartha et al. 2004, Virágh 1989). Ma már ezért egyre általánosabban elfogadott az a nézet, hogy a növényközösségek fajgazdagságának megőrzése, viselkedése és a zavarásokra adott válaszreakciója nem pusztán a fajszámtól, hanem sokkal inkább cönológiai szerkezetüktől, belső állapotuktól függ (Bartha 2000, Bartha et al. 2004, Virágh et al. 2008). Ráadásul azt is bizonyították korábbi vizsgálatok, hogy a beavatkozások, a természetvédelmi kezelések hatása is legkorábban a fajok finom térleptékű együttélésében, a közösségek belső szerkezetében történt változásokban jelentkezik (Standovár et al. 2006, Virágh 2007). Az állományok mikroszerkezetének részletes megismeréséhez, a szerkezetek működési szerepének megértéséhez, ill. a kezelések hatására bekövetkező leromlás detektálásához az elméleti és módszertani alapot Juhász-Nagy modelljei (1972, 1973, 1980a, 1980b, 1993) és továbbfejlesztései (Bartha et al. 1998a, 2004, Czárán és Bartha 1992, Horváth 2002) adják. Juhász-Nagy módszerei módot adnak arra, hogy a növényzet cönológiai állapotát néhány paraméterrel jellemezzük és a szerkezetekhez folyamatokat (degradáció, regeneráció) rendeljünk. Mikrocönológiai módszerekkel a közösségek leromlása akkor is kimutatható, amikor még szemmel nem látható, de az állományokra vonatkoztatott hagyományos átlag értékekkel sem írható le.

Hazánkban az utóbbi egy-két évtizedben már igen sokféle társulásban, széles körben alkalmazzák ezt a módszert (hazánk több tájában, a száraz, valamint üde gye- és erdő vegetációtípusokban egyaránt) a növényközösségek szerkezetének tanulmányozására (Bartha et al. 1998c, Kun et al. 2007, Virágh et al. 2006), illetve a szerkezet és működés kapcsolatainak értelmezésére és bemutatására (Bartha et al. 2008, Virágh et al. 2011a). Egyre népszerűbb a

módszer alkalmazása a különféle mértékű degradáció kimutatásában (Kertész et al. 2001, Virágh et al. 2008, 2011b), valamint a regenerációs folyamatok feltárásában (Campetella et al. 2004). Használata már terjed a monitorozási programokban is (Horváth és Szitár 2007, Virágh et al. 2008). Ma már több összefoglaló és a módszer elsajátítását segítő munka (Bartha 2000, 2001, 2002, 2007, 2008, Bartha et al. 2007, Horváth 2002), esettanulmány (Virágh 2007) és számítógépes elemzésekre alkalmas programcsomag (Horváth 1998, Bartha 1998) áll rendelkezésünkre Juhász-Nagy Pál modelljeinek alkalmazásához.

A mikroökológiai felvételezési módszerek között klasszikusabbnak számító hosszú transzszekt vizsgálatot (1040 egymást érő mikrokvadrát) kiegészítettem 5 m-es rövidtranszszekkel történő vizsgálatokkal is. Ez a mintavételi típus (habár nem alkalmas JNP modellek számításaihoz) objektíven és pontosan rögzíti a fajok gyakoriságát és korábbi módszertani eredmények alapján a természetvédelmi kezelések hatásainak kiértékelésére különösen alkalmas (Bartha 2007, 2008a).

3 Anyag és módszer

3.1 A vizsgált terület táji környezetének jellemzése – a Kerka-vidék elhelyezkedése, földtani felépítése, klímája, vízrajza és talajai

A vizsgált terület a Nyugat-magyarországi Peremvidék nagytáj Zalai-dombvidék középtájához tartozó Kerka-vidék, vagy Hetés kistájban helyezkedik el. E kistáj Vas és Zala megyék határán fekszik. Összterülete 477 km², ezzel a középtáj 14,4 %-át, a nagytáj 6,6 %-át képezi. A Kerka-vidék domborzatára jellemző, hogy az országhatár és a Kerka teraszos völgye közti keskeny határ menti terület, mely a Zalai-dombvidék legkevésbé erodálódott dombsági kistája. A vidék területét az Ős-Mura és a Kerka pleisztocén hordalékkúpja borítja, melyet a hosszú idő alatt történt eróziós hatások és szerkezeti mozgások osztanak fel (Dövényi 2010).

A kistáj klímája mérsékeltén hűvös és mérsékeltén csapadékos, megközelíti a nedves klímát. Az évi középhőmérséklet 9,2 és 9,8 °C közötti, a tenyészidőszakot tekintve pedig a középhőmérséklet 16,0-16,2 °C között mozog. Az általános évi összes csapadék 760 és 780 mm között változik, hazánk csapadékosabb kistájai közé sorolható. A mérsékeltén hőigényes, illetve a vízigényes mezőgazdasági kultúráknak kedvez az időjárás, amely montán-szubmontán jellegű. Az általam vizsgált mocsárréti terület is egy vízfolyás mentén helyezkedik el, így egész évben párás, hűvösebb mikroklímájú a rét.

A kistáj a Kerka és a Lendva patakok vízgyűjtő területére esik, ezek összterülete 500 km². A Lendva mellékvizei közé tartozik a terület mellett folyó Szentgyörgyvölgyi-patak is. A Kerka főbb mellékvizei közül a Kis-Kerka (16 km hosszú, vízgyűjtő területe 18 km²) és a Cupi-patak (20 km hosszú, 82 km² a vízgyűjtő területe) említendőek. Összességében a kistáj bő vízlefolyású terület.

A Kerka-vidéken két főbb genetikai talajtípus jellemző: a pszeudoglejes barna erdőtalaj és a réti öntéstalajok. Az előbbi típus a kistáj területének mintegy 83 %-át borítja, az utóbbi részesedése 16 %-ot tesz ki, valamint igen kis borításban jellemzőek földes kopárok is. A pszeudoglejes talajok vízgazdálkodása az agrártermelés szempontjából kedvezőtlen, ezért az egész tájban jellemző eróziós folyamatok hatásának csökkentése érdekében talajjavítási módszereket alkalmaznak a megfelelő művelés lehetőségéért, elsősorban a bakhátas és a drénezéssel történő művelést alkalmazzák. A szántókon sikerrel termesztethető növényfajok száma kicsi: búza, árpa, silókukorica, vörös here, olajtök. A Kerka és a Szengyörgyvölgyi-patak alluviumain kialakult réti öntéstalajok fizikai félesége agyagos vályog (ez jellemző a vizsgált területünkre is), melyek víztartó képessége jó (Dövényi 2010). A fentebb említett okokból kifolyólag ebben a tájban az erdőhasználat a szántóföldi művelés mellett a legelterjedtebb és a közelmúltig talán legjövödelmezőbb gazdálkodási mód a rétgazdálkodás (a táj 12,1 %-a másodlagos gyepterület). Az elmúlt évtizedekben azonban az

állatállomány erőteljes csökkenésével e természetvédelmi szempontból is értékőrző gazdálkodási mód sajnos szinte teljesen eltűnt. Szerencsére még nagyobb területeket kaszálnak, és helyenként legeltetnek is (elsősorban szarvasmarhával), azonban az egykori gyephasznosítási rendszer és a birtokviszonyok átalakulása erőteljesen érezteti a hatását a táj gyepvegetációján, melyet vizsgálataink is alátámasztottak.

3.2 A terület táji környezetének növényzete, növényföldrajzi jellemzői

A Kerka-vidék, vagy Hetés növényföldrajzi szempontból a Nyugat-Dunántúl flóraidékének (Praenoricum) Őrség-Vasi-dombvidék flórajárásához (Castriferreicum) tartozik (Gyöngyössi 2008). Az Őrség növénytani szemszögből az Alpokalja „legtipikusabb” képviselője. Az egyenletesebb felszínű dombhátak jelentős hányadát igen nagy kiterjedésű erdei fenyvesek borítják, mely többek között a Nyugat-Alpok jellemző klímazonális erdőöve (Pócs 1981).

A kistáj potenciális növényzete erdő, aktuális vegetációja az antropogén hatások következménye, így a gyepterületek is nagy valószínűséggel (legnagyobb arányban) antropogén hatásra jöttek létre (Dövényi 2010), amint az a Magyarszombatfa melletti vizsgálati területemre és a környező gyepterületekre is jellemző. A gyepterületek kiterjedése jelentős a kistájban (12,1%) a szántók (40,9%) és erdők (40,2%) mellett (Dövényi 2010). A Szentgyörgyvölgyi-patak mentén, a vizsgált terület közelében jellemzőek a kékperjés láprétek és a mocsárrétek, amelyeken a kaszálás és egyéb kezelési típusok felhagyásának következtében egyes özönnövények – elsősorban a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) – nagymértékben elszaporodtak, emellett egyes magassásosokat alkotó fajoknak (mint a védett, azonban helyenként erősen terjedő *Carex buekii*) is nagy a térhódítása. A növények összes fajszáma a vizsgált terület táji környezetében 800 és 1000 közé tehető. Ebből a védett fajok száma 43, melyek közül több is előfordul a vizsgált területen. A leggyakoribb özönfajok: *Solidago* spp., *Robinia pseudo-acacia*, *Reynoutria* spp. (Király et al. 2008). Az Őrség nedves gyeptársulásaiban, illetve irtásrétjein a *Solidago gigantea* a növényzet állapotát legnagyobb mértékben veszélyeztető gyomfaj, amely a frissebb vágás területeken is gyakori és terjed. A kaszálatlan területek folyamatosan propagulumforrást biztosítanak a *S. gigantea* terjedéséhez, így a jó állapotú mezofil gyepeket, mocsárréteket is képes kolonizálni (Mesterházy 2004) a megfelelően (évi kétszer) kaszált állományban (Szépligeti et al. 2014, kézirat).

3.3 A természetkímélő gyepgazdálkodás szerepe az Őrségi Nemzeti Park gyepterületein: a kaszálás hatásai, gyepkezelési alternatívák

Az Őrségi Nemzeti Park területén lévő gyepterületek egyedülálló jellege az évszázadokon átívelő gyepgazdálkodási tevékenység hatására jött létre, mely gazdálkodási mód a fent jellemzett táji adottságok folytán is (talajok típusa, termékenysége, természetközeli kultúrák típusainak limitáltsága és hozama, táji klíma stb.) az egyik leginkább elterjedt gazdálkodási mód volt a múltban és napjainkban is. Az Őrség rétvegetációjának igen fontos elemei a mocsárrétek, melyek közül a kiszáradó kékperjés mocsár- és lápréteknek (*Molinion coeruleae*) több típusa is ismert: homoki lápok (*Molinio-Salicetum rosmarinifoliae*), mészkedvelő (*Succiso-Molinietum*) és mészkerülő kékperjés mocsárrétek (*Junco-Molinietum*), mely utóbbi az általam vizsgált területen (részben) jellemző volt. Ezen mocsárrétek folyamatosan ritkulnak, illetve az antropogén hatásoktól függenek országos szinten is (Kelemen 1997), így fajgazdagságuk, egyedi fajkészletük miatt védelemre érdemesek mind botanikai, mind zoológiai szempontból.

Manapság azonban számos helyen tapasztalható a gyepek felhagyása, parlagok kialakulása, a szükséges réthasználati módok csökkenő területen jellemzők. E gyepterületeken a rendszeres kaszálás, legeltetés elmaradásának következtében a gyepek elveszítik fajgazdagságukat és el is gyomosodhatnak, illetve a szukcesszió előre haladtával becserjésednek és később beerdősülnek (Dövényi 2010). Emellett biomassza-produkciójuk kiegyensúlyozatlanabbá válhat és takarmányértékük is romolhat, melyet korábbi vizsgálataink is alátámasztottak (Kun 2014). A gyepek trágyázása és vegyszeres gyomirtása kedvezőtlen folyamatokat indítanak be, pl. diverzitáscsökkenést, károsanyag-bemosódást az élővizekbe stb. Ennek nyomán a jellemző kétszikű fajok visszaszorulnak, néhány egyszikű faj lesz domináns a területen, melyet több szerző is leírt más gyepes élőhelyek esetében (Bölöni et al. 2003). Az egyszer történő kaszálás sok esetben optimális lehet e vegetációtípusokban, viszont ha a csapadékosabb évek lehetővé teszik, akár kétszer, vagy egyes esetekben háromszor is lehet/lehetne kaszálni.

A kaszálások száma mellett fontos, hogy azok az év megfelelő szakaszában történjenek (http1). A mocsárréteket e vegetációs zónában napjainkban a faji és élőhelyi diverzitás, valamint a gazdálkodási értékek megőrzése szempontjából (figyelembe véve a természetvédelem korlátozott lehetőségeit) a korábbi tapasztalatok alapján lényegesen előnyösebb kizárólag kaszálni, mint kizárólag legeltetni az állatok kihajtása által okozott taposási károkozás következtében, ami generálhatja a gyomosodási folyamatokat is (Szépligeti ex verb. 2014). Azonban szintén korábbi tapasztalatok szerint (Kovácsné ex verb. 2013) valaha a kétszeri kaszálás melletti őszi sarjülegeltetés volt jellemző a gyepeken, amelyet marhákkal folytattak. Ez a használati típus volt

jellemző az általunk vizsgált területen is az 1960-as évek közepéig, melyet a korábban helyben gazdálkodó személyektől tudhattunk meg (Kovácsné ex verb., 2013). Táji léptékben a legeltetéssel is történő réthasználatot a szarvasmarha állományok helyenkénti teljes eltűnése lehetetlenné teszi, így csak a kaszálással való hasznosításban vannak a nagyobb léptékű megőrzésnek lehetőségei. A gyomosodási folyamatok elkerülése végett igen fontos a szárazúzóaszt, vagy kaszálást követően a kaszálék, illetve a fa és zöldhulladék eltávolítása is, ugyanis ez is diverzitáscsökkenéshez és jellegtelenedéshez vezet a korábbi terepbejárás tapasztalataink alapján.

Az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság fennhatósága alatt lévő gyepterületek szinte mindegyike közösségi jelentőségű (Natura 2000) élőhely, ennek megfelelően a természetkímélő gazdálkodást törvény és rendelet is előírja (1996. évi LIII. törvény a természet védelméről; 269/2007. Korm. rendelet a Natura 2000 gyepterületek fenntartásának földhasználati szabályairól). A természetközeli gazdálkodásért agrár-környezetgazdálkodási és Natura 2000 támogatások is felvehetők (pl. harisvédelmi célprogram keretében).

3.4 Az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság kísérletei a vizsgált területen

A táj gyepeinek jellegzetes fajai a hangyaboglárkák (*Maculinea* spp.). A rovarközösségekben betöltött szerepük alapján obligát szociális parazita életmódot folytatnak, megritkulásuk miatt hazánkban (ahogyan külföldön is) különleges figyelmet kaptak, közösségi jelentőségűek, védelmükre fokozottan kell ügyelni (Kőrösi et al. 2009). Az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság szakemberei 2007-ben Magyarszombatfa mellett, a Szentgyörgyvölgyi-patak mentén elhelyezkedő 4 mocsárréti élőhelyen kezdték meg vizsgálataikat az eltérő kaszálású (2db évente egyszer, 1db évente kétszer kaszált terület) és kaszálatlan területek összehasonlításával. A vérfű hangyaboglárka (*Maculinea teleius*) és a sötétaljú hangyaboglárka (*M. nausithous*) fő élőhelyei a kékperjés és őszi vérfűes mocsárrétek. Az Őrségi mocsárrétek hangyaboglárka fajai közül a harmadik, mely előfordulhat a területen a szürkés hangyaboglárka (*Maculinea alcon*) (Papp 2009), melynek tápnövénye a szintén itt előforduló védett kornistárnics (*Gentiana pneumonanthe*). Az őszi vérfű kaszálás hatására hozza a legtöbb virágzatot, a korábbi eredmények alapján (Kőrösi et al. 2009) a kaszálás jól tesz állományainak, illetve nagyobb arányban is virágzik a kétszer kaszált területeken. A boglárka ezen élőhelyeket részesíti előnyben. A faj hangyagazdái (*Myrmica* spp.) ugyanakkor a kevésbé zavart területeket preferálják, ahol kevesebb őszi vérfű képes csak virágot hozni (Kőrösi 2009). A terület legmegfelelőbb kezelési módja ebből kifolyólag a rovarközösség szempontjából a kezelt és kevésbé kezelt gypállományok mozaikját jelentené, melyet a jövőben szélesebb körben és hatékonyabban kellene megvalósítani a tájban.

3.5 A mintaterület jellemzése és használatának története

A mintaterület Magyarszombatfa mellett, a falu szélétől 900 m távolságban nyugatra, a Szentgyörgy-völgyben, a magyar-szlovén határ közvetlen közelében fekszik. A terület EOV-koordinátái: 46.768271, 16.329705, tengerszint feletti magassága 302 m. A területet északi irányból telepített erdei fenyvesek, földút, és egy 3 ha kiterjedésű telepített rét határolják. A Szentgyörgyvölgyi-patak, egy irtásrét és bükkösök ölelik déli irányból. Környezetében több hasonló jellegű élőhely található, melyek szintén mocsárrétek, illetve nedves cserjések, ligetek.

Magyarszombatfa és környéke összességében mozaikos tájszerkezetű, melyben az üde és mocsárrétek, valamint telepített erdők és mezőgazdasági területek váltakoznak. A felvételezett gyepterületet nyugati irányból évente egyszer kaszált rétszakasz szegélyezi, melyen a pázsitfűfajok (főként *Poa*, *Festuca* és *Agrostis* spp.) dominálnak, és a *Carex* fajok is jellemzőek. A felvételezett élőhely a D34-es ÁNÉR-kódú mocsárrét élőhelytípushoz sorolható (Bölöni et al. 2011), mely nem tűzegesedő talajú, többségében magas fűvű rét (itt a kezelések miatt nem mindenhol jellemző a magas fűvek jelenléte). Domináns pázsitfűfajai az *Alopecurus pratensis*, a *Festuca pratensis* (és a *F. arundinacea*), a *Poa pratensis* és a *P. trivialis*. A cönológiai struktúra fenntartásában és számos, a társulásra jellemzőbb faj életterének megőrzése érdekében igen fontos a kaszálás, mely ezen a réten gépi kaszával működik, traktor segítségével, évente két alkalommal (május és augusztus hónapok végén).

Valaha valószínűleg kékperje uralta állományok lehettek, de a terület kiszáradása miatt ezek kiterjedése folyamatosan csökken. A mocsárréteken az 1990-es évek második feléig bezárólag legalább 80 évig hagyományos őrségi rétgazdálkodás folyt a valaha helyben gazdálkodó adatközlőnk szerint, mely az évi kétszeri, május végi-június eleji és augusztus végi-szeptember eleji kaszálást jelentette, melyet az 1960-as évekig szarvasmarhákkal történő őszi sarjúlegeltetéssel is kiegészítettek (Kovács Sándorné ex verb. 2013). A területet az 1990-es évek második felétől 2003-ig rendszertelenül kezelték, majd 2003-tól 2007-ig a nemzeti park igazgatóság évente egyszer, rendszertelenül kaszálta, melynek hatására a magas aranyvessző több helyen felszaporodott. A nemzeti park igazgatóság a 2007-es kísérleti beállításkor a hozzávetőlegesen 4 ha-os mocsárréten négyféleképpen osztott fel egy 80×80 m-es, a kísérlet kezdetén még növényzetileg uniform területet, melyeken a kaszálási módok hatásait 2012-es, 2013-mas és 2014-es vizsgálatainkban (Kun 2012, Kun 2014) már több ízben összehasonlítottunk (1. ábra).



1. ábra: A kísérleti terület és a kísérleti elrendezés. Balról jobbra: kaszálatlan területen elhelyezett transzszekt (1K2), kétszer kaszált (1MA2), évi egyszer, augusztusban (1A2) kaszált, illetve májusban (1M2) kaszált területen elhelyezett transzszekt. Minden transzszekt 52 m hosszúságú, 13 m-es oldalú, négyzet alakú.

3.6 Alapállapot-felmérés a vizsgálati területen

A vizsgálat 2×2 m-es kvadrátok segítségével történt 2008 augusztusában, a 2. kaszálást megelőző időben, összesen állományonként 4-4 kvadrát segítségével (Bodonczi 2008). A felvételezést 2014 augusztusában megismételtük és az adatelemzést is elvégeztük, így az állományok homogenitásának megállapítása mellett a változás mértékét is pontosan meg tudtuk állapítani. Azonban jelen dolgozat keretei között a változások kapcsán csak a *S. gigantea* tömegességének tendenciáit ismertetem.

Ezen társulásokban elsősorban a közvetlenül a kaszálást megelőző időben végzett felvételezés szolgáltatott optimális pontosságú adatokat, ugyanis a vizsgált kaszálórégi gyeptársulás fajai és borítási arányai a kaszálások előtt (június eleje, illetve augusztus vége) határozhatók meg legpontosabban.

A referenciaadatok által kellően pontos képet kaptam az állományok kiindulási állapotáról, valamint a *S. gigantea* kísérlet előtti állapotáról.

3.7 Korábbi vizsgálataim a kísérleti területen

Vizsgálataimat korábban szintén egy tudományos diákköri dolgozat keretében végeztem, mikrocönológiai módszerekkel 2012 májusában és augusztusában. A kísérleti terület 3 állományában végeztünk 52 m-es transzszekt-felvételezéseket, melyek a kétszer, május- és augusztus végén kaszált, a kizárólag augusztus végén kaszált, valamint a kaszálatlan területek voltak. Vizsgálataimat az állományának florisztikai, valamint a fajok gyakorisági értékeivel kapcsolatban végeztem, illetve Juhász-Nagy Pál módszerei (Juhász-Nagy 1980a, Juhász-Nagy és Podani 1983) alapján értékeltem.

Korábbi eredményeim alapján a terület teljes fajlistája meghaladja a 120-at. Megállapítottuk, hogy ahol nem kezelik (egyszeri, vagy kétszer történő kaszálással) rendszeresen a területeket, ott jelentős a *Solidago gigantea* előfordulása, valamint a fajszámok és azok évszakok közötti fluktuáció is eltérőek. Láthatóan e gyomfaj limitálja sok, a kaszált területeken előforduló, *Alopecuro-Arrhenatheretum*, illetve *Molinio coeruletum* társulásokra jellemző faj egyedfejlődését, azokat erőteljesen visszaszorítja. Az egyszer kezelt és a nem kaszált egységekben a *Lysimachia vulgaris* és *L. nummularia* gyakorisága volt igen jelentős. Igen nagy sűrűségben fordultak elő a réti kétszikű fajok is, közülük a *Solidago gigantea* borítása helyenként (például a kaszálatlan területen) elérte és meg is haladta az 50%-ot.

A *Carex* fajok előfordulása jelentős az egész területen. E nemzetség fajai közül mindegyik kaszálási egységben a *Carex panicea* előfordulása jelentős, mely különösen a kaszálatlan területen volt gyakori, ahol domináns fajként jelenik meg a *C. acuta* és a *S. gigantea* mellett. Domináns pázsitfűfajok a *Poa pratensis* és az *Alopecurus pratensis*, valamint a *Festuca pratensis* és *F. rubra*. Két orchideafaj is előfordul a gyeppen (*Orchis morio*, *Dactylorhiza majalis*), illetve a harasztok közül a védett kígyónyelv (*Ophioglossum vulgatum*) borítása tavasszal az évente kétszer kaszált egységben igen nagy volt. Augusztusban a védett fajok közül a *Gentiana pneumonanthe* mutatja meg szép, lila színű virágait, illetve két védett sásfajt is találtunk a területen: az árnyéki sást (*Carex umbrosa*) és a gyepes sást (*Carex cespitosa*). Az egyes kezelési egységek fajszáma igen eltérő volt mind májusban, mind augusztusban.

A kaszálási módok szemmel láthatóan is jelentősen befolyásolták a növényi összetételt és textúrát a különböző egységekben.

A florisztikai és a fajok gyakorisági értékeinek összevetése után tapasztaltnál képest jelentősebb eltéréseket tapasztaltunk a mikrocönológiai jellemzők segítségével. Az állományokat Juhász-Nagy Pál modelljei (1972, 1973, 1980a, 1980b, 1993) segítségével jellemeztük. A modellek közül az állományok értékelésére a florális, vagy kompozíciós diverzitás függvényt (FD), az

asszociátum függvényt (AS) alkalmaztuk, melyeket növekvő térléptékben ábrázoltunk. Minden esetben a függvények y tengelyei mutatták a mikroökológiai változókat, melyeket az x tengely növekvő térlépték szerinti skálájával ábrázoltunk. Amely térléptékben megvalósult az adott függvény maximum értéke, azt hívjuk karakterisztikus area-nak. Ez kisebbnek bizonyult a jobb állományokban (kétszer és egyszer kaszált terület), a kétszer kaszált területen volt a legkisebb, vagyis leginkább itt kombinálódtak, keveredtek a fajok, itt képesek a legjobban együtt élni. A legtöbb fajkombináció is ezen egységben valósult meg, valamint a legnagyobb FD is. Az asszociáltság azonban itt volt a legkisebb, a kaszálatlan területen pedig a legnagyobb karakterisztikus area mellett a legnagyobb asszociátum értéket találtuk. Végül az állományokat az FD és az AS maximumok függvényében is jellemeztük, amely függvényt ökológiai állapotérnek nevezzük. Ezen függvény mutatja be legérzékenyebben egy növényzeti állomány valós állapotát. Ezen értékelés alapján a kétszer kaszált terület bizonyult mindkét felvételezési időpont adatai alapján a legjobbnak, az együttélési viszonyok itt a legjobbak, míg az augusztusban, egyszer kaszált terület értékei valamivel elmaradtak az előbbi mögött. A legrosszabb állományképet azonban az akkor már 5. éve kaszálatlan terület mutatta. A mikroökológiai jellemzők alapján megállapítottuk, hogy a degradáltság mértéke jelentősebb, de nem nagyon nagy mértékű a kaszálatlan állományban, míg a kaszált területek a legjobb magyarországi löszgyepekkel összevethető állapotot mutattak az értékeléseink alapján.

A korábban vizsgált három állományban a részletes ökológiai értékelés mellett elvégeztem az állományok takarmányérték vizsgálatát is a Balázs-féle gyepalkotó értékelési rendszer alapján (Balázs 1960). A vizsgálat eredményei alapján a legjobbnak a kétszer kaszált állomány mutatkozott, az évi egyszer kaszált leromlottnak, a kaszálatlan terület jelentősen leromlottnak adódott. Korábbi vizsgálataim alapján az állatok takarmányozása szempontjából az ilyen jellegű társulásokban tehát a legelőnyösebb az évi kétszer történő kaszálás (Kun 2014).

3.8 Felvételezési módszerek

Vizsgálataimat az Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság által létrehozott magyarszombatfai kísérleti terület négy, különböző kaszálású egységében végeztem, melyek a következők: 1.) 2007 óta rendszeresen, évente egyszer, augusztus végén kaszált terület, 2.) évente egyszer, május végén kaszált állomány, 3.) évente kétszer (májusban és augusztusban) kaszált, ill. 4.) a felhagyott, 7. éve nem kaszált terület. Ezen kísérleti állományokat összehasonlítottam 2 db, a kísérleti területhez képest hasonló termőhelyen lévő (szintén a Szentgyörgyvölgyi-patakhoz közeli fekvésben), az Őrségi mocsárrétek közt a legjobb állapotúak közé sorolható, hosszú ideje évente kétszer kaszált, referencia területként szolgáló állománnyal. 2013-ban és 2014-ben a kaszálási módok hatásának

értékelése céljából a felvételezéseinkhez 1-1, ránézésre homogén, fiziognómiailag uniform növényállományt választottunk, amelyek jól jellemezték az adott kísérleti egység, illetve referencia állomány vegetációját.

Mivel a kaszálás hatásának kvantitatív, precíz mérését tűztem ki célul, ezért vizsgálataimhoz a mikrocönológia felvételezési módszereit választottam, melyet összevetettem két kvadrátmódszerrel történő felvételezés (2m x 2m-es és 0,5m x 0,5m-es kvadrátok felvételezése) eredményeivel. A mikrocönológiai módszerek az elmúlt évek során már számos társulásban (Bartha et al. 2006, 2008, Horváth 2002, Szollát és Bartha 1991, Virágh et al. 2006) hatékonynak bizonyult, sokak által alkalmazott 'standard' mintavételi eljárást (Bartha 2008, Bartha és Kertész 1998) követtük.

2×2 m-es kvadrátokkal végzett felvételezés:

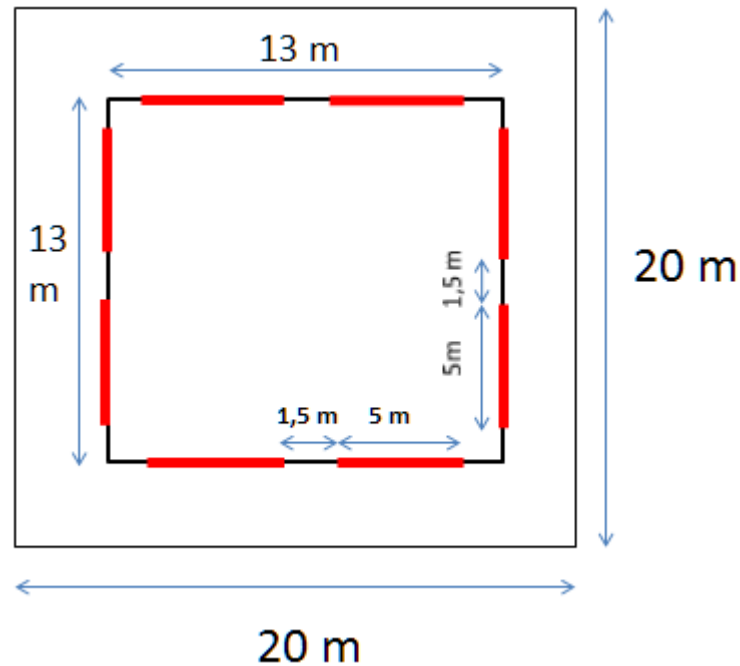
A kísérleti terület négy állományában megismételtük a 2008-ban Bodonczai László által végzett felvételezést is, állományonként 4-4 db 2x2m-es kvadráttal, a kvadrátok állandósított helyén, minden 80x20 m-es terület 20x20 m-es egységének ÉK-i sarkában. A felvételezés során minden egyes talált fajra borítást becsültünk.

0,5×0,5 m-es kvadrátokkal végzett felvételezés és biomassza-mintavétel:

A gyakorisági adatok (transzszekt felvételezés esetén) a magas aranyvessző egyedszámának változásait jól leírják, de az egyedméretek variációjáról nem tudósítanak. Ezen okból kifolyólag állományonként 8-8 db 0,5×0,5 m-es kvadráttal is megvizsgáltuk és összevetettük az állományokat. A 0,25 m²-es kvadrátok a kísérleti terület 4 állományában kerültek elhelyezésre egy átló mentén, egymástól egyenlő távolságban helyezkedett el minden állományban. A biomassza mintákat a kvadrátok teljes területéről gyűjtöttük, egységesen 5 cm-es tarlót hagyva. Ezt követően lemértük a minták nedves biomasszájának össztömegeit 1 grammos pontosságú pezola rugós mérő segítségével.

Rövidtranszszekkel végzett felvételezések:

A különbözően kaszált és a *Solidago gigantea* által eltérő mértékben dominált gyepek társulástani állapotának felmérése érdekében állományonként 8-8 db, 5 m-es rövidtranszszekt segítségével mintavételeztünk. A transzszektek 100-100 db, egymást érő 5×5 cm-es mikrokvadrátból álltak, amelyekben a hosszútárszszektekhez (52 m-es) hasonlóan a gyökerező fajok jelenlétét írtuk fel. A kísérleti területen 2013 júniusában, a további két referencia területen 2014 júniusában végeztük a mintavételt.



2. ábra: A mintavételi egységek (8 db, 5 m-es transzszekt) elrendezése egy kísérleti parcellában.

3.9 Adatok értékelése

2×2 m-es kvadrátok adatainak feldolgozása:

A 2×2 m-es kvadrátok fajainak borítási adataiból minden állományra végeztem összehasonlításokat az SzMT rendszer (Borhidi 1993) alapján. Ezen értékelés segítségével láthatóvá vált a kísérleti terület állományainak alapállapota a kísérlet kezdetekor. Ezen felvételezés alapján számoltuk ki a *S. gigantea* állomány szintű borításának változásait is.

Értékelésünk során a *S. gigantea* állományonkénti átlagos borítási értékeit vettük figyelembe.

Az adatokat az Microsoft Office Excel 2010 táblázatkezelő program segítségével dolgoztuk fel.

0,5×0,5 m-es kvadrátokkal végzett felvételezés értékelése:

A mérések adataiból az állományokra vonatkoztatott nedves össztömegeket, átlagtömegeket, valamint variációs koefficiens (CV%) számoltunk a Microsoft Excel 2010 táblázat kezelő program segítségével.

Rövidtranszszektek adatainak értékelése:

Az 5 m-es transzszektekben mint mintavételi egységekben megadtuk 1) a fajszámot és 2) az egyes fajok előfordulási gyakorisága alapján kiszámoltuk a mintavételi egységek Shannon diverzitását és ebből az állományok egyenletességét is (Tóthmérész 1997), valamint 3) az állományokon belül a 8 ismétlés alapján ezen jellemzők átlagát és relatív szórását (CV%), ill. 4) a 8 mintavételi egység átlagos cönológiai távolságát Bray-Curtis és Sørensen indexek segítségével (Podani 1997).

A Sørensen és a Bray-Curtis indexek kiszámításánál az alábbi módszert követtük:

$$QS = 2C / A+B \text{ (Sørensen index)}$$

A Sørensen index esetében az A az egyik minta összes fajának számát (S) jelzi, a B pedig a másik minta fajainak számát. A C az előbbi 2 minta közös fajainak a számát jelenti. Ezen index az állományok esetén a 8-8 rövidtranszszektre volt vonatkoztatva.

$$BC_{ij} = 2C_{ij}/S_i+S_j \text{ (Bray-Curtis index)}$$

A BC index a fajszámok mellett az egyes fajok gyakorisági értékeit is figyelembe véve értékeli az állományokat. Munkámban fontosnak tartottam mind a két index segítségével értékelni az állományokat a két módszer jellege miatti eltérésekből kifolyólag. A Sørensen index önmagában egy alfadiverzitást jelző index (mivel kizárólag a mintaelemek fajszámaival dolgozik), míg a BC egy béta diverzitásra vonatkozó, érzékenyebb állapotjelző (mivel ez utóbbi az egyes fajok gyakoriságait is figyelembe veszi a fajok számán felül). Azonban a két index együttes alkalmazásával igen jó képet kaphatunk a fajok állományon belüli viselkedéséről, a szerkezeti különbségekről is.

Az különböző cönológiai állapotú állományok egyenletességének összehasonlításához a Shannon diverzitásból (H) számoltuk az egyenletességet a következő módon:

$$E = - \sum_i (P_i * \log P_i) / \log (N)$$

A fajösszetételbeli koordináltságot a diverzitás és az egyenletesség állományon belüli szórásával (CV%) és az átlagos cönológiai hasonlóságával (Sørensen index, Bray-Curtis indexek) jellemeztük. A CV% kiszámításának módját a következő módon végeztem minden változó esetén állományonként:

$$CV\%_x = SD_x / MEAN_x * 100$$

Az alsó indexben szereplő x az adott vizsgált változót jelzi, melyek a rövidtranszszektek esetében a Shannon diverzitás és az egyenletesség, a 0,5x0,5 m-es kvadrátok esetében az állományok 2014-es, júniusi biomassza produkciójának grammban kifejezett) értékei voltak.

A különbözően kezelt állományok cönológiai állapota közti különbségeket egyszempontos varianciaanalízissel (SVÁB 1981) értékeltük (az R 3.0.2. programcsomag alkalmazásával). A minták cönológiai távolságait a SYNTAX 5.0 programcsomag (Podani 1993) felhasználásával számoltuk, valamint az R 3.0.2. programozási nyelv segítségével végeztük el az állományok varianciaanalízisét.

Az állományok értékelése Juhász-Nagy Pál modelljei (JNP-modellek) segítségével:

Az egyes állományok mikroökológiai szerkezeti állapotának értékelését 52 m hosszú línéával (=transzszekt) történő felvételezés és az adatokból számolt JNP modellek segítségével történő, teljes állományokra vonatkozó vizsgálati módszereket alkalmaztunk. Az 52 m-es transzszekt felvételezés segítségével az állományok klasszikus, matematikai statisztikai értékelése mellett lehetőség adódik a különbözően használt területek között létrejött finomabb cönológiai különbségek érzékletesebb bemutatására is. A mikroökológiai felvételezésre kiválasztott hat, fiziognómiailag uniform állományban a felvételezések alkalmával 52 m hosszú cirkuláris transzszektet helyeztünk el (a felvételezést ajánlatos minimum egy párban végezni: egy író és egy monitorozó). Az 52 m-es transzszekt éppen elegendő a homogén állományok belső szerkezetének és időbeli változásának jellemzéséhez (Bartha 2008, Virágh et al. 2006). A mintavételezések 2013 és 2014 májusában és augusztusában történtek. A növényfajok jelenlétét 5 x 5 cm nagyságú érintkező négyzetekben (1040 db) rögzítettük az 52 m hosszú transzszekt (=lína) mentén. Feljegyeztük a mohák meglétét is, amelyek szintén fontos befolyásoló tényezők lehetnek a gyepterületeken. Vizsgálatainkban a mocsárrétek különböző kezelésű állományainak belső szerkezetét Juhász-Nagy (1980a) által kidolgozott információstatisztikai függvényekkel elemeztük az SYNGEP program (Bartha 1998) segítségével, illetve az ábrákat a Microsoft Office Excel és az R 3.0.2. programozási környezet segítségével készítettem.

Az összehasonlító analízisekben felhasznált mikroökológiai változók:

Florális diverzitás (FD): a fajok együttélési viszonyainak (a megvalósult fajkombinációk) sokféleségét, így az állomány komplexitását méri;

Asszociátum (AS): az együttélés erősségét, a belső szerkezeti rendezettséget mérő függvény.

Minden jellemző léptékfüggő, ezért a változók viselkedését növekvő kvadrátnagyság mellett (térfolyamatban) tanulmányoztuk.

A felvételezett állományok összehasonlításakor vizsgáljuk:

1. A függvényeknek az összes térfolyamati lépéshez tartozó értékét;
2. A függvények (FD, AS) maximális értékét és azok térléptékét (az ún. karakterisztikus area-t, Juhász-Nagy és Podani 1983, Bartha et al. 1994).
3. Az állományok szerkezetének egymáshoz viszonyított hasonlóságát az FD és AS változókból képzett kétdimenziós térben (ökológiai állapot térben, Bartha et al. 1998a, Czárán és Bartha 1992).

Néhány kiegészítő megjegyzés az alkalmazott függvényekről:

1. Florális diverzitás (FD, florula diversity): a florulák (fajkombinációk) számán túl a fajkombinációk változatosságának mértékét is mutatja a térlépték függvényében. Lényegében egy olyan Shannon-entrópiáról van szó, ahol nem az egyes fajok gyakorisági aránya számít, mint alapegység, hanem a fajkombinációk (Szabó et al. 2011).

2. Asszociátum: értékei a várt (másnéven elméletileg maximálisan lehetséges) és a terepi adatok alapján tapasztalt florális diverzitás (FD) értékek különbségéből adódnak, ezzel jól jelezve az állományok belső asszociáltságának mértékét. Általános érvényű képlete:

$$AS = FD_{\text{várt}} - FD_{\text{valós}}$$

Az AS értékeit szintén a növekvő térléptékben vizsgáljuk és a segítségével meghatározhatjuk az állományok heterogenitását és a bennük együtt élő fajok asszociáltságát.

3. A ökológiai állapot tér: Az állományok állapotát legérzékenyebben az előbbi két változó által alkotott függvény, a ökológiai állapot tér jelzi. Az állapot tér pontjai az FD és az AS változók adott karakterisztikus areában megvalósult maximális értékeit jelenítik meg. Egy-egy pont az egyes állományok ökológiai állapotát mutatja. A degradációt, illetve a regenerációt a függvény pontjainak eltolódása jelzi.

4 Vizsgálati eredmények és értékelésük

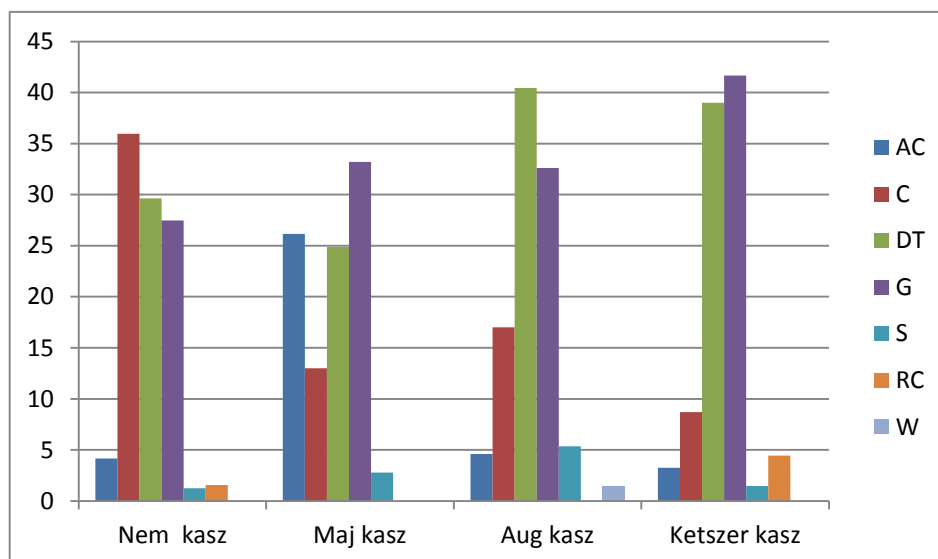
4.1 A kezelések hatásának összehasonlítása – állományszintű értékelések

4.1.1 Kiindulási állapot a kísérleti területen

A kiinduláskor a 4 vizsgált állomány fajösszetétele az SzMT rendszer szerint nagyjából egységes (3. ábra), amely lehetőséget ad a kaszálási hatások okozta, állományok közötti elkülönülések későbbi vizsgálatára is. A májusi kaszálású területen azonban már a kísérlet kezdetén látszik elkülönülés, amely magas aranyvessző nagyobb arányú borítása miatt történt.

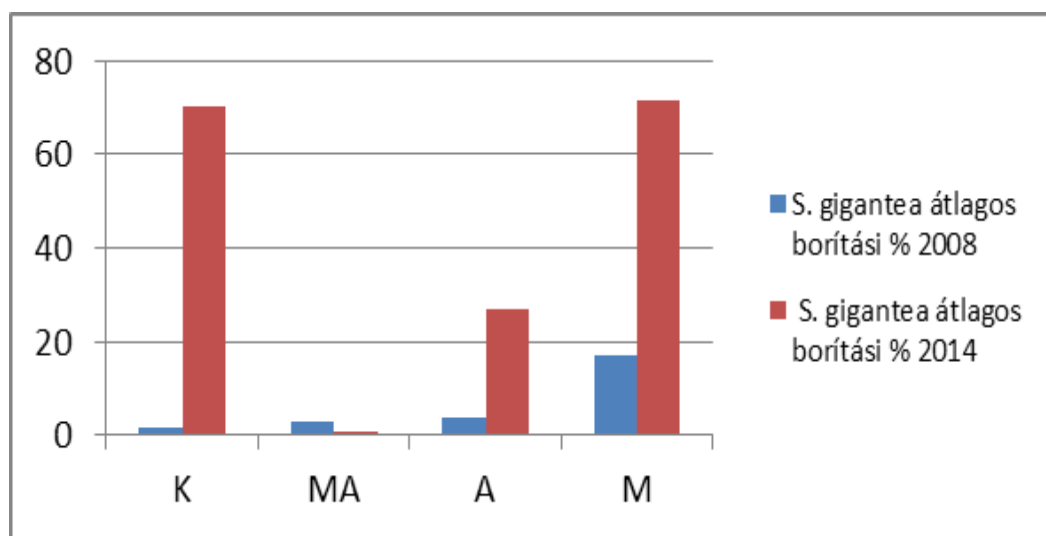
Vizsgálataimban a Bodonczy László által 2008-ban végzett felvételezések adatait használtam fel a kísérlet alapállapotának bemutatásához. Az alapállapot felmérés 2×2 m-es kvadrátok segítségével történt, a különböző kezelésű állományokon belül 4-4 db segítségével. A felvételezési módszerek közötti különbségek (klasszikus borítási és mikrocönológiai, vagyis fajok jelenléti adatainak összevethetősége korlátozott) nem adnak lehetőséget a pontos összehasonlításra, azonban az általános alapállapothoz képest történt tendenciák nyomon követhetőek.

Az értékelés előtt fontos megjegyezni, hogy ezen módszerrel (SzMT) csak egy általános alapállapot felmérést végeztünk és a 3. ábra csak tájékoztató jellegű arra vonatkozólag, hogy a kiinduláskor (a kaszálási kísérlet elején) még nem különültek el az állományok egymástól erőteljesen, a gyep nagyjából egységes szerkezetű. A leglényegesebb eredménye ezen vizsgálatnak az, hogy az évekkel később végzett részletesebb mikrocönológiai felvételezés eredményei nem abból adódnak, hogy az állományok már a kísérletet megelőzően is igen különböző állapotúak voltak, hanem a különbségek a több éves természetvédelmi kezelés hatásaként nyilvánultak meg. Vizsgálatainkhoz további két állományt is felhasználtunk referenciaként, azonban ezek a gyepék hosszú évtizedek óta egységes, kétszer történő kaszálással voltak hasznosítva, igen jó állapotúak és jó szerkezetűek, nem a kísérleti területhez tartoznak állományaik, így alapállapot felmérés nem készült rajtuk, csak referenciaként szolgáltak. A referencia gyepéket a legjobb őrségi, hagyományosan kétszer kaszált gyepeknek tartjuk, melyek állapotát az alábbiakban közöljük.



3. ábra: Az állományok állapota a Borhidi-féle szociális magatartási típusok szerint a kísérlet kezdetén, 2008-ban. Jelölések: AC-tájdígen, agresszív kompetitorok, C-kompetitorok, DT-természetes zavarástűrők, G-generalisták, S-specialisták, RC-ruderális honos flóra kompetitorai, W-honos gyomfajok

4.1.2 A különböző kaszálási módok hatása a *Solidago gigantea* gyakoriságára a kiindulási állapothoz képest



4. ábra: A *S. gigantea* egyedsűrűségeinek változása a 2008-as felvételezéshez képest.

Jelölések: K-kaszálatlan állomány, MA-májusban és augusztusban kaszált területek, A-a csak augusztus végén kaszált terület, M-a csak májusban kaszált terület.

Vizsgálatunk alapján kimondható, hogy a különbözően kaszált területeken a 7. éve tartó kezelés során az egyes kaszálási típusok hatására a magas aranyvessző eltérő mértékben szaporodott fel (a Bodonczy László által végzett felvételezés alapján), illetve ritkult meg (4. ábra). A 4. ábrán

láthatjuk, hogy a *S. gigantea* egyedsűrűsége (a faj 2×2 m-es kvadrátokban tapasztalt átlagos borítási %-a) sokkal erőteljesebben elkülönül 2014-re a különböző kaszálási típusokban.

A kaszálatlan területészen a leglátványosabb mértékű a faj felszaporodása a 2008-ban tapasztalthoz képest. Általánosságban elmondható, hogy az egyszeri, korai kaszálás nem alkalmas az aranyvessző terjedésének megállítására, mindkét területen jelentősen növekedett az átlagos borításérték ebben a kezelési típusban is. Bár a korai kaszálás után már nem hoz virágot a növény, az újrasarjadást követően nagy erélyű vegetatív terjedésbe kezd, kiszorítva ezzel környezetéből számos honos növényfajt. A terjedéshez a vegetációs idő ekkor még hátralévő hónapjai elegendő időt biztosítanak. Az egyszeri késői kaszálás azonban képes volt alacsonyabb szinten tartani a faj uralkodásának mértékét. A késői kaszálás a virágzás vége felé éri a növényt, ami akkorra már minden energiáját a hajtásnövesztésbe és a virág, illetve termés képzésbe fektette. Az ilyenkor végzett kaszálás jobban legyengíti a sarjtelepeket, mint a tavaszi kisarjadást követően, néhány tíz centiméteres hajtásmagasság mellett. A késői kaszálás másik hatása, hogy kedvez az őshonos, kompetitor típusú fajok felszaporodásának (3. ábra), melyek hatékonyabban ellenállnak a társulásba betörő aranyvessző kolonizálásának.

A kísérleti területeken átütő eredményt egyedül az évi kétszeri kaszálás hozott, mely eredményesen megakadályozta az aranyvessző elterjedését, ahol pedig már 2008-ban nagyobb arányban jelen volt, onnan képes volt szinte teljesen kiszorítani azt (4. ábra).

4.1.3 Az állományok belső fajkompozíciós koordináltságaának értékelése a *S. gigantea* jelenlétével összefüggésben a rövidtranszszektek adatai alapján

4.1.3.1 A *S. gigantea* jelenlétének mértékével kapcsolatba hozható cönológiai hasonlóság-különbségek az állományokban

1. táblázat: A magas aranyvessző gyakorisága és a növénytársulások koordináltsága a 6 mintavételi területen. Az egyes növényzeti állományok koordináltságát az adott területen belül vett mintavételi egységek átlagos hasonlósága reprezentálja.

	1. referenciat erület, 2× kaszált állomány	2. referenciate rület, 2× kaszált állomány	Kísérleti terület, 2× kaszált állomány	Kísérleti terület, 1× kaszált állomány (szeptember)	Kísérleti terület, 1× kaszált állomány (június)	Kísérleti terület, kaszálatlan állomány
<i>S. gigantea</i> gyakoriság (fr%)	0.0	0.125	0.625	9.5	21.0	22.6
Átlagos hasonlóság % (Bray-Curtis index)	70.5	64.4	67.7	66.9	57.1	44.1
Átlagos hasonlóság % (Sørensen index)	78.5	79.0	76.6	79.3	66.0	64.2

A magas aranyvessző előfordulási gyakorisága jelentősen különbözött az állományok között (1. táblázat). A kétszer kaszált referencia területeken nem, vagy csak jelentéktelen mennyiségben (1% alatti gyakorisággal) fordult elő, míg a kaszálatlan mintaterületen és az évi egy alkalommal, nyár elején kaszált mintaterületen az átlagos gyakorisága meghaladta a 20%-ot (ami a kiegészítő vizsgálataink szerint 60% fölötti borításnak felel meg). A mintavételi egységeknek a fajkompozíció alapján vett átlagos hasonlósága is jelentősen eltért a mintavételi területek között (elsősorban a kétszer kaszáltak és a nem kaszált állományok között). A referencia területekhez képest a kaszálatlan (és sok magas aranyvesszőt tartalmazó) területen a Bray-Curtis index segítségével mért átlagos hasonlóság mintegy 35%-kal volt alacsonyabb, míg a Sørensen index esetében 18%-os csökkenést tapasztaltunk (1. táblázat).

4.1.3.2. Varianciaanalízis

A mintaterületeket összehasonlítva, az átlagértékek valamennyi vizsgált változó (a *Solidago gigantea* abundanciája, a mintavételi egységekben mért fajsza, diverzitás és egyenletesség) tekintetében szignifikánsan különböztek (2. táblázat).

2. táblázat: A *S. gigantea* által eltérő mértékben kolonizált hat állomány varianciaanalízis szerinti (egy szempontos ANOVA) elkülönülésének mértéke a vizsgált 5 változó alapján.

Forrás (minták között)	Sz.fok (df)	Négyzetes összeg	Variancia	F	P
<i>S. gigantea</i> abundancia	5	4478.4	895.67	14.3	3.522e-08 ***
Fajszaok	5	2808.2	561.63	30.654 5	5.4e-13 ***
Egyenletesség	5	0.038643	0.0077286	14.771	2.327e-08 ***
Shannon diverzitás	5	8.5504	1.71009	27.858	2.494e-12 ***

Minden esetben a hat állományt vettem figyelembe az értékeléskor minden egyes változó esetében (df (n-1)=5). A vizsgálati eredmények alapján minden állomány esetében szignifikáns eltérés volt tapasztalható.

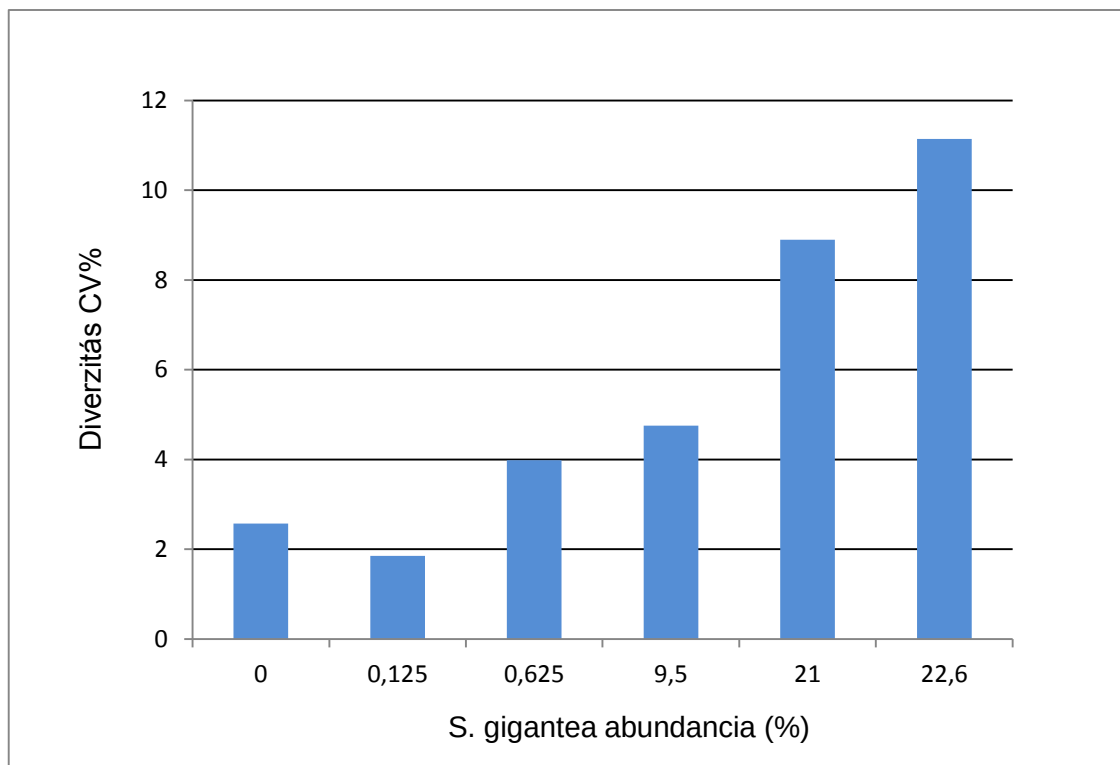
Azonban nem minden állomány tért el egymástól szignifikánsan, ha az eredményeket minden állománypárra megnézzük. A 2. táblázatból azonban kiderül, hogy összességében a kaszálási típusok között nagyon erős eltérés van több változó tekintetében is.

A *S. gigantea* jelenléte igen eltérő volt a hat állomány között: a két referenciaterületen, valamint a kísérleti területen a kétszer kaszált részen szinte teljesen hiányzott, míg a kaszálatlan, valamint az egyszer kaszált területeken jóval magasabb volt a gyakorisági aránya (1. táblázat), mely a *S. gigantea* szignifikáns ($p < 0,001$) abundanciális eltérése alapján is látható. A *S. gigantea* hatására minden változó esetében igen erős ($p < 0,001$) eltéréseket tapasztaltunk. Azonban a béta diverzitást kifejező változók, a Sørensen és Bray-Curtis indexek, valamint a Shannon entrópia alapján még erőteljesebb eltéréseket tapasztaltam az állományok között. A szignifikancia szint minden esetben jóval a 0,05-ös érték alatt volt tapasztalható az állományok között.

4.1.3.3. Az állományok értékelése a változók variációs koefficiensével (CV%) a *S. gigantea* gyakorisági értékeivel összefüggésben

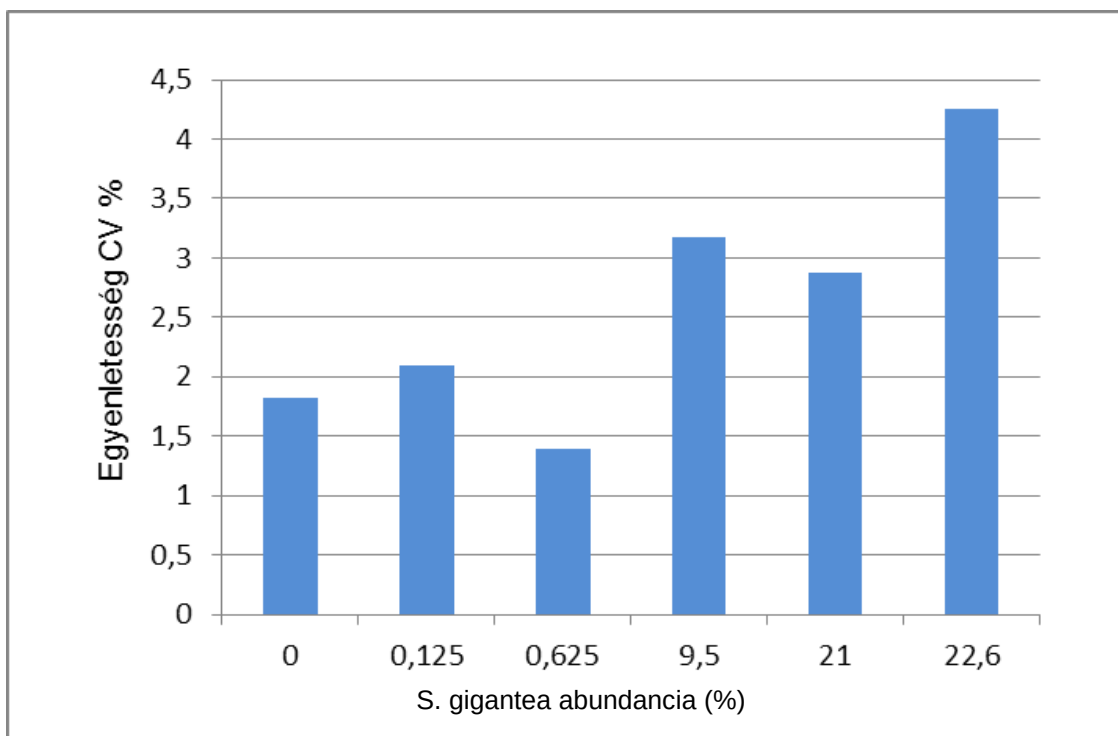
Fontosnak tartottam az állományok kezelési típusai és a *S. gigantea* különböző mértékű uralkodása alapján elkülönült állományok közötti különbségeket a teljes mintaelemszámra (minden

kezelési típus minden transzszektjére) vonatkozó egy szempontos varianciaanalízis értékelése mellett is bemutatni, ezért minden egyes változóra kiszámoltam az egyes állományok CV%-át is.



5. ábra: Az állományonként 8-8 db. 5m-es transzszekt alapján számolt Shannon diverzitás CV% értéke a *Solidago gigantea* állományonkénti átlagos abundanciájával összefüggésben.

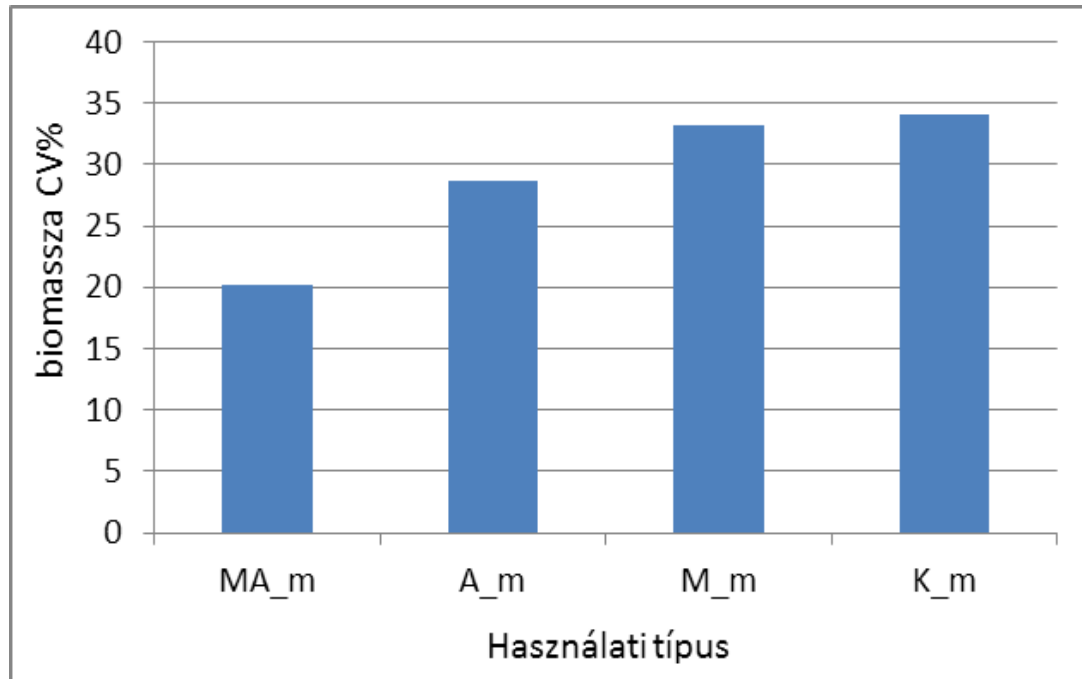
A két referenciaállományban (a *S. gigantea* 0 és 0,125%-os előfordulási arányban) a Shannon diverzitás CV%-a igen kis értékeket mutatott, látható, hogy ezek az állományok egységesebbek, kevésbé heterogének (5. ábra). A kísérleti terület kétszer kaszált állományában a *S. gigantea* 0,625%-os gyakorisággal van jelen. Itt már kevésbé volt egységes a társulás, a mintaelemek variációja nagyobbak adódtak. Az egyszer, augusztusban kaszált területen már jóval nagyobb arányban van a *S. gigantea* (9,5 %), az állomány ugyan egészen jól „tartja” magát: a diverzitási CV% alig magasabb, mint a kísérleti terület kétszer kaszált állományában. Jobbra tőle az egyszer, májusban kaszált terület (*S. gigantea* 21%-os arányban) látható. Kiténik, hogy drasztikusan, közel kétszeresére növekedett a CV% értéke az augusztusi kaszálású területhez képest a magas arányvesszővel összefüggésben. Utolsónak (jobb oldali szélén) a kaszálatlan terület (*S. gigantea* 22,6%) látható. Itt van legnagyobb gyakorisággal jelen a *S. gigantea* és itt a legmagasabb az állomány variációs koefficiense is.



6. ábra: Az állományonként 8-8 db. 5m-es transzszekt alapján számolt Egenletesség CV% értéke a *Solidago gigantea* állományonkénti átlagos abundanciájával összefüggésben.

Az állományonként 8-8 db 5m-es transzszekt alapján számolt egyenletességi CV% értékét a *Solidago gigantea* állományonkénti átlagos abundanciájával összefüggésben a 6. ábrán ábrázoltam. Az egyenletesség CV%-nak az eredményei nem mutatnak olyan látványos különbségeket és trendeket a *S. gigantea*-val összefüggésben a különböző állományokban, mint ahogyan a diverzitási CV% eredményei alapján láthattuk (5. ábra). Trend azonban ebben az esetben is kirajzolódik: a nagyobb *S. gigantea* általi borítási értékek felé haladva látható, hogy az állományok egyenletessége - kisebb szórásokkal - csökkenő trendet mutat, a variációs koefficiens mértéke nő. Érdekes módon ott, ahol a *S. gigantea* 9,5 %-kal volt jelen (augusztusi kaszálású terület), az egyenletességi CV% nagyobb értéket mutatott, míg ott, ahol 21 %-kal volt jelen (májusi kaszálású terület), az egyenletesség CV% kisebb értéket mutatott (6. ábra). Ez azt jelenti, hogy bár összességében kevésbé variál az állomány Shannon diverzitása (5. ábra), azonban a diverzitás egyenletessége (a gyepek koordináltsága) kisebb, az állomány jobban variál a májusi kaszálású területhez képest. A legnagyobb egyenletességi CV% értéket, az állományok legnagyobb mértékű egyenletlenségét a kaszátlan terület értékelésével tapasztaltam. A kaszálás elmaradásának következtében felszaporodott a *S. gigantea* (22,6%), így ez az állomány vált legkevésbé koordinálttá, a társulás itt ismétli a legkevésbé „önmagát”.

4.1.3.4. A kísérleti terület különbözően kaszált állományainak biomassa CV%-a a 2014-es felvételezések alapján

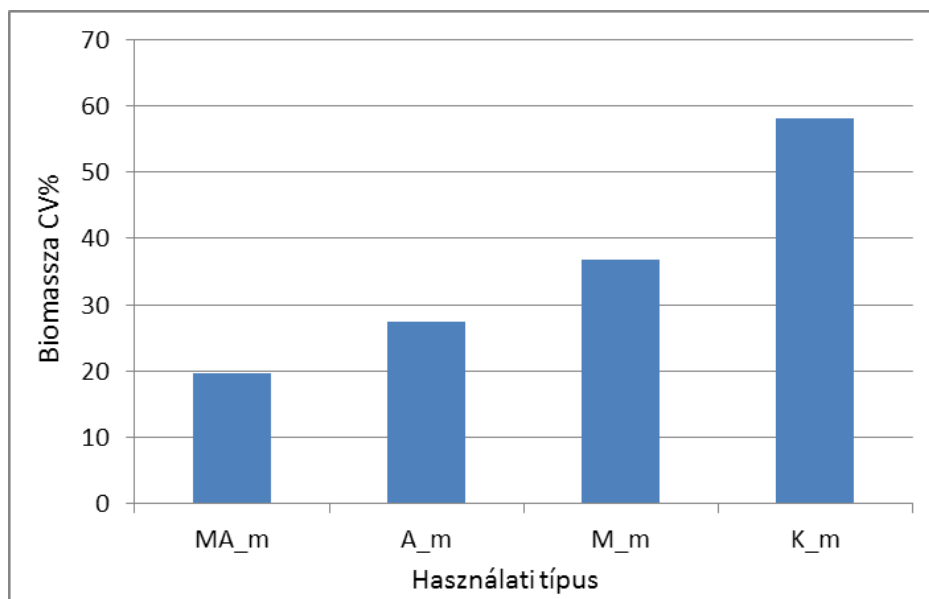


7.a. ábra: A biomassa variációs koefficiense a kísérleti terület 4-féle kaszási típusában. Jelölések: MA: májusban és augusztusban kaszált terület, A: augusztusban kaszált, M: májusban kaszált, K: kaszálatlan terület.

A kezelési típusok mellett lévő „m” a májusban történt felvételezést jelöli.

Az egyes állományok biomassa produkciójának variabilitása eltérőnek mutatkozott a kísérleti terület különbözően kaszált és nem kaszált állományai között (7.a. ábra). Az állományok variációs koefficiens értékeit vizsgálva látható, hogy a kétszer kaszált területen jóval alacsonyabb a minták CV%-a, az állomány e tekintetben is kevésbé variál, míg a kaszálatlan területen látható az állományon belüli legnagyobb variabilitás. A kaszálatlanterület produkciója a korábbi TDK dolgozatom (Kun 2012, kézirat) feltevéseinek megfelelően sokkal erőteljesebben variál az állomány leromlásának és az aranyvessző felszaporodásának (1. táblázat) hatására.

Azonban, ha a biomassa értékelésből kihagyjuk a *S. giganteát*, már jóval láthatóbb és tisztább trendeket mutatkoznak (7.b. ábra), amely hűen mutatja a kezelés módja mellett a *S. gigantea* erőteljes társulásdifferenciáló hatását a fitomassa-produkció tekintetében is.



7.b. ábra: A biomassza variációs koefficiense a kísérleti terület 4 félé kaszási típusában a *S. gigantea* fitomasszáját az értékelésből kihagyva. Jelölések: MA: májusban és augusztusban kaszált terület, A: augusztusban kaszált, M: májusban kaszált, K: kaszálatlan terület. A kezelési típusok mellett lévő „m” a májusban történt felvételezést jelöli.

Az 3. táblázatban látható grammban kifejezett biomassza értékek is megerősítik azt, hogy a leromlás következtében és a *S. gigantea* különböző mértékű felszaporodásának hatására a társulások a biomassza produkció tekintetében erőteljesen reagálnak ezen gyeptársulásokban. A fajlagos produkció ugyan megnő, de sokkal erősebben variál a kaszálatlan területen (3. táblázat). Korábbi TDK munkámban (Kun 2012, kézirat) hasonló állományértékelést végeztem a területen, a kísérleti terület három állományában (1. augusztusi, 2. májusi + augusztusi kaszálású területek, valamint 3. a kaszálatlan terület) 52 m-es transzszektek segítségével. Ezen felvételezésem adatait kiértékelve az állományok takarmányértéke is igen erőteljesen romlik, akár néhány éves felhagyás következtében is (Kun 2014, kézirat). A takarmányérték-vizsgálataim alapján a kaszálatlan terület a legrosszabb takarmányértékű, míg a kétszer kaszált terület a legjobb takarmányértékű, az egyszer kaszált terület pedig a kaszálatlanhoz áll közel a Balázs-féle gyepalkotók gyakorisági értékeit tekintve.

3. táblázat: Az állományok első növedékének biomassza produkciója a kísérleti terület négy állománya alapján 2014 májusában

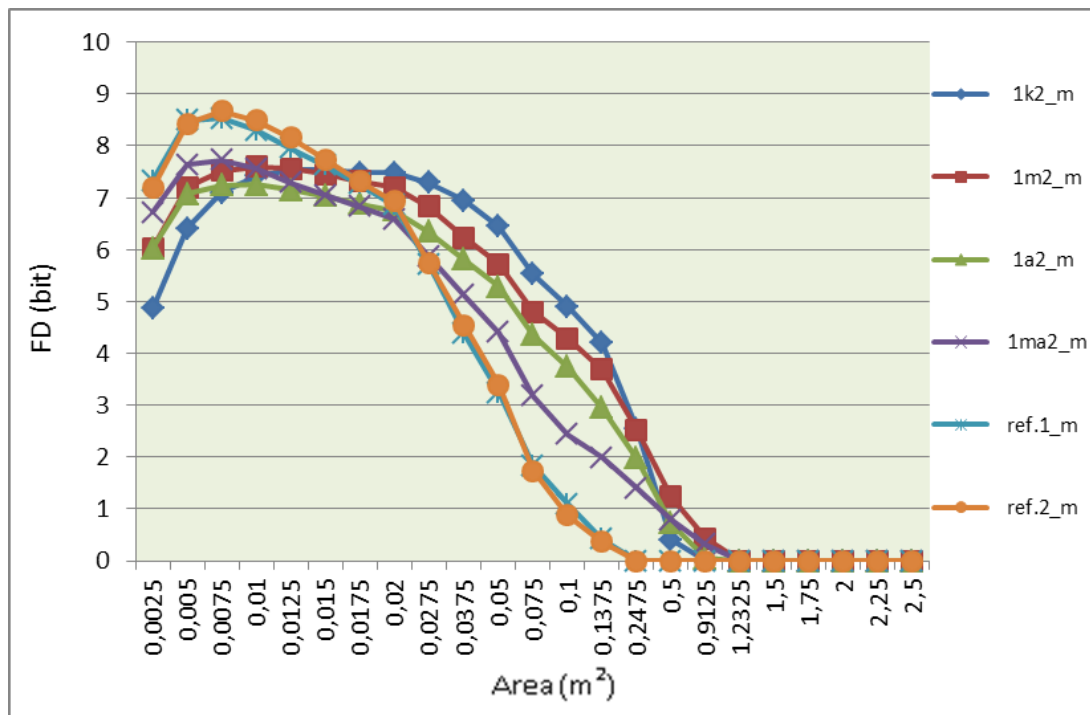
Kaszálási típus	Sum (g)	Sd (g)	Mean (g)	CV%
K_m	3153,5	134,2404	394,1875	34,05497
M_m	2691,05	111,4982	336,3813	33,14637
A_m	2162	77,3753	270,25	28,63101
MA_m	2092,5	52,68861	261,5625	20,14379

Az előbbieken közölt eredmények alapján elmondható, hogy korábbi vizsgálatok eredményeivel (Fukami et al. 2013) ellentétes trendeket láthattunk: ahol az inváziós faj felszaporodása a társulások közötti különbségek csökkenéséhez vezetett, biológiai homogenizálódás következett be az által, hogy valamennyi állományban ugyanaz az inváziós faj vált uralkodóvá. A vizsgálat eredményei alapján pontosan ellentétes tendenciákat tapasztalunk: a faj különböző mértékű kolonizációja az állományok közötti különbséget növelte. Mivel ez a triviális jelenség elfedi a társulás további fajainak a viselkedését, a dolgozatban az inváziós fajt kihagyva számoltam a mintavételi egységek közötti összefüggéseket.

4.2 A kaszálás hatása az állományok belső mikroszerkezeti állapotára

4.2.1 A florális diverzitás alakulása az eltérően kezelt gyepterületeken

A fajkombinációk diverzitásának maximum értékei eltérő állományképet mutattak (8. ábra). Feltűnő, hogy a kétszer kaszált területeken a florális diverzitás maximumok magasabbak, mint az egyszer kaszáltaknál, ami egy jobb állapotot jelez. A referencia területek azonban nemcsak, hogy a legmagasabb értéket mutatták, hanem a legkisebb léptékben is valósult meg ez a kiemelkedően magas FD maximum érték (8. ábra). Így ezen értékelés alapján is rendkívül jó állományképet mutatnak, mely alapján ezen kaszálók a legjobb ösgyepekkel (Bartha et al 2011, Kun et al 2007) is összemérhető állapotúak. A nem kaszált terület FD értékeinek csökkenése azt jelenti, hogy csökken a fajok együttélési módjainak sokfélesége és csökken az entrópia, az állományban kisebb mértékben „keverednek” a fajok. Jelentősen eltolódik a maximumok térléptéke is, azaz a kevesebb maximális fajkombináció is csak nagyobb léptékben (karakterisztikus areán) valósul meg és a fajok kisebb térléptékben sem képesek olyan mértékű együttélésre, mint a keveredettebb, jobb állományokban. A kaszálatlan területen látható egy viszonylag kezdeti, de jól látható degradációs trend is. Az FD segítségével láthatjuk, hogy bár uralkodó faj a *S. gigantea* a kaszálatlan állományban, az FD maximális értéke mégsem csökkent erőteljesen. Azonban ezen terület FD maximuma erőteljesebben eltolódott (nőtt a karakterisztikus area), amely a degradáció megnövekedett, de még nem nagyon erős mértékét mutatja. A két egyszer kaszált állomány köztes állapotú, közel hasonló helyzetű. Az FD megmutatta, hogy bár kinézetre és a klasszikus módszerekkel vizsgálva az állományok közt jelentős a különbség, azonban a degradáltabb állomány sem veszítette el szerkezetét, valószínűleg a korábban igen jó állapotával összefüggésbe hozhatóan (hosszú ideje kétszer volt kaszálva a kísérlet kezdetén) „ellenáll” a használat megszűnésével bekövetkező degradációnak (8. ábra).

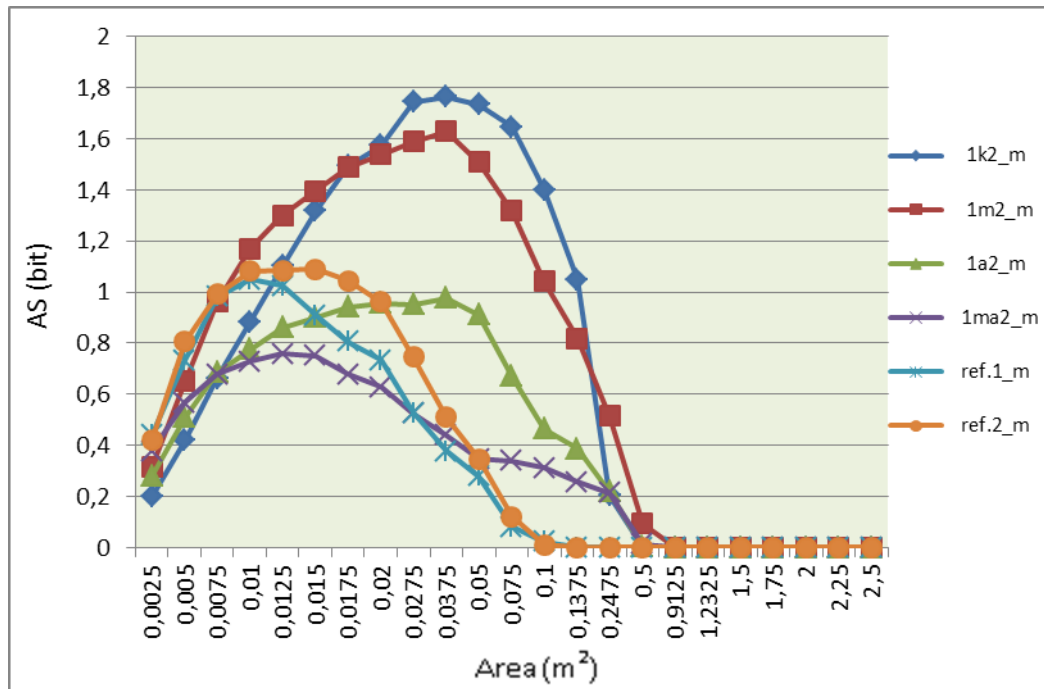


8. ábra: Florális diverzitás görbék a növekvő kvadrátméret függvényében (az FD értékeket log10 skálán ábrázoltuk). Jelölések: K_m: kaszátlan terület, M_m: májusban kaszált terület, A_m: egyszer, augusztusban kaszált terület, MA_m: kétszer, május és augusztus hónapok végén kaszált terület, a ref.1 és a ref.2 jelzi a referenciatérület két transzszektjét. A májusban történt felvételezést a teljes kód második felében lévő „m” jelöli.

4.2.2 Asszociátum értékek a térlépték függvényében

Ha a 9. ábrán látható asszociátum görbéket szemügyre vesszük, akkor más trendeket figyelhetünk meg, mint amelyet az előzőekben (az FD esetében tapasztaltunk ld. 8. ábra). A referencia területekhez képest a kísérleti terület kétszer kaszált területének térbeli homogenitása nagyobbak adódott (9. ábra), a magasabb FD maximum érték ellenére (8. ábra). Az asszociátum értékek (térbeli rendezettség) a kaszátlan terület esetében kis léptékben kisebbeknek bizonyultak, mint más állományokban. Azonban nagyobb léptékben jóval nagyobbak adódott a maximum érték, a függvény AS értékei hirtelen erőteljesen megnövekedtek, amely a nagyobb mértékű térbeli heterogenitást és a gyep kevésbé jó állapotát jelzi a kaszátlan területen. Emellett a maximum értéke is jóval nagyobbak adódott a 7. éve nem kaszált állományban. A nem kaszált állományában tehát e leromlást az alacsony florális diverzitás maximum értékek csökkenése, az asszociátum függvény esetében a maximális értékek növekedése jelezte. Ez úgy értelmezhető, hogy a nem kaszált, degradált állományokban megnövekedett a fajok közötti térfoglalási verseny és más mértékű a kompetíció, gátolva a fajok zavartalan együttélését. Másként foglalmazva azt mondhatjuk, hogy a kaszátlan állományban kisebb FD mellett erősebbek a fajok közötti kapcsolatok, tulajdonképpen egyes fajok között erősebb „csoportosulások” jelennek meg a gyepközösségben.

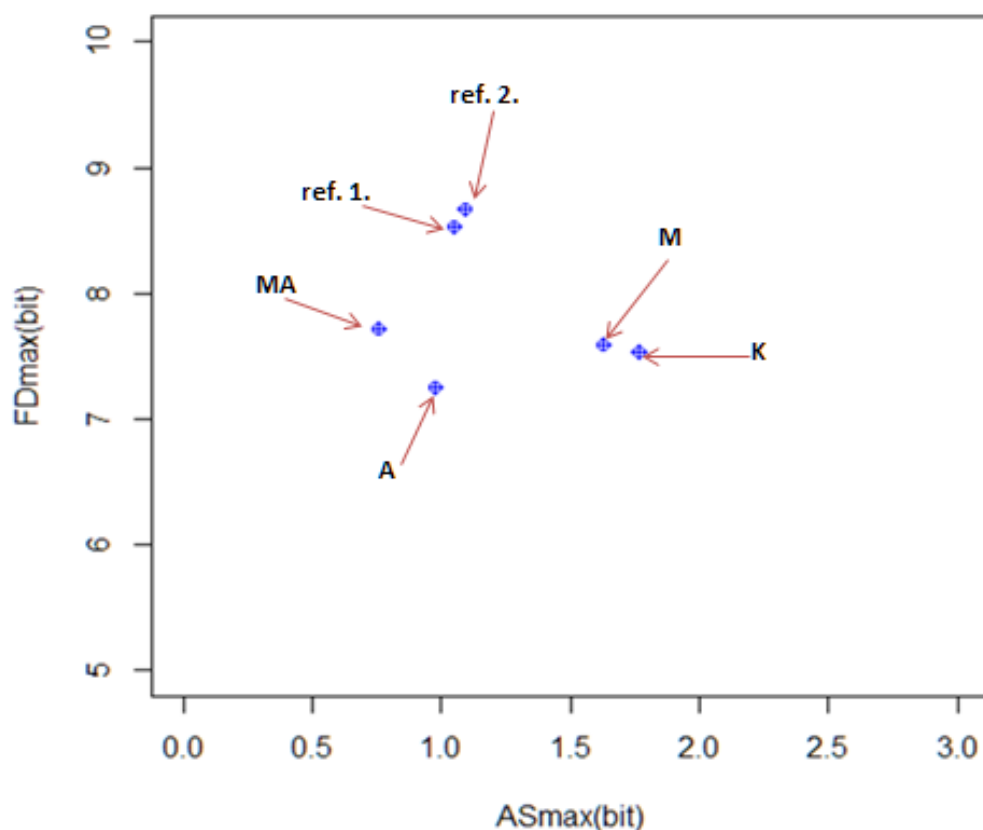
Fontos továbbá, hogy a kaszálás elmaradásának hatására nem csak a fajok együttélésének sokfélesége csökkent jelentősen, hanem minden vizsgált jellemző értékének maximuma (FD, AS) is nagyobb térléptékben jelentkezett. Heterogénebb az állomány, kisebb a fajok „elkeveredettsége”.



9. ábra: Asszociátum görbék a növekvő kvadrátméret függvényében. Jelölések: K_m: kaszátlan terület, M_m: májusban kaszált terület, A_m: egyszer, augusztusban kaszált terület, MA_m: kétszer, május és augusztus hónapok végén kaszált terület, a ref.1 és a ref.2 jelzi a referenciaterület két transzszektjét. A májusban történt felvételezést a teljes kód második felében lévő „m” jelöli.

4.2.3 A felvételezett állományok cönológiai állapotának összehasonlítása a cönológiai állapotér függvény segítségével

Ha az állományok mikroszerkezetének (mikrocönológiai állapotának) egymáshoz viszonyított hasonlóságának, illetve eltérésének mértékére vagyunk kíváncsiak, abban az esetben az FD és az AS értékek által képzett cönológiai állapot térben is szükséges vizsgálnunk az állományokat. Ha ennek alapján megnézzük az állományokat, akkor nagyon egyértelmű a kaszált és a nem kaszált területek elkülönülése (10. ábra). Ugyanezen egyértelmű különbségek mutatkoznak akkor is, amikor az FDmax és ASmax értékekhez tartozó kvadrátméreteket (karakterisztikus area) függvényében ábrázoljuk az állományok helyzetét, cönológiai állapotát. A kaszátlan területen történt 2 felvételezés eredményei alapján látható, hogy a florális diverzitás és az asszociátum által meghatározott állapot térben a degradáció következtében eltolódtak a többi állományhoz képest (10. ábra).



10. ábra: A kezelt állományok elhelyezkedése a florális diverzitás (FD) és az asszociátum (AS) által képzett állapotterben. Az állományokhoz tartozó pontok az állományokban tapasztalt két változó maximum értékeiből adódtak. Jelölések: ref. 1. és 2.: az igen jó állapotú, kétszer kaszált referenciaterületek, MA: A kétszer kaszált állomány a kísérleti területen belül, A: az augusztusi kaszálású terület, M: a májusi kaszálású terület, K: a kísérlet kezdete óta kaszálatlan állomány.

A cönológiai állapotter segítségével igen jelentős eltérést tapasztaltunk a rendkívül jó állapotú kétszer kaszált területek, az egyszer kaszált területek, valamint a kaszálatlan állomány között.

Érdekes módon az egyik egyszer kaszált területen volt tapasztalható a legkisebb FD érték, azonban a zavartságot jellemző AS érték a kaszálatlan területen volt legmagasabb. Az egyszer, májusban kaszált területen nagy mértékben jelen volt a *S. gigantea*, az állományok cönológiai állapotát tekintve ez volt a leghasonlóbb a kaszálatlan területhez mérve. A legjobb állapotúnak egyértelműen az igen hosszú ideje kétszer kaszált területek voltak mondhatóak, melyek rendkívül hasonló mértékben jó állapotot mutattak. Az eredmények alapján látható, hogy a kétszer kaszált állományok a legjobbak, azonban a korábban kevésbé jól használt (a korábbiakban egy ideig csak egyszer kaszált) kísérleti területen elhelyezkedő kétszer kaszált terület jóval kevésbé mutatott jó cönológiai

állapotot az előbbi két referenciaterülethez képest, melyeket az elmúlt évtizedekben minden évben kétszer kaszáltak. A kísérleti terület két db, egyszer kaszált állománya köztes állapotú, de az augusztusi kaszálású terület jelentős mértékben jobb cönológiai szerkezetű a májusi kaszálású területhez képest. Az is bebizonyosodott, hogy a hosszú ideje évi kétszer és rendszerezetten kaszált területek az Őrségi mocsárréteken egyértelműen az alapvető referenciaállományoknak tekinthetők, a természetvédelmi szempontból legjobb állományokat ezen típusban találhatjuk.

5 Eredmények összegzése

A vizsgálatok alapján jelentős különbségeket találtam a különbözően kezelt állományok között. A különböző kaszálású területek természetességi állapota igen eltérőnek adódott a társulásszerkezettel kapcsolatos eredmények alapján.

Az adatok értékelése alapján az elsődleges hatást a különböző kaszálási módok okozták. A hasonlósági értékelések, a varianciaanalízis, valamint a különböző változók (diverzitási, egyenletességi, biomassza) variációs koefficiensei jelentős különbségeket mutattak.

A különböző módszerekkel történt felvételezések eltérő pontossággal jellemezték a különböző kaszálási módszerek hatásait a gypállományok társulástani és természeti állapotával kapcsolatban.

A 2×2 m-es kvadrátok (4-4 db) felvételei alapján meghatároztam a kísérleti terület kezdeti állapotát (2008) az SzMT rendszer (Borhidi 1993) segítségével, amely megfelelő alapot szolgáltatott az állományok elkülönülésének értékeléséhez. Ezen értékelés alapján látható, hogy a kísérlet kezdetén az állományok nem különültek még el lényegesen a természetességi állapotot és a szerkezetet tekintve. A leglényegesebb eredménye e vizsgálatnak azonban mikrocönológiai szempontból az, hogy az évekkel később végzett részletesebb adatokat szolgáltató transzszekt felvételezés eredményei nem abból adódnak, hogy az állományok már a kísérletet megelőzően is igen különböző állapotúak voltak, hanem a különbségek a több éves természetvédelmi kezelés hatásaként nyilvánultak meg. Ennek megfelelően nem a felvételezés eltérő módszere miatt tapasztaltunk nagy különbségeket a társulások szerkezeti és természetességi állapotai között (a 2008-as és 2014-es értékelések alapján).

Szintén e kvadrát módszer segítségével változásokat tapasztaltam a *S. gigantea* faj 2008-as abundanciájához képest a 2014-es felvételezés idejére. A kaszálatlan, valamint a két db egyszer kaszált területen a *S. gigantea* jelentős gyakorisági növekedést ért el a 2008-as felvételezéshez képest. A 4. ábrán bemutattam, hogy az évi kétszeri kaszálással hasznosított terület kivételével sehol sem csökkent, hanem jelentősen növekedett a magas aranyvessző egyedsűrűsége. Ennek megfelelően az állományoknak a *S. gigantea* különböző mértékű kolonizációjának hatására bekövetkező állapotváltozását is fontosnak tartottam részletesen bemutatni, mint másodlagos állapotbefolyásoló tényezőt a kaszálási típusok mellett. A *Solidago gigantea* cönológiai állapotbefolyásoló szerepének pontos mérése érdekében az állományokban rövidtranszszekttek történő vizsgálatot is indokolt volt végezni, ugyanis a természetvédelmi kezelések rövidtávú hatása először finomabb léptékben jelentkezik, amely ezen módszer segítségével már „megfogható”.

A rövidtranszszektek segítségével nagy mintaelemszámú minták vehetőek (transzszektenként 100-100 db) és az állományok szerkezeti szempontból részletesebben értékelhetőek. Az 5 m-es transzszektek lehetőséget adtak az állományok koordinátságának mérésére. Az állományonként 8-8 db transzszekt által az állományokban történt finomabb változások nyomon követhetővé váltak. A vizsgálataim során figyelembe vett hat állomány között jelentős eltérések adódtak a *S. gigantea* egyedsűrűségével kapcsolatban. A Sørensen és Bray-Curtis indexek alapján az állományok eltértek (1. táblázat). Különösen a referencia területek és a kaszálatlan állomány közt láthatóak nagy eltérések, mely egyértelmű jele a kaszálatlan terület leromlásának. Az indexek alapján az is látható, hogy az egyszer kaszált területek köztes állapotúak, a kizárólag májusban kaszált terület viszont leromlottabb. A Bray-Curtis index nagyobb eltérést mutatott, a társulások állapotát érzékenyebben jelezte, mivel a Sørensen indexszel ellentétben az egyes fajok borítását is figyelembe vette. Ennek megfelelően az is nyilvánvalóvá vált, hogy az egyes állományokban nem a fajszámok változtak meg elsősorban, hanem a társulások egyes fajainak arányai. A szakirodalomban található korábbi vizsgálatokban tapasztaltakkal ellentétes eredményeket hoztak a kutatási eredmények: az állományokat az inváziós faj nem uniformizálja, hanem az eltéréseket megnövelte a társulások között.

Az értékelések során elvégeztem az állományok varianciájának elemzését is a rövidtranszszektek 2013-as felvételezési adatai alapján (2. táblázat). Minden változó esetében (fajszámok, Shannon diverzitás, egyenletesség) szignifikáns eltérés adódott a hat állomány között ($p < 0,001$). Ez alapján az állományok természetességi állapota igen határozottan elkülönült.

A variációs koefficiens segítségével szintén jelentős különbségek adódtak az egyes állományok között. Rendkívül szép trendeket tapasztaltam a Shannon entrópia alapján a hat állomány vizsgálatakor (5. ábra), valamint hasonlóan tisztán látható a kísérleti területen elvégzett biomassza-vizsgálat alapján is a növekvő variációs trend. A kétszer kaszált területen volt a legkisebb variancia (7.a és 7.b táblázatok) a legkisebb átlagértékhez képest (3. táblázat), a kaszálatlan területen mutatkozott a legnagyobb variancia, míg az egyszer kaszált állományok köztes állapotúaknak mutatkoztak a produkció tekintetében is a kísérleti területen. Ezen eredmények érzéketesen bemutatták, hogy a kaszálás elmaradása nemcsak ezen gyepek jellegtelenedéséhez és a természetes állapot leromlásához vezet, hanem a fitomassza produkció varianciájának megnövekedéséhez, a gyephozam kiszámíthatatlanságához is. A CV% értékelésekor elvégeztem a biomassza minták *S. gigantea* nélküli értékelését is. Ebben az esetben sokkal markánsabban és tisztábban láthatóak a különböző kaszáltási típusok hatásai, a trendek még inkább egyértelműek, ugyanis a vizsgálat így a *S. gigantea* társulásra tett valós hatását is bemutatja (7.b ábra). A 7.a. és 7.b. ábrák összehasonlítása alapján látható, hogy a különböző

kaszálási módok általános hatása mellett az állományok a *S. gigantea* hatására milyen mértékben különülnek el. Az 7.b. ábra alapján a *S. gigantea* társulás fitomassza produkciójára tett hatása igen erőteljes és ennek megfelelően a kaszálási típusok mellett társulást igen erősen befolyásoló tényező. Ez igazolta korábbi TDK munkám feltevését is (Kun 2012, kézirat). Mindemellett korábbi vizsgálataim alapján az is kimondható, hogy nemcsak a fitomassza produkció megváltozása, hanem az állomány takarmányértékének erőteljes leromlása is bekövetkezik a kaszálás abbamaradásának hatására, mely ezen gyepekben igen gyorsan, akár néhány év alatt is bekövetkezik. Azonban mindez az évi egyszeri kaszálású területekről is elmondható, ugyanis hasonló mértékű leromlást jelző értékeket tapasztaltunk az egyszer kaszált területeken a Balázs-féle gypalkotók szerint (Kun 2014, kézirat).

Az egyenletesség tekintetében kevésbé volt tapasztalható egy egységes és nyilvánvaló trend, mivel a köztes állományok varianciája eltérő volt és nem követett egy szilárd trendet. Az egyenletességi CV% azonban mindemellett megmutatta azt, hogy az évi kétszer történő kaszálás szükségessége igen nagy, a kaszálás abbahagyása pedig rövid idő alatt leromlást eredményez a *S. gigantea* felszaporodása mellett.

A legjelentősebb különbségeket a finom léptékben, 52 m-es transzszektek segítségével vizsgált mikroszerkezeti jellemzők mutatták. Mind a térléptékek, mind a függvények (FD, AS) maximum értékei azt jelezték számunkra, hogy a nem kaszált területen jelentős degradációs folyamat következett be, melynek következtében ezek a gypszakaszok mikro- és makroszerkezeti szempontból is leromlottak. A gyepek felhagyásának következtében történő leromlást már sokan mások is tapasztalták más gyeptársulásokban (Bartha et al. 2006, Bódis 1997, Kun et al. 2007, Ruprecht et al. 2003, Virágh et al. 2008). Fontos az a tény is, hogy a kaszálás elmaradásának hatására nemcsak a fajok együttélésének sokfélesége csökkent jelentősen, hanem minden vizsgált változóknak a maximuma (FDmax, és ASmax) is nagyobb térléptékben jelentkezett. Mások is kimutatták már (Ruprecht et al. 2003, Virágh et al. 2006), hogy a felhagyás fajszámváltozást is okoz, a gyepek degradációjának hatására megváltozik a karakterisztikus area, illetve az FD és AS által meghatározott állapotérben e két változó maximum értékei alkotta pontok elfoglalt helye eltolódik (Virágh et al. 2007). A kaszálás elmaradásának negatív hatására a karakterisztikus area is a nagyobb érték felé tolódott, a fajok kisebb területen sem képesek jól együtt élni, ami a *Solidago gigantea*-val erősebben benőtt, kaszálatlan állomány esetében látszott legdrasztikusabban (ezt a növény közepesen erős allelopatikus hatása és morfológiai, valamint kolonizációs tulajdonságai is okozhatták (vö. Botta-Dukát és Dancza 2004). Az állományban nagyobb lett a borítatlan felszín területe is, a növények ritkásabban nőttek, mely szintén jelezte a degradációt. Az irodalmak alapján látható, hogy a mocsárrét kaszált egységeinek értékei (különösen a kétszer kaszált állomány esetében) a legfajgazdagabb löszgyepekhez hasonlóak (Virágh et al. 2008).

A leromlás a gyepek vegetációdinamikájának változását, diverzitásának és belső koordináltságának csökkenését és gyomosodását eredményezi (Ruprecht et al. 2003, Virágh et al. 2007). Ebből kifolyólag megváltozott a gyepek fitomassza-termelése (7.a. és 7.b. ábra), a takarmányértékének leromlásával együtt (Kun 2014, kézirat), mely hosszú távon a területhasználat szempontjából és a gyepekben élő védett növények (*Gentiana pneumonanthe*, *Dactylorhiza majalis*, *Ophioglossum vulgatum*, stb.) és állatfajok, valamint közösségek (esetünkben a *Maculinea* spp., *Myrmica* spp.) szempontjából is negatív tendencia lehet. A kísérleti területen történt korábbi vizsgálatok alapján igen valószínű (Körösi 2009), hogy ezzel összefüggésben az adott aszpektusban nem megfelelő gyepek magasság, egyes tápnövények hajtásainak nem kiegyensúlyozott növekedése is negatívan hat a kaszálók általános természeti és gazdasági értékére egyaránt. Ezzel összefüggésben vizsgálataink több lényeges eredménnyel is szolgálnak a különbözően kaszált állományok általános és belső szerkezettel kapcsolatos eredményei alapján. Azonban a pontos és a lehető legtöbb szempontot (botanikai és zoológiai, valamint gazdasági szempontok) figyelembe vevő természetvédelmi kezelés megvalósítása érdekében további, több szakterület ismeretanyagát és nézetét egyesítő vizsgálatok szükségesek az Őrség üde gyepein.

Esetünkben a növényzet állapotának különböző módszerek segítségével történő mérését tűztük ki célul. A gyepek optimális kaszási módjának meghatározása mellett a különböző felvételezési módszerek eredményeinek összevetésével kapcsolatban több új eredmény is felmutatható.

A különböző értékelési módok eredményei által kimondható, hogy e gyepek jó állapotának és a védett lepkefajok állományainak megőrzésében kulcsfontosságú tényező, hogy a kaszálás egyszerre megfelelő gyakorisággal és időzítésekkel is történjen, a termőhelyi feltételekhez is alkalmazkodjon. Az Őrség üde gyeptársulásaiban vizsgálataink alapján a legnagyobb arányban a kétszer történő kaszálás jelentené az optimális gyephasználati típust a tavasz végi, nyár elejei, illetve a nyár végi, ősz elejei időkben. Kisebb arányban (a korlátozott lehetőségeket is figyelembe véve) azonban az évi egyszeri történő kaszálás is és az átmenetileg felhagyott területek is szükségesek, elsősorban zoológiai szempontból (Körösi 2009). Az Őrség üde gyeptársulásainak hosszú távú megőrzése és átfogó aktív védelme szempontjából a legfontosabb a gyephasználat (elsősorban a kaszálás) megfelelő diverzitása.

A felvételezések és vizsgálatok további folytatásával célunk, hogy rávilágítsunk a különböző kaszási módok cönológiai textúrára és finomszerkezetre gyakorolt hatásaira, így a vizsgálatok folytatásával meghatározhatjuk ezen vegetációtípusok szempontjából azt a leginkább optimálisnak mondható gyephasználati rendszert, amellyel azok természetvédelmi és gazdálkodási szempontok szerint is hosszú távon fenntarthatóak maradhatnak.

6 Összefoglalás

Az Őrség számos felhagyott, illetve nem megfelelően kezelt üde gyepterületén okoz kisebb-nagyobb problémákat a területhasználat hiánya, valamint nem megfelelő volta. A különböző kaszálási módok erőteljesen befolyásolják a növényi fajkészletet, a növénytársulások szerkezetét és ezzel összefüggésben az itt élő védett lepkefajok (*Maculinea* spp.) értékes tápnövény-populációinak megmaradási lehetőségeit, valamint a lepkefajok életét is. Jelenleg fő kérdéseink, hogy a kísérleti terület különböző állományaiban a kezelés típusa, illetve ezzel összefüggésben a *Solidago gigantea* jelenlétének mértéke milyen mértékben differenciálja az állományokat a fajkészlet és a növényi szerkezet tekintetében, mely hosszú távon a terület megőrzendő fajaira is kihat. Transzszekt felvételezéseinket Magyarországtól mellett, a Kerka-vidék (Hetés) kistáj északnyugati részén folytattuk 2013 májusában és augusztusában. Hat területet hasonlítottunk össze, melyek kaszálási módja eltérő, illetve a *S. gigantea* különböző mértékben kolonizált. A vizsgálat 6 db 52 m hosszú, illetve 8-8 db 5 m-es rövid transzszekt segítségével történt. A transzszekt mentén 5×5 cm-es, egymást érő mikrovadrátok segítségével feljegyeztük az egyes növényfajok jelenlétét. Transzszekt vizsgálatainkat kiegészítettük 2014 májusában 0,5 m × 0,5 m-es kvadrátokban történő biomassza mintavételezéssel és a *S. gigantea* egyedszámának és átlagmagasságának megállapításával.

Megállapítottuk, hogy a kaszálatlan területen amellet, hogy a *S. gigantea* domináns fajként volt jelen, a fajkészlet, a diverzitás, illetve a koordináltság alapján is jelentősebb degradáció tapasztalható, mint az egyszer, valamint az évi két alkalommal kaszált állományokban, melyet a Shannon diverzitás alapján számolt CV% igen érzéketesen mutatott. A biomassza és egyedszám értékelések segítségével is alátámasztottuk a kezelések és a *S. gigantea* differenciáló hatását, valamint a transzszekt felvételezési módszer pontosságát. Lényeges eredmény, hogy bár a *S. gigantea* sok helyen igen nagy denzitással van jelen (pl. az évi egyszer kaszált területeken), a fajkészletet és a gyepszerkezetet mégsem degradálta túl jelentősen a legjobb szerkezetű és állapotú, kétszer kaszált állományokhoz hasonlítva.

A vizsgálatok folytatásával célunk, hogy megállapítsuk azt a kaszálási típust, illetve kezeléstípus-kombinációt, amelynek segítségével e gyep-társulások hosszú távon fenntarthatóak lesznek mind természetvédelmi, mind gazdálkodási szempontból.

7 Irodalomjegyzék

- Bartha S. és Kertész M. (1998): The importance of neutral-models in detecting interspecific spatial associations from 'trainsect' data. *Tiscia* 31: 85-98.
- Bartha S, Czárán T. és Podani J. (1998a): Exploring plant community dynamics in abstract coenostate spaces. *Abstr. Bot.* 22: 49-66.
- Bartha S, Rédei T, Szollát Gy, Bódis J. és Mucia L. (1998b): Északi és déli kitettségű dolomitsziklagyeppek térbeli mintázatának összehasonlítása – In: Csontos P. (szerk.): Sziklagyeppek szünbotanikai kutatása. Zólyomi Bálint professzor emlékének. Scientia Kiadó, Budapest. pp. 159-182.
- Bartha S. (2000): In vivo társuláselmélet. - In: Virágh K, Kun A. (szerk.): Vegetáció és dinamizmus. A 70 éves Fekete Gábort köszöntik tanítványai, barátai és munkatársai. Vácrátót, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, pp. 101-141.
- Bartha S. (2001). Életre keltett mintázatok. – In: Oborny B. (szerk.): Teremtő sokféleség. Emlékezések Juhász-Nagy Pálra. Vácrátót, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, pp. 61-97.
- Bartha S. (2002). Társulásszerveződési törvényszerűségek keresése. – In: Fekete G, Kiss Keve T, Kovácsné-Láng E, Kun A, Nosek J. és Révész A. (szerk.): A Magyar Tudományos Akadémia Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete 50 éve, 1952-2002, Vácrátót, pp. 99-113.
- Bartha S, Campetella G, Canullo R, Bódis J. és Mucina L. (2004): On the importance of fine-scale spatial complexity in vegetation restoration. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences* 30: 49-66.
- Bartha S, Balogh L, Biró M, Bódis J, Csete S, Csiky J, Fráter E, Hayek Zs, Lájér K, Purger D. és Szigetvári Cs. (2006) Nyílt és zárt homok pusztagyeppek társulástani vizsgálatának összehasonlítása a vácrátóti Tece legelőn. - In: Molnár E. (szerk.). Kutatás, oktatás, értéktéremtés. MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 111-133.
- Bartha S, Virágh K, Botta-Dukát Z, Kertész M. és Oborny B. (2007): A fajösszetétel: textúra és kotextúra. - In: Pásztor E. és Oborny, B. (szerk.). Ökológia. Nemzeti Tankönyvkiadó Rt., Budapest, pp. 245-261.
- Bartha S. (2007): A vegetáció leírásának módszertani alapjai. - In: Horváth A. és Szitár K. (szerk.). Agrártájak növényzetének monitorozása. A hatás-monitorozás elméleti alapjai és gyakorlati lehetőségei. MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 92-115.
- Bartha S. 2007: A vegetáció leírásának módszertani alapjai. In: Agrártájak monitorozása. A hatás monitorozás elméleti alapjai és gyakorlati lehetőségei (szerk.: HORVÁTH A., SZITÁR K.

MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 92-113.

- Bartha S. 2008a: A vegetáció viselkedésökológiájáról (avagy milyen hosszú is legyen egy hosszú távú ökológiai vizsgálat), In: Talaj-vegetáció-klíma kölcsönhatások. Köszöntjük a 70 éves Láng Editet. (szerk.: Kröel-Dulay, Gy., Kalapos, T., Mojzes, A.). MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 73-86.
- Bartha S. (2008b): Mikroökológiai módszerek a táji vegetáció állapotának vizsgálatában. Tájökológiai Lapok 6: 229-245.
- Bartha S, Campetella G, Ruprecht E, Kun A, Házi J, Horváth A, Virágh K. és Molnár Zs. (2008): Will inter annual variability in sand grassland communities increase with climate change? Community Ecology 9 (Suppl): 13-21.
- Bartha S., Csathó A. I., Virágh K., Szentes Sz., Csathó A. J., Sutyinszki Zs., Horváth A., Ruprecht E. (2011): A Tompapusztai löszgyep mikroökológiai értékelése I. Florális diverzitás és koordináltság. CRISICUM: A KÖRÖS - MAROS NEMZETI PARK IGAZGATÓSÁG IDŐSZAKI KIADVÁNYA 7: pp. 45-56.
- Bódis J. és Bartha S. (1997): A feketefenyő hatása dolomitgyepek kompozicionális diverzitására, Uherkovich Á. (szerk.): Előadások és posztterek összefoglalói. IV. Magyar Ökológiai Kongresszus, Pécs. p. 38.
- Bodonczi L. (2008): A kaszálás időzítésének hatása a rétek növényzetére – első (alap állapot) felvétel. Kutatási jelentés. Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság.
- Borhidi A. (1993): A magyar flóra szociális magatartás típusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai. – KTM-OTVH és JPTE kiadványa, Pécs pp. 95
- Borhidi és Sánta (1999): Vörös könyv Magyarország növénytakaságairól 1., Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest p. 284.
- Botta-Dukát Zoltán és Dancza I. (2004): Biológiai inváziók Magyarországon-Özönnövények, TermészetBúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 306-309
- Botta-Dukát Z. (2006): Két adventív *Solidago* faj növekedése különböző időjárású években. In: Kutatás, oktatás, értékteremtés. (szerk.: MOLNÁR E.). MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 45-51.
- Botta-Dukát Z. (2008): Invasion of alien species to Hungarian (semi-)natural habitats. Acta Botanica Hungarica 50 (Suppl.): pp. 219-228.
- Bölöni J., Kun A., Molnár Zs. (2003): Élőhelyismereti útmutató 2.0. Kézirat, Vácrátót p. 1.
- Bölöni J. és Molnár Zs. és Kun A. (szerk.) (2011): Magyarország élőhelyei: vegetációtípusok leírója és határozója, Vácrátót, MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, pp. 85-89
- Bus I. és Tasi J. (2011): A Természetvédelmi gyepterkeztetés módszerei és eszközei egy kiskunsági példán keresztül, AWETH Vol 7.4., pp. 329-336

- Campetella G, Canullo R. és Bartha S. (2004): Coenostate descriptors and spatial dependence in vegetation – derived variables in monitoring forest dynamics and assembly rules. *Community Ecology* 5: 105-114.
- Czárán T. és Bartha S. (1992): Spatiotemporal dynamic models of plant populations and communities. *TREE* 7: 38-42.
- Dövényi Z. (2010): Magyarország kistájainak katasztere. MTA FKI, Budapest, pp. 402-406.
- Fukami T., Bellingham P. J., Peltzer D. A., Walker L. R. 2013: Non-Native Plants Disrupt Dual Promotion of Native Alpha and Beta Diversity. *Folia Geobot* 48: pp. 319–333.
- Gyöngyössy P. (2008): Gyántásország. Történeti adatok az őrségi erdők erdészeti és természetvédelmi értékeléséhez. Tanulmány. Szombathely.
- Horváth A. (1998): INFOTHEM program: new possibilities of spatial series analysis based on information theory methods. *Tiscia* 31: 71-84.
- Horváth A. (2002): A mezőföldi löszvegetáció términtázati szerveződése. *Synbiologica Hungarica* 5, Scientia Kiadó, Budapest. 174 p.
- Horváth A. és Szitár K. (szerk.) (2007): Agrártájak növényzetének monitorozása. A hatás-monitorozás elméleti alapjai és gyakorlati lehetőségei. MTA ÖBKI, Vácrátót. 240 p.
- Juhász-Nagy P. (1972): A növényzet szerkezetvizsgálata: új modellek. 1. Bevezetés. *Bot. Közl.* 59: 1-5.
- Juhász-Nagy P. (1973): A növényzet szerkezetvizsgálata: új modellek. 2. Elemi beszkálázás a florális diverzitás szerint. *Bot. Közl.* 60: 35-41.
- Juhász-Nagy P. (1980a): A cönológia koegzisztenciális szerkezeteinek modellezése. Akadémiai Doktori Értekezés, Budapest. 238 p.
- Juhász-Nagy P. (1980b): A növényzet szerkezetvizsgálata: új modellek. 3. Florális diverzitás. *Bot. Közl.* 67: 185-193.
- Juhász-Nagy P. és Podani J. (1983): Information theory methods for the study of spatial processes in succession. *Vegetatio* 51: 129-140.
- Juhász-Nagy P. (1993): Notes on compositional diversity. *Hydrobiol.* 249: 173-182.
- Kertész M, Lhotsky B. és Hahn I. (2001): Detection of fine-scale relations between species composition and biomass in grassland. *Community Ecol.* 2: 221-230.
- Kelemen Judit (szerk.) 1997: Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest pp. 203-210.
- Király G., Molnár Zs., Bölöni J., Vojtkó A. (szerk.) (2008): Magyarország földrajzi kistájainak növényzete. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót

- Kun A, Ruprecht E, Bartha S, Szabó A. és Virágh K. (2007): Az Erdélyi-Mezőség kincse: a gyepvegetáció egyedülálló gazdagsága. *Kitaibelia* 12: 88-96.
- Kun R. (2012): Elterő kaszálási módok hatásainak vizsgálata egy őrségi mocsárréten a mikrocönológia módszerével, TDK kézirat
- Kun R. (2014): Kaszálási módok hatásainak vizsgálata egy őrségi mocsárréten a mikrocönológia módszerével, szakdolgozat kézirat
- Mesterházi A. (2004): Inváziós növények elleni tevékenységek a nemzetipark-igazgatóságokban, Őrségi Nemzeti Park, In: Mihály Botond és Botta-Dukát (szerk): *Özönnövények I.*, TermészetBúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 407-409
- Papp L. (2009): Kiemelten sikeres kutatási terület: A kaszálás hatása a hangyaboglárka lepkék állományaira az Őrségben, MTA-MTM Állatökológiai Kutatócsoport, Budapest. pp. 1-3.
- Pócs T. (1981): Növényföldrajz, társulástan és ökológia, Tankönyv Kiadó, Budapest pp. 150-152.
- R CORE TEAM (2012): R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- Podani J. 1997: Bevezetés a többváltozós adatfeltárás rejtjelmeibe. *Sciencia* Kiadó, Budapest 412 pp.
- Standovár T, Ódor P, Aszalós R. és Gálhidy L. (2006): Sensitivity of ground layer vegetation diversity descriptors in indicating forest naturalness. *Community Ecol.* 7: 199-209.
- Sváb J. 1981: Biometriai módszerek a kutatásban. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 3. kiadás, 557 pp.
- Symstad A. J. és Tilman D. (2001): Diversity loss, recruitment, limitation, and ecosystem functioning: lessons
- Szabó G., Zimmermann Z., Bartha S., Szentés Sz., Sutyinszky Zs., Penksza K. (2011): Botanikai, természetvédelmi és gyepgazdálkodási, vizsgálatok Balaton-felvidéki szarvasmarha-legelőkön, *Tájökológiai Lapok* 9 (2): 437-445 pp.
- Szollát Gy. és Bartha S. (1991): Pattern analyses of dolomite grassland communities using information theory models. *Abstr. Bot.* 15: 47-60.
- Tóthmérész B. és Erdei Zs. (1992): The effect of species dominance on information theory characteristics of plant communities. *Abstr. Bot.* 16: 43-47.
- Tóthmérész B. 1997: Bevezetés a biológiai diverzitás mérésének módszertanába. *Scientia* Kiadó, Budapest, 98 pp.
- Virágh K. (1989): The effect of selective herbicides on structural changes of an old perennial grassland community; An experimental approach to the study of community stability:

resilience and resistance. Acta Bot. Hung. 35: 99-125.

Virágh K, Horváth A, Bartha S. és Somodi I. (2006): Kompozíciós diverzitás és términtázati rendezettség a szálkaperjés erdőssztyepprétermészetközeli és zavart állományaiban. - In: Molnár E. (szerk.). Kutatás, oktatás, értékteremtés. MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 89-111.

Virágh K. (2007): A degradálódás detektálása a cönológiai állapotterben. - In: Horváth A. és Sztár K. (szerk.). Agrártájak növényzetének monitorozása. A hatás-monitorozás elméleti alapjai és gyakorlati lehetőségei. MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 197-202.

Virágh K, Horváth A, Bartha S. és Somodi I. (2008): A multivariate methodological approach for monitoring the effectiveness of grassland management. Community Ecol 9: 237–247.

Virágh K, Bartha S, Horváth A. és Somodi I. (2011a): Application of information theory models in the early detection of plant community degradation and prediction of vegetation changes. In: Jordán F, Scotti M. és Lencioni V. (eds.): 7th European Conference on Ecological Modelling. Book of Abstracts, Riva del Garda, Italy, pp. 133.

Virágh K, Tóth T. és Somodi I. (2011b): Effect of slight vegetation degradation on soil properties in *Brachypodium pinnatum* grasslands. Plant and Soil 345: 303-313.

Whittaker R. H. (1965): Dominance and diversity in plant communities. Science 147: 250-260.

Internetes hivatkozás:

http1: Markovics Tibor, Nagy Csaba, Simon Attila, Csonka Péter, Havas Márta, Stanka Desnik, Gregor Domanjko, Goran Soster (2010): Természetbarát gyepgazdálkodás. Útmutató gazdák részére: http://onp.nemzetipark.gov.hu/_user/browser/File/Projektek/Folyamatban/gazd%C3%A1lko%C3%B3i%C3%BAtmutat%C3%B3magyar.pdf

8 Köszönetnyilvánítás

A dolgozat megírásában nyújtott hatalmas segítségét külső konzulensemnek, Dr. Virágh Klárának köszönöm, aki az egész dolgozat megírása alatt minden tekintetben segítségemre volt, tanácsot adott és tanított, valamint belső konzulensemnek, Dr. Malatinszky Ákosnak, aki szintén rengeteg tanáccsal látott el, illetve dolgozatom számos formai, logikai hibáját is segített javítani. Továbbá köszönettel tartozom Kun Andrásnak is, aki a dolgozatom számos táblázatával, illetve szövegének formálásával kapcsolatban nyújtott rendkívül sok segítséget.

A terepmunkában nyújtott sok segítségét szeretném megköszönni külső konzulenseimnek, Szépligeti Mátyásnak és Dr. Virágh Klárának, valamint Dr. Bartha Sándornak. A terepi felvételezésben nyújtott segítségéért Ficsor Csillának, Szarka Sárának, Karba Enikőnek és Stumpf Nikolettnek mondok nagy köszönetet. Az adatok feldolgozásában nyújtott szintén nagyon sok segítségét köszönöm szépen külső konzulenseimnek Dr. Bartha Sándornak és Dr. Virágh Klárának.

NYILATKOZAT TDK DOLGOZATHOZ

Alulírott, Kun Róbert (Neptun-kód: BCRCFL) nyilatkozom, hogy az „Eltérő kaszási módok hatásának vizsgálata egy őrségi mocsárréten a mikroökológia módszerével” címen benyújtott TDK dolgozatom a saját szellemi termékem.

Budapest, 2012. október 28.

.....
Kun Róbert