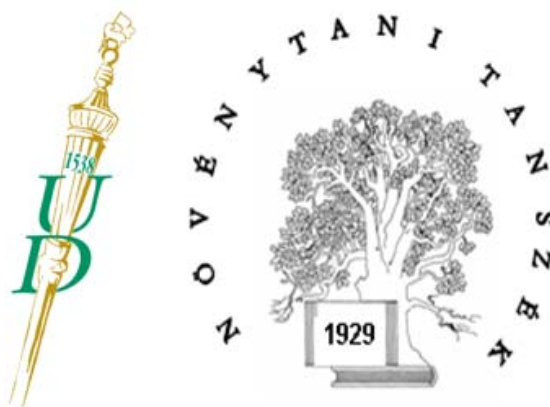


Két évtizede regenerálódó mészkerülő homoki legelő vegetáció és magkészlet felmérése

OTDK dolgozat

Kovásznai-Oláh Richárd és Kovács Zoltán
II évf. BSc hallgatók

témavezető:
dr. Matus Gábor (egyetemi docens)



Debreceni Egyetem Növényteni Tanszék

2012

Tartalom

1 Bevezetés és célkitűzések.....	4
2 Anyag és módszerek.....	5
2.1. Területleírás és területhasználat.....	5
2.2 Mintavétel.....	5
2.2.1 Mintavételi elrendezés, cönológia.....	5
2.2.2 Magkészlet mintavétel és feldolgozás.....	8
2.2.3 Talajtani mintavétel.....	8
2.3 Adatfeldolgozás és statisztika.....	12
3 Eredmények.....	13
3.1 Talajtani jellemzők.....	13
3.2 Vegetáció.....	13
3.3 Magkészlet.....	14
4 Diskusszió.....	16
4.1 Tápanyagtartalom.....	16
4.2 Vegetáció.....	17
4.3 Magkészlet.....	18
5 Összefoglalás.....	21
6 Köszönetnyilvánítás.....	22
7 Irodalom.....	23
8 Függelék.....	26

1 Bevezetés és célkitűzések

A természetes magkészlet a vegetáció „szelektív memóriakártyája”-ként tekinthető, elemzése a talajban túlélő magvak révén a megelőző időszak dinamikájáról szolgálhat adatokkal (Willems 1995, Bakker *et al.* 1996, Bekker *et al.* 1997, Thompson *et al.* 1997). A talaj életképes magjainak –amelyet szokás „magbank”-nak is nevezni (Csontos 2001)– fontos szerepe lehet a közösség zavarás utáni regenerációjában (Willems & Bik 1998). Más vélemények inkább a magkészlet negatív szerepét hangsúlyozzák, hiszen a korábbi gyomosodott állapot visszatérését is elősegíthetik a ruderalis fajok túlélő magjai (Bakker *et al.* 1996, Rosén & van der Maarel 2000, Csontos 2001). A magkészletnek a vegetációval való hasonlósága társulásról társulásra erősen különbözhet (Bekker *et al.* 1998, Bossuyt & Honnay 2008), így restaurációs ökológiai felhasználhatósága is eltérő. „Értéke” nem független az állomány előtörténetétől sem (Bekker *et al.* 1997).

Fontosságának felismerése ellenére –munka- és időigénye miatt– a magkészletnek a szekunder szukcesszió során történő átalakulását általában indirekt megfigyelésekkel (azaz eltérő szukcessziós korú állományokban történő mintavétellel, „space-for-time substitution”, Pickett 1989) próbálták jellemezni (Plue *et al.* 2010, Kwiatkowska-Falińska *et al.* 2011, Blaszczyk, M. *et al.* 2010). A magkészlet ismételt elemzése ugyanazon a mintavételi helyeken kifejezetten ritka (Leck & Leck 1998).

A rendszerváltás idején elterjedt gyakorlat volt a védett területek sorát sújtó lúdtartás, mely máig ható nyomot hagyott a hortobágyi és nyírségi gyepvegetációban (Matus *et al.* 2003, 2005). A nagy kiterjedésű, jelentős gazdasági potenciállal is bíró védett legelők regenerálódásával kapcsolatos információk megőrzésüket, a hatékony természetvédelmi stratégia kialakítását segítik elő (McDonald *et al.* 1996).

Dolgozatunk egy ilyen folyamat, az 1990-es évek legelején házi lúd legeltetéssel degradált, regenerálódó nyírségi homoki gyep 22. szukcessziós évében megismételt több szempontú felmérésével (vegetáció, talaj, magkészlet) és –azonos módszerekkel 1991-től kezdett (Török *et al.* 2008, 2009a,b)– korábbi mintavétel során gyűjtött adatsorból a tíz évvel korábbi adatokkal vetettük össze. A folyamat 12. éves (korábbi adatok) és 22. éves (saját adatok) felmérései közötti összevetésekkel az alábbi hipotéziseket teszteltük:

1) a vegetáció fajgazdagsága nő, a magkészlet denzitása és fajszáma csökken a szukcesszió második évtizedében.

2) a vegetáció és a magkészlet összetétele a gyomosító fajoktól a természetes vegetáció képviselői felé mozdul.

2 Anyag és módszerek

2.1 Területleírás és területhasználat

A mintavételi területek a Dél-Nyírségben, Debrecentől mintegy 15 km-rel K-re helyezkednek el, a Hajdúsámson határába eső, mintegy 2,8 km²-es „Martinkai-legelő” természetvédelmi területen (É47°34'00"–35'20"; K 21°46'30"–48'40"; CEU: 8496.2). A terület évi középhőmérséklete 10,0 °C, míg az átlagos évi csapadékmennyiség 580–620 mm körüli (1. ábra). A vizsgálatot megelőző év, 2011 –csakúgy, mint a vizsgálat éve– erősen aszályos volt.

A homokbuckákkal tagolt terület mélyebb részein mocsárrétek, magassásosok találhatók. A terület jelentőségét, a közepes magasságban található nagy kiterjedésű, galagonyával cserjésedő homoki legelők (*CYNODONTI-FESTUCETUM PSEUDOVINAE*) és magyar csenkeszes mészkerülő, nyílt homoki gyepek (*FESTUCETUM VAGINATAE*) adják. Az ezek regenerálódásával kapcsolatos információk megőrzésüket, a hatékony természetvédelmi stratégia kialakítását segítik. A homoki legelők, köztük a mintaterületek talaja pleisztocén korú mészmentes, savanyú homok (pH_{KCl}: 4,0–5,9) alacsony, illetve közepes humusz (0,6–1,9%) tartalommal (Boros Á 1932, Borsy Z. 1961, Borsy Z. et al. 1982).

A területet jellemzően akácosok, erdei fenyő ültetvények, kisebb részben szántók keretezik. A terület jelentős része 1989 előtt honvédségi gyakorló terep volt, míg rendszerváltás utáni években tömeges házi lúd tartással degradáltak. A terület történetének összefoglalása Gyarmathy és Dudás (2000), florisztikai kutatására és aktuális flórájára vonatkozó adatok Matus & Papp (2002) közleményeiben olvashatók.

2.2 Mintavétel

2.2.1 Mintavételi elrendezés, cönológia

Az 1990-ben felhagyott, korábban 1989-1990 között túllegelt, homokbuckákra telepített lúdtartó telepek helyén spontán regenerálódó *CYNODONTI-FESTUCETUM PSEUDOVINAE* társulás két-két, buckaoldali (alsó helyzetű területek: 2. és 4.) illetve buckatetőhöz közeli (felső helyzetű területek: 1. és 3.) állományában végeztük vizsgálatainkat (2. ábra). A mintavételi területek 2 x 10 méteres téglalapok, amelyekben 5 db illeszkedő 2x2 m-es állandó kvadrátok találhatóak. 1991 és 2005 között, majd 2012-ben évente három alkalommal, áprilisban, júniusban és szeptemberben rögzítettük a fajok százalékos borítás értékeit (Simon 2000). A kiértékelésnél adott faj legnagyobb szezonális borítását vettük figyelembe.



1. ábra Martinkai-legelő helyzete a környező településekhez viszonyítva.

2. ábra a mintavételi területek elhelyezkedése a Martinkai-legelőn



2.2.2 Magkészlet mintavétel és feldolgozás

A magkészlet mintavétel hóolvadás után, 2012-ben február végén történt. A magkészlet vizsgálatokhoz fúrásos talajmintákat vettünk (6 minta/kvadrát, 10 cm-es mintamélység, 4 cm-es átmérő, mintánként mintegy 125 cm³ talaj). Két mélységi réteget különítettünk el (0–5, 5–10 cm), majd az egy kvadrát azonos mélységi rétegéből származó részmintákat egyesítve szitasoron átmosva koncentráltuk (ter Heerdt *et al.* 1996) (3. ábra). 3 mm-es lyukbőségű szitával a vegetatív növényi részeket és a nagyobb mechanikai szennyezéseket (kavics, fadarabok) távolítottuk el, míg 0,2 mm-essel a minimális magméretnél kisebb méretű talajszemcséket. Ezzel a módszerrel a minták térfogatát jelentősen csökkenthettük, ami a rendelkezésre álló üvegházi helyen a mintavastagságot csökkentette, ezzel a csírázás erélyét növelte.

A koncentrált mintákat 3–4 mm vastag rétegben csíráztató ládába, sterilizált talaj fölé rétegeztük. A csíráztatást a Debreceni Egyetem Botanikus Kertjében, üvegházban, 28 héten át végeztük (4. ábra). Május végén, amikor a csíranövények száma erősen lecsökkent, felfüggesztettük a locsolást és a kiszáradt mintaréteget felkavartuk. Ezután tovább öntöztünk, de július elején, amint az üvegházi hőmérséklet a 35 °C fokot meghaladta az öntözést ismét felfüggesztettük. Néhány hetes nyári szünet után szeptember első hetében azt újakezdtük, amit az őszi csírázási csúcs lecsengése után október 31-ig folytattunk. A kísérletet összesen 28 hét csíráztatás után zártuk le.

A megjelenő csíranövényeket rendszeres ellenőrzés mellett, folyamatosan meghatároztuk (Csapody 1968), majd eltávolítottuk. A nehezen határozható taxonok (elsősorban a *Cyperaceae*, *Juncaceae* és *Poaceae* családok) csíranövényeit átültetve neveltük (és részben még neveljük) határozható állapotig. A magesőt steril virágfölddel töltött kontroll ládák segítségével monitoroztuk.

2.2.3 Talajtani mintavétel

A talajmintákat március végén vettük, monolit technikával, azaz a megfelelő nedvességtartalmú és méretű talajmintákat kézi ásó segítségével kiemeltük, majd azokból a talajfelszíntől számítva 2x2x10 cm-es négyzet alapú oszlopokat vágtunk ki műanyag mintavevő kés segítségével. A talajmintákat a kvadrátok kerülete mentén 0,5 méterenként vettük (48 részminta/terület), a részmintákat egyesítettük. A minták területenkénti térfogata így 1,92 dm³ volt. A mintákat 30x25x5 centiméteres polietilén, műanyag szárító csónakokban szárítottuk tömegállandóságig, 40 °C fokot meg nem haladó szárító szobában.

Előzetesen a szerves vegetatív részeket és nagyobb mechanikai szennyezéseket eltávolítottuk. A légszáraz mintákat 1,0 milliméteres lyukbőségű szitán átszitáltuk, az egyéb vegetatív részek és a kisebb kavics frakció eltávolítása végett. A fennmaradó nemkívánatos szerves szennyezéseket feltöltött ebonit rúd segítségével, elektrosztatikusan távolítottuk el (MSZ—08 0206/1).

Az így előkészített homogén talajmintákat a Debreceni Egyetem Karcagi Talajtani Kutató Laboratóriumába szállítottuk be, ahol öt talajtani paraméter (ld. alább) vizsgálatát kértük meg.

1) A talajok 1 mol.dm^{-3} kálium-kloridos pH értéke ($\text{pH}_{(1\text{M KCl})}$), amely felvilágosítást nyújt a talaj hidrogénion koncentrációjáról, ezen keresztül a szóba jöhető redox- és komplexképződési folyamatokról, a makro- és mikro tápelemek kémiai formáiról, és azok felszívódási esélyeiről. Mérését 1:2,5 arányú talaj – 1 mol.dm^{-3} kálium-klorid szuszpenzióval végezzük kombinált üvegelektrod alkalmazásával (MSZ-08 0206/2-78).

2) A talajok humusztartalma (humusz %) kettős szerepű, egyfelől felszaporodása a talaj pH értéket emelheti, másfelől bomlásával a talajok hosszú távú nitrogén ellátottságáért felelős. Értékét légszáraz talajra vonatkoztatott százalékos tartalommal szokás jellemezni, azonban ennek értéke nem független a talaj genotípusától. Mérése a szénvegyületek krómkénsavas roncsolásán alapul.

Tömény kénsav jelenlétében a króm-(VI)-ionok a szerves vegyületek széntartalmát széndioxiddá, és vízzé oxidálja, miközben a króm-(III)-ionok keletkeznek, amelyek zöld színűek. A keletkezett króm-(III)-ionok abszorbanciáját fotometráljuk és dextróz-monohidrát oldatból készült standard kalibrációs görbe segítségével vetjük össze. Az így nyert széntartalomról empirikus egyenlettel a talajok tömegszázalékos összetételét számíthatjuk ki.

$$\text{Humusz(m/m)\%} = C(m/m)\% \cdot 1,724,$$

ahol **Humusz(m/m)%** a talaj százalékos humusztartalma,
C(m/m)% a talaj százalékos széntartalma,
 1,724 pedig az átszámítási szorzófaktor.

Természetesen lehetőség van az abszorbancia-humusztartalom standard görbe felvételére is, ekkor további számításokra nincs szükség (MSZ-08 0210-77).

3) A nitrogénben kifejezett nitrit-, nitrát-tartalom a növények számára aktuálisan felvehető nitrogén tartalmat jelenti. Ez testesíti meg a növények számára aktuálisan felvehető és hasznosítható oldható nitrogénformát. Standard értéktartomány erre a jellemzőre nem adható meg, hiszen függ a talaj mikrobiális tevékenységétől, a csapadék mennyiségtől és a hőmérséklettől is.

Mérése a nitrition azo-színezék képzésén alapul, azaz ecetsavas közegben a nitrition szulfanilsavval diazovegyületet képez (diazotálás), amely alfa-naftil-aminnal kupolálható, s az így létrejött azoszínezék abszorbancia értéke arányos a minták nitrittartalmával, amely standard kalibrációs görbe segítségével számítható.

A nitrátion mérését, célszerűen nitrition mérésre vezetjük vissza, mivel az fém kadmiummal, vagy kadmium-amalgámmal ecetsavas közegben kvantitatíve nitritté alakítható, így áramló rendszerben a nitrit- és nitrát formát együttesen határozhatjuk meg. Áramlásos rendszerben 40 gramm talaj és 100 ml 1 M-os kálium-klorid oldatból nyert szűrletből határozzuk meg a nitrogénben kifejezett nitrit- és nitrát ion összegét. Az eredményeket $N(NO_2+NO_3)$ ppm, vagy $N(NO_2+NO_3)$ mg/kg formában adjuk meg (MSZ-20135: 4.2.2. és 5.4.3-5).

4) A foszfáttartalmat ammónium-laktátos (AL-oldat pH=3,7) kivonatból határozzuk meg, ez a növények számára hasznosítható összes foszforformát testesíti meg. A talajok foszfortartalma erősen függ a talajok genotípusától, a zavarás és művelés jellegétől.

Mérése antimonionok jelenlétében ammónium-foszfomolibdenát, aszkorbinsavas redukciójával lehetséges, amidőn abból a mélykék színű nagy moláris abszorpciós koefficienssel jellemezhető, vízzoldható antimon-foszfomolibdénkék keletkezik, mely abszorpciója arányos mintákban található foszforvegyületek tartalmával, s ezt standard kalibrációs görbe segítségével számíthatjuk. Értékét P_2O_5 ppm-ben, vagy P_2O_5 mg/kg dimenzióban adjuk meg (MSZ-20135: 4.2.1. és 5.2.).

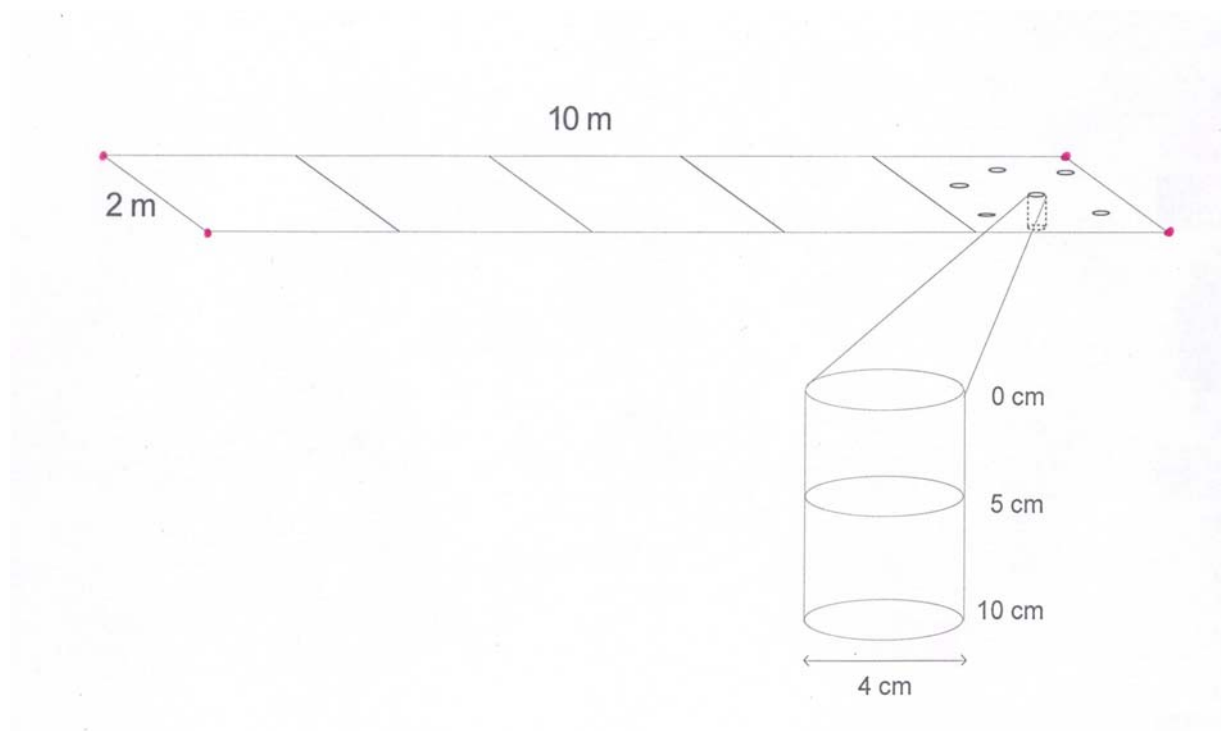
5) A káliumtartalom, mennyisége függ a talaj genotípusától. Mérése atomemissziós módszerrel lehetséges, midőn a minta ammónium-laktátos kivonatában lévő káliumionokat valamilyen módon (induktív csatolása plazmába, vagy lángba juttatva) gerjesztjük, s mérjük a gerjesztett atomok kisebb energiájú állapotba való jutásakor kisugárzott fény mennyiségét. Ez a kálium ionra jellemző (766 nm-en zavarásmentes vonalnak tekinthető, csak a tallium zavar).

Az így nyert emissziós értékeket standard kalibrációs görbével való összevetés után a minták kálium tartalma számítható. A káliumtartalmat K_2O ppm-ben vagy K_2O mg/kg dimenzióban adjuk meg (MSZ-20135: 4.2.1. és 5.1.).

Mintaterületeink talaja pleisztocén korú durva szemcsés homok, Arany-féle kötöttségi száma $KA < 30$, illetve mésztartalma $CaCO_3 < 1\%$. Az ezen genotípusú talajok jellemző tápanyag ellátottság határértékeit az 1. táblázat foglalja össze.

1. táblázat. Tápanyag kategória értékek a homoktalajok tápanyag ellátottságának megítéléséhez.

A talajok kémhatás kategóriái ($\text{pH}_{(\text{KCl})}$)					
	savanyú	gyengén savanyú	semleges	gyengén lúgos	lúgos
$\text{pH}_{(\text{KCl})}$	4,5-5,4	5,5-6,7	6,8-7,1	7,2-7,9	8,0<
Hosszú távú nitrogén ellátottság megítélése humusztartalom alapján homoktalajokon ($\text{KA}<30$)					
	igen gyenge	gyenge	közepes	jó	igen jó
Humusz (m/m)%	<0,40	0,41-0,70	0,71-1,50	1,50-2,50	2,50<
Ammónium-laktát oldható tápelemek határértékei foszfor- és káliumtartalom megítéléshez homoktalajokon ($\text{CaCO}_3<1(\text{m/m})\%$)					
	igen gyenge	gyenge	közepes	jó	igen jó
P_2O_5 mg/kg	50	51-80	81-130	131-250	251-450
K_2O mg/kg	90	91-120	121-160	161-220	221-420



3. ábra. Mintavételi terület sémája: öt illeszkedő állandó kvadrát, a talaj magkészslet minták gyűjtőhelye mérete és felbontása



4. ábra A csíráztatás helyszínéül szolgáló üvegház, valamint egy csíráztató láda részlete (4. terület, 4. kvadrát felső talajréteg) jellemző fajokkal: *Potentilla argentea*, *Crepis tectorum*, *Verbascum phlomoides* és *Lepidium densiflorum*.

2.3 Adatfeldolgozás és statisztika

A faj- és csíranövény számok területenkénti és/vagy évenkénti átlagait egy- és kétszemponstú variancia-analízissel (ANOVA), vagy Kruskal-Wallis teszttel hasonlítottuk össze. Szignifikáns variancia esetén a területpárokat Tukey teszttel vetettük össze. A páros összehasonlításokat a fajsza és csíranövényssza esetén (talaj rétegek, évek) t-próbával, vagy Mann–Whitney teszttel végeztük.

A sokváltozós analízisek közül a felmérések prezencia-abszencia (faj előfordulás-hiány) adatain főkomponens analízist (PCA) végeztünk el, a CANOCO szoftver csomag 4.56 verziója segítségével (ter Braak 1987). Az analízisbe -a minták számától függően- a minimum három-négy mintavételi egységben előforduló fajokat vontuk be. A fajnevek grafikai megjelenítése –szintén a minták számától függően a minimum öt-hat mintavételi egységben előforduló fajok szerepelnek. A fajok nevezéktana Simon (2000) művét követi.

3 Eredmények

3.1 Talajtani jellemzők

A 2012-es mintákban valamennyi területen savanyú talaj kémhatás ($\text{pH}_{\text{KCl}} = 4,6\text{-}5,3$) mellett közepes humusz ellátottságot (0,9-1,4%) detektáltunk. A foszfor ellátottság viszont kifejezetten heterogén volt (100-650 ppm $\text{P}_2\text{O}_5\text{-P}$, az. 1. területen közepes, 2.-3. területeken jó, a 4. területen viszont az „igen jó” kategória felső értékét is erősen meghaladó volt. A kálium ellátottság jó (170-210 ppm $\text{K}_2\text{O-K}$). Az 1-3. területeken átlag 4 ppm körüli, a legmagasabb humusztartalmú 4. területen viszont közel 15 ppm nitrát és nitrit tartalmat mutattunk ki (2. táblázat).

2. táblázat A mintavételi területek néhány talajtani jellemzője 2002-ben és 2012-ben.

	pH(1M KCl)		Humusz(%)		P (P_2O_5) mg/ kg		K (K_2O) mg/ kg		(NO ₂ + NO ₃) N mg/ kg	
	2002	2012	2002	2012	2002	2012	2002	2012	2002	2012
1	4,20	4,83	0,63	1,06	256	108	108	176	< 1,0	7,0
2	4,19	4,64	0,60	0,94	348	226	154	195	< 1,0	2,4
3	5,30	5,25	0,74	1,00	485	261	108	168	< 1,0	4,3
4	5,65	5,22	1,69	1,36	898	647	230	208	< 1,0	14,3

3.2 Vegetáció

A vegetációt valamennyi területen évelő pásztfűvek dominálják. A *Cynodon dactylon* borítása mindenütt magas (átlag 57%), jelentős *Festuca pseudovina* (13,6%), *Poa angustifolia* (az 1-3. területeken, itt átlag 12,6%), *Calamagrostis epigeios* (csak 2. terület, itt átlag 17,4%). A sásfélék közül a *Carex stenophylla* jelentős, de csak a 3-4. területeken (átlag itt 3,4%). A nagyobb borítású kétszikűek: *Artemisia campestris* (csak 1. terület, itt viszont 26,7%), *Chondrilla juncea* (6,6%), *Potentilla argentea* (6,6%), *Rumex acetosella* (1,0%). Az allergén *Ambrosia artemisiifolia* borítása 1% alatti.

Gyakoriak, de igen kis borításúak a téli egyévesek (pl. *Veronica verna/triphyllus*, *Myosotis stricta*, *Vicia lathyroides*). A mohaszintben egyedül a *Brachytecium albicans* borítása jelentős (átlag 2%), további mohok és zuzmók (*Cladonia* spp.) ritkán és kis borítással vannak csak jelen (részleteket ld. 1. Függelék).

A területek hajtásos és összes (hajtásos+telepes) kvadrátonkénti fajszáma statisztikai értelemben inhomogénnek bizonyult (ANOVA $N=5$, *hajtásos fajok*: $p<0,001$, a teszt ereje: 1,00; *összes faj*: $p<0,001$, a teszt ereje: 0,997). Mindkét esetben a 2. terület fajszáma szignifikánsan alacsonyabb volt a többinél (Tukey-teszt, $N=5$, $p<0,001-0,006$ között). A telepes taxonok (moha, zuzmó) kvadrátonkénti fajszáma viszont nem mutatott eltérést a területek között (Kruskal-Wallis ANOVA, $p=0,160$, $N=5$), a telepes taxonok kvadrátonkénti fajszáma a hajtásos fajokéval sem mutatott korrelációt (Spearman-féle rang korreláció $p=0,743$, $N=20$) (3. táblázat).

3. táblázat A mintavételi területek vegetációjának és magkészletének néhány mennyiségi jellemzője (db/kvadrát, átlag $\pm$ SD, $N=5$)

vegetáció

összes fajszám (db/kvadrát, átlag $\pm$ SD, $N=5$)	1	2	3	4
	20,2 $\pm$ 2,3 ^a	11,6 $\pm$ 4,6 ^b	18,8 $\pm$ 2,0 ^a	22,2 $\pm$ 1,9 ^a
	ANOVA, $F=12,570$, $p<0,001$			
hajtásos fajszám (db/kvadrát, átlag $\pm$ SD, $N=5$)	18,0 $\pm$ 2,0 ^a	10,0 $\pm$ 3,4 ^b	17,2 $\pm$ 1,8 ^a	21,0 $\pm$ 1,9 ^a
	ANOVA, $F=12,570$, $p<0,001$			
telepes fajszám (db/kvadrát, átlag $\pm$ SD, $N=5$)	2,2 $\pm$ 0,4 ^a	1,6 $\pm$ 1,3 ^a	1,6 $\pm$ 0,5 ^a	1,2 $\pm$ 1,1 ^a
	Kruskal-Wallis teszt: ns			

magkészlet

Csíránövény egyedszám (db/kvadrát $\pm$ SD, $N=5$)	1	2	3	4
0-5 cm	132,2 $\pm$ 41,6 ^a	115,8 $\pm$ 31,7 ^{ab}	51,6 $\pm$ 24,5 ^b	102,2 $\pm$ 38,7 ^{ab}
	ANOVA, $F=5,007$, $p=0,012$			
5-10 cm	8,0 $\pm$ 6,6 ^a	5,4 $\pm$ 1,9 ^a	4,8 $\pm$ 5,4 ^a	10,6 $\pm$ 13,3 ^a
	ANOVA: ns			
Csíránövény fajszám (db/kvadrát, $\pm$ SD, $N=5$)	1	2	3	4
0-5 cm	16,2 $\pm$ 3,7 ^a	10,8 $\pm$ 2,4 ^b	14,2 $\pm$ 3,3 ^{ab}	16,0 $\pm$ 1,9 ^{ab}
	ANOVA, $F=3,668$, $p=0,035$			
5-10 cm	4,6 $\pm$ 2,3 ^a	3,0 $\pm$ 1,4 ^a	2,8 $\pm$ 1,9 ^a	3,8 $\pm$ 1,3 ^a
	ANOVA: ns			

3.3 Magkészlet

A dolgozat benyújtásakor 2198 db csíranövényt azonosítottunk, meghatározás előtt elpusztult 8 db egyszikű csíranövény. Átültetve, további meghatározásra vár 10 db kétszikű, 77 db *Carex* sp., 4 db *Juncus* és 193 db *Poaceae* családba tartozó példány. Jelen dolgozat benyújtásakor meg nem határozott példányok aránya <9%. A magkészletből eddig 68 taxont határoztunk meg (azonosítatlan transzplantokkal várható fajszám 73-77 lehet (bizonytalán előkerül a *Carex stenophylla* és *Poa angustifolia*). Az egyes területek (20 m²) magkészletei hasonlóan fajgazdagok (31-38 faj), a kvadrátonkénti (4m²) fajszámok 9-23 közé estek. (A meg nem határozott transzplantokkal ez a szám kvadrátonként várhatóan 0-4 fajjal -átlag mintegy 2-2,5-el- fog még növekedni.).

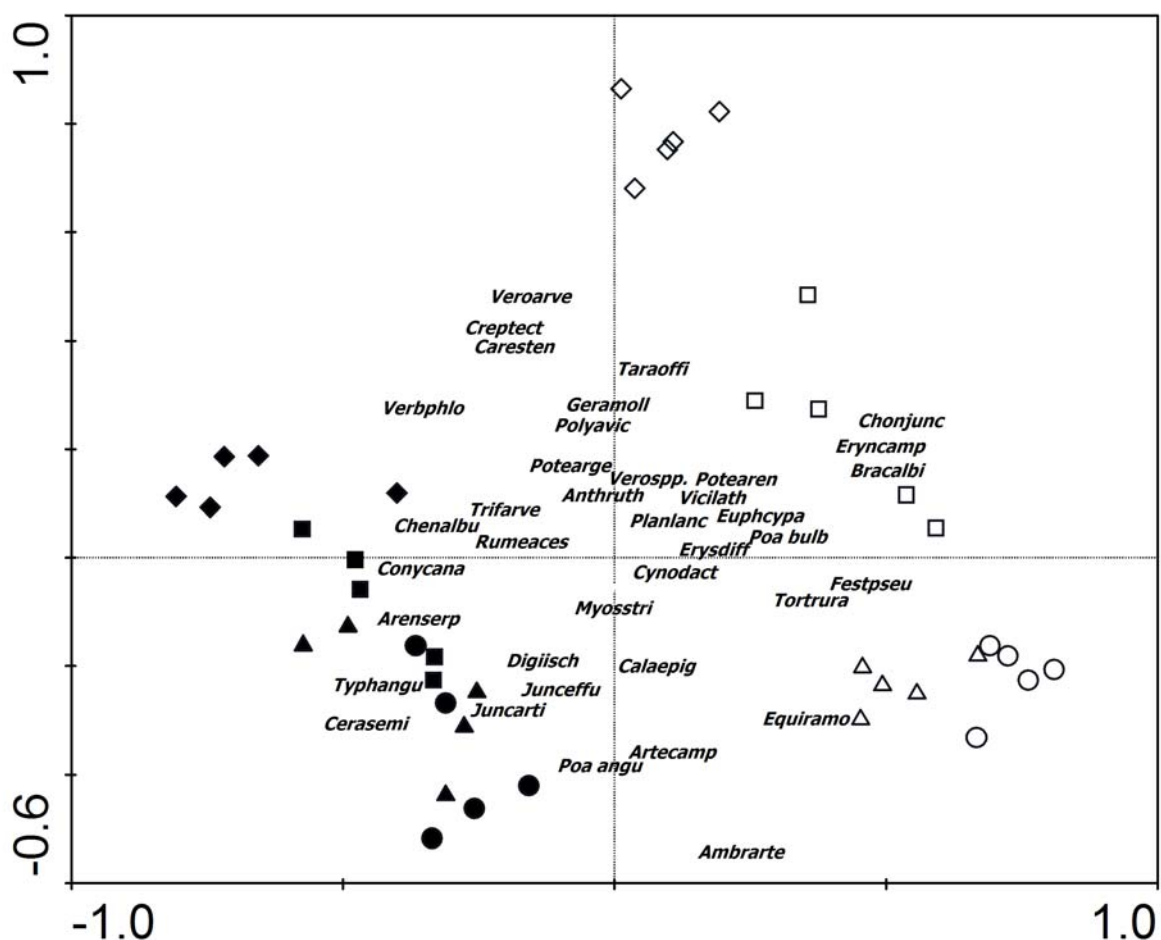
A területek kvadrátonkénti -már azonosított- csíranövényeinek átlagos fajszáma statisztikailag inhomogén (ANOVA $p < 0,019$, a teszt ereje: 0,656), de csak az 1. és 3. terület között tért el szignifikánsan (Tukey-teszt $p < 0,015$). A területek kvadrátonkénti csíranövény fajszámai szintén inhomogének (ANOVA $p < 0,040$, a teszt ereje: 0,507), de csak az 1. és 2. terület között tért el szignifikánsan (Tukey-teszt, $p < 0,042$). A magkészlet zömét tartalmazó felső talajréteg csíranövény számai (ANOVA $p < 0,012$, a teszt ereje: 0,735, Tukey-teszt_{1. terület vs. 3. terület} $p = 0,010$, Tukey-teszt_{2. terület vs. 3. terület} $p < 0,045$) és fajszámai (ANOVA $p < 0,035$, a teszt ereje: 0,535, Tukey-teszt_{1. terület vs. 2. terület} $p = 0,044$) hasonló eltéréseket mutattak, az alsó rétegekben szignifikáns eltérés nem mutatkozott. A felső talajréteg (0-5 cm) magkészletének mind sűrűsége, mind kvadrátonkénti fajszáma szignifikánsan meghaladta az alsó (5-10 cm) réteget (Mann-Whitney-teszt, $N = 20$, $p < 0,001$, $T_{\text{csíranövény}} = 608$, $T_{\text{fajszám}} = 609,5$) (3. táblázat).

A négyzetméterenkénti magkészlet sűrűség 10,2 ezer és 21,3 ezer közé esett (min: 2., maximum 1. terület), túlnyomó részét néhány faj tette ki. Az abszolút dominánsok denzitása megközelítette a négyzetméterenkénti 10 ezer csíranövényt. *Rumex acetosella* (1 terület: 8600, 2: 8300), a *Potentilla argentea* (4 terület: 7100,). Denzitásuk másutt is tömeges (> 1000 csíranövény/m²: *Rumex* 3: 1700, *Potentilla* 1: 1700. További tömeges fajok az *Ambrosia artemisiifolia*, *Arenaria serpyllifolia*, *Cerastium semidecandrum*, *Crepis tectorum*, *Cynodon dactylon* és *Conyza canadensis*. A fajok többsége néhány 10 – néhány 100/m² denzitású.

A vegetációban elő nem forduló higrofitonok száma a xerofitonokéhoz képest viszonylag nagy ($N_{WB>6} = 12$), de általában szórványosak, legfeljebb négyzetméterenkénti 200-300 csíranövénnyel (*Juncus articulatus*, *J. bufonius*). A környező vegetációban előforduló invazív fajok közül a *Phytolacca americana* és a *Gleditsia triacanthos* magjai csíráztak (1-1- pld.) (részleteket ld. 8. Függelék).

A már meghatározott csíranövények 92,63%-a a felső (0-5 cm) talajrétegből került ki. A felső réteg denzitása 9,1 ezer és 20 ezer közötti, az alsóé 800-1600 közötti volt. Csak a felső rétegből kerültek elő a következő gyakori fajok: *Digitaria ischaemum*, *Erysimum diffusum*, *Hypochoeris radicata*, *Veronica verna/triphyllus* és *Vicia lathyroides*.

Az átlagost meghaladó mértékű (5-10 cm, >7,37%) mélységi felhalmozódást mutattak az alábbi gyakori (N>5 csíranövény) fajok: *Amaranthus retroflexus*, *Anthemis ruthenica*, *Capsella bursa-pastoris*, *Chenopodium album*, *Juncus articulatus*, *J. bufonius*, *Myosotis stricta*, *Plantago lanceolata*, *Portulaca oleracea* és *Potentilla argentea*. Ezek esetében feltételezhető a hosszú távú perzisztens magkészlet képzés is (5. ábra).



5. ábra A mintavételi területek 2012 évi vegetációjának és magkészletének fajösszetételén alapuló PCA ordinációja. Az adatmátrix az összesen legalább három esetben előforduló fajokat tartalmazta, de csak az összesen legalább öt esetben előforduló fajok nevét tüntettük fel. A kódok első négy karaktere a nemzetség, második négy karaktere a fajnévből származik.

Jelmagyarázat: sötét – magkészlet, világos – vegetáció. Mintaterület jelzése: kör: 1.

terület, háromszög: 2. terület, négyzet: 3. terület, rombusz: 4. terület.

4 Diszkusszió

4.1 Tápanyagtartalom

A két mintavételi időpont (2002 vs. 2012) összevetésével elmondható, hogy a talaj pH és humusztartalom kiegyenlítődése (az igen savanyú 1-es, 2-es területeken a pH növekedése, a 3. és 4. területen enyhe csökkenése) zajlott. Mind a pH, mind a humusztartalom szélsőségei számottevően mérséklődtek az elmúlt tíz évben (pH_{2002} : 4,19-5,65, pH_{2012} : 4,64-5,25; $humusz\%_{2002}$: 0,60-1,69, $humusz\%_{2012}$: 0,94-1,36).

A foszfortartalom jelentősen csökkent ugyan az elmúlt évtizedben az igen jól ellátott – extrém magas kategóriáktól, a jól – igen jól ellátott irányba ($P_{P_{2O_5}-2002}$: 256-898 ppm; $P_{P_{2O_5}-2012}$: 108-647 ppm). Értékei ugyanakkor továbbra is (gyakran sokszorosan) meghaladják a nem túllegelt gyepekben mért 30-90 ppm közötti P_2O_5 -P értékeket (Matus 1990-2012, publikálatlan eredmények). A foszfortartalom több évtizedig tartó, nagyon lassú csökkenése a házilúd tartással degradált savanyú homoktalajokon jellemző folyamat (Matus et al. 2005, Török et al. 2008, 2009).

A káliumtartalom enyhe növekedése talán az intenzívebbé vált szarvasmarha- és juh legeltetésnek tudható be. Az átlag 185 ppm körüli kálium tartalom ugyanakkor már csak kissé magasabb a lúdtartással nem érintett homoki legelők 120-170 ppm közötti K_2O -K értékeinél.

A lúdlegelt területek talaját kezdetben jellemző (Matus & Tóthmérész 1994, Matus 1996) extrém magas nitrát és nitrit tartalom után a vizsgált területen 1999–2002 között –gyér számosállat állomány mellett– már igen alacsony nitrát és nitrit tartalom (<2 ppm) jellemezte. A 2012-es ismételt felméréskor tapasztalt magasabb (átlag 7 ppm) értékek valószínűleg a káliumnál elmondottakkal magyarázhatók. A legmagasabb értékeket a településhez legközelebbi 4. területen tapasztaltuk, ami az ott intenzívebb legeltetéssel hozható összefüggésbe (2. táblázat).

A 2002-es és 2012-es talajtani jellemzők összehasonlításakor nem találtunk szignifikáns eltérést a pH, humusz- és kálium tartalomban. A nitrit és nitrát tekintetében szignifikáns növekedést tapasztaltunk. (Mann-Whitney teszt, $p=0,029$)

Összességében elmondható, hogy a területeken kezdetben megfigyelhető extrém pH értékek és magas tápanyagértékek a szekunder szukcesszió második évtizedében (2002-2012) csökkenő-kiegyenlítődő tendenciát mutatnak, az értékek lassan közelednek egy természetes társulás talajtani paraméter értékrendszer felé.

4.2 Vegetáció

A 2002-es felmérésekhez képest valamennyi területen tovább nőtt egyes évelő fűvek (*Cynodon dactylon*, *Festuca pseudovina*), de csökkent mások *Poa angustifolia* és *P. pratensis*) borítása: a gyep gyakorlatilag változatlan összborítás mellett átrendeződött. A mintavételt megelőző őszi-tavaszi csapadékhány a téli egyévesek, a nyár eleji aszály a nyári őszi egyévesek vegetációbeli előfordulási gyakoriságát és borításuk mértékét 2012-ben igen negatívan befolyásolta (4. táblázat).

Bár a mintavételi területek egészén a vegetáció fajösszetétele csak kevésbé változott, a kvadrátok szintjén mért hasonlósági értékek alacsony-közepes értékeket vettek fel. A korábban minden kvadrátban előforduló egyévesek 2012-ben már csak egy-egy kvadrátban jelentek meg, illetve egyes -korábban csak szórványos előfordulású- évelők (*Festuca pseudovina*, *Chondrilla juncea*) 2012-ben már a kvadrátok nagyobb részében megtelepedtek (5. táblázat).

4. táblázat A 2002-es és 2012-es vegetáció minták kvadrátonkénti fajszámainak statisztikai összevetése

Hajtásos fajszám (db/kvadrát, átlag ± SD, N=20)	2002 17,90 ± 7,58 ^a	2012 16,55 ± 4,67 ^a
	Mann-Whitney teszt, N= 20, T= 428,5, ns	
Kétszemponútú ANOVA	F	P
év	2,080	0,159
terület	25,026	<0,001
év × terület	21,625	<0,001

5. táblázat A mintaterületek fajösszetételének Jaccard hasonlósági indexei kvadrátonként (2x2 m, átlag ± SD, N=5))

Jaccard index (átlag ± SD, N=5)	1	2	3	4
vegetáció 2012 - magkészlet 2012	0,3101 ± 0,0382	0,2012 ± 0,0795	0,3571 ± 0,0682	0,2590 ± 0,0509
vegetáció 2002 - magkészlet 2012	0,3883 ± 0,0746	0,2847 ± 0,0859	0,4099 ± 0,0685	0,2703 ± 0,0148
vegetáció 2012 - magkészlet 2002	0,2764 ± 0,0794	0,1263 ± 0,0284	0,3220 ± 0,0810	0,2363 ± 0,0246
vegetáció 2002 - magkészlet 2002	0,4072 ± 0,0757	0,2994 ± 0,1224	0,3756 ± 0,0533	0,2327 ± 0,0415
vegetáció 2012 - vegetáció 2002	0,5158 ± 0,0240	0,3287 ± 0,0748	0,5144 ± 0,0911	0,2308 ± 0,0452
magkészlet 2012 - magkészlet 2002	0,4359 ± 0,0566	0,3758 ± 0,1464	0,3299 ± 0,0486	0,3886 ± 0,0681

Az 1., 2. és 3. területen szignifikánsan változott a hajtásos fajok száma a két mintavételi időpont között, de eltérő módon: Az 1. és 3. terület kvadrátonkénti fajszáma csökkent, a 4.-é növekedett, a 2.-é stagnált.

4.3 Magkészet

Szekunder szukcessziós közösségek talajának magkészetének direkt újrafelmérésére kevés példa van (long-term studies = time series approach). Gyakoribbak a szukcesszió egymást hipotetikusán követő (space for time approach) fázisaiban egy időben végzett felmérések (Symonides 1986, Bakker et al. 1996b), illetve az eltérő kezelésű területek magkészetének ugyancsak egyszeri felméréssel végzett összehasonlítása (Dutoit & Allard 1995, Milberg 1995, Bossuyt et al. 2006).

A 2002-es mintavételhez képest (Török et al. 2009b) a magkészet denzitása három terület esetén csökkent, egy területen (2. terület) növekedett (6. táblázat). A tömeges fajok egyedi denzitása általában csökkent, a 2012-ben 10 ezret meghaladó specifikus denzitást már nem találtunk, 2002-ben még három ilyen volt. A *Rumex acetosella* magkészet denzitása például az 1. és 3. területen 2002-ben még 12 ezer illetve a 11 ezer feletti. Erős a *Capsella bursa-pastoris* denzitás csökkenése: 2002-ben még négyzetméterenkénti 1500 feletti (4. terület), most hetedére esett. A *Trifolium arvense* magkészlete 2002-ben a 2. területen négyzetméterenkénti 12 ezret közelítő denzitású volt, 2012-ben legfeljebb 800/m² csíranövénnyel jelentkezett. Az *Erysimum diffusum* denzitása a korábbi 6%-ára esett vissza. A 2002-ben mindenütt gyakori *Apera spica-venti* 2012-ben már sehol sem nem került elő.

6. táblázat A 2002-es és 2012-es magkészet minták néhány jellemzőjének statisztikai összevetése

Csíranövény egyedszám (0-10 cm) (db/kvadrát, átlag ± SD, N=20)	2002 183,6 ± 95,2 ^a	2012 121,0 ± 49,1 ^b
Mann-Whitney teszt, N= 20, T= 490, p= 0,032		
Kétszemponútú ANOVA	F	P
év	23,220	<0,001
terület	18,398	<0,001
év × terület	14,049	<0,001
Csíranövény fajszám (0-10 cm) (db/kvadrát ± SD, N=20)	2002 21,0 ± 3,5 ^a	2012 17,1 ± 3,7 ^b
Mann-Whitney teszt, N= 20, T= 520, p= 0,003		
Kétszemponútú ANOVA	F	P
év	18,381	<0,001
terület	9,144	<0,001
év × terület	0,471	0,704

A tömeges fajok ($> 1000/m^2$) száma is csökkenő tendenciát mutat: 2002-ben még 13, 2012-ben viszont már csak 10 ilyen faj volt. (Az egyelőre még meg nem határozott Cyperaceae és Poaceae transzplantok közül ilyennek feltételezve a *Carex stenophylla* és a *Poa angustifolia* fajokat.)

Ellenkező irányú változásra kevesebb a példa, de a tömeges fajok közül ilyen a *Potentilla argentea* a 4. területen, melynek 2002-ben még csak 4000 körüli magkészletét találtuk, illetve a *Rumex acetosella* a 2. területen, mely 2002-ben 1900, 2012-ben 8300 csírázó magját találtuk. Valamelyest növekedett és a vegetációban történő térnyerésével párhuzamosan minden területen megjelent a *Cynodon dactylon*, jelentősebben nőtt az *Artemisia campestris* (1. terület) denzitása (6., 7., 8. ábra)

A magkészlet fajgazdagsága gyakorlatilag változatlan: 2002-ben 74 faj, 2012-ben eddig 68 faj került elő, a még meghatározatlan taxonokkal együtt is várhatóan legfeljebb 73-77 faj kerülhet elő.

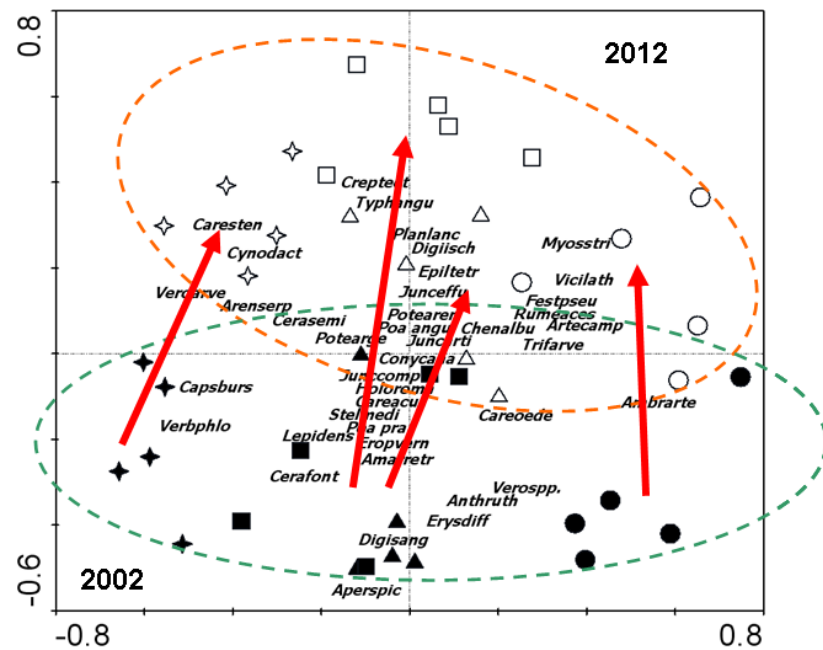
Az invazív fajok 2002-ben hasonlóan szórványosak (*Padus serotina*), mint 10 évvel később. A higrofitonok fajsza ma csökkenő. A mindkét időpontban előkerült fajok (*Carex oederi*, *Cyperus fuscus*, *Juncus articulatus*, *J. compressus*, *J. effusus*, *Typha angustifolia*) mellett 2002-ben ezekből még több (*Carex acutiformis*, *Gratiola officinalis*, *Lycopus europaeus*, *Lythrum salicaria*, *Mentha aquatica*, *Potentilla reptans*, *Stachys palustris*), 2012-ben kevesebb (*Juncus bufonius*, *J. inflexus*, *Polygonum lapathifolium*) került elő.

Valamelyest csökkent a mélységi penetráció mértéke is: a 5-10 cm réteg 2002-még a teljes magkészletnek még 9,53%-át, 2012-ben már csak 7,39%-át tette ki. Ennek oka lehet a növekvő produkció miatt a talajfelszínen felhalmozódó gyepavar réteg, amely a frissel lehullt magok mélységi penetrációját akadályozhatta.

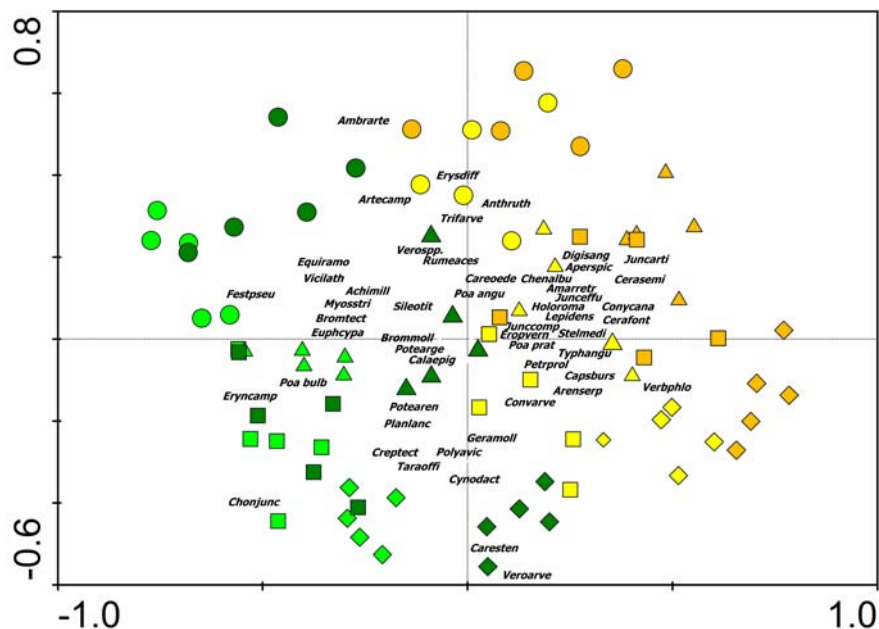
A hipotézisek közül

1) A magkészlet denzitásának csökkenése a négyből három területen nyert igazolást, a négy terület átlagában a magkészlet denzitás 2/3-ára csökkent (átlag 24 ezer/ m^2 -ről átlag 16 ezer/ m^2 -re). A magkészlet teljes fajsza ma gyakorlatilag változatlan, kisebb csökkenés csak az egyes területeken jelentkezik.

2) a magkészlet fajösszetétele legfeljebb enyhén tért el a 10 évvel korábbitól. Egyes gyomok magjai teljesen eltűntek (*Apera spica-venti*), másoké drasztikusan lecsökkent denzitású (*Capsella bursa-pastoris*, *Erisimum diffusum*). A természetes viszonyokat jelző taxonok közül csak néhány (*Digitaria ischaemum*, *Polygonum arenarium*, *Spergula pentandra*) jelentkezett, továbbiak (*Crepis tectorum*) pedig elszaporodóban vannak a magkészletben is.



6. ábra A mintavételi területek 2002 és 2012 évi magkészletének fajösszetételén alapuló PCA ordinációja. Az adatmátrix a minimum három esetben előforduló fajokat tartalmazta, de csak az összesen legalább öt esetben előforduló fajok nevét tüntettük fel. *Jelmagyarázat:* sötét jelek – 2002, világos jelek – 2012, *Mintavételi területek:* kör: 1.terület, háromszög: 2. terület, négyzet: 3. terület, csillag: 4. terület.



7. ábra A mintavételi területek 2002 és 2012 évi vegetációjának és magkészletének fajösszetételén alapuló PCA ordinációja. Az adatmátrix a minimum négy esetben előforduló fajokat tartalmazza, az összesen legalább hat esetben előforduló fajok nevét tüntettük fel. *Jelmagyarázat:* sötétzöld – vegetáció 2002, világoszöld – vegetáció 2012, narancs – magkészlet 2002, sárga – magkészlet 2012. *Mintaterület:* kör: 1.terület, háromszög: 2. terület, négyzet: 3. terület, rombusz: 4. terület.

5 Összefoglalás

1) A vegetáció fajgazdagsága stagnált. A magkészlet denzitás csökkenése erősebb igazolást nyert.

A magkészlet összes fajszáma változatlan, csökkenés az egyes területeken már jelentkezik.

2) A vegetáció fajösszetétele kevésbé, a magkészleté viszont erősebben eltért el a 10 évvel korábitól.

Egyes gyomok teljesen eltűntek, mások denzitása drasztikusan lecsökkent, viszont alig érkezett új, természetközeli állapotot jelző faj.

- A túllegelt homoki gyepek regenerációja két évtizedet (jóval) meghaladó folyamat.
- A szukcesszió 12.-22. éve között a talajtani jellemzők, a vegetáció lassú változása és a gyomok magkészletének fokozatos kimerülése figyelhető meg.
- A nádtippanosodás lokálisan, de hosszasan és jelentősen csökkenti a fajgazdagságot.
- A mintavétel idején jellemző erős aszály alatt az egyévesek erősen alulreprezentáltak.
- A vegetáció csapadékos évben az extrém aszályos 2012-esnél gazdagabb, magasabb fajszámú is lehet.
- A spontán regeneráció során a foszfortartalom és a záródás csökkenése, a fajösszetétel lassú normalizálódása, a gyomok magkészletének további kimerülése várható.
- Ha sikerül a hagyományos legelési rendet fenntartani és az akácosodást megakadályozni, a gyepek összetétele a természetközeli állapot felé mozdulhat tovább.

6 Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk a Debreceni Egyetem ATC Karcagi Talajtani Kutatóintézetében dr. Antal Károly laboratórium vezetőnek a talajminták elemzésében nyújtott segítségéért. A Debreceni Egyetem Botanikus Kertjében dr. Papp László igazgató úr és munkatársai biztosítottak helyet a csíráztatási kísérlet elvégzéséhez. A Mikrobiológiai Tanszéken dr. Karaffa Levente támogatta a kísérlethez szükséges steril talajok előállítását.

A felmérések, talajmintavétel és mintafeldolgozás során dr. Papp Mária egyetemi docens és Dobronoki Dalma egyetemi hallgató voltak segítségünkre. A mohok, illetve a zuzmók azonosításában dr. Papp Beáta, illetve dr. Lőkös László (MTM Növénytára, Budapest) voltak szívesek közreműködni.



8. ábra Az 1. mintavételi terület 2002-ben és 2012-ben (június végi aszpektus). Az *Artemisia campestris* elszaporodása és az *Erysimum diffusum* visszaszorulása, a háttérben a *Populus alba* egyedek gyors fejlődése látható.

7 Irodalom

- Bakker, J. P. (1989): Nature Management by Grazing and Cutting. *Kluwer Academic Publishers, Dordrecht*.
- Bakker, J. P. Poschlod, P. Strykstra, R. J. Bekker, R. M. & Thompson K. (1996a): Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Bot. Neerl.* 45: 461–490.
- Bakker, J.P. Bakker, E.S. Rosén, E. Verweij, G.L. Bekker R.M. (1996b): Soil seed bank composition along a gradient from dry alvar grassland to *Juniperus* shrubland. *Journal of Vegetation Science* 7: 165–176.
- Bekker, R. M. Verweij, G. L. Smith, R. E. N. Reine, R. Bakker, J.P. & Schneider S. (1997): Soil seed banks in European grasslands: does land use affect regeneration perspectives? *J. Appl. Ecol.* 34: 1293–1310.
- Bekker, R. M. Schaminée, J. H. J. Bakker, J. P. et al. (1998): Seed bank characteristics of Dutch plant communities. *Acta Bot. Neerl.* 47: 15–26.
- Blaszczyk, M. Bossuyt B. & Hermy M. (2010): Seed banks of temperate deciduous forests during secondary succession. *Journal of Vegetation Science* 21(5): 965–978
- Boros Á. (1932): *A Nyírség flórája és növényföldrajza*. Budapest. pp. 207.
- Borsy Z. (1961): *A Nyírség természeti földrajza*. Földrajzi monográfiák 5., Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Borsy Z., Csongor É., Sárkány S., Szabó I. (1982): Phases of blown-sand movements in the North-East part of the Great Hungarian Plain. *Acta Geographica Debrecina* 20: 5–33.
- Bossuyt, B. Honnay O. (2008): Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science* 19: 875–884.
- Bossuyt, B. Butaye, J. Honnay O. (2006): Seed bank composition of open and overgrown calcareous grassland soils – a case study from Southern Belgium. *Journal of Environmental Management* 79: 364–371.
- Csapody V. (1968): *Keimlingsbestimmungsbuch der Dicotyledonen*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Csontos P. (2001): *A természetes magbank kutatásának módszerei*. Scientia Kiadó, Budapest.
- Dutoit, T. Allard D. (1995): Permanent seed banks in chalk grassland under various management regimes: their role in the restoration of species rich plant communities. *Biodiversity and Conservation* 4: 939–950.

- Gyarmathy I., Dudás M. (2000): A Martinkai-legelő kálváriája. *Természet Világa* (Természettudományi Közlöny) 131(4): 187.
- Kwiatkowska-Falińska, A.J. Jankowska-Błaszczuk, M. Wódkiewicz M. (2011): The pattern of seed banks during secondary succession on poor soils. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae* 80: 4
- Leck, M.A. Leck C.F. (1998): A ten-year seed bank study of old field succession in central New Jersey. *Journal of the Torrey Botanical Society* 125: 11-32.
- Matus G., Papp M. (2002): Adatok Hajdúsámson és Vámspércs környékének (Dél-Nyírség) flórájához. *Kitaibelia* 8(1): 99-112.
- Matus G., Tóthmérész B. & Papp M. (2003): Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. *Appl. Veg. Sci.* 6: 169–178.
- Matus G., Papp M. & Tóthmérész B. (2005): Impact of management on vegetation dynamics and seed bank formation of inland dune grassland in Hungary. *Flora* 200: 296–306.
- Matus G., Tóthmérész B. (1994): Correlation of indicator values with climatic and soil data in a ruderal succession. *Abstracta Botanica* 18: 7-12.
- Matus G. (1996): *Pionír szekunder szukcessziók elemzése kelet-magyarországi homok- és lösztalajok gyomközösségein.* (kézirat) témavezető: Dr. Tóthmérész Béla, Debrecen
- McDonald, A. W. Bakker, J. P. & Vegelin K. (1996): Seed bank classification and its importance for restoration of species-rich flood-meadows. *J. Veg. Sci.* 7: 157–164.
- Milberg P. (1995): Soil seed bank after eighteen years of succession from grassland to forest. *Oikos* 72: 3–13.
- Plue, J. Verheyen, K. Van Calster, H. Marage, D. Thompson, K. Kalamees, R. Jankowska-Rosén, R. van der Maarel E. (2000): Restoration of alvar vegetation on Öland, Sweden. *Applied Vegetation Science* 3: 65–70.
- Picket S.T.A. (1989): *Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies.* In: Likens, G.E. (ed.) Long-term studies in Ecology: approaches and alternatives pp.: 110-135. Springer
- Simon T. (2000): *A magyar edényes flóra határozója.* Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Symonides E. (1986): Seed banks in old-field successional ecosystems. *Ekol. Pol.* 34: 3-29.
- ter Braak, C.J.F. (1987): CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by partial detrended canonical correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). *Agricultural Mathematics Group, Wageningen.*

ter Heerdt, G.N. Verweij, G.L. Bekker, R.M. Bakker J.P. (1996): An improved method for seed bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. *Functional Ecology* 10: 144–151.

Thompson K., Bakker J.P., Bekker R.M. (1997): *Soil Seed Banks of NW Europe: Methodology, Density and Longevity*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Török P., Matus G., Papp M. & Tóthmérész B. (2008): Secondary succession in overgrazed Pannonian sandy grasslands. *Preslia* 80: 73–85.

Török P., Matus G., Papp M., Tóthmérész B. (2009): Seed bank and vegetation development of sandy grasslands after goose breeding. *Folia Geobotanica* 44: 31-46.

Török P., Papp M., Tóthmérész B., Matus G. (2009): Lúdlegelést követően regenerálódó nyírségi homoki gyepek magkészlete. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 134-146.

Willems J. H. (1995): Soil seed bank, seedling recruitment and actual species composition in an old and isolated chalk grassland site. *Folia Geobot.* 30: 141–156.

Willems, J.H. Bik, L.P.M. (1998): Restoration of high species richness in calcareous grassland: the role of the seed rain and soil seed bank. *Applied Vegetation Science* 1: 91–100.

MSZ-08 0206/1 Talajminta előkészítése laboratóriumi vizsgálatokhoz

MSZ-08 0206/2-78 A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata 2.1.3.

MSZ-08 0210-77 A talaj szerves szén tartalmának meghatározása

MSZ-20135 A talaj oldható tápelemtartalmának meghatározása 4.2.2. és 5.4.3-5.

MSZ-20135 A talaj oldható tápelemtartalmának meghatározása 4.2.1. és 5.2.

MSZ-20135 A talaj oldható tápelemtartalmának meghatározása 4.2.1. és 5.1.

8 Függelék

1. függelék A vegetáció és a magkészlet gyakoribb (fr. ≥ 2) fajai 2002-ben és 2012-ben. Vegetáció átlagborítás (%): I - < 5 , II - 5-20, III - 20-50, IV - > 50 ; magkészlet denzitás (db/m^2): I - < 100 , II - 100-1 000, III - 1 000-10 000, IV - $> 10\,000$.

	vegetáció								magkészlet							
	2002				2012				2002				2012			
	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
csak a vegetációban																
Bromus tectorum	I	I	I		I											
Chondrilla juncea	I	I	I	I	I	I	I	II								
Convolvulus arvensis		I	I													
Crepis rhoadifolia	I		I					I								
Equisetum arvense	I				I											
Equisetum ramosissimum		I				I	I									
Eryngium campestre	II		I		I	I	I	I								
Festuca rubra		I	I													
Kochia laniflora	I							I								
Taraxacum officinale				I		I	I	I								
vegetációban és magkészletben is																
Achillea millefolium	I				I		I							I		
Agrostis stolonifera	I									I						
Amaranthus retroflexus										I	II	I	I	II	I	
Ambrosia elatior	I		I		I	I	I		II	I	II			III	II	II
Anthemis ruthenica	I	I	I		I		I	I	III	II	III	II	II	I	I	II
Apera spica-venti	I							I		II	II	I				
Arenaria serpyllifolia	I		I	I						II	I	III	III		I	III
Artemisia campestris	II				III				II					II		
Bromus mollis		I	I				I		I		I					
Calamagrostis epigeios		I					II								II	I
Carex stenophylla	I		II	I	I		I	I	I		III	II	II	I	III	II
Cerastium fontanum		I								I	I	II	II			I
Cerastium semidecandrum	I		I	I	I				Cerastium	II	III	II	III	II	III	II
Chenopodium album	I	I				I		I	II	II	I	I	I	II	I	II
Crepis tectorum		I	I				I				I		I		I	III
Cynodon dactylon	I	IV	III	IV	IV	IV	IV	III			II	III	III		III	II
Erigeron canadensis	II	I	I	I			I	I	II	III	III	III	III	III	II	II
Erophila verna			I								I	II	I			
Erysimum diffusum	I	I	I		I	I	I	I	III	I	II	II	I	I		I
Euphorbia cyparissias	I		I		I		I							I		
Festuca pseudovina	II	II	I		III	I	III	I	II	II			I	I	I	
Geranium molle				I			I									I
Gleditschia triacanthos							I								I	
Hypericum perforatum	I								I			I	I			
Hypochoeris radicata		I													II	
Lepidium densiflorum		I									I	II				I
Luzula campestris							I								I	
Melandrium album	I								I							
Myosotis stricta	I	I	I	I	I	I	I	I	II		II	I	II	I	II	I
Petrorhagia prolifera		I								I		II				
Plantago lanceolata			I		I	I	I	I			I				II	
Poa angustifolia	III	IV	III	III	I	III	II	I	III	III	II	III	III	III	III	II
Poa bulbosa	I		II		I	I	I	I			II					
Poa pratensis	I	I	II						Poa	I	I	II				
Polygonum arenarium								I								I
Polygonum aviculare			I												I	
Portulaca oleracea								I	I				II			I
Potentilla arenaria			I		I		I	I		I	I					
Potentilla argentea	II		I	I		I	I	III	III	I	III	III	III	II	II	III
Rumex acetosella	I	I	I		I	I	I	I	IV	III	IV	I	III	III	III	II
Silene otites		I			I			I								
Spergula pentandra	I												I	I		
Trifolium arvense		I		I					IV	I			I	II		II
Trifolium campestre			I									II				
Trifolium repens								I							I	
Verbascum phlomoides		I		I				I	I	III	II	III	I	II	I	II
Veronica arvensis	I	I	I				I	I			II	II			II	II
Veronica verna/triphylllos	I	I	I	I	I		I	I	II	II	I		II	I	I	I
Vicia lathyroides	I	I	I				I	I	II	II			II		II	I
csak a magkészletben																
Capsella bursa-pastoris										II	I	III			I	II
Carex acutiformis										I	I					
Carex hirta										I			I			I
Carex oederi												I				
Chenopodium hybridum													I			I
Cyperus fuscus												I	I			
Digitaria ischaemum															I	II
Digitaria sanguinalis										II	II	II	II	I	I	I
Epilobium tetragonum											I				I	I
Holoschoenus romanus										I	II		I	I		
Juncus articulatus										II	I		II	I	I	II
Juncus bufonius													II	I		
Juncus compressus										II		I	I			I
Juncus effusus											I			I		
Juncus inflexus															I	I
Mentha aquatica												I	I			
Poa annua												I		I		
Potentilla reptans											I					
Scleranthus annuus											I		II		I	
Stachys palustris												I				
Stellaria media										I	I	II				I
Typha angustifolia											I	I	II	I	I	
Viola arvensis															II	