

DEBRECENI EGYETEM
Természettudományi és Technológiai Kar



**A MAGKÉSZLET SZEREPE MÉSZKERÜLŐ GYEPEK
REHABILITÁCIÓJÁBAN**

doktori (Ph.D.) értekezés

TÖRÖK PÉTER

Debreceni Egyetem

Debrecen, 2008.

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem TTK *Környezettudományi* Doktori Iskola, *Kvantitatív és teresztris ökológia* programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem TTK doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2008. március 31.

.....

Török Péter

Tanúsítom, hogy Török Péter doktorjelölt 2004–2007 között a fent megnevezett Doktori Iskola, *Kvantitatív és Teresztris Ökológia* programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2008. március 31.

.....

Dr. Tóthmérész Béla

Tanúsítom, hogy Török Péter doktorjelölt 2004–2007 között a fent megnevezett Doktori Iskola, *Kvantitatív és Teresztris Ökológia* programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2008. március 31.

.....

Dr. Matus Gábor

Tartalomjegyzék

Bevezetés	7
A magkészlet	7
A magkészlet eloszlása a talajban	8
A magkészlet denzitása és összetétele	9
A magkészlet és vegetációdinamika	9
Magkészlet tipizálási rendszerek	10
Perzisztencia, vegetációtörténet és vertikális eloszlás	12
Hazai magkészlet vizsgálatok	13
Gyepterületek magkészletének vizsgálata	14
Célkitűzések	16
Anyag és Módszerek	18
A Gyertyán-kúti-rétek	18
Klíma és talaj	18
A mintaterület története és vegetációja	18
A Martinkai-legelő	22
Klíma és talaj	22
A Martinkai-legelő története és vegetációja	23
Magkészlet vizsgálat	25
Adatfeldolgozás	29

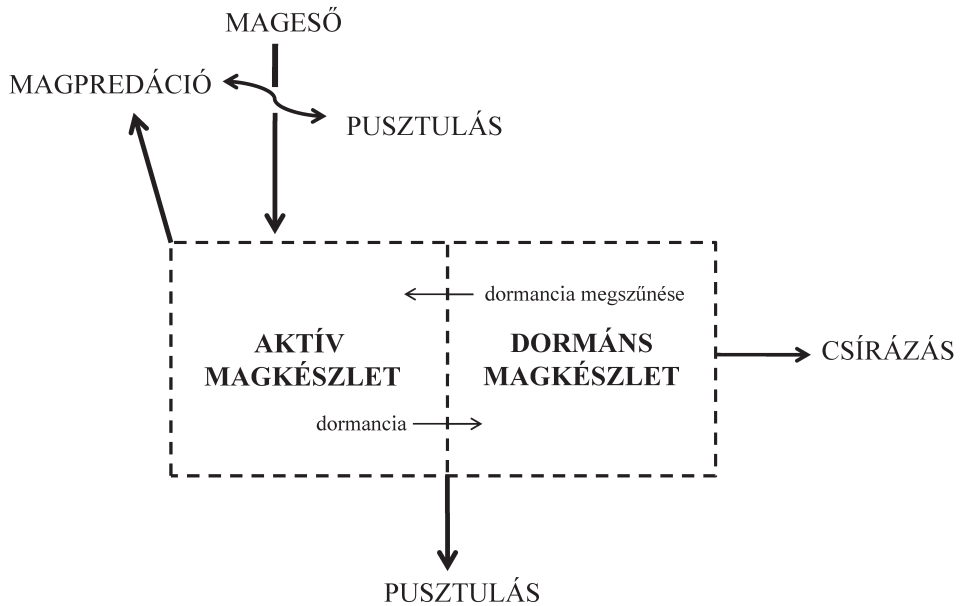
Eredmények	31
Gyertyán-kúti-rétek - kékperjés láprét	31
Magkészlet denzitása és vertikális megoszlása	31
A vegetáció és a magbank fajösszetétele	32
Gyertyán-kúti-rétek - mezofil gyepék	34
Magkészlet denzitása és vertikális megoszlása	34
A vegetáció és a magbank fajösszetétele	37
Martinkai-legelő	38
Magkészlet denzitása és vertikális megoszlása	38
A vegetáció és a magkészlet fajösszetétele	40
Magkészlet típus besorolás	42
Diszkusszió	43
Magkészlet denzitása	43
A fajok magkészlete	44
Kaszálás hatása a magkészletre	45
Vertikális pozíció és magkészlet	46
Vegetáció és magkészlet hasonlósága	47
Magkészlet szerepe gyepék helyreállításában	49
Íránymutatás és kitekintés	51
Irodalom	53
Köszönetnyilvánítás	67
Függelék	69

Bevezetés

A magkészlet

Egy terület vegetációját nem csak a földfelszín felett található növényközösségek alkotják. Vegetációdinamikai szempontból igen fontos komponens a földfelszín alatt található nyugalomban lévő propagulumok összessége, a diasporabank (Harper 1977, Thompson 1987, Baskin & Baskin 1998).

A *magbank* vagy *magkészlet* Csontos (2001b) definíciója szerint azon természetes úton – általában a talajban – előforduló magvak összessége, amelyek anyagcseréjük vonatkozásában anyanövényeiktől függetlenné váltak és emellett csírázóképesek, vagy ezt a képességüket a jövőben elnyerhetik. A talajban található magkészletben nemcsak az aktuális földfelszín feletti vegetációra jellemző fajok magjai találhatók meg, hanem szukcesszionális memóriaként is működik; azaz korábbi vegetációfejlődési állapotokra jellemző fajok magjait is tartalmazza (Harper 1977, Roberts 1981, Warr et al. 1993, Bakker et al. 1996). Dinamikai szempontból vizsgálva egy terület adott időpontban megtalálható magkészlete nem más, mint bemeneti oldalon a mageső és kimeneti oldalon a csírázás, a predáció, és a mortalitási folyamatok eredője (1. ábra, Thompson & Grime 1979, Roberts 1981, Brown 1992, Bakker et al. 1996).



1. ábra. A magkészlet összetételét és denzitását meghatározó folyamatok (Harper 1977 nyomán).

A magkészlet eloszlása a talajban

A magkészlet zömében a felső talajrétegekben helyezkedik el (általában a felső 10–20 cm), sűrűsége a talajmélység növekedésével rohamosan csökken (Harper 1977, Thompson & Fenner 2005, Warr et al. 1993), illetve összetétele és denzitása vegetációtípustól függően változik (Poschlod & Jackel 1993, Warr et al. 1993, Bakker et al. 1996). Az apró magvak általánosságban hajlamosabbak mélyebbre penetrálni a talajban, mint a nagyobb méretűek, melyek denzitása a talajmélység növekedésével rohamosan csökken (Bakker et al. 1996).

Megfigyelhető ritkán az az eset is, amikor a mélyebb talajrétegekben magasabb a magvak denzitása. Ezt a jelenséget nevezzük *magkészlet-*

*inverzió*nak, ami igen gyakran korábbi mezőgazdasági művelés eredménye. Természetes élőhelyeken egyes a földfelszín feletti vegetációból régóta hiányzó, hosszú életű magokkal rendelkező fajok esetében figyelhető meg (Akinola et al. 1998, Csontos 2001b).

A magvakra nemcsak a vertikálisan csökkenő denzitás, hanem a gyakran erősen aggregált horizontális mintázat is jellemző (Roberts 1981, Thompson 1986). Ennek a csoportosuló mintázatnak az okai: (1) a magvak az általában csoportosuló mintázatban elhelyezkedő magszóró növényegyedek környezetében magasabb denzitásban vannak jelen (Hill et al. 1989), (2) a magvak a talajfelszíni mélyedésekben, repedésekben felhalmozódhatnak (Bonn & Poschlod 1998), illetve (3) egyes állatfajok is képezhetnek belőlük földfelszín feletti és alatti depókat, ami szintén magkészlet-aggregálódáshoz vezet (Willson 1985, Warr et al. 1993, Bakker et al. 1996).

A magkészlet denzitása és összetétele

A magkészlet denzitása arányos a fontosságával, azaz sűrűsége azokban a közösségekben nagy, ahol a fajok egy jelentős hányada hagyatkozik a magkészletből történő felújulásra (Thompson 1987, Warr et al. 1993). A tartós magkészlet gyakori zavarásoktól terhelt közösségek (pl. szántóföldi gyomnövényzet) esetében jellemző, túlnyomóan az egy- és kétéves fajokra (Thompson 1985). Ezzel szemben azoknál a többnyire nagy magmérettel rendelkező fajoknál és lágyszárú évelőknél, melyek vegetációdinamikailag stabil, kevésbé bolygatott közösségekben fordulnak elő általában nem találunk sűrű talajmagkészletet (Roberts 1981, Garwood 1989).

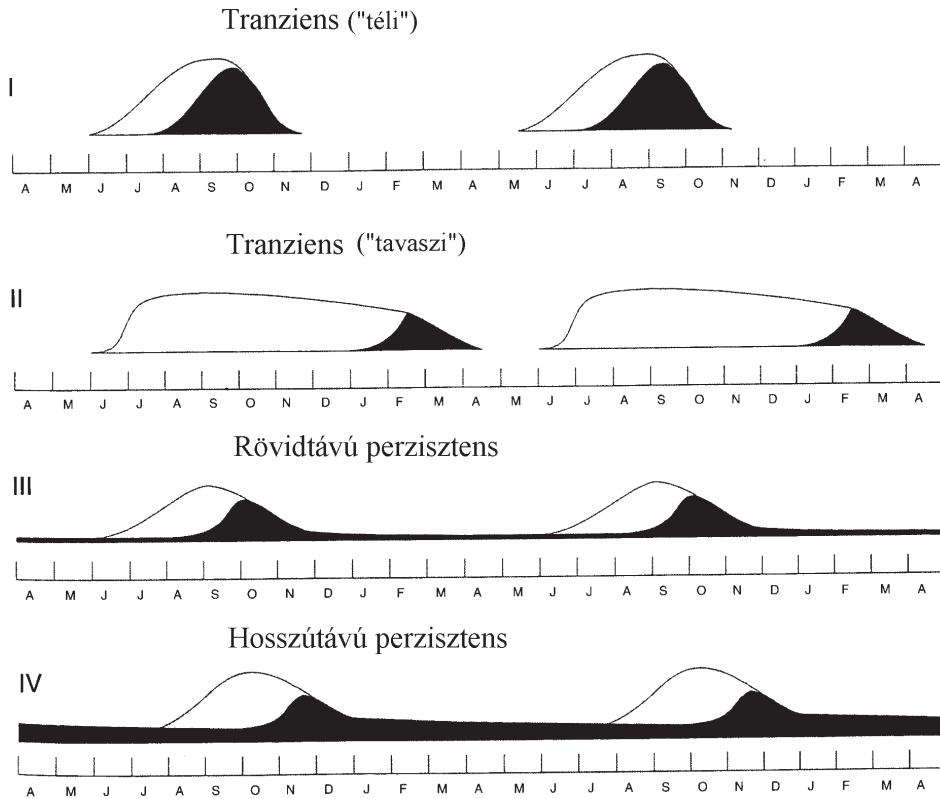
A magkészlet és vegetációdinamika

A magkészlet vizsgálatával nyert eredményeket a modern növényökológia számos területén hasznosítják. A teljesség igénye nélkül megem-

líthető, hogy a magkészlet vizsgálata új megvilágításba helyez számos vegetációdinamikai folyamatot (fajkicserélődés és talajmagkészlet: pl. Milberg & Hansson 1993, kolonizációs folyamatok: pl. Gurnell et al. 2006), továbbá segítséget nyújthat szukcessziós folyamatok értelmezésében (Leck & Leck 1998, Bossuyt & Hermy 2004, Török et al. 2008a). A magkészlet ismerete fontos szerepet játszhat a restaurációs ökológiai vizsgálatokban (Bakker 1989), segítségével ajánlásokat fogalmazhatunk meg restaurációs ökológiai beavatkozások kivitelezésére vonatkozóan (Donelan & Thompson 1980, Graham & Hutchings 1988, van der Valk & Verhoeven 1988). A magkészlet vizsgálata egy új lehetőséget kínál zavarások, inváziók előrejelzésében (Amiaud & Touzard 2004, Grelsson & Nilsson 1991, Drake 1998), ismerete segítséget nyújthat a gyomnövényzet dinamikájának megismerésében (Chancellor 1986), vagy épp veszélyeztetett, illetve ritka növényfajok megőrzésében (Thompson et al. 1981).

Magkészlet tipizálási rendszerek

Az 1960-as évek elejétől kezdve egyre fontosabbá vált az összegyűlt magkészlet-adatok rendszerezése. Ennek az igénynek a lefedésére születtek meg a magbank tipizálási rendszerek (Csontos & Tamás 2003). Ezen rendszerek többségében az osztályozás egyik igen fontos eleme, hogy a magvak milyen hosszú ideig tartózkodnak a magkészletben. A mérsékelt övben a legelterjedtebben alkalmazott rendszer Thompson & Grime (1979) tipizálási rendszere (2. ábra). Ebben alapvetően két kategóriába sorolják az életképes magvakat; ez a két kategória a tranziens (*T*) és a perzisztens (*P*). A tranziens magvak legfeljebb 1 évig, míg a perzisztens magvak több mint 1 évig maradnak életképesek a magkészletben. A tranziens kategórián belül megkülönböztetünk két alkategóriát. Az ún. „téli tranziens” kategóriába sorolható fajok magja magszórást követő ősszel csírázik. Ezek a fajok csíranövények formájában vészelik át a telet,



2. ábra. A Thompson-Grime (1979) féle magkészlet tipizálási rendszer kategóriái (Thompson & Fenner 2005 nyomán). Jelmagyarázat: a betűjeles skála a hónapok; a diagramm sötét sávjai azt az időtartamot jelzik, amikor az adott csoport magvai a magkészletből kimutathatóak.

tehát a magjaik csak néhány hónapig életképesek a talajban. A második típus a „tavaszi tranziens” csoport. Ezeknek a fajoknak a magjai a telet mag formájában vészelik át, majd a magszórás követő év tavaszán csíráznak ki. A perzisztens kategóriát tovább bontva beszélhetünk rövidtávú perzisztens (*RTP*) és hosszútávú perzisztens (*HTP*)

magvokról. A rövidtávú perzisztens magvak élettartama a magkészletben 1–5 év, míg a hosszútávú perzisztens fajok magvai 5 évnél hosszabb ideig is megőrzik életképességüket. Thompson & Grime (1979) rendszerét mutatja be a 2. ábra. A fent ismertetett rendszer egy módosított verziója (Thompson 1993) terjedt el. Itt a tipizálás során nem bontják tovább a tranziens kategóriát, így a rendszer csak három kategóriát kezel (*T*, *RTP* és *HTP*).

Perzisztencia, vegetációtörténet és vertikális eloszlás

A magvak élettartamának meghatározása a magkészlet-vizsgálatok során az egyik központi kérdés, amit számos cikk tárgyal, mindazonáltal igen kevés nyújt valamiféle megoldást. A problémát a talajban kimutatott életképes magvak *tényleges* korának megállapítása jelenti (Thompson et al. 1997).

Az életképesség *közvetlen* (direkt) meghatározására leggyakrabban ún. eltemetési kísérleteket végeznek. Ennek során nagyobb mennyiségű magot temetnek el a talajban, majd bizonyos időközönként kiásva azokat meghatározzák az életképességüket (Csontos 2001b, 2006). Ezek a vizsgálatok igen hosszadalmasak (3–100 éves eltemetés), kevés fajra végeztek eddig el őket (túlnyomóan gyomfajok és kultúrnövények), és velük gyakran nem a magvak a *tényleges*, funkcionális magkészletben betöltött szerepét vizsgálják (0,5–1 m-es mélységben végzett eltemetés – eltérő nedvesség és talajlevegő viszonyok, mint 0–20 cm-es mélységben). Így az eltemetési vizsgálatokkal nyert információk csak erősen korlátozottan használhatóak a természetes növényközösségek magkészletének vizsgálatára.

Egy további lehetőséget jelentenek az ún. *közvetett* (indirekt) módszerek. Ilyen módszer lehet a magalak és magméret vizsgálata (Thompson 1993, Thompson et al. 1993), a dokumentált vegetációtörténet felhasználása a magkészlet vizsgálatok során, illetve a talajmagkészlet vertikális megoszlásának vizsgálata (Thompson et al. 1997, Csontos 2001b).

Az utóbbi két módszer szerepel a leggyakrabban a magkészlet vizsgálat irodalmában.

Az egyes növényfajok magbank típus besorolására az egyik kínálkozó lehetőség az, ha olyan területek magbankját mintázzuk, ahol korábban a vegetációt már legalább 5 éve folyamatosan vizsgáljuk. Ebben az esetben, ha egy adott faj magjait kimutatjuk a magkészletből (természetesen magasabb denzitásban), de ez a faj legalább 5 éve nem fordult elő a földfelszín feletti vegetációban, akkor valószínűsíthető a (hosszútávú) perzisztencia. Legtöbbször az is perzisztens magkészletre utal, ha az adott fajt a magkészletben kimutatjuk, de a mintavételi terület földfelszín feletti vegetációjában a vizsgálat évében, vagy az azt megelőző évben nem fordult elő.

A magkészlet-perzisztenciájának megállapítása során a magbank vertikális megoszlásának elemzésére is lehet támaszkodni (Bakker et al. 1996, Thompson 1993, Thompson et al. 1993, Thompson et al. 1997, Csontos 2001b). Ha egy adott faj életképes magjai mélyebb talajrétegekből is kimutathatóak, akkor valószínűsíthető a perzisztencia, hiszen a mélyebb rétegekbe történő lejutáshoz időre van szükség.

Hazai magkészlet vizsgálatok

A hazánkban a legkorábbi magkészlettel foglalkozó tanulmányok gyomnövény magvak túlélésének vizsgálatával (eltemetéses módszer: Kozma 1922, csíráztatás: Bencze 1954, 1956), illetve szántóföldi kultúrák magkészletével (Máthé & Précsényi 1968, 1971) foglalkoztak. Természetes vegetáció magkészletét tárgyaló első hazai munka alig két évtizede jelent meg (Virágh & Gerencsér 1988). A kilencevenes évektől kezdődően a hazai magkészletkutatás is megélénkült. Az elmúlt két évtizedben publikált hazai vizsgálatok száraz homoki (Halassy 2001, Kemény et al. 2003ab, Matus et al. 2003a, 2005, Török et al. 2008a) és sziklai (sziklagyepekre telepített feketefenyves állományok, Cson-

tos et al. 1996) gyepvegetációk, száraz tölgyesek (Csontos 2006), illetve vágásterületek (Csiszár 2004) magkészletével foglalkoztak. Több módszertani cikk (Csontos 1997, Csontos 2000ab, Csontos 2001a), illetve 2002-ben egy összefoglaló munka (Csontos 2001b) összegezte az addig felhalmozódott módszertani ismereteket, valamint közölte a magyar flóra 448 fajának magkészlet típus besorolását. Jelenleg a hazai flóra 501 fajáról ismertek magkészlet képzési adatok (Csontos 2006).

Gyepterületek magkészletének vizsgálata

Az északi mérsékelt övi fajgazdag természetközeli gyepok területe az elmúlt évtizedekben, egész Európában drasztikusan lecsökkent (Bakker 1989, Hutchings & Booth 1996, Blanckenhagen & Poschlod 2005). A síkvidéki gyepok jelentős részét beszántották, beerdősítették, illetve beépítették (Bakker 1989), míg a megmaradt gyepterületek fajkészlete a nagyobb fitomassza (széna) produkció érdekében alkalmazott szerves- és műtrágyázás következtében elszegényedett (Smith et al. 2002). Hazánkban további problémát jelentett a homokterületek gyepkészletét veszélyeztető intenzív lúdtartás elterjedése (Gyarmati & Dudás 2000), továbbá a különösen a legeltetés felhagyásával párhuzamosan zajló spontán akácodosás (Matus et al. 2003). A hegyvidéki gyepok esetében is probléma az alulhasznosítás és ennek következtében előálló fajszegényedés (Stampfli & Zeiter 1999, Willems & Bik 1998, Török et al. 2007).

Restaurációs ökológiai és természetvédelmi szempontból igen fontos kérdés, hogy a kedvezőtlen hatások megszüntetését követően lehetséges-e a gyepok korábbi állapotának visszaállítása. Azaz, a korábbi tradicionális kezelések visszaállítása (kaszálás, extenzív legeltetés) önmagában elegendő-e ahhoz, hogy az elszegényedett fajkészletű gyepok diverzitása növekedjen?

Számos vizsgálat eredményei azt mutatják, hogy az elszegényedett fajkészletű gyepek helyreállítása a kedvezőtlen hatások (túllegeltetés vagy épp a kezelés hiánya) megszüntetése után csupán a hagyományos tájhasználat felújításával gyakran nem lehetséges. Biztosítani kell tehát egyes fajok visszatelepüléséhez szükséges propagulumforrásokat (Stampfli & Zeiter 1999, Bakker et al. 1996). Ehhez az egyik legkézenfekvőbb forrás lehet a vegetáció talajában található magkészlet.

Az eddigi vizsgálatok gyepterületek talajában jelentős denzitású tartós magkészlet jelenlétét igazolták (10^3 – 10^6 /m², Fenner 1985). Számos gyepi vizsgálat a vegetációt alkotó növényfajok többségének, köztük a domináns gypalkotó füveknek, csupán rövidtávú magkészletét igazolta (Rice 1989; Milberg 1995; Thompson et al. 1997; Bekker et al. 1998, Roberts 1981, Thompson 1985, Warr et al. 1993, Kalamees & Zobel 1997, Davies & Waite 1998). Számos gyepterület esetében a földfelszín feletti vegetáció és a magkészlet fajösszetételét összevetve igazolták, hogy a vegetációban gyakori fajok életképes magvai gyakran hiányoznak a tartós magkészletből, vagy csak a felszínközeli rétegben vannak jelen, kis denzitásban (Edwards & Crawley 1999, Kalamees & Zobel 2002). Más vizsgálatok viszont kimutatták a magkészlet fontosságát aláhúzva, hogy a magkészletben számos korábbi szukcessziós állapotokra jellemző faj gyakran magas denzitásban van jelen (Harper 1977, Roberts 1981, Warr et al. 1993, Bakker et al. 1996, Matus et al. 2003b).

A gyepeket alkotó növényfajok többségére nincsenek térbeli- és időbeli terjedésre, regenerációs startégiára vonatkozó adatok. A hazai flóra esetében a magkészlet-képzési adatok csak a fajok csak mintegy 20%-ára állnak rendelkezésre, a térben zajló magterjedésre vonatkozó adatok még hiányosabbak. A közelrokon fajok adatai szintén csak korlátozottan alkalmazhatóak magkészlet tipizálásra, hiszen egy nemzetségen belül is lehetnek egymástól eltérő stratégiát követő fajok (Thompson et al. 1997, Csontos 2001b). Az egyes fajok magkészlet-képzési stratégiájának meghatározását tovább nehezítik az eltérő vizsgálati módszerekkel nyert,

gyakran egymással nehezen összevethető és egymásnak gyakran ellentmondó adatok (Thompson et al. 1997). További problémát jelent, hogy még a hasonló módszerrel történő mintavételek esetén is figyelembe kell venni az egyes növényközösségek és növénypopulációk közötti gyakran fennálló földrajzi és regionális különbségeket (ökotípusok). Így az egyes fajokra közölt szakirodalmi adatokat nem lehet kritika nélkül átvenni illetve alkalmazni.

Mindezek alapján hangsúlyozzák, hogy az eddigieknél jóval több jól dokumentált magkészlet vizsgálat szükséges ahhoz, hogy a magkészlet gyepközösségek vegetációdinamikájában betöltött szerepének megítélése, illetve az egyes fajok regenerációs potenciáljának megállapítása lehetségessé váljon (Stampfli & Zeiter 1999).

Célkitűzések

Kutatásaim során három eltérő típusú savanyú talajú gyepet vizsgáltam. A hegyvidéki mintaterületek esetében (kékperjés láprét és mezofil gyep) gyeptípusonként két kaszált és kontroll állományt vegetációját és magkészletét vetettem össze, míg a mészkerülő homoki gyepek esetében két-két eltérő vertikális pozíciójú gypállományában vizsgáltam a talajmagkészlet összetételét, denzitását és vertikális megoszlását. Vizsgálataim során az alábbi kutatási hipotéziseket teszteltem:

(1) Nedvesebb gyeptípusban (kékperjés láprét) magasabb a magkészlet denzitása, mint szárazabb gyepekben (mezofil kaszált, homoki gyep).

(2) A magkészlet zömét kevés faj alkotja, a vegetációban domináns fajok nem képeznek számottevő magkészletet.

(3) A magkészlet denzitása és diverzitása magasabb a felső talajrétegekben.

(4) A kezelés szignifikáns hatást gyakorol a magkészletre: a kaszált területek esetében magasabb a magkészlet denzitása, fajszáma, mint a nem kaszált területeken

(5) Az eltérő vertikális pozíciónak (buckaoldali helyzet) szignifikáns hatása van a magkészletre; a magasabban fekvő gyepek magkészletének fajszaama, sűrűsége és magasabb, mint az alsó helyzetű gyepekben.

(6) a magkészlet és a földfelszín feletti vegetáció hasonlósága általában alacsony a gyepek esetében.

(7) Az elszegényedett fajkészletű gyepterületek esetében a lokális talajmagkészlet az úratelepedéshez elégséges propagulumforrást biztosít, további beavatkozásokra nincs szükség, azaz az elérni kívánt természetvédelmi szempontból megfelelő célállapotot jellemző fajok (fajgazdag gyepek kísérő fajai, védett fajok) a magkészletben jelentős mennyiségben jelen vannak.

Anyag és Módszerek

A Gyertyán-kúti-rétek

Klíma és talaj

A Zempléni-hegyvidék Háromhutai-csoportjában fekvő Gyertyán-kúti-rétek területe 640–720 m-rel fekszik tengerszint felett (*UTM*: *ET75*, É 48°26'128"-26'638"; K 21°21'90"-22'187"; *CEU*:8597). Az évi középhőmérséklet mintegy 7,0–9,5 °C az éves csapadék 620–800 mm-re tehető, az éves csapadékmaximum gyakran július-augusztusra esik (Havassy & Németh 2007). A fennsíkszerű, meredek letörésekkel határolt terület alapközeete felső-szarmata - alsó-pannon amádévári andezit, illetve pleisztocén-holocén nyirok (Gyarmati 2005), melyen savanyú erdőtalajok alakulnak ki (agyagbemosódásos barna erdőtalaj, savanyú barna erdőtalaj, podzolos barna erdőtalaj). A kékperjés láprétek talaja mélyben glejesedő (30–40 cm), savanyú barna erdőtalaj, maximálisan mintegy 50–60 cm mély termőréteggel. Az itt kialakult feltalaj savanyú, kötött, humuszban gazdag (1. táblázat). A mezofil gyepek talaja sekélyebb termőrétegű (40–50 cm), savanyú barna erdőtalaj (2. táblázat).

A mintaterület története és vegetációja

A Zempléni hegyi kaszálórétek kialakulása a 17–18. századra, a török kiűzését követő időszakra tehető. A legtöbb hegyi kaszálórét a terü-

1. táblázat. A Gyertyán-kúti-rétek kékperjés parcelláinak feltalaj jellemzői (0–5 cm, 1998 és 2004 átlaga, átlag±SE). Jelmagyarázat: K_A = Arany féle kötöttségi szám.

	Északi terület		Déli terület	
	Kaszált	Kontroll	Kaszált	Kontroll
pH _(KCl)	4,3±0,1	4,3±0,1	4,2±0,1	4,2±0,1
K_A	70,5±2,5	72,0±1,0	70,5±2,5	71,0±0,0
Humusz (%)	7,4±0,8	8,6±1,6	7,2±0,1	7,1±0,1
NH ₄ -N (ppm)	21,7±6,4	23,1±8,0	30,2±8,9	26,8±6,2
P ₂ O ₅ -P (ppm)	54,5±1,5	56,5±3,5	51,0±3,0	54,0±9,0
K ₂ O-K (ppm)	128,0±0,0	153,0±2,0	156,0±13,0	141,0±5,0

2. táblázat. A Gyertyán-kúti-rétek, mezofil gyepi parcellák feltalaj jellemzői (0–5 cm, 1998 és 2004 átlaga, átlag±SE). Jelmagyarázat: lásd 1. táblázat

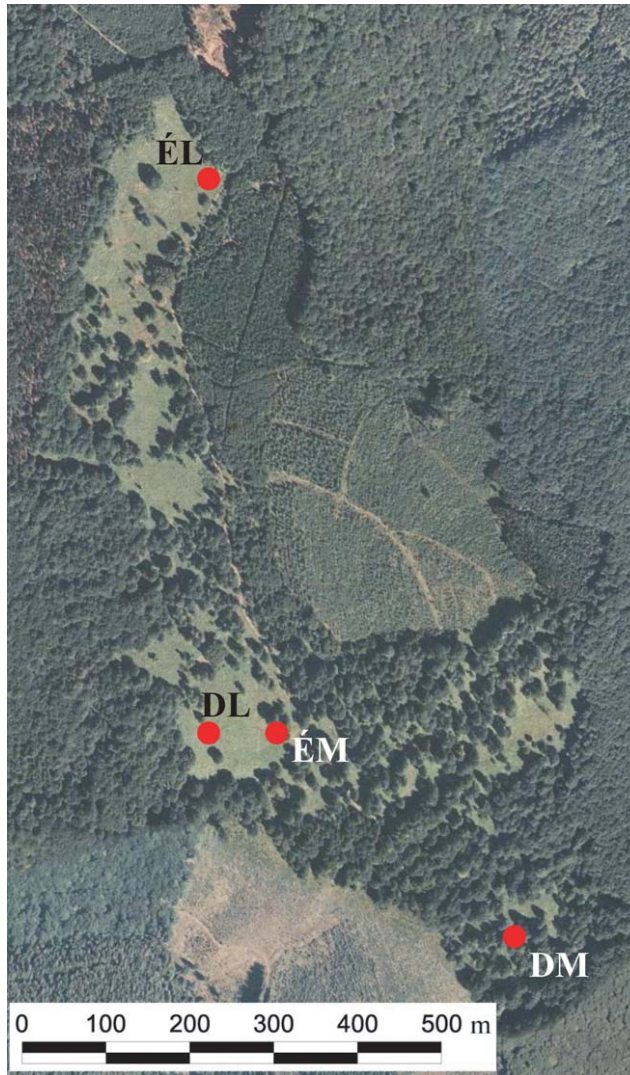
	Északi terület		Déli terület	
	Kaszált	Kontroll	Kaszált	Kontroll
pH _(KCl)	4,4±0,1	4,2±0,0	4,3±0,1	4,4±0,2
K_A	52,5±1,5	54,5±1,5	51,0±7,0	55,5±1,5
Humusz (%)	5,5±0,8	5,5±0,2	5,5±0,5	5,5±0,2
NH ₄ -N (ppm)	21,0±10,1	28,1±13,0	20,4±7,7	20,7±7,3
P ₂ O ₅ -P (ppm)	30,0±4,0	35,5±1,5	30,0±1,0	34,0±4,0
K ₂ O-K (ppm)	218,5±52,5	189,5±35,5	165,0±31,0	260,0±109,0

letre érkező telepések erdőirtásai nyomán alakult ki. A mintegy 100 ha-t kitevő Gyertyán-kúti-rétek is ebben az időszakban jöhettek létre. A rétek kialakítása előtt a területet cseres-tölgyesek (*Quercetum petraeae-cerris*) és gyertyános tölgyesek (*Quercus petraeae-Carpinetum*) borították (Simon 1977), melyek közvetlenül határosak voltak montán bükkösökkel (*Aconito-Fagetum*; Matus 1997), míg a kisebb kiterjedésű, lefolyástalanabb részeket kékperjés láprétek (*Molinion coeruleae*) borították.

A réteket az elmúlt mintegy 200–250 évben több-kevesebb rendszerességgel, de évente csak egyszer, júliusban kézzel kaszálták. A magasan fekvő zempléni hegyi réteken legeltetés nem folyt, sarjúkaszálás sem volt jellemző (Ikvai 1962, Paládi-Kovács 1979). A rét tulajdonosai zömében a két község, Regéc és Telkibánya lakosai voltak, kisebb részben más településekről kerültek ki. Az örökösödési megosztások folytán a tulajdonosok száma a második világháborút követően több mint százra volt tehető. A tulajdonviszonyok azóta sem rendezettek. Az 1960-as évektől kezdve, a lakosság városokba áramlása következtében a kaszálás a rét mind nagyobb részén megszűnt, az állatállomány megcsappant (Regécen 2005-ben 6 tehenet és 1 lovat tartottak, Matus 2007).

A felhagyást követően a terület egy része anemochor terjedésű fajokkal (elsősorban *Betula pendula*, *Carpinus betulus*, néhol *Alnus glutiosa* és *Populus tremula*) spontán beerdősült, más részére lucot (*Picea abies*) telepítettek, mindössze 20–30 ha kezeletlen gyep maradt fenn (Matus 1997). 1985-től kezdve amatőr természetvédő csoportok egy közel 8 ha-os területen irtották ki a fiatalosokat és kezdték újra a hagyományos kezelést. 1993-ban rekonstrukciós terv készült a rét kezelésére (Matus et al. 1993), majd ettől az időszaktól kezdve a rétet gyakrabban kaszálják.

A mintaterület florisztikailag viszonylag jól feltárt és az utóbbi két évtizedben rendszeresen kutatott (Matus 1997, Prommer 1999, Láng 2003, Török et al. 2007). 1993-ban az elindult kezelés nyomán követésére állandó jelölésű mintaparcellákat (kaszált és kontroll) alakítottak ki több gyeptípusban. A jelen dolgozat tárgyát képező vizsgálatokat két-két



3. ábra. A Gyertyán-kúti-réteken elhelyezkedő mintaterületek. Jelmagyarázat: DL = Déli kékperjés láprét, ÉL = Északi kékperjés láprét, DM = Déli mezofil gyepek, ÉM = Északi mezofil gyepek.

Molinion coeruleae és *Cirsio pannonicae - Brachypodium pinnati* (Borhidi 2003) gyeppálmányban elhelyezkedő két, egyenként 10×10 m-es parcellában végeztem, ahol a parcellák egyikét 1993 óta évi rendszerességgel kaszáltuk, míg a másik parcella kezeletlen maradt (3. ábra). Parcelálanként 5 db, egyenként 2×2 m-es állandó jelölésű mintanegyzetben a magkészet vizsgálatot megelőzően 1993-ban, 1998-ban, majd 2004-ben rögzítésre kerültek a kvadrátok fajlistái.

A Martinkai-legelő

Klíma és talaj

A mintavételi területek a Dél-Nyírségben, Debrecentől mintegy 15 km-re, K-re helyezkednek el, a mintegy 2,8 km²-es „Martinkai-legelő” természetvédelmi területen (É 47°34'00"–35'20"; K 21°46'30"–48'40"; CEU:8496.2), mely a Derecskei-Kálló mellékágai mentén K-ÉK-i irányban húzódik (4. ábra).

A terület klímája mérsékelt kontinentális, hosszú, meleg nyarakkal jellemezhető. Az évi középhőmérséklet 10 °C körüli (Január –2,5 °C, Július 21,2 °C). Az átlagos évi csapadékösszeg 580–620 mm körüli, a legtöbb csapadék júniusban, míg a legkevesebb márciusban esik. Április és szeptember között magas a csapadék mennyiségének éves ingása, a Dél-Nyírségre jellemzően ez akár 240–680 mm szélső értékek között is változhat; átlagosan mintegy 300–350 mm a jellemző. (Justyák & Tar 1994, OMSZ 1960-2000, TIVIZIG 1960-2000).

A területet 0,1–0,3 mm-es szemcse-átmérőjű mészes homokból felépülő 3–10 m-es parabola és szegélybuckák jellemzik. (Borsy 1961). A buckák talaja gyengén humuszos homok (20–30 cm-es termőrétteg), ahol a feltalaj savanyú, laza szerkezetű, alacsony humusztartalommal és a bolygatatlan területeken alacsony foszfor-tartalommal. A hasonló talajtani paraméterekkel jellemezhető mintaterületeken a korábbi lúdtartás

3. táblázat. A Martinkai-legelő mintaterületeinek feltalaj jellemzői (0–5 cm, 1998-2004, átlag \pm SE). A = Alsó helyzetű területek, F = Felső helyzetű területek. Jelmagyarázat: lásd 1. táblázat.

	A1	A2	F1	F2
pH _(KCl)	4,2 \pm 0,1	5,3 \pm 0,3	4,2 \pm 0,2	5,7 \pm 0,1
K _A	26,8 \pm 1,8	25,0 \pm 0,0	25,0 \pm 0,0	31,8 \pm 2,1
Humusz (%)	0,8 \pm 0,1	1,0 \pm 0,2	0,8 \pm 0,1	1,8 \pm 0,1
NH ₄ -N (ppm)	5,3 \pm 3,3	4,1 \pm 1,6	5,2 \pm 2,1	8,6 \pm 3,3
P ₂ O ₅ -P (ppm)	181,0 \pm 48,5	475,4 \pm 80,9	276,4 \pm 65,6	860,6 \pm 164,0
K ₂ O-K (ppm)	84,8 \pm 20,8	109,2 \pm 10,8	137,4 \pm 12,9	218,4 \pm 20,3

következtében a referenciákhoz képest (Matus et al. 2005) magas a talaj foszfortartalma (3. táblázat).

A Martinkai-legelő története és vegetációja

A Martinkai-legelő jelenlegihez képe a 16–18. századi nagyarányú erdőirtásai, illetve nagy kiterjedésű vízrendezések nyomán alakult ki. Az elmúlt 20–30 évben a gyepek hasznosításában két egymással ellentétes hatás figyelhető meg. A gyepek jelentős része az állatállomány csökkenése (szarvasmarha, juh) miatt alulhasznosítottá vált, míg egyes részeken lúdtelpeket alakítottak ki. A lúdtartás, mely a terület majd egészét érintette, egy-egy helyen általában csak néhány évig folyt, ez idő alatt azonban a ludak az érintett gyepeket denudációig legelték. Ezek a gyepterületek gyakran elgyomosodtak, a területek vontatottan regenerálódtak (Gyarmati & Dudás 2000, Matus & Papp 2003).

A mintavételeket drasztikus lúdlegetést követően részben regenerálódó *Festucion rupicolae* csoportba tartozó *Potentillo arenariae*-*Festucetum pseudovinae* társulás két buckaoldali (továbbiakban alsó területek) és buckatetőhöz közeli (továbbiakban felső területek) helyzetű állományában, területenként 5 db 2 \times 2 m-es állandó mintanegyzetben



4. ábra. A mintaterületek elhelyezkedése a Martinkai-legelőn. Jelmagyarázat: A = Alsó helyzetű területek, F = Felső helyzetű területek.

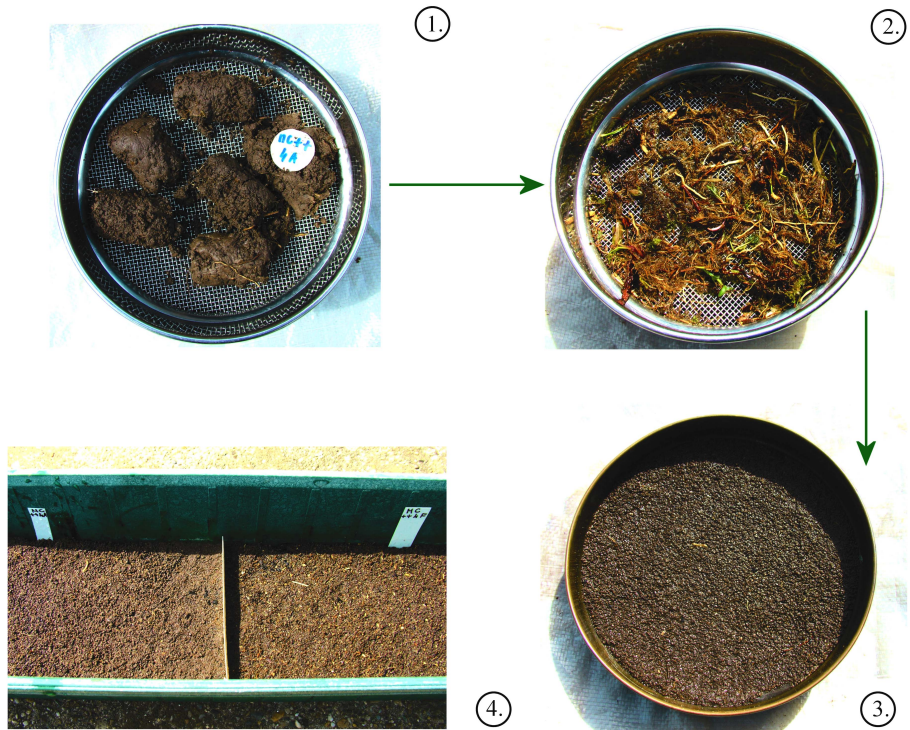
végeztem. 1991-től kezdődően a mintavételig – 2000-től a szerző részvételével – 3 évszakban (április, június és szeptember) rögzítettük a fajok százalékos borításértékeit.

Magkészlet vizsgálat

Mindhárom mintaterületen a vegetáció felmérésekre szolgáló kvadrátokból (2×2 m), egyenként hat fúrásos talajmintát vettem (10 cm furatmélység, 4 cm-es furatátmérő, furatonként 125 cm³ – 1/8 liter – mintatérfogat). A minták alsó (5–10 cm) és felső (0–5 cm) rétegét külön kezeltem. A hat azonos mélységből származó mintát egyesítettem, majd szitasoron mosva koncentráltam (ter Heerdt et al. 1996). A vegetatív növényi részeket és a nagyobb méretű szerves talajalkotókat (pl. kődarabok) 3,0 mm-es lyukbőségű szita segítségével távolítottam el, míg a finomfrakció eltávolítását a magvak méreténél kisebb, 0,2 mm-es lyukbőségű szitával végeztem (5. ábra). A mintavétel Martinkán 2002-ben, a Gyertyán-kúti-rétek kékperjéseiben 2005-ben, a mezofil gyepekben 2006-ban történt.

A mosás koncentrálnálása segítségével csökkentettem a mintatérfogatot és ezzel a csíráztatás helyigényét (a martinkai szerves törmelékben szegény homok esetében 65–70 %-os, a gyertyán-kútról származó vegetatív részekben gazdag agyagos talaj esetében mintegy 50%-os térfogatcsökkenés), illetve növelhettem a csírázás hatásfokát (szkarifikáció, ter Heerdt et al. 1996).

Az előre elkészített és beöntözött csíráztató ládába 4 cm vastag nem steril földréteg fölé 4 cm vastagságban túlnyomásos gőzzel sterilizált földet helyeztem, majd a mintákat a sterilizált virágföld felszínére 3–4 mm vastagságban rétegeztem. A talajmintákat a Debreceni Egyetem, Botanikus Kert süllyesztett hollandágyában, természetes megvilágítás mellett csíráztattam, az üvegházat május végétől augusztusig Rachel-hálósával árnyaltuk. A csíráztatás során, a nyár közepén az öntözést



5. ábra. A mintakonzentrálás lépései. 1. A hat furatminta a 3 mm-es lyukbőségű szitán. 2. A mosást követően eltávolítható szerves és szervesetlen törmelék. 3. A koncentrált minta a 0,2 mm-es szitán. 4. A steril föld fölé rétegzett minta a csíráztató ládában.

4. táblázat. A minták üvegházi csíráztatásának néhány jellemző adata.

	Homoki gyepek	Kékperjés gyepek	Mezofil gyepek
Csíráztatás tartama	2002.02.11.–10.31. 29 hét	2005.04.14.–11.03. 26 hét	2006.04.17.–11.01. 27 hét
Csíráztatási szünet	2002.07.08.–09.04. 8 hét	2005.07.31.–09.02. 4 hét	2006.07.31.–08.24. 3,5 hét
Hőmérséklet (min-max)	14,3–29,1 °C	17,0–37,6 °C	15,7–34,4 °C

szüneteltettem és a mintafelszínt hagytam kiszáradni (4. táblázat). Az öntözetlen nyári időszakban az üvegház hőmérséklete a 35–40 °C-ot is elérhette. Ezek a viszonyok megfelelnek a terepi körülmények között tapasztalható értékeknek. A magasabb nyári hőmérséklet őszi csírázásukhoz előzetesen hőstresszt igénylő magvak csíráztatását is serkenti, hiszen ezeknek a fajoknak az esetében a nyári hőstressz része a természetes életmenetnek.

A megjelenő csíranövényeket rendszeresen eltávolítottam és határoztam. A határozás során Csapody (1968) és Muller (1978) munkáit vettem alapul. A csíranövények határozását a korábbiakban nyírségi homoki gyepekben végzett vizsgálatok tapasztalatai (homoki gyepek: Matus et al. 2003a és Matus et al. 2005), illetve a Gyertyán-kúti mintaterületek esetében 2004-ben végzett elővizsgálatok segítették. Az ismeretlen növénykéket átültetést követően határozható állapotig neveltem. A műveleteket jegyzőkönyvben rögzítettem. A *Cyperaceae*, *Juncaceae* és *Poaceae* családba tartozó növények zömét csak a következő évben lehetett csak meghatározni. Az üvegházi és botanikus kerti szennyezést steril földdel töltött, a mintát tartalmazó ládák közé random elhelyezett kontroll-ládák segítségével mutattam ki. A magesőből eredő szennyezésként a kontroll ládákban kicsírázott üvegházi gyomokat (*Oxalis corniculata*, *Cymbalaria muralis*), illetve a nyírségi minták esetében a *Betula pendula*-t kizártam az elemzésekből.

A Gyertyán-kúti-rétekről származó minták esetében a *Capsella bursa-pastoris*, *Epilobium parviflorum*, *Populus alba* fajokat mint szennyezést kizártam (ezek a fajok könnyen terjednek, a DE Botanikus kertjében is megtalálhatók és nem fordulnak elő a rét tágabb környezetében sem). A zempléni mintaterületek magkészletéből *Juncus conglomeratus* és *J. effusus* fajok magjait egyaránt kimutattam. Az átültetett növények zöme *Juncus conglomeratus*-nak bizonyult, de az átültetett növények mintegy 10%-ban *Juncus effusus* egyedei voltak. A két faj csíranövényeit nem különítettem el, mivel igen nagyszámú csíranövényük kelt ki, így csak a csíranövények egy részét sikerült átültetni - ami nem tette lehetővé a fajok pontos denzitás-arányainak megállapítását), így ezt a fajcsoportot *Juncus conglomeratus/effusus* csoportként tüntetem fel.

A Gyertyán-kúti-rétek mintáiból átültetett növények egy kis része (kevesebb, mint 0,1%) átültetést követően elpusztult (*Hypericum* sp., *Ranunculus* sp., *Luzula* sp.), míg más taxonok ezidáig meghatározatlanok (*Carex* sp. *Poaceae* fajok, mindösszesen kevesebb, mint 70 egyed, 0,3 %). Ezeket a csoportokat a magkészlet denzitások számításánál figyelembe vettem, azonban a fajszaámok számításánál kizártam. A későbbiekben ennek megfelelően a magkészlet fajszaama a kékperjés gyepek és a mezofil gyepek esetében kis mértékben módosulhat.

A nyírségi területek vegetációjában a *Veronica triphyllos*, *V. dilenii* és *V. verna* fajok rosszul fejlődő egyedeit nem tudtam elkülöníteni egymástól. A *Veronica* fajok csíranövényei az átültetést követően magas mortalitást mutattak, ezért ezeket gyakran nem sikerült határozható állapotig nevelni. Emiatt az adatfeldolgozás során az említett három faj egyedeit *Veronica* spp. néven összevont csoportként kezeltem. A kontrollban és a mintaterületeken is megtalált gyomok (*Amaranthus retroflexus*, *Digitaria sanguinalis*, *Ambrosia artemisiifolia*) mennyiségét az adatfeldolgozás során, a kontroll alapján arányosan csökkentettem. Az elemzésekben a kriptogám *Equisetum arvense* és az *E. ramosissimum* már szintén nem szerepelt.

Adatfeldolgozás

A vegetáció és a magbank fajkészletét Sørensen hasonlóság segítségével vettem össze. Azért választottam a Sørensen hasonlóságot, mivel a legtöbb magkészlet vizsgálatokat tárgyaló cikk esetében ezt a hasonlóságot számolták ki a vegetáció és magkészlet fajelőfordulási adataira. Az egyes mintaterületek vegetációinak fajlistáit Jaccard hasonlóság alkalmazásával hasonlítottam össze. A hasonlóság értékeit százalékkal szorozva lényegében a közös fajok százalékos arányát kapjuk meg. A magkészlet vertikális rétegeinek diverzitását Shannon diverzitás segítségével vettem össze (Legendre & Legendre 1998).

A magok mélységi eloszlására a következő kategóriarendszert használtam: **0** = minden mag a felső talajrétegekben található, azaz nincs magpenetráció a mélyebb rétegekbe, **1** = a magvaknak 0,01–4,99%-a, **2** = 5–50%-a, **3** = 50% feletti része található a mélyebb talajrétegekben. Elvégeztem a kimutatott fajok magkészlet típus besorolását (**I** = tranziens, **II** = rövidtávú perzisztens, **III** = hosszútávú perzisztens, Thompson 1993). Azokat a fajokat, melyek alacsony frekvenciával fordultak elő a vegetációban (a frekvenciájuk egyik területen sem érte el a III-as frekvenciaértéket) és magdenzitásuk alacsony volt (kevesebb, mint 3 mag azaz az összdensitás kisebb, mint $80 \text{ mag/m}^2/10 \text{ cm}$) nem soroltam be magkészlet típusba. A csak a magkészletben előforduló fajok esetében a kevesebb, mint három maggal rendelkező fajokat nem soroltam be magkészlet típusba.

*Tranziens*nek azt a fajt tekintetem, amelyek bár a vegetációban gyakoriak voltak, mégis igen kevés magját (1–2 mag) találtam, vagy ha volt számottevő magkészlete, akkor az minden területen 0-ás penetrációs kategóriájú volt. *Rövidtávú perzisztens* kategóriába azt a fajt soroltam, amely számottevő magkészlettel rendelkezett a mintaterületek talajában (legalább 3 mag, összdensitás kisebb, mint $80 \text{ db/m}^2/10 \text{ cm}$) és ezek a magok túlnyomórészt a felső rétegben fordultak elő, de az alsó rétegben is jelen voltak (1–2 kategória). *Hosszútávú perzisztens* kategóriát ahhoz

a fajhoz rendelt, amely számottevő mennyiségű maggal (legalább 3 mag) rendelkezett a mintaterületek valamelyikének talajában és magjaik legalább egy területen a mélyebb rétegekben voltak gyakoribbak (3-as penetrációs kategória). Kiszámítottam továbbá az egyes mintavételi területek magkészlet besorolásai alapján a perzisztens fajok százalékos arányát minden területen.

Az adatsorok normalitását Kolmogorov-Smirnov próbával, míg a varianciák egyezőségét F-próbával teszteltem. Két független minta átlagát a normalitás-tesztől függően t-teszt vagy Mann-Whitney U-teszt segítségével hasonlítottam össze. Összetartozó páros adatsorok átlagait normalitás teszt eredményének függvényében (magkészlet denzitások esetében az alsó és a felső rétegek) páros t-teszttel vagy Wilcoxon teszttel vettem össze. Több csoport átlagát a normalitás és variancia-egyezőség függvényében egyutas ANOVA-val vagy Kruskal-Wallis teszt segítségével hasonlítottam össze, az elváló csoportok kiválasztásakor Student-Newman-Keuls féle post-hoc tesztet használtam. A kezelt és a kontroll gyepi parcellák magkészletét PCA ordinációval vettem össze. A sokváltozós elemzésekhez, CANOCO 4.5 (ter Braak & Šmilauer 2002, Lepš & Šmilauer 2003) programcsomagot használtam. A kézirat végleges formája L^AT_EX-ben, MikTeX 2.5 programcsomag segítségével készült.

Eredmények

Gyertyán-kúti-rétek - kékperjés láprétek

Magkészlet denzitása és vertikális megoszlása

A csíráztatás során több, mint 12500 csíranövényt távolítottunk el, ebből több, mint 1600 egyedet átültetve határozható állapotig neveltünk. Minden parcella magkészletét a *Juncus conglomeratus/effusus* csoport abszolút dominanciája jellemezte (50–94%). Összesen 10 fajnak volt legalább egy parcellában 1000 db/m²/10 cm-t meghaladó denzitású magkészlete (Függelék, 1. táblázat). A magkészletben gyakori kétszikű fajok többségének a kezelt parcellákban magasabb denzitású volt a magkészlete, mint a kontrollok esetében, míg a vegetációban domináns *Molinia arundinacea* és a gyakori *Deschampsia caespitosa* a kontrollokban rendelkezett szignifikánsan magasabb magkészlettel (t-teszt, *Molinia*: $p < 0,001$, *Deschampsia*: $p < 0,05$).

Az alsó talajrétegekben szignifikánsan kevesebb faj fordult elő, mint a felső rétegekben (páros t-teszt összevont alsó és felső réteg adatsorokon, $N=20-20$, $p < 0,001$). Az alsó rétegek Shannon diverzitása szignifikánsan alacsonyabb volt, mint a felső rétegek esetében (átlag \pm SE, Alsó rétegek: $0,76 \pm 0,05$, Felső rétegek: $1,24 \pm 0,08$, összevont alsó- és felső réteg adatsorokon, Wilcoxon, $p < 0,001$). Az alsó és felső rétegek magdenzitásai között általában nem tapasztaltam szignifikáns eltéréseket. Kivétel

5. táblázat. A Gyertyán-kúti kékperjés lápréti területek magkészletének fajsza és denzitása. A denzitások esetében 1 mag megközelítőleg 27 db/m² denzitásértéknek felel meg. A denzitások statisztikai tesztelése az alapadatokon történt. A felső indexben szereplő eltérő betűk az egy soron belül található adatok közti szignifikáns eltéréseket mutatják (ANOVA, $p < 0,05$).

Jellemző	Réteg (cm)	Északi terület		Déli terület	
		Kaszált	Kontroll	Kaszált	Kontroll
Magdenzitás (db/m ²)	0–5	37401 ^a	44139 ^a	56049 ^a	29868 ^a
	5–10	45969 ^a	50266 ^a	35677 ^a	34351 ^a
Átlagfajsza (átlag±SE)	0–5	22,2±1,9 ^b	22,2±1,4 ^b	16,4±1,1 ^a	14,2±0,8 ^a
	5–10	16,4±1,8 ^b	16,8±1,6 ^{ab}	10,6±1,2 ^a	11,4±1,7 ^a
Összfajsza	0–5	40	44	34	31
	5–10	30	37	22	26

volt a déli kaszált parcella, ahol a felső rétegekben szignifikánsan magasabb magdenzitás értékeket találtam (páros t-teszt, $p < 0,05$), mint az alsó rétegekben. A parcellák többségében azonban az alsó rétegekben mutatunk ki több magot. Az egyes rétegek magkészlet denzitás- és fajsza értékeit mutatja be a 5. táblázat. A *Juncus conglomeratus/effusus* csoport esetében a magkészlet a déli kaszált területek kivételével (páros t-teszt, $p < 0,05$) az alsó rétegekben mutatott nagyobb denzitásértékeket (az északi kaszált területeken $p < 0,05$, páros t-teszt, a két kontroll esetében a különbségek nem voltak szignifikánsak).

A vegetáció és a magbank fajösszetétele

A mintaterületek vegetációjában (20 kvadrát összevonásával számítva) 2004-ben összesen 107 edényes faj fordult elő. Parcellánként készített 5–5 felvétel összevonásával számított fajsza 61–79 faj között változott. A kaszált és a kontroll parcellák fajkészlete nagy részben közös

volt (A Jaccard hasonlóság a déli parcellapár esetében 0,58, míg az északi parcellapár esetében 0,62). 2004-ben a kaszált parcellák átlagfajszáma nagyobb volt a kontrollokénál (átlag \pm SE, Déli kaszált: 50,0 \pm 1,82, Déli kontroll: 31,6 \pm 4,23, Északi kaszált: 53,0 \pm 1,45, Északi kontroll: 49,4 \pm 3,87, ANOVA $p < 0,001$). A mintaterületek magkészletében összesen 71 faj életképes magjait mutattam ki, ebből 23 faj csak a magkészletben, míg 48 faj a vegetációban és a magkészletben egyaránt előfordult.

A védett fajok közül a *Hypericum maculatum* esetében számottevő denzitású magkészletet igazoltam ($D=20-500$ mag/m²). A védett *Gladiolus imbricatus*, *Gentiana pneumonanthe*, *Achillea ptarmica*, *Iris sibirica*, *Astrantia major* esetében nem mutattam ki tartós magkészlet jelenlétét, míg a *Carex hartmannii* esetében mindössze 1 életképes magot találtam. A gyakori egyszikűek közül az inkább a kaszált gyepekre jellemző *Briza media*, *Brachypodium pinnatum*, *Festuca* fajok (*F. ovina*, *F. pratensis*, *F. rubra*) esetében és a mindenütt gyakori *Carex montana* esetében nem igazoltam tartós magkészlet jelenlétét.

A növényközösség jellemző kétszikűi közül a *Sanguisorba officinalis*, *Filipendula vulgaris*, *Betonica officinalis*, *Serratula tinctoria*, *Polygala vulgaris* és a *Colchicum autumnale* fajoknak egyáltalán nem mutattam ki a talajból életképes magját, míg a *Galium boreale*, *Succisa pratensis* és a *Potentilla alba* esetében csak szórványos magkészlet jelenlétét igazoltam (Függelék, 1. táblázat). Kizárólag magkészletben fordultak elő ritkább sások (*Carex nigra*, *C. flava*, *C. leporina*) és a legtöbb *Juncus* faj magjai (*Juncus articulatus*, *J. bufonius*, illetve számos kvadrátban a *Juncus conglomeratus/effusus* csoport) magjai. Számos higrofiton szintén csak a magkészletben fordult elő (*Peplis portula*, *Scrophularia umbrosa*, *Typha angustifolia*).

A magkészlet és a vegetáció hasonlósága minden terület esetében alacsony-közepes volt (Sørensen hasonlóság - átlag \pm SE, Déli kaszált: 0,32 \pm 0,02, Déli kontroll: 0,27 \pm 0,02, Északi kaszált: 0,34 \pm 0,03, Északi kontroll: 0,40 \pm 0,02, ANOVA, $p < 0,01$, csak a kontrollok átlagai tértek

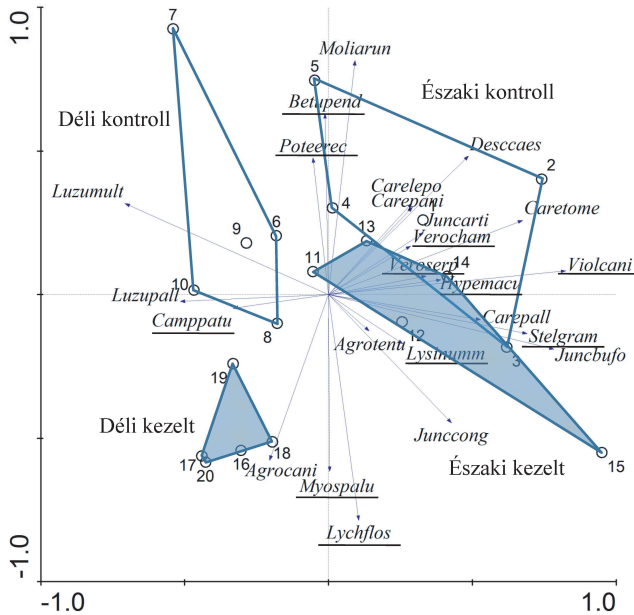
el egymástól szignifikánsan). A PCA ordináció alapján jól látható, hogy a kezelt és a kontroll területek magkészletének pontfelhői elválnak egymástól és a magkészletben gyakori kétszikű fajok többsége a kaszált területek konvexburkainak közelébe esik. A kaszált területek konvexburkai kisebbek, mint a kontrollok esetében megrajzolt burkok, ami egyenletesebb fajeloszlású és denzitású magkészletre utal, mint a kontrollok esetében (6. ábra).

Gyertyán-kúti-rétek - mezofil gyepek

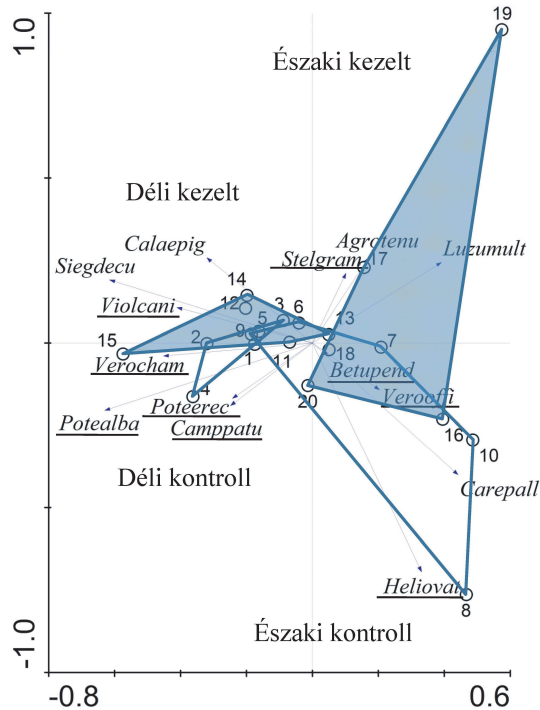
Magkészlet denzitása és vertikális megoszlása

A csíráztatás során közel 900 csíranövényt távolítottam el, ebből közel 350 egyedat átültetve határozható állapotig neveltem. Mindösszesen 1 fajnak (*Campanula patula*) volt egy területen $1000 \text{ db/m}^2/10 \text{ cm-t}$ meghaladó denzitású magkészlete (Függelék, 2. táblázat). Az alsó talajrétegekben szignifikánsan kevesebb faj fordult elő, mint a felső rétegekben (páros t-teszt, $p < 0,001$). A felső rétegek átlagos magdenzitása szignifikánsan magasabb volt, mint az alsó rétegek esetében tapasztalt átlagdenzitás (páros t-teszt, $p < 0,001$). Az egyes rétegek magkészlet denzitás és fajszám értékeit mutatja be az 6. táblázat. Az alsó rétegek Shannon diverzitása szignifikánsan alacsonyabb volt, mint a felső rétegek esetében (átlag \pm SE, Alsó rétegek: $1,59 \pm 0,10$, Felső rétegek: $2,01 \pm 0,07$, összevont alsó és felső réteg adatsorokon, páros t-teszt, $p < 0,001$).

A magkészletben gyakori kétszikű fajok közül a *Stellaria graminea* mindkét mintaterületen nagyobb magkészlettel rendelkezett a kezelt parcellákban, a legtöbb faj esetében azonban nem mutattam ki egyértelmű trendeket. A magkészletben domináns fű, a *Sieglingia decumbens* esetében nagyobb denzitású magkészletet találtam a kezelt gyepek talajában (Függelék, 2. táblázat).



6. ábra. A Gyertyán-kúti kékperjés gyepi mintaterületek magkészletének centrált és standardizált magszámokon alapuló PCA biplotja. A fajok közül a legalább 15 maggal rendelkezőket tüntettem fel (24 faj). Jelmagyarázat: 1–10 kontroll kvadrátok, 11–20 kezelt kvadrátok magkészlete. Az ábrán a kétszikű fajokat aláhúzással jelöltem. A növényfajok 8 betűs rövidítései: *Agrocani* = *Agrostis canina*, *Agrotenu* = *Agrostis tenuis*, *Betupend* = *Betula pendula*, *Camppatu* = *Campanula patula*, *Carelepo* = *Carex leporina*, *Carepall* = *Carex pallescens*, *Carepani* = *Carex panicea*, *Caretome* = *Carex tomentosa*, *Desccaes* = *Deschampsia caespitosa*, *Hypemacu* = *Hypericum maculatum*, *Juncarti* = *Juncus articulatus*, *Juncbufo* = *Juncus bufonius*, *Junccong* = *Juncus conglomeratus/effusus* csoport, *Luzumult* = *Luzula multiflora*, *Luzupall* = *Luzula pallidula*, *LyCHFlos* = *Lychnis flos-cuculi*, *Lysinumm* = *Lysimachia nummularia*, *Moliarun* = *Molinia arundinacea*, *Myospalu* = *Myosotis palustris*, *Poteerec* = *Potentilla erecta*, *Stelgram* = *Stellaria graminea*, *Verocham* = *Veronica chamaedrys*, *Veroserp* = *Veronica serpyllifolia*, *Violcani* = *Viola canina*.



7. ábra. A Gyertyán-kúti mezofil gyepi mintaterületek magkészletének centrált és standardizált magszámokon alapuló PCA biplotja. A fajok közül a legalább 15 maggal rendelkezőket tüntettem fel (14 faj). Jelmagyarázat: 1–10 kontroll kvadrátok, 11–20 kezelt kvadrátok magkészlete. Az ábrán a kétszikű fajokat aláhúzással jelöltem. A fajok 8 betűs rövidítései: *Agrotenu* = *Agrostis tenuis*, *Betupend* = *Betula pendula*, *Calaepig* = *Calamagrostis epigeios*, *Camppatu* = *Campanula patula*, *Carepall* = *Carex pallescens*, *Heliovat* = *Helianthemum ovatum*, *Luzumult* = *Luzula multiflora*, *Potealba* = *Potentilla alba*, *Poteerec* = *Potentilla erecta*, *Siegdecu* = *Sieglingia decumbens*, *Stelgram* = *Stellaria graminea*, *Verocham* = *Veronica chamaedrys*, *Veroffi* = *Veronica officinalis*, *Violcani* = *Viola canina*.

6. táblázat. A Gyertyán-kúti-rétek, mezofil gyepi parcellák magkészletének fajszáma és denzitása. A denzitások esetében 1 mag megközelítőleg 27 db/m² denzitásértéknek felel meg. A denzitások statisztikai tesztelése az alapadatokon történt. A felső indexben szereplő eltérő betűk az adott sorban lévő adatok közti szignifikáns eltéréseket mutatják (ANOVA, $p < 0,05$).

Jellemző	Réteg (cm)	Északi terület		Déli terület	
		Kaszált	Kontroll	Kaszált	Kontroll
Magdenzitás (db/m ²)	0–5	3395 ^a	4854 ^a	3581 ^a	4828 ^a
	5–10	1432 ^a	1300 ^a	2042 ^a	2228 ^a
Átlagfajszám (átlag±SE)	0–5	10,2±1,1 ^a	12,4±1,4 ^a	10,0±1,1 ^a	11,4±1,0 ^a
	5–10	6,6±1,4 ^a	4,4±0,7 ^a	6,8±1,1 ^a	7,4±1,0 ^a
Összfajszám	0–5	29	32	23	26
	5–10	19	15	18	18

A vegetáció és a magbank fajösszetétele

A mintaterületek vegetációjában (20 kvadrát összevonásával számítva) 2004-ben összesen 124 edényes faj fordult elő. A parcellánként készített 5–5 felvétel összevonásával számított fajszám 77–99 faj között változott. A kaszált és a kontroll parcellák fajkészlete nagy részben közös volt (A Jaccard hasonlóság értéke a déli parcellapár esetében 0,56, míg az északi parcellapár esetében 0,67). 2004-ben a kaszált parcellák átlagfajszáma (átlag±SE, Déli kaszált: 60,2±2,03, Déli kontroll: 42,4±3,37, Északi kaszált: 63,4±1,54, Északi kontroll: 54,2±1,46, ANOVA $p < 0,001$), szignifikánsan nagyobb volt a kontrollokénál. A mintaterületek magkészletében összesen 54 faj életképes magjait mutattuk ki, ebből 24 faj csak a magkészletben, míg 30 faj a vegetációban és a magkészletben egyaránt előfordult.

A vegetációban előforduló fajok többségének esetében nem találtam perzisztens magkészletet. A védett *Carlina acaulis*, *Prunella grandiflora*,

Centaurea sadleriana és *Gentianella austriaca* esetében nem mutattam ki tartós magkészetet. Kizárólag magkészetben fordultak elő ritkább sások (pl. *Carex pilulifera*, *C. remota*) és a megtalált *Juncus* fajok magjai (*Juncus conglomeratus*, *J. effusus*, *J. articulatus*, *J. tenuis*). Több higrofiton (*Typha angustifolia*, *Scrophularia umbrosa*) szintén csak a magkészetben fordult elő. A földfelszín feletti vegetáció és a magkészet hasonlósága minden mintavételi területen alacsony volt, az egyes területek átlagai között nem találtam szignifikáns különbséget (Sørensen hasonlóság - átlag \pm SE, Déli kaszált: $0,20\pm 0,02$, Déli kontroll: $0,20\pm 0,01$, Északi kaszált: $0,17\pm 0,02$, Északi kontroll: $0,20\pm 0,03$, ANOVA, $p = 0,647$).

A PCA ordinációs ábrán látható, hogy a kezelt és a kontroll területek magkészetének pontfelhői részben átfednek egymással, a magkészetben gyakori kétszikűek többsége a kezelt területek konvexburkainak közelébe esik. A déli parcellák konvexburkai (a kezelt és a kontroll egyaránt) kisebbek, mint az északi parcellák esetében, ami jóval egyenletesebb fajeloszlású és denzitású magkészletre utal (7. ábra).

Martinkai-legelő

Magkészet denzitása és vertikális megoszlása

A csíráztatás során összesen 3673 csíranövényt távolítottam el, ebből közel 500 egyedat átültetve határozható állapotig neveltem. Az alsó talajrétegekben a felső rétegek magmennyiségének átlagosan csak mintegy 10%-át találtam (páros t-teszt, $p < 0,001$). Az alsó talajrétegekben szignifikánsan alacsonyabb átlagos fajszámot mutattam ki, mint a felső rétegekben (páros t-teszt, $p < 0,001$). Az egyes rétegek magkészet denzitás és fajszám értékeit mutatja be a 7. táblázat. Az alsó rétegek Shannon diverzitása szignifikánsan alacsonyabb volt, mint a felső rétegek esetében (átlag \pm SE, Alsó rétegek: $1,38\pm 0,15$, Felső rétegek: $2,13\pm 0,08$, összevont alsó és felső réteg adatsorokon, páros t-teszt, $p < 0,001$). A magkészetben

7. táblázat. A martinkai mintaterületek magkészletének fajszáma és denzitása. Jelmagyarázat: F1 és F2 = felső helyzetű mintaterületek, A1 és A2 = alsó helyzetű mintaterületek. A denzitások esetében 1 mag megközelítőleg 27 db/m² denzitásértéknek felel meg. A denzitások statisztikai tesztelése az alapadatokon történt. A felső indexben szereplő eltérő betűk az egy-egy soron belül található adatok közti szignifikáns eltéréseket mutatják (ANOVA, $p < 0,05$).

Jellemző	Réteg (cm)	F1	A1	F2	A2
Magdenzitás (db/m ²)	0–5	39257 ^a	8461 ^b	22944 ^c	17479 ^c
	5–10	1591 ^a	1804 ^a	4483 ^a	1406 ^a
Átlagfajszám (átlag+SE)	0–5	19,6±1,1 ^a	15,6±1,5 ^b	21,2±0,7 ^a	21,4±1,5 ^a
	5–10	7,4±1,7 ^a	4,6±0,8 ^a	7,2±1,6 ^a	6,0±1,8 ^a
Összfajszám	0–5	36	33	39	41
	5–10	20	13	21	20

gyakori pionír fajok többsége a felső területeken képezett magasabb denzitású magkészletet. A vegetációban domináns fűneműek közül a magkészletben és a vegetációban egyaránt gyakori *Cynodon dactylon* az alsó helyzetű területeken képezett nagyobb denzitású magkészletet.

Összesen 13 fajnak volt legalább egy területen 1000 db/m²/10 cm-t meghaladó denzitású magkészlete (Függelék, 3. táblázat). A magkészletet főként egy- és kétéves (*Anthemis ruthenica*, *Cerastium semidecandrum* és *C. fontanum*) és rövid élettartamú évelő kétszikűek (pl. *Rumex acetosella*) alkották, de a vegetációban domináns fűneműek többségének is volt számottevő sűrűségű magkészlete (*Poa angustifolia*, *Carex stenophylla*, *Cynodon dactylon*).

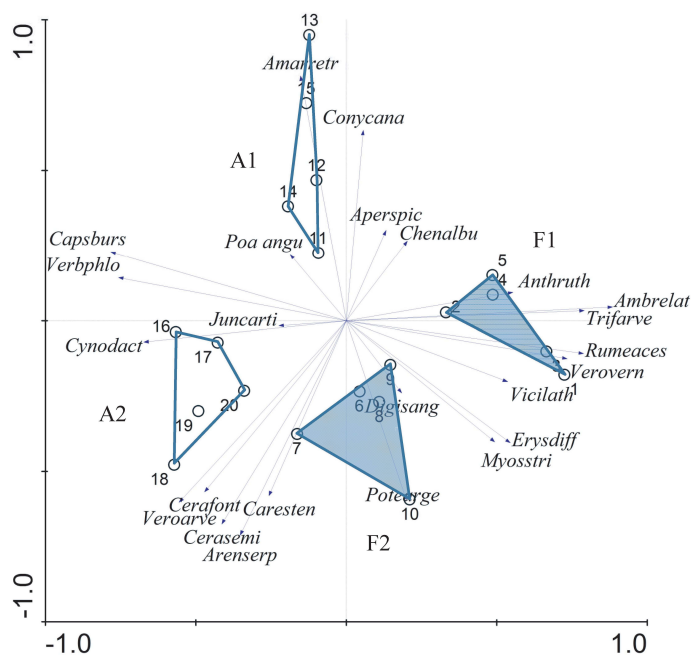
A vegetáció és a magkészlet fajösszetétele

A mintaterületek vegetációjában 2002-ben (20 kvadrát összevonásával számolva) összesen 62 edényes növényfajt találtam. Az egyes kvadrátok fajszáma 6–30 faj között változott. A vegetációban minden területen fűnemű fajok dominanciája volt megfigyelhető (*Poa angustifolia*, *Cynodon dactylon*, *Carex stenophylla*). A felső helyzetű területeken (F1 és F2) szignifikánsan magasabb átlagfajszámot tapasztaltam, mint az alsók esetében (átlag \pm SE: F1: 14,8 \pm 2,1; F2: 15,4 \pm 2,2; A1: 7,6 \pm 1,8; A2: 6,0 \pm 0,7; ANOVA, $p < 0,001$).

A vegetáció gyakori fajainak zöme rendelkezett kisebb-nagyobb denzitású tartós magkészlettel. A gyakori kétszikűek közül az *Achillea millefolium*, *Chondrilla juncea*, *Eryngium campestre* és az *Euphorbia cyparissias* esetében nem találtam ilyet. A mintaterületek magkészletében összesen 72 fajt mutattam ki, melyek közül 35 faj csak a magkészletben fordult elő. Ezek a fajok túlnyomóan nitrogénkedvelő egyévesek (*Amaranthus retroflexus*, *Capsella bursa-pastoris*), homoki pionír egyévesek és rövid élettartamú évelők (*Anthemis ruthenica*, *Veronica arvensis*, *V. triphyllos* és *V. verna*, *Rumex acetosella*, *Trifolium arvense*), illetve higrofitonok (pl. *Juncus* fajok, *Typha angustifolia*, *Stachys palustris*, *Mentha aquatica*) voltak (Függelék, 3. táblázat). A vegetációban gyakoribb egyszikű fajok közül csak a *Bromus tectorum* esetében nem találtam tartós magkészletet.

A vegetáció (3 évszak összevont felvételei) és a magkészlet közepes hasonlóságot mutatott. A Sørensen hasonlóságok átlagértékei szignifikánsan magasabbak voltak a felső helyzetű területek esetében (átlag \pm SE: F1: 0,59 \pm 0,03, F2: 0,57 \pm 0,03 és A1: 0,42 \pm 0,06, A2: 0,40 \pm 0,05; ANOVA, $p < 0,05$).

A PCA ordinációs biploton látható, hogy a felső és alsó buckaoldali területek élesen elválnak egymástól. A magkészletben gyakori egyéves pionírok többsége a felső helyzetű területek konvexburkaihoz esik közelebb, míg a vegetációban domináns egyszikűek (*Poa angustifolia*,



8. ábra. A martinkai mintaterületek magkészletének centrált és standardizált magszámokon alapuló PCA biplotja. A fajok közül a legalább 15 maggal rendelkezőket tüntettem fel (24 faj). Jelmagyarázat: 1–10 Felső helyzetű kvadrátok, 11–20 Alsó helyzetű kvadrátok magkészlete. A fajok 8 betűs rövidítései: *Amarretr* = *Amarathus retroflexus*, *Ambrelat* = *Ambrosia elatior*, *Anthruth* = *Anthemis ruthenica*, *Aperspic* = *Apera spica-venti*, *Arenserp* = *Arenaria serpyllifolia*, *Capsburs* = *Capsella bursa-pastoris*, *Caresten* = *Carex stenophylla*, *Cerafont* = *Cerastium fontanum*, *Cerasemi* = *Cerastium semidecandrum*, *Chenalbu* = *Chenopodium album*, *Conycana* = *Conyza canadensis*, *Cynodact* = *Cynodon dactylon*, *Digisang* = *Digitaria sanguinalis*, *Erysdiff* = *Erysimum diffusum*, *Juncarti* = *Juncus articulatus*, *Myosstri* = *Myosotis stricta*, *Poa angu* = *Poa angustifolia*, *Potearge* = *Potentilla argentea*, *Poa angu* = *Poa angustifolia*, *Rumeaces* = *Rumex acetosella*, *Trifarve* = *Trifolium arvense*, *Verbphlo* = *Verbascum phlomoides*, *Veroarve* = *Veronica arvensis*, *Verovern* = *Veronica* spp., *Vicilath* = *Vicia lathyroides*.

Cynodon dactylon) az alsó helyzetű területeken képeznek nagyobb magkészletet (8. ábra).

Magkészlet-típus besorolás

A vizsgálataim során a vegetációban és a magkészletben 200 magas növényfajt mutattam ki (a magyar flóra fajainak közel 7%-a), ebből 171 faj esetében volt lehetséges a magkészlet típus megadása. Tranziens kategóriába soroltam a vizsgáltak közül 88 fajt, míg 83 faj magkészlete legalább egy vizsgálati területen perzisztensnek bizonyult (lásd Függelék, 1-3. táblázatok). Az általam besoroltak közül 71 faj esetében eddig nem adtak meg magkészlet típust (Csontos 2006). A perzisztens fajok aránya a legmagasabb a martinkai mintaterületeken volt (65%). Ez az érték alacsonyabb volt a Gyertyán-kúti-rétek mintaterületein, a kékperjés lápréteken 48%, míg a mezofil gyepeken 27%-nak adódott.

Diszkusszió

Magkészlet denzitása

Mérsékelt övi gyepekben végzett vizsgálatok során megfigyelt magkészlet denzitás értékek mintegy négy nagyságrendet fognak át, néhány száz és néhány százezer db/m² közötti értékeket mutattak ki. A legmagasabb értékeket nedves gyepek esetében találták, ahol 10⁵–10⁶ nagyságrendű négyzetméterenkénti magkészlet denzitást mértek (Jutila 2001: 84000 db/m², Matus et al. 2003: 25000–140000 db/m², Bernhardt 1994: 41000–257000 db/m²). Visszagyepesedett szántók és savanyú, általában bolygatott gyepek talajában egy nagyságrenddel kisebb értékek a gyakoriak, tehát néhány ezer és néhány tízezer db/m²-es denzitású magkészletet találtak (von Borstel 1974: 12000–26000 db/m², Maas 1987: 2000–30000 db/m², Jentsch 2001: 5600–7600 db/m²). A legalacsonyabb magdenzitásokat száraz, meszes gyepterületek esetében figyelték meg. Itt mindössze néhány száz és néhány ezer db/m²-es magdenzitásokat mutattak ki (Akinola et al. 1998: 2500 db/m², Schwabe et al. 2000: 400–1300 db/m², Poschlod 1991: 4000–8400 db/m², Poschlod & Jackel 1993: 6000–7000 db/m², Bakker et al. 1997: 5600–13000 db/m², Graham & Hutchings 1988: 6800 db/m², Bossuyt et al. 2006: 200–900 db/m², Willems & Bik 1998: 800 db/m², Kalamees & Zobel 2002: 2400 db/m²). A fenti eredményekkel saját eredményeim összhangban állnak. A kékperjés láprét magdenzitása volt a legmagasabb, itt mintegy 64000–94000 db/m²-es magdenzitás

értékeket kaptam. A martinkai szekunder homoki gyepknél 10000–41000 db/m²-es magdenzitást találtam, míg a legkritább magkészlete a mezofil gyepeknek volt, 4800–7000 db/m²-es magdenzitással.

A fajok magkészlete

Több korábbi nedves gyepi vizsgálathoz hasonlóan a kékperjés lápréti mintaterületeken is a magkészlet zömét *Juncus* fajok magjai tették ki (Williams 1984: *Juncus inflexus*, Jutila 2001: *Juncus gerardii*, Matus et al. 2003: *Juncus conglomeratus* et *effusus*). *Juncus* fajok magjait minden egyes mintaterületen kimutattam függetlenül attól, hogy a földfelszín feletti vegetációban kimutatható volt-e az adott szittyó faj vagy sem. Ez megerősíti a *Juncus* genus esetében más szittyó fajok alapján is igazolt magkészlet képzési stratégiát (Thompson & Grime 1979, Bekker et al. 1997, Akinola et al. 1998). Igazoltam a kékperjés lápréti mintaterületek esetében kezelésektől függetlenül a *Juncus conglomeratus/effusus* fajcsoport magkészletének *magkészlet inverzióját* (Csontos 2001b, 2006). A *Juncus conglomeratus/effusus* csoport fajai a mintaterületek többségében az alsó rétegekben sűrűbb magkészlettel rendelkeztek, mint a felső rétegekben. Ez egybevág Akinola et al. (1998) eredményeivel, ahol a *Juncus articulatus* esetében figyeltek meg hasonló jelenséget. A kékperjés gyepekben az északi kaszált és kontroll gyeppek esetében a *Juncus articulatus* magjai szintén az alsó rétegekben fordultak elő magasabb magdenzitással.

Számos vizsgálatban, a vegetációban domináns fűneműek esetében csupán tranziens, csekély denzitású magkészletét jelenlétét igazolták (Roberts 1981, Thompson 1985, Warr et al. 1993, Kalamees & Zobel 1997). Vizsgálataim ezt általában nem támasztották alá. Bár a *Festuca* fajok, és hasonlóan Willems (1995) vizsgálatához, a *Brachypodium pinnatum* esetében nem mutattam ki jelentősebb tartós magkészletet, addig a vegetációban gyakori fűneműek túlnyomó többségénél számottevő talajmag-

készlet jelenlétét igazoltam. A homoki gyepeknél a *Carex stenophylla*, *Cynodon dactylon* és a *Poa angustifolia*, a kékperjés láprétek esetében az *Agrostis canina*, *Carex pallescens*, *Luzula multiflora*, *Molinia arundinacea* és a *Deschampsia caespitosa* fajok, míg a mezofil gyepekben a *Sieglingia decumbens* rendelkezett számottevő magkészlettel (Denzitás magasabb, mint 400–500 életképes mag/m²), amely magok egy része a mélyebb rétegekbe is penetrált.

A vizsgált növényközösségeket jellemző évelők többségének nem volt tartós magkészlete. A hegyi réti vegetáció számos védett faja közül csupán a *Carex hartmannii*-t és a *Hypericum maculatum*-ot mutattam ki magkészletből, azonban számottevő magkészlettel csak a *Hypericum* rendelkezett (a *C. hartmannii* esetében egyetlen egy életképes magot találtam). A többi védett faj esetében még sporadikus magkészlet jelenlétét sem igazoltam, annak ellenére hogy több faj, úgymint a *Gladiolus imbricatus* vagy az *Achillea ptarmica* igen gyakoriak voltak a vegetációban. Ez összhangban áll a szakirodalomban közölt eddigi eredményekkel. A gyepeket alkotó évelő fajok többségének esetében nem mutatták ki tartós magkészlet jelenlétét (Rice 1989; Milberg & Hansson 1993, Milberg 1995; Thompson et al. 1997; Bekker et al. 1998 Kalamees & Zobel 1998, Mitlacher et al. 2002, Bossuyt et al. 2006).

Kaszálás hatása a magkészletre

A kaszálás földfelszín feletti vegetációra gyakorolt hatását számos vizsgálat elemezte, kevés vizsgálat foglalkozott azonban a kaszálás magkészletre gyakorolt hatásával (Milberg & Hansson 1993, Willems & Bik 1998). Gyertyán-kúti-réteken található mintaterületeink esetében a kaszálás szignifikánsan magasabb fajszámot és virággazdagságot eredményezett a kaszált gyepek vegetációjában mindkét gyeptípusban (Török et al. 2007). Ez megegyezik a korábban közölt eredményekkel (a teljesség igénye nélkül: Grime 1979, Huston 1979, Willems 1983, Grubb

1985, Bakker 1989, Ryser et al. 1995, Stampfli & Zeiter 1999, Huhta et al. 2001, Mitlacher et al. 2002).

A kaszálás magkészletre gyakorolt hatása, csak a kékperjés gyepek esetében értékelhető, hiszen a mezofil gyepi fajok magkészlete igen alacsony denzitású volt, és nem tette lehetővé a fajok magkészlet adatainak megbízható statisztikai tesztelését. A kékperjések vegetációjában domináns *Molinia arundinacea* és *Deschampsia caespitosa* magkészlete szignifikánsan ritkább volt a kaszált területeken (a *Molinia arundinacea* esetében a kaszált gyepekben tapasztalt magkészlet denzitás csak mintegy 5%-a volt a kontrollokban mért értékeknek). Ez összefügghet azal, hogy az említett fajok szignifikánsan alacsonyabb virágzási sikert mutattak a kezelt gyepekben (Török et al. 2007). Több, a vegetációban gyakori kétszikű esetében a kaszált gyepekben volt magasabb magkészlet sűrűsége, azonban a fajok többségénél nem tudtam kimutatni egyértelmű trendeket. Mindezek alapján látható, hogy bár a kaszálás hatással van a magkészlet összetételére és tömegességi viszonyaira, azonban ezek a hatások az alkalmazott mintavételi eljárásokkal nehezebben kimutathatóak, mint azt a fentebb említett vizsgálatok a földfelszín feletti vegetáció esetében igazolták. Feltehető, hogy az alkalmazottat egy nagyságrenddel meghaladó mintaszám (talajfurat) már jóval tisztább képet adna a kaszálás magkészletre gyakorolt hatásáról, de ennek a gyakorlati kivitelezése nagyon nehéz.

Vertikális pozíció és magkészlet

Török et al. (2008b) kimutatta, hogy az eltérő vertikális pozíciójú homoki mintaterületek esetében a gyepregenerálódás a klonális fűneműek eltérő dominanciáját eredményezi, azaz az alsóbb buckaoldali helyzetű területeken sűrű, klonális füvek dominálta gyeppedetáció alakul ki 12 év alatt (90-95%-os fűnemű borítás), míg a buckatető közelében a klonális füvek borítása alacsonyabb marad, ami magasabb fajszám-

mal és fajdiverzitással párosult. A magkészlet eredmények is jól mutatják ezt a vertikális különbséget. A felső helyzetű területeken magasabb magkészlet denzitást találtam, mint az alsó helyzetű területeken. Az ordinációs ábrán is látható, hogy az egyéves pionír kétszikűek (*Anthemis ruthenica*, *Arenaria serpyllifolia*, *Erysimum diffusum*) magasabb denzitású magkészletet képeznek a felső helyzetű területeken, míg a klonális fűvek közül a *Cynodon dactylon* magkészlete az alsó helyzetű területeken volt magasabb. A 2002. évi vegetáció és magkészlet hasonlósága felső helyzetű területeken szignifikánsan magasabb volt, mint az alsó helyzetű területeken. A fentebb tárgyalt jelenségeknek feltehetően szukcessziós okai vannak. Az alsó helyzetű területeken a klonális fűvek borítása már 1998-ban 80% fölé emelkedett (Török et al. 2008b), ami megakadályozta - különösen a homoki pionír fajok - tömegesebb megjelenését és virágzását a vegetációban. Így ezeknek a fajoknak a túlnyomóan rövidtávú perzisztens magkészlete (vö. Függelék, 3. táblázat) feltehetően kimerült, így talajmagkészletük denzitása erőteljesen lecsökkent.

Vegetáció és magkészlet hasonlósága

Az északi mérsékelt övi gyepterületek földfelszín feletti vegetációja és magkészlete között alacsony, közepes és magas hasonlóságot egyaránt kimutattak. Nedves gyepek esetében a hasonlóság mértéke általában magas-közepes, leggyakrabban 0,60 és 0,70 közötti (láprétek, Bekker et al. 1998, Matus et al. 2003a). Néhány száraz és mezofil gyepek esetében is hasonlóan magas hasonlóságokat mutattak ki (Sørensen hasonlóság, Willems 1995: meszes legelt gyepek, 0,70; Kalamees & Zobel 1998: erdőszőlő meszes kaszáló, 0,88; Levassor et al. 1990: egyévesek dominálta fás 'dehesa' legelő, 0,50–0,70). A legtöbb, gyepekben végzett vizsgálat esetében azonban alacsony illetve közepes hasonlóságokat figyeltek meg (Grime 1979, Roberts 1981, D'Angela et al. 1988, Graham & Hutchings 1988, Rice 1989, Bakker et al. 1996, Bekker et al. 1998, Peco et al. 1998, Jentsch 2004,

Handlová & Münzbergová 2006). Különösen igaz ez homokterületek növényzetére (Sørensen hasonlóság: 0,11–0,59, Thompson 1986, Virágh & Gerecsér 1988, Jentsch 2001, Jentsch & Beyschlag 2003).

Vizsgálataim során a legalacsonyabb hasonlóságot a földfelszín feletti vegetáció és a magkészlet között a hegyvidéki mezofil gyepi mintaterületen találtam (0,17–0,20). Mintegy kétszeres volt a hasonlóság kékperjés láprétek (0,27–0,40) és a martinkai nedvesebb gyepek (alsóbb buckaoldali helyzetű területek) esetében (0,40–0,42), és mintegy háromszoros volt ez az érték a martinkai felső helyzetű gyepek vegetációja és magkészlete esetében (0,57–0,59).

Az alacsony hasonlóság visszavezethető valódi *biológiai-ökológiai* jelentőséggel bíró okokra. (1) A nyílt gyep típusok esetében számos faj (ilyen faj a homoki pionírok és rövid élettartamú évelő kétszikűek többsége) nem képez tartós magkészletet, tehát a vegetációban gyakran előfordulnak, de a magkészletben nem (Poschlod 1993, Poschlod & Jackel 1993, Bakker et al. 1996, Bekker et al. 1997, Krolupper & Schwabe 1998, Jentsch et al. 2002, Jentsch & Beyschlag 2003). Számos a vegetációban domináns faj nem képez tartós magkészletet, hiszen szaporodásukban a generatív szaporodás alárendelt helyzetű és a vegetatív szaporodás a meghatározó (Champness & Morris 1948), és/vagy magjaik csak rövid ideig életképesek (Bakker et al. 1996, Bekker et al. 1997).

(2) Az alacsony szimilaritás további okát jelentik a szárazabb gyep típusok (esetünkben a mezofil és a homoki gyepek) magkészletében is megtalálható higrofita magok. Jelenlétük ökológiai szempontból nem bír jelentőséggel, hiszen nem járulnak hozzá a száraz gyepek földfelszín feletti vegetációjának alakításához (Matus et al. 2003a), azonban a környező nedves területekről könnyen (pl. szél útján: *Typha*, *Epilobium* fajok) terjedve mindenütt megtalálhatók a magkészletben.

(3) Mindezek mellett az alacsony szimilaritást okozhatja intenzív magpredáció is (*Scabiosa columbaria*: Verkaar et al. 1986, *Brachypodium pinnatum*: Willems 1995).

Az alacsony szimilaritásnak lehetnek *mintavételezési* okai is. (4) A földfelszín feletti vegetáció mintázásával szemben egy olyan kis terület magkészletét gyakorlatilag nem lehet teljességgel felmérni, mint egy 4 m²-es kvadrát. Tehát a vegetációban kis gyakorisággal előforduló fajok magjait - ha vannak is a talajban - nehezen lehet kimutatni.

(5) A fajok többségének a magkészlete aggregált (Roberts 1981, Thompson 1986), ezért az erősen aggregált magkészletű fajok még magasabb mintaszám esetén sem kerülnek bele a mintákba.

(6) Az irodalmi források nagy részében a vegetáció és a magkészlet összehasonlításhoz felhasznált vegetáció adatok csak egy vegetációs aspektusból származnak (általában csak késő tavaszi vagy nyári felvételek), illetve csak egy év adatsorait vetik össze a magkészlettel, ami a vegetációban csak egyes években gyakori magkészletet képező egyévesek szükségszerű kimaradásához vezethet.

Magkészlet szerepe gyepek helyreállításában

Korábbi vizsgálatok igazolták, hogy gyepterületek vegetációdinamikájában és így helyreállításában is a magkészletnek igen fontos szerepe lehet. Egyes esetekben gátolhatja a regenerálódást, hiszen számos bizonyítottan hosszútávú tartós magkészletet képző gyomfaj bolygatás után a magkészletből újra felújulhat a vegetációban (Bazzaz 1979). Máskor segítheti is, hiszen számos vegetációból hiányzó kísérőfaj magja jelen lehet a magkészletben (Ryser & Gigon 1985, Willems 1988, 1995).

Eredményeim azt mutatják, hogy a magkészlet gyepek regenerációban betöltött szerepe gyeptársulástól függően igen eltérő lehet. Regenerációs szempontból a legjelentősebb a magasabban fekvő homoki gyepek magkészlete, hiszen itt a domináns fajok többsége rendelkezik tartós magkészlettel (itt volt a legmagasabb a perzisztens fajok aránya). Más hazai homoki magkészlet vizsgálatok is igazolták, hogy számos faj,

akár még spontán akácosodást követően is évekig jelen van a magkészlletben (Matus et al. 2003a). Mindazonáltal a martinkai mintaterületek vegetációja libalegelést követően spontán módon 12 év alatt csak vázfajaiban regenerálódott (Török et al. 2008b). A felső- és alsó helyzetű területek magkészlete - bár az évelő egyszikűek az alsó helyzetű, míg a homoki pionírok a felső helyzetű területeken rendelkeztek sűrűbb magkészlettel - nem tért el jelentősen egymástól. A mélyebben fekvő területeken azonban a magas produkció gátja lehet a regenerációnak, így itt a fűnemű dominancia visszaszorítása érdekében intenzívebb beavatkozások (kaszálás, legeltetés) szükségesek lehetnek.

A kékperjés gyepes esetében a fajok többségénél szintén kimutattam tartós magkészletet. Bár a fajgazdag gyepesekre jellemző vázfajok többsége képez magkészletet a ritkább - köztük a védett kísérőfajok azonban legtöbbször, mégha gyakoriak is a vegetációban, legfeljebb csak sporadikus magkészlettel rendelkeznek. Problémát jelenthet az is, hogy a talaj igen magas denzitásban tartalmazza *Juncus* fajok magjait, ami a helyreállítás sikerességét gátolhatja.

A magkészlet regenerációs értéke a mezofil kaszáló-gyepesekben a legkisebb, hiszen itt a magkészlet igen alacsony denzitású, és a vegetáció fajainak többsége egyáltalán nem képez tartós magkészletet (igen alacsony volt a perzisztens fajok aránya). Egy esetleges beerdősülés után tehát nem várható az eltűnt fajok túlnyomó többségének magkészletből történő regenerációja.

Mindezek alapján az általunk vizsgált gyepes példáján keresztül látható, hogy a magkészlet fontos szerepet tölt be a gyepes és különösképp a gyepi vázfajok regenerálódásában. Azokban az esetekben, amikor csak a vázfajok regenerációja vagy még az sem biztosított, további beavatkozások lehetnek szükségesek. Ilyen beavatkozások lehetnek a szénaráthordás, célzott magvetés és feltalaj ráhordás (Stroh et al. 2002, Donath et al. 2003, Hölzel & Otte 2003). Kíváncsú lehet a korábbi

magterjesztési folyamatok helyreállítása, például a legeltetés felújítása (Fischer et al. 1996, Poschlod et al. 1998).

Kitekintés

A magökológiai és restaurációs ökológiai kutatásokban, vizsgálataim, illetve az áttekintett hazai és nemzetközi szakirodalom alapján kijelölhető néhány kutatási irány, ami a közeljövőben igen jól hasznosítható eredményeket ígér:

1. Célszerű lenne több, eltérő hazai vegetációtípus magkészlet-elemzését elvégezni. Ezzel számos, az adatbázisokban még nem szereplő faj esetében jutnánk értékes adatokhoz. A mintavételezést súlypontosan az értékes (védett fajokban gazdag) társulástípusok esetében kell elvégezni, hiszen a gyakoribb és elterjedtebb társulások, vegetációtípusok fajai esetében már bőven rendelkezünk magkészlet vizsgálatokkal és adatokkal (különösen igaz ez a gyomnövényzet és a homoki növényzet esetében). Lehetőség szerint olyan helyeken kell dolgozni ahonnan már rendelkezésre állnak hosszabb távú vegetációs adatsorok.
2. Igen fontos a magkészlet képződés dinamikai folyamatainak tanulmányozása (pl. magok talajbeli mozgása, célzott specifikus eltemetési kísérletek, terepi csírázásos vizsgálatok). Igen kevés megbízható vizsgálat ismert az eltérően kezelt közösségek magkészletéről, továbbá a természetvédelmi kezelések (kaszálás, legeltetés) magkészletre gyakorolt hatásáról. Ezt legalább egyszerűbb összetételű közösségekben érdemes lenne vizsgálni. Fontos lenne továbbá ritkább védett fajok célzott magökológiai-csírázásbiológiai vizsgálata.
3. Igen fontos az eltérő magkészlet vizsgálati módszerek (csíráztatás, fizikai elválasztásos módszerek) összehasonlító vizsgálata legalább

az ismert és gyakran mintázott közösségek esetében (hazánkban például a homoki gyepekben). Célszerű a csíráztatásos vizsgálatokban visszamaradt talajminta kézi válogatása. Továbbá, az összevetetőség érdekében, kívánatosak lennének több léptékben (eltérő mintatérfogat, mintaszám, mintamélység) végzett vizsgálatok.

Irodalom

- Akinola M. O., Thompson K. & Buckland S. M. (1998): Soil seed bank of an upland calcareous grassland after 6 years of climate and management manipulations. *Journal of Applied Ecology* **35**: 544-552.
- Amiaud B. & Touzard B. (2004): The relationship between soil seed bank, aboveground vegetation and disturbances in old embanked marshlands of western France. *Flora* **199**: 25-35.
- Bakker J. P. (1989): *Nature Management by Grazing and Cutting*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London.
- Bakker J. P., Poschlod P., Strykstra R. J., Bekker R. M. & Thompson K. (1996): Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica* **45**: 461-490.
- Bakker J. P., Bakker E. S., Rosén E. & Verweij G. L. (1997): The soil of undisturbed and disturbed dry limestone grassland on Öland (Sweden). *Zeitschr. Ökol. Natursch.* **6**: 9-18.
- Baskin C. C. & Baskin J. M. (1998): *Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. Academic Press, San Diego.
- Bazzaz F. A. (1979): The physiological ecology of plant succession. *Annual Review of Ecology and Systematics* **10**: 351-371.

- Bekker R. M., Verveij 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? *Journal of Applied Ecology* **34**: 949-960.
- Bekker R. M., Bakker J. P., Gradin U., Kalamees P., Milberg P., Poschlod P., Thompson K. & Willems H. (1998): Seed size, shape and vertical distribution in the soil: Indicators of seed longevity. *Functional Ecology* **12**: 834-842.
- Bencze J. (1954): Iregszemcse, Pusztapó, Bánkút mezőségi talajainak gyommag-fertőzöttsége. *Agrártudományi Egyetem Agronómiai Kar Kiadványai* **1**: 3-30.
- Bencze J. (1956): Szántóföldi gyommagvizsgálatok eredményei Kehida, Mohora és Nagytoldi puszta erdőtalajain. *Agrártudományi Egyetem Agronómiai Kar Kiadványai* **3**: 3-22.
- Bernhardt K. G. (1994): Vegetation und Diasporenbanken von Kalkflachmooren und Kalksümpfen - Untersuchungen zum Samenpotential im Kanton St. Gallen (Schweiz). *Naturschutz und Landschaftsplanung* **26**: 13-20.
- Blanckenhagen B. & Poschlod P. (2005): Restoration of calcareous grasslands: The role of the soil seed bank and seed dispersal for recolonisation processes. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* **9**: 143-149.
- 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.
- Bossuyt B. & Hermy M (2004): Seed bank assembly follows vegetation succession in dune slacks. *Journal of Vegetation Science* **15**: 449-456.
- Bonn S. & Poschlod P. (1998): *Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas*. Quelle & Meyer UTB. Wiesbaden.

- Borhidi A. (2003): *Magyarország növénytársulásai*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- von Borstel U. G. (1974): *Untersuchungen zur Vegetationsentwicklung auf ökologisch verschiedenen Grünland- und Ackerbrachen hessischer Mittelgebirge (Westerwald, Rhön, Vogelsberg)*. PhD thesis, Univ. Gießen.
- Borsy Z. (1961): A Nyírség természeti földrajza. *Földrajzi Monográfiák* **5**. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- ter Braak C. J. F. & Šmilauer P. (2002): CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination Version 4.5. Microcomputer Power, Ithaca.
- Brown D. (1992): Estimating the composition of a forest seed bank: a comparison of the seed extraction and seedling emergence methods. *Canadian Journal of Botany* **70**: 1603-1612.
- Csapody V. (1968): *Keimlingsbestimmungsbuch der Dicotyledonen*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Champness S. S. & Morris K. (1948): The population of buried viable seeds in relation to contrasting pastures and soil types. *Journal of Ecology* **36**: 149-173.
- Chancellor R. J. (1986): Decline of arable weed seeds during 20 years in soil under grass and the periodicity of seedling emergence after cultivation. *Journal of Applied Ecology* **23**: 631-637.
- Csiszár Á. (2004): Adatok a magyar flóra fajainak magbank típus szerinti minősítéséhez. *Tájökológiai Lapok* **2**: 219-229.
- Csontos P., Horánszky A., Kalapos T. & Lőkös L. (1996): Seed bank of *Pinus nigra* plantations in dolomite rock grassland habitats, and its implications for restoring grassland vegetation. *Annals Hist. Nat. Mus. Nat Hung.* **88**: 69-77.

- Csontos P. (1997): A magbank ökológia alapjai: definíciók és mintavételi kérdések. *Természetvédelmi Közlemények* **5-6**: 17-26.
- Csontos P. (2000a): A magbank ökológia alapjai II. A talajminták feldolgozásának módszerei és alkalmazhatóságuk összehasonlító elemzése. *Acta Agronomica Óvárensis* **42**: 133-150.
- Csontos P. (2000b): A magbank ökológia alapjai III. További lehetőségek a magbank és a magtúlélés vizsgálatára. *Acta Agronomica Óvárensis* **42**: 251-259.
- Csontos P. (2001a): A magbank ökológia alapjai IV. Magbank típus rendszerek. *Természetvédelmi Közlemények* **9**: 39-50.
- Csontos P. (2001b): *A természetes magbank kutatásának módszerei*, Scientia Kiadó, Budapest.
- Csontos P. (2006): *A magbank ökológia alapjai, a hazai flóra magökológiai vizsgálata*. Akadémiai Doktori értekezés, MTA-ELTE, Budapest.
- Csontos P. & Tamás J. (2003): Comparisons of soil seed bank classification systems. *Seed Science Research* **13**: 101-111.
- Davies A. & Waite S. (1998): The persistence of calcareous grassland species in the soil seed bank under developing and established scrub. *Plant Ecology* **136**: 27-39.
- D'Angela E., Facelli J. M. & Jacobo E. (1988): The role of the permanent soil seed bank in early stages of a postagricultural succession in the Inland Pampa, Argentina. *Vegetatio* **74**: 39-45.
- Donath T. W., Hölzel N. & Otte A. (2003): The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. *Applied Vegetation Science* **6**: 13-22.
- Donelan M. & Thompson K. (1980): Distribution of buried viable seeds along a successional series. *Biological Conservation* **17**: 297-311.

- Drake D. R. (1998): Relationships among the seed rain, seed bank and vegetation of a Hawaiian forest. *Journal of Vegetation Science* **9**: 815-828.
- Edwards G. R. & Crawley M. J. (1999): Herbivores, seed banks and seedling recruitment in mesic grassland. *Journal of Ecology* **87**: 423-435.
- Fenner M. (eds.) (1985): *Seed Ecology*. Chapman & Hall, London.
- Fischer S. E., Poschlod P. & Beinlich B. (1996): Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. *Journal of Applied Ecology* **33**: 1206-1222.
- Garwood N. C. (1989): Tropical seed banks: A review. In: Leck M. A., Parker V. T. & Simpson R. L. (eds.): *Ecology of soil seed banks*. Academic Press London, pp. 149-209.
- Graham D. J. & Hutchings M. J. (1988): Field investigation of germination from the seed bank of a chalk grassland ley on former arable land. *Journal of Applied Ecology* **25**: 253-263.
- Grelsson G. & Nilsson C. (1991): Vegetation and seed-bank relationship on a lakeshore. *Freshwater Biology* **26**: 199-207.
- Grime J. P. (1979): *Plant strategies and vegetation processes*. J. Wiley & Sons, Chichester.
- Grubb P. J. (1985): Plant populations and vegetation in relation to habitat, disturbance and competition: problems of generalization. In: White J. (eds.): *The population structure of vegetation*. Handbook of vegetation science 3, Junk, Dordrecht, pp. 595-621.
- Gurnell A. M., Boitsidis A. J., Thompson K. & Clifford N. J. (2006): Seed bank, seed dispersal and vegetation cover: Colonization along a newly-created river channel. *Journal of Vegetation Science* **17**: 665-674.

- Gyarmathy I. & Dudás M. (2000): A martinkai legelő kálváriája. *Természet Világa* **134**: 187.
- Gyarmati P. (2005): A Tokaji-hegység földtani térképe. Melléklet. In: Baráz Cs.& Kiss G. (eds.) (2007): *A Zempléni Tájvédelmi Körzet. Abaúj és Zemplén határán*. Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, Eger.
- Harper J. (1977): *Population biology of plants*. Academic Press, London.
- Halassy M. (2001): Possible role of the seed bank in the restoration of open sand grassland in old fields. *Community Ecology* **2**: 101-108.
- Handlová V. & Münzbergová Z. (2006): Seed banks of managed and degraded grasslands in the Krkonose Mts., Czech Republic. *Folia Geobotanica* **41**: 275-288.
- Havassy A. & Németh Á. (2007): Éghajlati adottságok. In: Baráz Cs.& Kiss G. (eds.) (2007): *A Zempléni Tájvédelmi Körzet. Abaúj és Zemplén határán*. Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, Eger, pp. 91-94.
- ter Heerdt G. N. J., 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.
- Hill N. M., Patriquin D. G. & Vander Kloet S. P. (1989): Weed seed bank and vegetation at the beginning and end of the first cycle of a 4-course crop rotation with minimal weed control. *Journal of Applied Ecology* **26**: 233-246.
- Hölzel N. & Otte A. (2003): Restoration of a flood-meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. *Applied Vegetation Science* **6**: 131-140.
- Huhta A-P, Rautio P, Tuomi J. & Laine K. (2001): Restorative mowing on an abandoned semi-natural meadow: short term and predicted long-term effects. *Journal of Vegetation Science* **12**: 677-686.

- Huston M. A. (1979): A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist* **113**: 81-101.
- Hutchings M. J. & Booth K. D. (1996): Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and the seed rain. *Journal of Applied Ecology* **33**: 1171-1181.
- Ikvai N. (1962): Szénamunka és takarmánykészítés a Zempléni-hegyvidéken. *Ethnographia* **73**: 26-53.
- Jentsch A. (2001): *The significance of disturbance for vegetation dynamics in sandy grassland ecosystems*. PhD Thesis, Univ. Bielefeld, Germany.
- Jentsch A., Beyschlag W., Nezadal W., Steinlein T. & Welss W. (2002): Bodenstörung - treibende Kraft für die Vegetationsdynamik in Sandlebensräumen. Konsequenzen für Pflegemaßnahmen im Naturschutz. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **34**: 37-44.
- Jentsch A. & Beyschlag W. (2003): Vegetation ecology of dry acidic grasslands in the lowland area of central europe (sic!). *Flora* **198**: 3-25.
- Jentsch A. (2004): *Disturbance driven vegetation dynamics*. Cramer, Stuttgart.
- Justyák J. & Tar K. (1994): *Debrecen éghajlata*. KLTE, Debrecen.
- Jutila H. M. (2001): Effect of flooding and draw-down disturbance on germination from a seashore meadow seed bank. *Journal of Vegetation Science* **12**: 729-738.
- Kalamees R. & Zobel M. (1997): The seed bank in an estonian calcareous grassland: comparison of different successional stages. *Folia Geobotanica* **32**: 1-14.

- Kalamees R. & Zobel M. (1998): Soil seed bank composition in different successional stages of a species rich wooded meadow in Laelatu, western Estonia. *Acta Oecologica* **19**: 175-180.
- Kalamees R. & Zobel M. (2002): The role of the seed bank in gap regeneration in a calcareous grassland community. *Ecology* **83**: 1017-1025.
- Kemény G., Nagy Z. & Tuba Z. (2003a): Application of nested samples to study the soil seed bank in semiarid sandy grassland. *Acta Botanica Hungarica* **45**: 127-139.
- Kemény G., Nagy Z. & Tuba Z. (2003b): Changes in the pattern of the seed bank in a semiarid sandy grassland. *Acta Botanica Hungarica* **45**: 139-151.
- Kozma D. (1922): Gyommagvak a talajban. *Kísérletügyi Közlemények* **25**: 244-322.
- Krolupper N. & Schwabe A. (1998): Ökologische Untersuchungen im Darmstadt-Dieburger Sandgebiet (Süd Hessen): Allgemeines und Ergebnisse zum Diasporen -Reservoir und -Niederschlag. *Botanik und Naturschutz in Hessen* **10**: 9-39.
- Láng I. (2003): *A zempléni Háromhutai csoport florisztikai kutatása és legnagyobb hegyi rétvének flórája*. Diplomamunka, DE TTK Debrecen.
- 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.
- Legendre P. & Legendre L. (1998): *Numerical ecology*. (2nd Edition) Elsevier Science BV, Amsterdam.
- Lepš J. & P. Šmilauer (2003): *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge.

-
- Levassor C., Ortega M. & Peco B. (1990): Seed bank dynamics of Mediterranean pastures subjected to mechanical disturbance. *Journal of Vegetation Science* **1**: 339-344.
- Maas D. (1987): *Keimungsansprüche von Streuwiesenpflanzen und deren Auswirkungen auf das Samenpotential*. PhD thesis, TU München-Weihenstephan.
- Matus G., Szilágyi G. & Tóthmérész B. (1993): *A Gyertyánkúti rétek rekonstrukciós terve*. Kutatási jelentés a BNP Igazgatósága részére, Debrecen.
- Matus G. (1997): Florisztikai kutatások a zempléni Gyertyánkúti-réteken. *Kitaibelia* **2**: 313-316.
- Matus G., Tóthmérész B. & Papp M. (2003a): Restoration prospects of abandoned species rich sandy grassland in Hungary. *Applied Vegetation Science* **6**: 169-178.
- Matus G., Verhagen R., Bekker R. M. & Grootjans A. P. (2003b): Restoration of the *Cirsio dissecti-Molinietum* in The Netherlands: Can we rely on soil seed banks? *Applied Vegetation Science* **6**: 73-84.
- Matus G. & Papp M. (2003): Adatok Hajdúsámson és Vámospércs környékének (Dél-Nyírség) flórájához. *Kitaibelia* **8**: 99-112.
- 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. (2007): A Gyertyán-kúti-rét. In: Baráz Cs. & Kiss G. (eds.) (2007): *A Zempléni Tájvédelmi Körzet. Abaúj és Zemplén határán*. Bükk Nemzeti Park Igazgatóság, Eger, pp. 131-133.
- Máthé I. & Précsényi I. (1968): Adatok egy búzatábla fitomassza produkciójához. *Agrártudományi Közlemények* **27**: 253-264.

- Máthé I. & Précsényi I. (1971): Újabb adatok az újszentmargitai IBP mintaterület szántóföldjeinek primer produkciójához. *Agrártudományi Közlemények* **30**: 451-463.
- Milberg P. & Hansson M. L. (1993): Soil seed bank and species turnover in a limestone grassland. *Journal of Vegetation Science* **4**: 35-42.
- Milberg P. (1995): Soil seed bank after eighteen years of succession from grassland to forest. *Oikos* **72**: 3-13.
- Mitlacher K., Poschlod P., Rosén E. & Bakker J. P. (2002): Restoration of wooded meadows - a comparative analysis along a chronosequence on Öland (Sweden). *Applied Vegetation Science* **5**: 63-73.
- Muller F. M. (1978): *Seedlings of the North-Western European Lowland*. W. Junk Publishing, The Hague.
- Paládi-Kovács A. (1979): *A magyar parasztság rétgazdálkodása*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Peco B., Espigares T. & Levassor C. (1998): Trends and fluctuations in species abundance and richness in Mediterranean annual pastures. *Applied Vegetation Science* **1**: 21-28.
- Poschlod P. (1991): Diasporenbanken in Böden - Grundlagen und Bedeutung. In: Schmid, B. & Stöcklin, J. (eds.): *Populationsbiologie der Pflanzen*. Birkhäuser, Basel, pp. 15-35.
- Poschlod P. (1993): „Underground floristics“-keimfähige Diasporen im Boden als Beitrag zum floristischen Inventar einer Landschaft am Beispiel der Teichbodenflora. *Natur und Landschaft* **68**: 155-159.
- Poschlod P. & Jackel A-K. (1993): The dynamics of generative diaspore bank of of calcareous grassland plants. *Flora* **188**: 49-71.

-
- Poschlod P., Kiefer S., Tränkle U., Fischer S. & Bonn S. (1998): Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time. *Applied Vegetation Science* **1**: 75-90.
- Prommer M. (1997): *Botanikai rekonstrukciós kísérlet felhagyott zempléni kaszálóréten*. Diplomamunka, KLTE Debrecen.
- Rice K. J. (1989): Impacts of seed banks on grassland community structure and population dynamics. In: Leck M. A., Parker V. T. & Simpson R. L. (eds.): *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, San Diego, USA, pp. 211-230.
- Roberts H. A. (1981): Seed banks in soil. *Advances in Applied Biology* **6**: 1-55.
- Ryser P. & Gigon A. (1985): Influence of seed bank and small mammals on the floristic composition of limestone grassland (*Mesobrometum*) in Northern Switzerland. *Berichte der Berliner Geobotanisches Institut ETH, Stiftung Rübel* **52**: 41-52.
- Ryser P., Langenauer R. & Gigon A. (1995): Species richness and vegetation structure in a limestone grassland after 15 years management with six biomass removal regimes. *Folia Geobotanica* **30**: 157-167.
- Schwabe A., Storm C., Zeuch M., Kleine-Weischede H. & Krolupper N. (2000): Sandökosysteme in Südhessen: Status quo, jüngste Veränderungen und Folgerungen für Naturschutz-Maßnahmen. *Geobot. Kolloq.* **15**: 25-45.
- Simon T. (1977): A Zempléni-hegység északi részének védendő flórákülönlegességeiről. *Abstracta Botanica* **5**: 57-63.
- Smith R. S., Shiel R. S., Millward D., Corkhill P. & Sanderson R. A. (2002): Soil seed banks and the effects of meadow management on vegetation change in a 10-year meadow field trial. *Journal of Applied Ecology* **39**: 279-293.

- Stampfli A. & Zeiter M. (1999): Plant species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. *Journal of Vegetation Science* **10**: 151-164.
- Stroh M., Storm C., Zehm A. & Schwabe A. (2002): Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. *Phytocoenologia* **32**: 595-625.
- Thompson K. (1985): The functional ecology of seed banks. In: Fenner M. (eds.): *Seed Ecology*. Chapman & Hall, London, pp. 231-258.
- Thompson K. (1986): Small scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. *Journal of Ecology* **74**: 733-738.
- Thompson K. (1987): Seeds and seed banks. *The New Phytologist* **106**: 23-34.
- Thompson K. (1993): Seed persistence in soil. In: Hendry G. A. F. & Grime J. P. (eds.): *Methods in comparative plant ecology*. Chapman & Hall, London, pp. 199-202.
- Thompson K., Bakker J. P. & Bekker R. M. (1997): *Soil seed banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity*. Cambridge University Press, UK.
- Thompson K. & Fenner M. (2005): *Seed Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Thompson K. & Grime J. P. (1979): Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology* **67**: 893-921.
- Thompson P. A., Smith R. D., Dickie J. B., Sanderson R. H. & Probert R. J. (1981): Collection and regeneration of populations of wild plants from seed. *Biological Conservation* **20**: 229-245.

-
- Thompson K. (1985): The functional ecology of seed banks. In: Fenner M. (eds.): *Seed Ecology*. Chapman & Hall, London, pp. 231-258.
- Thompson K., Band S. R. & Hodgson J. G. (1993): Seed size and shape predict persistence in soil. *Functional Ecology* **7**: 236-241.
- Török P., Arany I., Prommer M., Valkó O., Balogh A., Vida E., Tóthmérész B. & Matus G. (2007): Újrakezdett kezelés hatása fokozottan védett kékperjés láprét fitomasszájára, faj- és virággazdagságára. *Természetvédelmi Közlemények* **13**: 187-198.
- Török P., Matus G., Papp M. & Tóthmérész B. (2008a): Vegetation development and seed bank of sandy grasslands after goose breeding. *Folia Geobotanica*, in press.
- Török P., Matus G., Papp M. & Tóthmérész B. (2008b): Secondary succession in overgrazed Pannonian sandy grasslands. *Preslia* **80**, in press.
- Verkaar H. J., Schenkeveld A. J. & Huurnink C. L. (1986): The fate of *Scabiosa columbaria* (Dipsacaceae) seeds in chalk grassland. *Oikos* **46**: 159-162.
- Virágh K. & Gerencsér L. (1988): Seed bank in the soil and its role during secondary succession induced by some herbicides in a perennial grassland community. *Acta Botanica Hungarica* **34**: 77-121.
- Warr S. J., Thompson K. & Kent M. (1993): Seed banks as a neglected area of biogeographic research: a review of literature and sampling techniques. *Progress in Physical Geography* **17**: 329-347.
- van der Valk A. G. & Verhoeven J. T. A. (1988): Potential role of seed banks and understorey vegetation in restoring quaking fens from floating forests. *Vegetatio* **76**: 3-13.
- Willems J. H. (1983): Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management. *Vegetatio* **52**: 171-180.

- Willems J. H. (1988): Soil seed bank regeneration of a *Calluna vulgaris* community after forest clearing. *Acta Botanica Neerlandica* **37**: 313-320.
- Willems J. H. (1995): Soil seed bank, seedling recruitment and actual species composition in an old and isolated chalk grassland site. *Folia Geobotanica* **30**: 141-156.
- Willems J. H. & Bik L. P. M. (1998): Restoration of high species density in calcareous grassland: the role of seed rain and soil seed bank. *Applied Vegetation Science* **1**: 91-100.
- Willson M. F. (1985): The ecology of seed dispersal. In: Fenner M. (eds.): *Seed Ecology*. Chapman & Hall, London, pp. 61-85.
- Williams E. D. (1984): Changes during 3 years in the size and composition of the seed bank beneath a long term pasture as influenced by defoliation and fertilizer regime. *Journal of Applied Ecology* **21**: 603-615.

Köszönetnyilvánítás

Legelsőként köszönetemet szeretném kifejezni témavezetőimnek, dr. Matus Gábor egyetemi adjunktusnak és Dr. Tóthmérész Béla egyetemi tanárnak, akik kutatómunkám irányítóiként a kutatás minden fázisában tevékenyen részt vettek, és akinek mind szakmailag, mind emberileg sokat köszönhetek.

A teljesség igénye nélkül köszönöm az alábbiakban felsorolt hallgatók, kollégák és barátok, a terepi-, a csíráztatási- és a labormunkák során nyújtott segítségét: Ádám Zsuzsanna, Arany Ildikó, Ari Pálma, Balogh Adrien, Barabás Éva, Czimmerer Zsolt, Deák Balázs, Elek Zoltán, György Csaba, Hulják Péter, Kelemen András, Lisovszky Edit, Lontay László, Lukács Balázs, Kiss Orsolya, Koncz Gábor, Korompai Tamás, Mikecz Zoltán, dr. Molnár V. Attila, dr. Novák Tibor, dr. Papp László, dr. Papp Mária, Prommer Mátyás, Rimán István, Simon Edina, Sramkó Gábor, Szaszák Tímea, Szabó Mária, Szilágyi Ákos, Tatár Bernadett, Valkó Orsolya, Varga Katalin, Vida Enikő, Zsolyomi Tamás.

Köszönettel tartozom a DE TTK Növénytani- valamint az Ökológiai Tanszékek vezetésének, hogy munkámban a tanszéki eszközök rendelkezésre bocsátásával segítséget nyújtottak, továbbá köszönet illeti a DE TTK Meteorológiai Tanszék Könyvtárának munkatársait, hogy az éghajlati adatok összeállításában segítséget nyújtottak. A DE Botanikus Kertjének dolgozói a csíráztatási munkák során nyújtottak segítséget, köszönet érte.

Köszönöm a KvVM (Környezettudományi Tanulmányi Ösztöndíj), az OM (Köztársasági Ösztöndíj), a Hajdúsági Agráripari Rt. Magyar Vidékért Alapítványa (Hallgatói Ösztöndíj), az UNIVERSITAS Alapítvány (Kisértékű Műszervásárlás), a DE Hatvani István Szakkollégium, DE Természettudományi Kar (Tehetséggondozó Program, Nyári szakmai ösztöndíj, Demonstrátori Ösztöndíj), és a Pro Renovanda Cultura Hungariae Alapítvány (Diákok a Tudományért Szakalapítvány Kutatási támogatása) anyagi támogatását.

Függelék

Függelék, 1. táblázat. A kékperjés lápréti mintaterületek (Gyertyán-kúti-rétek) vegetációja (2004) és magkészlete (2005). Jelmagyarázat a lábjegetben.¹ Azok a fajok amelyek csak egy terület vegetációjában fordultak elő alacsony frekvenciával (Vf < = III) vagy ritkák voltak a magkészletben (kevesebb mint 3 csíranövény) a lábjegetben találhatóak.²

Vegetáció és magkészlet	Déli kaszált				Északi kaszált				Déli kontroll				Északi kontroll				MKT
	Vf	Mf	Cssz	P	Vf	Mf	Cssz	P	Vf	Mf	Cssz	P	Vf	Mf	Cssz	P	
<i>Achillea millefolium</i>	IV				V				II	I	I	0	III				I
<i>Agrostis canina</i>	V	V	102	1	II	V	18	2		I	I	0	I	III	8	2	II
<i>Agrostis tenuis</i>	V	III	11	0	V	I	8	0	II				V	II	8	0	I
<i>Ajuga reptans</i>	I	II	4	3	I	II	3	3	I	I	I	3	III	II	4	3	III
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	III	I	1	0									II				I
<i>Betula pendula</i>		IV	4	0		V	14	0	IV	V	14	2	I	V	16	2	II
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	I								I				IV	I	1	0	I
<i>Calamagrostis epigeios</i>	II	I	1	0	II	III	3	3					IV	V	7	2	III
<i>Campanula patula</i>	III	V	224	2		V	205	2	I	V	208	3	III	V	143	3	III
<i>Carex pallescens</i>	V	V	27	2	IV	V	51	2	IV	V	39	2	V	V	49	2	II
<i>Carex panicea</i>	V	III	4	3	V	IV	9	2	III	V	17	3	IV	V	14	2	III
<i>Carex tomentosa</i>						IV	6	3	I				III	V	9	2	III
<i>Cirsium arvense</i>	I	I	1	0	II												
<i>Cruciata glabra</i>	V				V	I	1	0	IV				V	II	2	0	I
<i>Deschampsia cespitosa</i>	V				III	IV	6	3					V	V	38	2	III
<i>Dianthus deltoides</i>					III								IV	I	1	0	I
<i>Galium boreale</i>	IV				V				IV	I	1	0	V				
<i>Holcus lanatus</i>	V				V	I	4	0					III	II	3	0	I
<i>Hypericum maculatum</i>		I	1	0	II	IV	18	2	IV	III	6	3	IV	V	16	2	III
<i>Juncus conglomeratus et effusus</i>	IV	V	2809	2		V	2240	3		V	1851	3		V	2895	3	III
<i>Leucanthemum vulgare</i>	III	I	1	3	III	V	7	3	I	II	3	0	III	II	2	0	III
<i>Linum catharticum</i>	I	I	1	0	II					I	2	3		II	2	0	III
<i>Lotus corniculatus</i>	I				III								II	I	1	3	I
<i>Luzula campestris</i>					I	I	1	0		I	1	3					
<i>Luzula multiflora</i>	V	V	24	2	V	IV	19	3	III	V	24	3	IV	V	15	3	III
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	II	V	48	2	IV	V	24	3		III	7	3	II	V	11	3	III
<i>Lysimachia nummularia</i>	II	I	3	0	V	IV	16	2					I				II
<i>Molinia arundinacea</i>	V				V	IV	5	0	V	V	56	2	V	V	80	2	II
<i>Myosotis palustris</i>	IV	V	71	2	IV	V	30	2	IV	IV	25	3	V	V	29	3	III
<i>Plantago lanceolata</i>	III				IV	I	1	0									I
<i>Plantago major</i>													I	II	2	3	
<i>Poa palustris</i>	IV	III	4	0	I				II	I	1	0	I	II	3	2	II
<i>Potentilla alba</i>	V	II	2	0					V								I
<i>Potentilla erecta</i>	V	IV	6	3	V	IV	8	2	V	III	11	2	V	IV	12	3	III
<i>Priamelia vulgaris</i>	V	II	2	0	V	II	2	0	II				IV	I	1	0	I
<i>Ranunculus acris</i>	V	II	2	0	IV	II	4	3	IV				IV	III	3	0	III
<i>Ranunculus auricomus</i>	III								III	I	1	3	II				I
<i>Ranunculus polyanthemus</i>	V	I	1	0	V					I	1	3	IV	II	3	2	III
<i>Ranunculus repens</i>					I	II	13	3		I	1	3					III
<i>Rumex acetosa</i>	V				III				IV				III	I	1	0	I
<i>Selinum carvifolia</i>	V				IV				V	II	3	2	V	I	2	0	II
<i>Sieglingia decumbens</i>	III				II	I	1	3									I
<i>Stellaria graminea</i>	V	IV	13	2	V	V	40	2	I	I	4	2	V	IV	48	2	II
<i>Succisa pratensis</i>	IV				V				II				IV	I	1	0	I
<i>Veronica chamaedrys</i>	I	I	1	0	V	III	28	2	I	I	1	0	V	III	5	2	II
<i>Veronica officinalis</i>	III	IV	6	3	V	II	6	2	I	I	1	0	I				III
<i>Veronica serpyllifolia</i>	I	12	2		IV	20	2		II	3	0	I	III	4	2	II	
<i>Viola canina</i>	V	III	5	2	V	V	25	2	III	IV	5	2	V	V	25	3	III

¹ Vf: Frekvencia a vegetációban (I – V=1-5 kvadrát). Mf: Frekvencia a magkészletben (I – V=1 – 5 kvadrát) Cszs: Csíranövényszám (db/10 cm), egy csíranövény 27 db/m²-es magdenzitásnak felel meg, P: Penetráció, azaz az alsó rétegekben (5 – 10 cm) található magok a teljes magkészlethez viszonyított aránya 0 = nincs mélységi penetráció, 1 = 0,01-4,99 %, 2 = 5-50%, 3 = >50%, MKT - Magkészlet típus besorolás = I: tranzienst, II: rövidtávú perzisztens, III: hosszútávú perzisztens (Thompson et al. 1997).

Függelék, 1. táblázat folyt.

	Déli kaszált				Északi kaszált				Déli kontroll				Északi kontroll				MKT
	Vf	Mf	Cssz	P	Vf	Mf	Cssz	P	Vf	Mf	Cssz	P	Vf	Mf	Cssz	P	
Csak a vegetációban																	
<i>Achillea ptarmica</i>					V				V				V				I
<i>Betonica officinalis</i>					V				V				V				I
<i>Brachypodium pinnatum</i>					IV				I								I
<i>Briza media</i>					V								III				I
<i>Carex montana</i>					V				IV				IV				I
<i>Carex pilosa</i>					V				I				V				I
<i>Carpinus betulus</i>					III				IV				III				I
<i>Centaurea jacea</i>					V				I				IV				I
<i>Colechicum autumnale</i>					V				III				II				I
<i>Convallaria majalis</i>					II				I				II				I
<i>Dactylis glomerata</i>					IV				II								I
<i>Festuca ovina</i>					V								II				I
<i>Festuca pratensis</i>					II								V				I
<i>Festuca rubra</i>					II				I				III				I
<i>Filipendula ulmaria</i>					I				I				II				I
<i>Filipendula vulgaris</i>					V				IV				V				I
<i>Fragaria vesca</i>					I				I				I				I
<i>Galium verum</i>					III				IV				V				I
<i>Genista tinctoria</i>					II				I								I
<i>Genista pneumonanthe</i>									IV				V				I
<i>Glaucolus imbricatus</i>					V				V				V				I
<i>Hieracium umbellatum</i>					IV				IV				II				I
<i>Iris sibirica</i>					I				I								I
<i>Laserpitium pruthenicum</i>					IV				V				V				I
<i>Lathyrus pratensis</i>					IV				III				IV				I
<i>Leontodon hispidus</i>									IV				II				I
<i>Lysimachia vulgaris</i>					II				IV				V				I
<i>Malus sylvestris</i>					I				I				I				I
<i>Nardus stricta</i>					I				II								I
<i>Poa pratensis</i>					I				IV				IV				I
<i>Polygonum vulgare</i>					III				IV				III				I
<i>Quercus petraea</i>									I				II				I
<i>Sanguisorba officinalis</i>					V				V				IV				I
<i>Serratula tinctoria</i>					V				V				V				I
<i>Thymus pulegioides</i>									II				II				I
<i>Trifolium compestre</i>					I				I				II				I
<i>Trifolium montanum</i>					I				I								I
<i>Trifolium repens</i>					I				I				I				I
<i>Vicia cracca</i>					II				III				IV				I
Csak a magkészeletben																	
<i>Carex flava</i>									II	3	3						III
<i>Carex leporina</i>		II	2	3					IV	10	3		IV	6	3		III
<i>Carex nigra</i>									I	11	3						III
<i>Juncus articulatus</i>		IV	45	2					V	247	3		III	96	2		III
<i>Juncus bufonius</i>		I	1	3					IV	22	2						III
<i>Luzula pallidula</i>		IV	7	2					I	1	0		IV	12	3		III
<i>Peplis portula</i>									I	1	0						III
<i>Poa angustifolia</i>									II	2	0		I	1	0		II
<i>Rubus fruticosus</i>									I	1	0						II
<i>Scrophularia umbrosa</i>									IV	5	3		I	1	3		II
<i>Trifolium pratense</i>																	III
<i>Typha angustifolia</i>		I	1	0					I	1	0		II	4	3		III
<i>Urtica dioica</i>		III	4	3					I	1	3		I	1	0		III
Meghatározatlan (2008. 02.)																	
<i>Carex</i> spp.		II	2	3					I	1	3		III	7	3		II
<i>Poaceae</i>		I	1	0					I	1	0		I	1	0		IV

²Ritka fajok (v = vegetáció, m = magkészelet, zárójelben magszám és/vagy frekvencia): **Déli kaszált:** *Cerastium vulgatum* v(I), *Carex caryophylla* m(1/I), *Carex pilulifera* m(1/I), *Epilobium parviflorum* m(1/I), *Myosoton aquaticum* m(1/I), **Északi kaszált:** *Campanula persicifolia* v(II), *Crataegus monogyna* v(I), *Cuscuta epithymum* v(I), *Genista germanica* v(I), *Rosa canina* v(I), *Rumex acetosella* v(I), *Trifolium alpestre* v(II), **Déli kontroll:** *Astrantia major* v(I), *Moehringia trinerva* v(I), *Orchidaceae* v(I), *Pulmonaria mollissima* v(I), *Salix cinerea* v(I), *Carex hartmannii* m(1/I), *Epilobium ciliatum* m(1/I), *Luzula luzuloides* m(1/I), **Északi kontroll:** *Acer platanoides* v(I), *Acer pseudoplatanus* v(I), *Centaurea macrophyton* v(I), *Frangula alnus* v(II), *Inula salicina* v(I), *Symphytum tuberosum* v(I), *Vicia sepium* v(I), *Sambucus nigra* m(1/I), *Scirpus silvaticus* m(1/I), *Sonchus* sp. m(1/I).

Függelék, 2. táblázat. A mezofil gyepi mintaterületek (Gyertyán-kúti-rétek) vegetációja (2004) és magkészlete (2006). Jelmagyarázat a Függelék, 1. táblázat lábjegyzetében.¹ Azok a fajok amelyek csak egy terület vegetációjában fordultak elő alacsony frekvenciával (Vf < = III) vagy ritkák voltak a magkészletben (kevesebb mint 3 csiranövény) a lábjegyzetben található.³

Vegetáció és magkészlet	Déli kaszált				Északi kaszált				Déli kontroll				Északi kontroll				MKT
	Vf	Mf	Cssz	P	Vf	Mf	Cssz	P	Vf	Mf	Cssz	P	Vf	Mf	Cssz	P	
<i>Agrostis tenuis</i>	V	IV	5	3	V	III	4	2	V	III	3	2	IV	III	7	2	III
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	V				II	II	2	0	I	I	1	0	I	I	2	0	I
<i>Betula pendula</i>	III	IV	7	2	V	III	6	0		V	23	2	IV	III	10	0	II
<i>Brachypodium pinnatum</i>	V	I	1	3	V				V	I	1	0	V	I	1	0	III
<i>Briza media</i>	V	II	2	3	I								II				I
<i>Campanula patula</i>	III	V	56	2		V	35	2		IV	64	2		V	62	2	II
<i>Carex pallescens</i>	II	I	3	2	III	II	2	0	I				III	IV	22	2	II
<i>Carex panicea</i>	I				III								III	II	2	0	I
<i>Festuca ovina</i>	V				V				III				V	I	1	0	I
<i>Fragaria vesca</i>	IV				I	I	1	0	IV								I
<i>Genista germanica</i>	V	I	1	0	V	I	3	0	III	I	2	0	V	II	4	0	I
<i>Helianthemum ovatum</i>	V	I	1	0	V	I	3	0	III	II	3	0	IV	II	11	0	I
<i>Hypericum maculatum</i>	II	II	4	0	III	II	3	0	V	II	2	0	I				I
<i>Hypericum perforatum</i>	I				I	I	4	3									III
<i>Hypochaeris maculata</i>	II	I	1	3	V	I	1	0		I	1	0	IV				III
<i>Juncus congl. effusus</i>		III	3	3		II	2	3		I	1	0	IV	II	2	3	III
<i>Leucanthemum vulgare</i>	II				IV	III	3	2					II	II	3	2	II
<i>Linum catharticum</i>	III	II	3	0	III												I
<i>Luzula luzuloides</i>	V				IV	I	1	0	III				IV				I
<i>Luzula multiflora</i>	IV	V	13	2	III	V	13	2	I	IV	11	2	IV	V	16	2	II
<i>Molinia arundinacea</i>	III				IV				I				V	I	1	0	I
<i>Phleum phleoides</i>					III	I	1	0	II				I	I	1	0	I
<i>Plantago lanceolata</i>	III				IV				I				I	I	1	0	I
<i>Potentilla alba</i>	V	III	18	2	V				V	V	22	2	V	I	2	3	III
<i>Potentilla erecta</i>	V	I	1	3	IV	I	2	0	V	II	3	2	V	III	10	2	III
<i>Sieglingia decumbens</i>	III	IV	24	3	V	IV	13	2	I	IV	12	2	III	II	6	0	III
<i>Stellaria graminea</i>	III	III	14	3	III	III	12	2	III	V	10	2	III	III	4	0	III
<i>Taraxacum officinale</i>									I	I	1	3					II
<i>Veronica chamaedrys</i>	V	II	7	2	III	I	1	3	V	V	21	2		I	1	0	III
<i>Veronica officinalis</i>	V	IV	9	2	V	III	7	2	II	IV	11	2	III	IV	8	2	II
<i>Viola canina</i>	V	II	3	0	V	II	2	3	IV	IV	10	2	V	III	3	2	III
Csak a magkészletben																	
<i>Calamagrostis cf. epigeios</i>	V		14	2		III	7	2		IV	18	2		II	3	0	II
<i>Carex pilulifera</i>						IV	6	3		I	1	0		III	4	2	III
<i>Juncus articulatus</i>						III	4	3						I	1	3	III
<i>Juncus tenuis</i>						I	1	0						I	1	0	
<i>Lycmis flos-cuculi</i>	I	I	1	0		I	1	3									
<i>Myosotis palustris</i>									I	I	3			I	1	0	
<i>Plantago major</i>		I	1	0						I	1	3					
<i>Poa angustifolia</i>		I	3	0						I	1	0		I	1	0	II
<i>Poa nemoralis</i>										I	1	0					
<i>Rubus fruticosus</i>		II	3	3		I	1	3		II	2	3					III
<i>Scrophularia umbrosa</i>						I	1	0						I	1	3	
<i>Typha angustifolia</i>						I	2	0		II	2	0		I	2	0	II
<i>Urtica dioica</i>						II	2	3		III	4	3					II
<i>Urtica vulgaris</i>						II	3	3									III
Meghatározatlan (2008. 02.)																	
<i>Carex</i> spp.	V		6	3		III	4	3		II	2	3		V	14	2	
<i>Hypericum</i> spp.	I	I	1	0		I	1	0		II	5	3					
<i>Indet Dicotyledonopsida</i>														II	3	0	
<i>Juncus</i> spp.	I	I	1	3		I	1	0		I	1	0		I	1	3	
<i>Luzula</i> spp.	II		2	3		IV	9	3		III	3	0		V	5	3	
<i>Poaceae</i>	I	I	1	0		II	2	0		I	1	0		II	6	0	
<i>Ranunculus</i> spp.						I	1	3		I	1	0					

³ Ritka fajok (v = vegetáció, m = magkészlet, zárójelben magszám és/vagy frekvencia): **Déli kaszált:** *Acer pseudoplatanus* v(I), *Cirsium arvense* v(I), *Galium mollugo* v(I), *Geranium sanguineum* v(II), *Gladiolus imbricatus* v(I), *Poa compressa* v(I), *Rosa canina* v(II), *Rubus idaeus* v(I), *Potentilla heptaphylla* m(I/1), **Északi kaszált:** *Acer platanoides* v(I), *Allium oleraceum* v(II), *Crepis rhoeadifolia* v(II), *Galium verum* v(I), *Helianthemum ovatum* v(I), *Koeleria cristata* v(I), *Trifolium rubens* v(I), *Poa trivialis* m(I/1), *Stellaria media* m(I/1), **Déli kontroll:** *Corylus avellana* v(I), *Deschampsia caespitosa* v(II), *Genista pilosa* v(I), *Poa palustris* v(I), *Solidago virgaurea* v(I), *Tilia cordata* v(I), *Trifolium ochroleucum* v(I), *Atropa bella-donna* m(I/1), *Epilobium montanum* m(I/1), *Poa nemoralis* m(I/1). **Északi kontroll:** *Astrantia major* v(I), *Campanula rapunculoides* v(II), *Campanula rotundifolia* v(I), *Cruciata pedemontana* v(I), *Melampyrum nemorosum* v(I), *Ophioglossum vulgatum* v(I), *Orchidaceae* v(II), *Tragopogon dubius* v(I), *Carex remota* m(I/1), *Epilobium tetragonum* m(I/1), *Salix cf. caprea* m(I/2).

Függelék, 2. táblázat folyt.

	Déli kaszált				Északi kaszált				Déli kontroll				Északi kontroll				MKT
	Vf	Mf	Cssz	P	Vf	Mf	Cssz	P	Vf	Mf	Cssz	P	Vf	Mf	Cssz	P	
Csak a vegetációban																	
<i>Achillea millefolium</i>	IV				V				III				IV				
<i>Agrostis canina</i>					III								I				
<i>Ajuga reptans</i>	V				III				IV				II				
<i>Anthericum ranunculoides</i>					V								V				
<i>Betonica officinalis</i>	V				I				V				II				
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	V				V				V				V				
<i>Campanula glomerata</i>	II				II												
<i>Campanula persicifolia</i>	V				V				IV				V			I	
<i>Carex montana</i>	V				V				IV				V			I	
<i>Carex pilosa</i>	IV				IV				III				II			I	
<i>Carlina acaulis</i>	V				IV								V			I	
<i>Carpinus betulus</i>	III				IV				IV				V			I	
<i>Centaurea jacea</i>					IV								III			I	
<i>Centaurea sadleriana</i>	I				II				II				III			I	
<i>Chrysanthemum corymbosum</i>	IV				V				V				I			I	
<i>Cirsium pannonicum</i>	I				V				III				V			I	
<i>Clinopodium vulgare</i>	I								I								
<i>Convallaria majalis</i>	IV				IV				II				I			I	
<i>Coronilla varia</i>	IV				II											I	
<i>Crotogeomys monogyna</i>	II								I								
<i>Crepis praemorsa</i>	II				II				I				III			I	
<i>Crucjata glabra</i>	V				V				V				V			I	
<i>Cuscuta epithymum</i>	III				II								II			I	
<i>Cytisus nigricans</i>	II				V								V			I	
<i>Dactylis glomerata</i>	V				II				V				III			I	
<i>Danthonia alpina</i>					IV								I			I	
<i>Festuca rubra</i>	I								II				I				
<i>Filipendula vulgaris</i>	III				V				V				V			I	
<i>Genista tinctoria</i>													III			I	
<i>Gentianella austriaca</i>	I				V								V			I	
<i>Helictotrichon pubescens</i>					I								II				
<i>Hieracium pilosella</i>	I				I												
<i>Hieracium umbellatum</i>	I												II				
<i>Laserepitium latifolium</i>									I				III			I	
<i>Lathyrus pratensis</i>	IV																
<i>Leontodon hispidus</i>					V								IV			I	
<i>Lotus corniculatus</i>	III				I				I				IV			I	
<i>Malus sylvestris</i>	I								IV								
<i>Nardus stricta</i>					I								I				
<i>Peucedanum cervaria</i>	I												III			I	
<i>Peucedanum oroselinum</i>	IV				IV				IV				V			I	
<i>Pimpinella saxifraga</i>	V				IV				V				V			I	
<i>Plantago media</i>	I				III				I				I			I	
<i>Platanthera bifolia</i>									I				I				
<i>Polygala vulgaris</i>	II				IV								V			I	
<i>Polygonatum odoratum</i>	II				II				I				II				
<i>Potentilla recta</i>	I				I				I								
<i>Primula veris</i>	V				IV				V				V			I	
<i>Prunella grandiflora</i>	I				IV				I				IV			I	
<i>Prunella vulgaris</i>	IV				II				III								
<i>Pulmonaria mollissima</i>	V				III				V				V			I	
<i>Quercus petraea</i>					III				IV				I			I	
<i>Ranunculus acris</i>	I				I				I				II				
<i>Ranunculus auricomus</i>	V				II				II				II			I	
<i>Ranunculus polyanthemos</i>	V				I				I				I			I	
<i>Rumex acetosa</i>					IV				V				II			I	
<i>Serratula tinctoria</i>	IV				IV				IV				I			I	
<i>Silene mutans</i>	II				III				III				I			I	
<i>Succisa pratensis</i>	II				V				I				IV			I	
<i>Symphytum tuberosum</i>	IV				IV				V				V			I	
<i>Thesium linaphyllum</i>	V				V				III				IV			I	
<i>Thymus pulegioides</i>	II				V								I			I	
<i>Trifolium alpestre</i>	IV				IV				II				II			I	
<i>Trifolium aureum</i>					II				II				I				
<i>Trifolium montanum</i>	IV				V				III				IV			I	
<i>Trifolium pannonicum</i>	III				III				I				III			I	
<i>Trifolium pratense</i>	V				II											I	
<i>Valeriana officinalis</i>	I								I								
<i>Vicia cracca</i>	I				II				II				II				
<i>Viola hirta</i>	V				V				II				IV			I	

Függelék, 3. táblázat. A martinkai mintaterületek vegetációja és magkészlete (2002).Jelmagyarázat¹. A területkódok és azok a fajok amelyek csak egy terület vegetációjában fordultak elő alacsony frekvenciával (Vf <= III), vagy ritkák voltak a magkészletben (kevesebb mint 3 csíranövény) a lábjegetben találhatóak.⁴

Vegetáció és magkészlet	F1				F2				A1				A2				MKT
	Vf	Mf	Cssz	P	Vf	Mf	Cssz	P	Vf	Mf	Cssz	P	Vf	Mf	Cssz	P	
<i>Agrostis stolonifera</i>	II								I	1	0		II				
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	IV	V	37	2	II	III	6	2	II	3	0						II
<i>Anthemis ruthenica</i>	IV	V	40	2	V	V	38	2	IV	V	18	2		III	6	0	II
<i>Apera spica-venti</i>	I	IV	20	2		III	6	0	II	IV	16	2		IV	14	0	II
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	II	III	4	2	V	V	185	2		I	1	0	I	V	78	2	II
<i>Arenaria campestris</i>	III	II	9	0													I
<i>Bromus mollis</i>	II	I	1	0	III	I	1	0	I								I
<i>Carex stenophylla</i>	II	I	1	0	V	IV	50	1					V	V	11	2	II
<i>Cerastium fontanum</i>		I	1	0	I	V	17	2				3		IV	17	2	III
<i>Cerastium semidecandrum</i>	V	III	7	0	V	V	55	2		III	5	0	II	V	82	1	II
<i>Chenopodium album</i>	II	IV	13	2		I	1	0	IV	II	9	0		II	3	3	III
<i>Conyza canadensis</i>	IV	V	29	2	IV	V	29	1	V	V	74	2	III	V	20	2	II
<i>Crepis tectorum</i>	I				V	I	2	0									I
<i>Cynodon dactylon</i>	III				V	V	19	0	V	IV	22	2	V	V	52	2	II
<i>Erophila verna</i>					II	IV	5	2		I	1	0		I	2	0	II
<i>Erysimum diffusum</i>	V	V	53	2	II	V	29	2	II	II	2	0		III	11	2	II
<i>Festuca pseudovina</i>	V	III	4	0	IV				V								I
<i>Geranium molle</i>													I	II	2	0	I
<i>Hypericum perforatum</i>	I	I	1	0										I	1	0	I
<i>Lepidium densiflorum</i>		II	2	0		II	3	2	I				III	5	2	II	
<i>Mysotis stricta</i>	III	IV	15	0	V	III	8	2	I				I	I	1	0	II
<i>Melandrium album</i>	II	I	1	0													
<i>Petrorhagia prolifera</i>					III	II	2	0	II	I	2	3		III	7	0	III
<i>Plantago lanceolata</i>	V	V	44	2	V	V	13	0	V	V	43	2	V	V	44	0	II
<i>Poa angustifolia</i>	III				V	I	4	2									II
<i>Poa pratensis</i>	III	I	1	0		II	2	0	III	I	1	0	IV	II	9	0	I
<i>Potentilla arenaria</i>		I	1	0	III	II	2	0						I	1	0	I
<i>Potentilla argentea</i>	V	V	255	1	V	V	40	0		I	1	0	II	V	149	1	II
<i>Rumex acetosella</i>	V	V	467	1	V	V	418	2	III	V	70	2		II	4	0	II
<i>Silene otites</i>	I	II	2	0	II	I	1	0									I
<i>Trifolium arvense</i>	V	V	447	1	I				I	1	0		I	I	1	0	II
<i>Trifolium campestre</i>					I	I	11	0									I
<i>Verbascum phlomoides</i>		I	1	0		IV	8	0	I	V	44	0	I	V	55	2	II
<i>Veronica arvensis</i>	II	I	1	0	III	III	14	2	I				V	V	34	2	II
<i>Veronica triphyllos verna</i>	IV	V	23	0	V	V	14	2	II	IV	5	0	I	I	1	0	II
<i>Vicia lathyroides</i>	V	IV	22	0	V	IV	30	2	I				I				II

⁴ Területek: F1 és F2 a felső buckaoldali helyzetű területek, A1 és A2 az alsó buckaoldali helyzetű területek. Ritka fajok (v = vegetáció, m = magkészlet, zárójelben magszám és/vagy frekvencia): **F1**: *Allium vineale* v(I), *Equisetum arvense* v(II), *Kochia laniflora* v(I), *Muscari comosum* v(I), *Spergula pentandra* v(I), *Tragopogon dubius* v(I), *Carex hirta* m(1/I), *Oenanthe aquatica* m(1/I), *Padus serotina* m(1/I), *Portulaca oleracea* m(1/I), **F2**: *Festuca vaginata* v(I), *Hieracium pilosella* v(I), *Hypochoeris radicata* v(II), *Bilderdykia convolvulus* m(1/I), *Epilobium parviflorum* m(2/II), *Poa annua* m(1/I), *Scleranthus annuus* m(2/I), *Urtica dioica* m(1/I), **A1**: *Calamagrotis epigeios* v(III), *Viola arvensis* v(I), *Centaurea micranthos* m(1/I), *Epilobium tetragonum* m(1/I), *Filago arvensis* m(2/II), *Gratiola officinalis* m(1/I), **A2**: *Cynoglossum hungaricum* v(I), *Galium mollugo* v(I), *Carduus nutans* m(2/II), *Cirsium arvense* m(1/I), *Cyperus fuscus* m(1/I), *Lycopus europaeus* m(1/I), *Lythrum salicaria* m(1/I), *Poa compressa* m(1/I), *Solanum nigrum* m(2/I).

Függelék, 3. táblázat folyt.

	F1				F2				A1				A2				MKT
	Vf	Mf	Cssz	P	Vf	Mf	Cssz	P	Vf	Mf	Cssz	P	Vf	Mf	Cssz	P	
Csak a vegetációban																	
<i>Achillea millefolium</i>	IV				IV												I
<i>Bromus tectorum</i>	IV				V				II								I
<i>Chondrilla juncea</i>	II				V				I				IV				I
<i>Convolvulus arvensis</i>					I				I								
<i>Crepis rhoeadifolia</i>	I				II												I
<i>Equisetum ramosissimum</i>	V								III								I
<i>Eryngium campestre</i>	V				II				I								I
<i>Euphorbia cyparissias</i>	IV				I												I
<i>Festuca rubra</i>					I				I								
<i>Polygonum aviculare</i>					I											I	
<i>Taraxacum officinale</i>					I											I	
Csak a magkészletben																	
<i>Amaranthus retroflexus</i>		I	1	3		I	1	0	IV	23	2			I	1	0	III
<i>Capsella bursa-pastoris</i>						I	1	0	IV	18	0			V	57	2	II
<i>Carex acutiformis</i>						III	3	3	II	2	0						III
<i>Carex oederi</i>		III	3	3										I	1	3	III
<i>Digitaria sanguinalis</i>		IV	12	2		III	4	2	III	4	2			IV	9	2	II
<i>Holcuschoenus romanus</i>		I	1	3					II	5	0			I	1	3	III
<i>Juncus articulatus</i>		III	5	2					II	2	3			IV	8	2	III
<i>Juncus compressus</i>		II	8	3		III	3	3						I	1	0	III
<i>Juncus effusus</i>									I	2	0			II	2	0	II
<i>Mentha aquatica</i>						I	1	3						I	1	3	
<i>Pholiurus pannonicus</i>									II	2	0						
<i>Potentilla reptans</i>									I	1	3			I	1	0	
<i>Stachys palustris</i>		II	2	0										I	1	0	II
<i>Stellaria media</i>		II	2	3					I	1	0			III	8	3	III
<i>Typha angustifolia</i>						I	1	0	I	1	0			II	2	0	I

A MAGKÉSZLET SZEREPE MÉSZKERÜLŐ GYEPEK REHABILITÁCIÓJÁBAN

The Role of Soil Seed Banks in Restoration of Acidic Grasslands

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében a
Környezettudomány tudományágban

Írta: TÖRÖK PÉTER, okleveles biológus-ökológus

Készült a Debreceni Egyetem TTK Környezettudomány Doktori Iskolája

(Kvantitatív és Teresztris Ökológia Program) keretében

Témavezetők: *Dr. Tóthmérész Béla és Dr. Matus Gábor*

A doktori szigorlati bizottság:

Elnök: Dr. Kátai János

Tagok: Dr. Gőri Szilvia

Dr. Tóth Albert

A doktori szigorlat időpontja: 2008. április 8.

Az értekezés bírálói:

Dr. Nagy Miklós

Dr. Botta-Dukát Zoltán

A bíráló bizottság:

Elnök: Dr. Dévai György

Tagok:

.....

.....

.....

Az értekezés védésének időpontja: