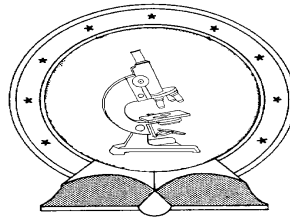


**DE-TTK**



**1949**

**AVAR SZEREPE A CSÍRÁZÁSBAN ÉS GYEPEK DINAMIKÁJÁBAN**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

**MIGLÉCZ TAMÁS**

Témavezető

dr. habil. Török Péter  
egyetemi docens

DEBRECENI EGYETEM  
Természettudományi Doktori Tanács  
Juhász Nagy Pál Doktori Iskola  
Debrecen, 2014



## A doktori értekezés betétlapja

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács a **Juhász Nagy Pál Doktori Iskola Kvantitatív és Terresztris Ökológia** programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 2014.

.....  
Miglécz Tamás

Tanúsítom, hogy **Miglécz Tamás** doktorjelölt 2010-2013 között a fent megnevezett Doktori Iskola **Kvantitatív és Terresztris Ökológia** programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2014.

.....  
dr. habil. Török Péter  
témavezető



## A doktori értekezés betétlapja

### AVAR SZEREPE A CSÍRÁZÁSBAN ÉS GYEPEK DINAMIKÁJÁBAN

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

Írta: **Miglécz Tamás** okleveles Biológus-ökológus  
Készült a Debreceni Egyetem **Juhász-Nagy Pál Doktori Iskolája**  
(**Kvantitatív és Terresztris Ökológia** programja) keretében

Témavezető:  
dr. habil. Török Péter .....

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: Dr. Vasas Gábor .....

tagok: Dr. Grigorszky István .....

Dr. Lukács Balázs .....

A doktori szigorlat időpontja: 2014. április 16.

Az értekezés bírálói:

.....  
.....

A bírálóbizottság:

elnök: .....

tagok: .....

.....  
.....  
.....

Az értekezés védésének időpontja: 2014. ....



# Tartalom

Általános bevezetés	9
Célkitűzések	16
Anyag és módszer	17
Mintaterületek	17
Terepi mintavétel	18
Beltéri csíráztatásos kísérlet	19
Adatfeldolgozás	21
1. fejezet – Magvetéses gyepesítést követő vegetációdinamika és magbank	23
Bevezetés	23
Eredmények	24
Vegetáció	24
Magbank és vegetáció	27
Diskusszió	28
Gyeprekonstrukció és a gyomok visszaszorítása	28
Magkeverék és elővetemény	29
Magbank	30
2. fejezet – Szénatakarással kombinált magvetés alkalmazása a gyomvisszaszorításban	32
Bevezetés	32
Eredmények	33
Vegetációfejlődés	33
Fitomassza	35
Diskusszió	35
A szénatakarás gyomvisszaszorító képessége	35
A <i>Festuca</i> fajok megtelepedése	36
Gyakorlati következtetések	37
3. fejezet – Avartakarás hatása rövidéletű fajok csírázására	38
Bevezetés	38
Eredmények	39
Diskusszió	41
Köszönetnyilvánítás	43
Irodalomjegyzék	44
Függelék	61



## Általános bevezetés

A mezőgazdasági művelés intenzívebbé válása Európa szerte a gyepek területének és diverzitásának csökkenéséhez vezetett (Edwards et al. 2007; Pullin et al. 2009). Sok régióban csak kis gyeppragmentumok maradtak meg, melyeket intenzíven művelt mezőgazdasági területek vesznek körül (Öster et al. 2009). A fragmentáció miatt bekövetkező fajsámcsökkenés mellett a gyeppragmentumok közelében végzett intenzív mezőgazdasági művelés is veszélyezteti a gyeppragmentumok fajkészletét (például szántóföldi agresszív gyomfajok betelepülése, növényvédőszeres és műtrágyák bemosódása). A természetközeli állapotú gyeppragmentumok és fajkészletük védelme kiemelt fontosságú a természetvédelem számára (Walker et al. 2004; Stadler et al. 2007). A megmaradt gyeppragmentumok megőrzésében jelentős szerepet játszhatnak a gyepesítési beavatkozások, melyek segítségével biztosítható (i) az izolált gyeppoltok közötti átjárhatóság a megmaradt gyeppoltok összekapcsolásával (Critchley et al. 2003), illetve (ii) növelhető a megmaradt gyepek területe a mezőgazdasági területeken köréjük telepített féltermészetes gyepekből álló pufferzónák létesítésével (Pywell et al. 2002).

Gyepek létesítésére számos eljárás ismert (Török et al. 2011). A gyepesítések legegyszerűbb és legtermészetesebb módja, ha a gyepesítés során egyszerűen a spontán szukcessziós folyamatokra támaszkodunk (Prach & Hobbs 2008). A parlagokon zajló szekunder szukcessziós folyamatokat szokás „old-field” szukcesszióknak is nevezni. Ez az egyik leginkább kutatott téma a vegetáció-ökológiában (lásd Rejmánek & van Katwyk (2005) bibliográfiáját) így az ilyen jellegű vizsgálatok nyomán felhalmozódott eredmények nagyban hozzájárulhatnak a terepi restaurációs beavatkozások kivitelezéséhez és tervezéséhez (Hobbs & Walker 2007).

Egyes esetekben akár kizárólagosan is támaszkodhatunk spontán gyepesedési folyamatokra az élőhelyek helyreállításakor (Ruprecht 2006; Prach & Rehounková 2008; Török et al. 2010a). Ilyenkor a gyepesedést az adott terület propagulumkészlete irányítja, mint például a talajmagbank, vagy a környező természetes vegetációból származó mageső. Olyan izolált területeken, ahol nincsenek a közelben megfelelő propagulumforrások, a gyepesedés folyamata gyakran igen lassú (Manchester et al. 1999; Kleijn 2003; Simmering et al. 2006; Foster et al. 2007). A legtöbb esetben a hosszan tartó mezőgazdasági művelés során teljesen eltűnik a gyepi magbank és megnő a gyomfajok magjainak mennyisége a talajban (Bakker & Brendse 1999; Bossuyt & Honnay 2008; Manchester et al. 1999). A nagy mennyiségű gyom propagulum a talaj magas tápanyagtartalma

mellett csírázva erőteljes gyomosodást okoz (Kardol et al. 2008), amely hátráltathatja a gyepesedés folyamatát. Egyes esetekben a szukcesszió egy korai fázisában megrekedhet egy kompetitor gyomfaj dominanciája miatt (Prach & Pyšek 2001). A spontán szekunder szukcesszió számos esetben lassú, vagy kiszámíthatatlan, ezért gyakran aktív gyepesítési módszereket kell alkalmaznunk a gyepesedés irányításához.

Eltérő célfajokból álló magkeverékek vetése széles körben elterjedt a különböző gyepok helyreállításakor (Török et al. 2011). A magkeverék összetételét nagyban befolyásolja az elérni kívánt céltársulás fajösszetétele, a helyreállítani kívánt terület állapota, illetve az, hogy a célfajoknak van-e a közelben propagulumforrása. Az alacsony diverzitású magkeverékek általában 2-8 faj magjaiból állnak, melyek többnyire a céltársulás domináns fű-, vagy dudvanemű fajai. A magas diverzitású magkeverékek általában több mint 10 faj magjait tartalmazzák.

A gyepesítéshez használt magok beszerzése történhet kereskedelmi forgalomból, de saját magunk is betakaríthatjuk ezeket. A kereskedelmi forgalomban kapható magok vetése abban az esetben javasolt ha eredetét tekintve bizonyítottan valamely környékbeli populációból származik. A ritkább fajok magjai (általában szórványosan előforduló gyepi karakterfajok, pl. síkvidéki löszgyepekben a *Phlomis tuberosa*, vagy *Thalictrum minus*, Török et al. 2010b) gyakran nem kaphatóak, nagyon drágák, vagy nem őshonos populációból származnak (Manchester et al. 1999). Ezért egy ritka fajokat is tartalmazó magas diverzitású hazai eredetű magkeverék összeállítása nehezen kivitelezhető. Célszerű a gyepesített helyhez lehető legközelebbi forrásból begyűjteni az elvetni kívánt magokat (Mijnsbrugge et al. 2010). A helyi forrásból származó magok vetésével növelhetjük a gyepesítés sikerességét, mivel ezek az ökotípusok valószínűleg jobban alkalmazkodtak a helyi környezeti viszonyokhoz és eredményesebben telepedhetnek meg mint az idegen forrásból származó magokból fejlődő egyedek (Aldrich 2002, Kiehl et al. 2010). A magok begyűjtése történhet kézi erővel vagy gépesített módon (pl. vákumos betakarítógép, kombájn; Edwards et al. 2007, Török 2013). Bár a kézi erővel történő maggyűjtés időigényes és költséges (Stevenson et al. 1995), mégis nélkülözhetetlen, ha a vetni kívánt célfaj kisebb, elszórt állományokban található.

Amikor bizonyos célfajok magjait csak kis mennyiségben tudjuk benyűjteni, kombinálhatjuk az alacsony diverzitású és magas diverzitású magkeverékek vetését is a gyepesítési cél elérésének érdekében. Ennek során a magas diverzitású magkeveréket csak kisebb foltokban vetjük, egy nagyobb alacsony diverzitású magkeverékkel vetett területen belül, így lehetőséget teremtünk arra, hogy a ritkább fajok ezekből a foltokból terjedve megtelepedjenek a teljes gyepesített területen.

Alacsony diverzitású magkeverékek vetésével 3-4 év alatt élő fűvek által dominált gyepet hozhatunk létre (Török et al. 2010b). Azonban a ritkább célfajok betelepítése igen lassú lehet, tehát a fajgazdag gyepek létrehozása sokkal több időt vehet igénybe és nehezebb, mint a csupán vázfajokból álló gyepek létrehozása. A fajgazdag gyepek helyreállításához elengedhetetlen a gyepesítés után megfelelő utókezelések alkalmazása. A magkeverékek vetése előtt gyakran szükséges talajelőkészítést, vagy akár feltalaj eltávolítást végezni a megfelelő talajfelszín és talajtápanyag-tartalom kialakításához. A szabad talajfelszínen könnyebben meg tudnak telepedni a vetett fajok (Kiehl et al. 2010). A talajelőkészítést általában mély, vagy sekély szántással, esetleg tárcsázással végzik melyet simítózás és vetőágy készítése követ. Vetés után könnyű boronával, vagy hengereléssel végzik a vetés takarását. A feltalaj eltávolítás célja, hogy lecsökkentse a talaj felső rétegének gyommagkészletét és tápanyagtartalmát, illetve hogy a célfajok csírázásához megfelelő mikroélőhelyeket hozzunk létre (Coulson et al. 2001; Pywell et al. 2002; Edwards et al. 2007).

Egészen széles skálán mozog az a vetőmagnorma, melyet alkalmazni szoktak a gyepesítések folyamán. Sok vizsgálatban a gyepesítéseket pár négyzetmétertől pár száz négyzetméterig terjedő területen végezték. Ezekben a vizsgálatokban 4000-tól 13000 mag/m<sup>2</sup> magdenzitást alkalmaztak. Amennyiben nagyobb kiterjedésben végeznek gyepesítést (legalább néhány hektáron), gyakran mintegy 20-45 kg/ha vetőmagnormát alkalmaznak, de egyes esetekben ennél jóval magasabb értékek is előfordulnak (80-500 kg/ha, ha nagyon gyors gyepesedés a cél erózióknak erősen kitett helyen, lásd Krautzer & Wittman 2006). Nagyobb mennyiségű mag vetésével gyakran gyorsabb a célfajok megtelepedése is (Lindborg 2006), de ez a vetett fajok közötti kompetíció kiéleződéséhez is vezethet. Az erősebb kompetítorok, mint például a klonálisan terjedő fűvek, dominánssá válhatnak, miközben elnyomják a többi vetett fajt, mely folyamat már néhány év alatt a sikeresen megtelepedett célfajok számának csökkenéséhez vezethet (Lepš et al. 2007).

A gyepesítés történhet friss kaszálék, összegyűjtött avar, vagy széna kiszórásával is. Ez a módszer alkalmas lehet (i) a gyepesedési folyamat gyorsítására illetve (ii) fajszegény gyepállományok fajkészletének gazdagítására (Rasran et al. 2006). Bár a 20. század közepéig elterjedt volt különféle növényi anyagok (pl. csűrben összegyűlt magokban gazdag szénatörek) kijuttatása a kaszálókra (Kiehl et al. 2010), itt csak a gyepesítés során történő alkalmazását ismertetjük. Ezt a módszert olyan fajgazdag gyepek létrehozása során érdemes alkalmazni, ahol egy fajgazdag magkeverék összeállítása lehetetlen a fajok magas száma miatt (több mint 50-100 fajt kellene a keverékbe rakni). Szénatakarás alkalmazásakor fontos figyelembe venni a célterület állapotát, a célterület és a kaszálék begyűjtésére rendelkezésre álló forrásterület nagyságát, valamint a kaszálék begyűjtésének

időpontját is (Kiehl et al 2010). A gyepesíteni kívánt és a forrásterület méretének aránya 1:2-től 1:10-ig változhat, a forrásterület növényzetének fajgazdagságától illetve a növényi anyag propagulum tartalmának függvényében (Aldrich 2002; Edwards et al. 2007). Az növényi anyag begyűjtésének időpontja attól függ, hogy a donor terület növényzetében mikor válnak a különböző fajok magjai éretté (Edwards et al. 2007). Ha főként fűfélék magjainak betakarítása a célunk, akkor közép-európai viszonylatban a következő időpontokban ajánlott aratni: szárazgyepek esetén júniusban; mezofil gyepek esetén június végén, vagy július elején; nedves gyepterületek esetén általában július-augusztus hónapokban (Valkó et al. 2013). A növényi anyag betakarítás időpontját azonban nagyban befolyásolják az aktuális időjárási viszonyok. Ha a növényi anyagot túl későn gyűjtjük be jelentős mennyiségű magot veszíthetünk el, főleg a fűvek esetében (Hölzel & Otte 2003). Ez nagy problémát jelenthet olyan viszonylag fajszegény, fűvek által dominált gyepek esetében, mint a szikes gyepek (Török et al. 2010b). Megfelelő alternatíva lehet, ha a növényi anyag betakarítását több időpontban is elvégezzük egy vegetációs periódusban, annak érdekében, hogy minél több célfaj magja bele kerüljön a betakarított növényi anyagba (Stevenson et al. 1995). A begyűjtött növényi anyagot felhasználhatjuk azonnal (mintegy 24 órán belül, Pywell et al. 1995; Donath et al. 2007), vagy később, szárítva tárolás után száraz szénaként (Edwards et al. 2007). Friss növényi anyag alkalmazásával több célfaj, köztük több ritka faj telepedett meg mint széna alkalmazásakor (Kiehl et al. 2010). Ennek oka az, hogy a széna szárítása, tárolása és szállítása során jelentős mennyiségű mag pereghet ki. A növényi anyagot általában 10-15 cm vastagságban (Donath et al. 2007), vagy 1-2 kg/m<sup>2</sup> mennyiségben szokás kijuttatni a gyepesíteni kívánt területre (Kirmer & Mahn 2001; Kiehl et al. 2006). Ha a növényi anyag magtartalma magas, akár 0,5-1 kg/m<sup>2</sup> mennyiségben is elég lehet teríteni (3-5 cm vastagságban. Kirmer & Mahn 2001). Az elterített növényi anyag mennyisége a propagulumtartalma mellett azért fontos, mert ha túl vastagon terítjük azt szét, az meggátolhatja a célfajok csírázását, míg ha túl vékony, akkor nem fejt ki jelentősebb gyomvisszaszorítást (Donath et al. 2006).

Az intenzív használat miatt sok felhagyott szántón magas a talaj tápanyag tartalma (Verhagen et al. 2001). Ez sok gyomfajnak teremt kedvező csírázási és megtelepedési feltételeket (Patzelt 1998; Eschen et al. 2007), ami lelassíthatja a gyepesedés folyamatát (Patzelt et al. 2001; Hölzel & Otte 2003; Edwards et al. 2007). Két elterjedtebb módszer ismert a felső talajréteg tápanyagtartalmának csökkentésére: az egyik a feltalaj eltávolítás, a másik a szervesanyag (mulcs, fakéreg) hozzáadás segítségével történő nitrogén immobilizáció (Török et al. 2011). A feltalaj eltávolítással csökkenthető a talaj tápanyagtartalma (Allison & Audsen 2004; Kardol et al. 2008). illetve a gyommagvak jelentős részét is eltávolítjuk a

területről (Hölzel & Otte 2003). A legtöbb esetben elég a talaj felső 25-50 cm-rét eltávolítani, hogy kedvező feltételeket kapjunk a gyepesítéshez (Klimkowska et al. 2007). Azonban körültekintően kell alkalmazni ezt a módszert, ott ahol a szél, vagy meredek lejtő miatt nagy a defláció illetve erózió veszélye.

A feltalaj termékenysége a makroelem-arányok (N:P:K) eltolásával is csökkenthető. Ezzel leginkább a gyors nitrogén felvétel akadályozása a cél Baer et al. 2004). Leginkább valamilyen szerves szénforrás (mulcs, fakéreg, ritkábban szacharóz) hozzáadásával szokták végezni, mely eltolja a talaj C:N arányát (Török et al. 2000). Ha magasabb a talaj szén tartalma az mérsékli a mikrobiális aktivitást, mivel csökkenti a növények számára felvehető nitrogén mennyiségét (Averett et al. 2004; Eschen et al. 2007). Gyakran használt szénforrások a mulcs (Averett et al. 2004), vagy a széna (Kardol et al. 2008). Alkalmanként szacharózt is alkalmaznak (Török et al. 2000; Eschen et al. 2007) azonban ez túlon túl költséges megoldás. A feltalaj eltávolítással összevetve ez a módszer csak rövidtávú szükségmegoldást jelenthet, mivel a talajban élő mikrobák gyorsan visszaállítják az eredeti tápanyag-arányokat (Reever & Seastedt 1999).

A gyepesítés sikerét növelhetjük természetes gyepekből történő feltalaj áthelyezéssel is. Ebben az esetben a talaj felső rétegeit eltávolítják, elszállítják a gyepesíteni kívánt területre, majd a terület talajával összekeverve szétszórják azt (Bullock 1998; Skrindo & Pedersen 2004). Egész gyeptéglák áthelyezése is lehetséges (Manchester et al. 1999; Aldrich 2002). De ha egy értékes gyepterületet a megsemmisülés fenyeget, meg lehet próbálkozni az egész élőhely áttelepítésével is (Bullock 1998). A gyeptégla áthelyezés egyik előnye, hogy a gyepesített területen létrehozhatjuk a megcélzott élőhely egy darabját. Az áthelyezett gyeptéglák propagulumforrásként szolgálnak elősegítve a gyepfejlődést. Az így területre juttatott vegetatív növényi részek, diasporák a talajlakó állatokkal és mikro-élőlényekkel felgyorsítják a vegetációfejlődést (Kirmer & Tischew 2006).

A feltalaj áthelyezése önmagában, vagy a növényzettel együtt nem ajánlott beavatkozás, mert erősen károsítja a forrásterület növényzetét. Ezen felül ez a típusú beavatkozás meglehetősen munka-, gép- és költség-igényes. A gyeptéglákat gyakran csak pár száz méterre lehet biztonságosan elszállítani. Laza homoktalajokon a lehet legkönnyebben kiemelni a feltalajt illetve a gyeptéglákat, de ezek könnyen széteshetnek szállítás közben. Kötött talajból jóval nehezebb a kiemelés és csak kisebb gyeptéglák utaztathatók, mivel általában nagy a tömegük. Számos esetben magas áttelepítési sikerről számoltak be ahol a fajok egyedeinek túlélési esélye 54-90% közötti értékeknek adódott (Bullock 1998; Vécrin & Muller 2003). Más esetekben az áttelepített növények jelentős része elpusztult. Egy magyarországi áttelepítési beavatkozásban a gyepi fajok csupán mintegy 16%-a telepedett meg (Takács G. szóbeli közlése).

Több módszer is ismert, melyekkel a gyepesítés követően a gyepesedés sikere növelhető. Ilyen beavatkozás például egyes fajok egyedeinek célzott ültetése is. Növelhető a gyepesített területek fajgazdagsága növényegyedek, vagy földalatti vegetatív növényi részek (pl. rizóma, hagyma) áthelyezésével. Kései szukcessziós stádiumokra jellemző fajok ültetése jelentősen felgyorsíthatja a gyepesedés folyamatát (Du et al. 2007). Föld alatti növényi részeket akkor érdemes áttelepíteni, ha azoknak jó vegetatív szaporodási képessége és megtelepedési esélyei vannak (Kirmer & Tischew 2006). Az átültetés igen költséges, munkaigényes és drága módszer (Walker et al. 2004). Csak azokban az esetekben ajánlott, ha veszélyeztetett növényi populációk közvetlen áttelepítésére van szükség. Gyakran használják arra, hogy növeljék a terület fajszámát, illetve lehetővé tegyék egy faj szétterjedését a magvetéssel, vagy szénatakarással gyepesített területen.

Miután sikerült létrehozni a kívánt gyepek közösség vázfajaiból álló növényzetet különböző utókezelésekkel szokás fenntartani, illetve elősegíteni a vegetáció további fejlődését (Kelemen et al. 2014). Ezek a kezelések a legtöbb esetben a kaszálás, vagy a legeltetés, melyek segítségével növelhető a terület diverzitása, illetve elősegíthetjük különböző kísérőfajok betelepülését. A kaszálás és legeltetés általában felgyorsítja a gyepesedés folyamatát, de egyes esetekben kedvezőtlen következményei is lehetnek. A legelés és kaszálás legfontosabb hatása a föld feletti fitomassza csökkentése (Diemer et al. 2001; Bonanomi et al. 2006; Billeter et al. 2007). Gyepesítésekénél gyakran tapasztalható jelenség, hogy az első év után felhalmozódik a vetett fűfélék élő és holt fitomasszája (Carson & Peterson 1990; Deák et al. 2011). A felhalmozódott avar mennyisége gyakran a létrehozni kívánt gyeptípusra jellemző értékeknek akár többszöröse is lehet (Török et al. 2010b) és hátráltathatja számos célfaj megtelepedését a területen. Az felhalmozódott avar eltávolítása legeltetéssel, vagy kaszálással igen kedvező lehet a gyepregeneráció szempontjából, mivel így kolonizációra alkalmas mikroélelőhelyek keletkeznek (Bissels et al. 2006). A célfajok megtelepedésére alkalmas foltok egyúttal a gyomok megtelepedését is eredményezhetik, amennyiben azok nagy mennyiségben vannak jelen a magbankban, vagy a környező vegetációban. Ez felhagyott szántók gyepesítésekor fokozottan érvényes lehet különös tekintettel a gyomok magbankjára. Mindenképp érdemes megvizsgálni a terület magbankját, mielőtt kiválasztjuk a megfelelő utókezelést, nehogy az alkalmazott kezelés a terület újragyomosodását okozza (Török et al. 2009). A túlzott legeltetés emellett elősegítheti mérgező inváziós fajok terjedését is (pl. *Asclepias syriaca*, degradált homoki gyepekben, Csontos et al. 2009).

A legeltetésnek számos előnye van a kaszálással szemben. Talán a legfontosabb előnye az, hogy a megfelelő ütemezésű és irányú legeltetéssel hatékonyabban juttathatók be a célfajok propagulumai. Ha először egy jó állapotú

gyepben legeltetnek, majd onnan egy gyepesített területre hajtják az állatokat, azok nagy eséllyel juttatnak a területre propagulumokat szőrzetükön és tápcsatornájukban (Fischer et al. 1996; Mouissie et al. 2005; Mann & Tischew 2010). Másodsorban a legelési nyomás sokkal inkább változatos térben, főleg ha a szelektíven legelő lovakkal legeltetnek, mint a kaszálás, így sokkal mozaikosabb élőhelyszerkezet jöhet létre. Ezzel ellentétben a nehéz gépekkel végzett kaszálás inkább homogenizálja a vegetációt (Zechmeister et al. 2003). Az ilyen módon történő kaszálás talajtömörödést is okozhat (Schäffer et al. 2007), mely csökkentheti a célfajok megtelepedési sikerét. Kézi kaszálás ennél sokkal kedvezőbb, azonban ez költséges, munkaigényes és nagyobb területeken nehezen kivitelezhető.

A legeltetés nagyon szelektív, ami eltérő módon befolyásolhatja az egyes fajokat. A legtöbb legelő állatt általában elkerüli a szúrós, vagy fás növényeket, ami ezen növények elszaporodásához, míg például a pillangósok szelektív fogyasztása ezen fajok ritkulásához vezethet (Hayes & Holl 2003, Stroh et al 2002). A túllegeltetés és ebből fakadó túlzott taposás kedvez az ezt toleráló fajoknak, míg az erre érzékeny fajok visszaszorulnak (Belsky & Blumenthal 1997). A legelés intenzitásának és a kaszálás gyakoriságának helyes megválasztása nagyon fontos a gyepesítés végső sikeréhez (Dostálek & Frantík 2008).

Nagyon fontos az is, hogy milyen állattal legeltetünk. A szarvasmarhák viszonylag egyenletesen legelnek, de szelektíven, ezért különböző szúrós és fásszárú növények betelepedésére lehet számítani (Hayes & Holl 2003). Ha el akarjuk kerülni az ilyen szúrós és fásszárú növények felszaporodását célszerű lehet kecskékkal legeltetni (Celaya et al. 2010). Juhokkal történő legeltetés viszonylag homogén, alacsony vegetációt eredményez, viszont a gyepesítés szempontjából fontos fajokat károsíthatnak, főként nedvesebb élőhelytípusokban.

A kaszálás általában költségesebb, ugyanakkor kisebb élőlétszám-igényű kezelési lehetőség a legeltetésnél, ami hosszabb távon külön infrastruktúrát és munkaerőt igényel (kerítések, pásztorok). A kaszálás viszont sok gerinctelenre közvetlen káros hatást gyakorolhat, míg a legeltetésnél ez nem annyira jellemző, sőt az állati ürülék újabb gerinctelen fajok betelepülését teszi lehetővé (Humbert et al. 2009). Legeltetett területeken összességében komplexebb táplálkozási lánc kialakulására számíthatunk, mint a kaszáltakon (Wang et al. 2006).

## Célkitűzések

A Ph.D. értekezés három fejezetből áll, melyek mindegyike a jelölt által szerzőként jegyzett impakt faktoros nemzetközi és referált hazai lapokban megjelent közleményeken alapul.

Az első fejezetben alacsony diverzitású magkeveréssel gyepesített felhagyott szántók vegetációfejlődését és talajmagbankját tanulmányoztuk. Célunk egy gyakran használt gyepesítési módszer (magkeverék vetése és utókezelés évi egyszeri kaszálással) hatékonyságának vizsgálata volt a gyepek biodiverzitásának helyreállításában és a gyomok visszaszorításában. A következő kérdésekre kerestük a választ: (i) Mely gyomfajokat szorítja vissza az ilyen típusú gyepesítés? (ii) Mennyiben befolyásolja a gyomok visszaszorulását az eltérő előtörténet és magkeverék? (iii) Veszélyezteti-e a gyomvisszaszorítás sikerességét a gyom vegetáció magbankból történő újratelepedése?

A második fejezetben alacsony diverzitású magvetés és szénatakarással kombinált alacsony diverzitású magvetés vegetációfejlődésre gyakorolt hatását vizsgáltuk egykori szántóterületeken. Kérdéseink a következők voltak: (i) Hatékonyabb a szénatakarással kombinált magvetés a gyomfajok borításának és fitomasszájának visszaszorításában? (ii) Gyorsabb a *Festuca* fajok megtelepedése, ha a területeket nem csak magvetéssel, hanem szénatakarással kombinált magvetéssel gyepesítjük?

A harmadik fejezetben eltérő magtömegű, rövid életű keresztesvirágú (Brassicaceae) gyomfajok esetében értékeltük az avarvastagság csírázásra és a csíranövények fejlődésére gyakorolt hatását egy beltéri csíráztatási kísérletben. A következő kérdéseket tettük fel: (i) Hogyan befolyásolja a talajfelszínre rétegzett avar a vizsgált fajok csírázását és csíranövények fejlődését? (ii) Befolyásolja-e a magméret a vizsgált növényfajok növekvő avarvastagság alatt történő csírázását?

## Anyag és módszer

### *Mintaterületek*

Mindkét terepi vizsgálat mintavételi területei a mintegy 4000 hektáron elterülő Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer területén helyezkednek el, mely a Hortobágyi Nemzeti Park része (Nagykunság keleti része, N47°34'; E20°55'). Egy Life Nature program keretein belül került sor összesen több mint 760 hektárnyi egykori szántóterület gyepesítésére (LIFE04NAT/HU/000119). A 19. századi folyószabályozások előtt a terület a Tisza árterülete volt. A terület tengerszint feletti magassága 88 és 92 m között van. Az átlagos évi középhőmérséklet 9,5 °C, az átlagos évi csapadékmennyiség 550 mm körül mozog, melyből a legtöbb júniusban esik (80 mm). Az átlaghőmérséklet és az átlagos csapadék ingadozása igen nagy lehet a különböző években (Molnár 2004).

Az alacsony diverzitású magkeverékek vetését követő vegetációfejlődés vizsgálatához választott mintavételi területeken 2005-ben kezdődött a gyeprekonstrukció (<http://life2004.hnp.hu>; Török et al. 2010b). Ennek során talajelőkészítést követően (mélyszántás és simítózás) két-három őshonos fűfaj magjaiból álló alacsony diverzitású magkeveréket vetettek 17 felhagyott szántón (10 lucernás, 4 napraforgó és 3 gabona előveteményű terület, összesen 200 ha); 2005 (11 felhagyott szántó) és 2006 (6 felhagyott szántó) októberében. A *Festuca pseudovina* (67%) és *Poa angustifolia* (33%) magjait tartalmazó szik magkeveréket 9 felhagyott szántóterületen, míg a *Festuca rupicola* (40%), *Bromus inermis* (30%) és *Poa angustifolia* (30%) magjait tartalmazó lősz magkeveréket 8 felhagyott szántóterületen vetették. A természetvédelmi célú gyeprekonstrukció gyakorlatának megfelelően (Kiehl et al. 2010, Török et al. 2011) viszonylag alacsony, mintegy 25 kg/ha mennyiségben vetették a magkeverékeket. Vetést követően minden év kora júniusában a gyomok többségének magérését megelőzően, egyszeri kaszálással kezelték a területet, majd a kaszálékot elszállították a területről. Más kezelést nem folytattak a területen.

A terület talaja közepesen kötött (vályog - agyagos vályog). A talaj pH értéke 6,0-7,6 között változott. Alacsony só- (< 0,02%) és CaCO<sub>3</sub>-tartalom (< 2%) volt jellemző. Minden szántóterületen magas foszfor (általában 500-700 mg/kg) és kálium (általában 400-600 mg/kg) tartalmat mértek, mely gyakran előfordul hosszantartó szántóföldi művelés után. A területek jelölésekor az első betű az előveteményt (L – lucerna, G – gabona, N – napraforgó); a második betű a vetett

magkeveréket (S – szik, L – lösz); a jelölés végén lévő szám pedig a terület számát jelenti. Így a szik és lösz magkeveréssel vetett lucernások jelölése rendre LS1-LS4 és LL1-LL6, a szik és lösz magkeveréssel vetett gabonaföldek jelölése rendre GS1-GS2 és GL1 és a szik és lösz magkeveréssel vetett napraforgó földek jelölése rendre NS1-NS3 és NL1 voltak.

A magvetés és szénatakarással kombinált magvetés vizsgálatához három különböző előtörténetű mezőgazdasági területet választottunk ki. A területeken utolsóként termesztett növények a következők voltak: az első területen gabona (tengerszint feletti magasság: 91 m), a második területen napraforgó (tengerszint feletti magasság: 89 m) és a harmadikon lucerna (tengerszint feletti magasság: 89 m). Talajelőkészítés után (tárcsázás és simítózás), minden területet *Festuca pseudovina* magjaival vetettek be, 20 kg/ha vetőmagnormával. A szegélyeket elkerülve minden területen két 15×15 m nagyságú mintavételi területet jelöltünk ki. Az egyik mintavételi területen csak a fent leírt magvetést alkalmaztuk. A másik mintavételi területen a magvetés után szénatakarást végeztünk 5 cm vastagságban. A felhasznált széna egy közepes intenzitással legeltetett fajszegény löszgyepből (donor terület) származott. A löszgyep legnagyobb borítással rendelkező faja a *Festuca rupicola* (40-60%) volt, míg *Festuca pseudovina* nem volt a területen. A donor területen csak néhány kísérő fajnak volt 1% feletti átlagborítása: *Achillea collina*, *Carex praecox*, *Convolvulus arvensis*, *Coronilla varia*, *Dactylis glomerata*, *Medicago lupulina*, *Plantago media*, *Poa angustifolia*, *Salvia nemorosa* és *Vicia grandiflora*. A takaráshoz használt szénát 2008 júniusának végén gyűjtötték be és a magvetés után, októberben szórták ki a mintavételi területekre. A *Festuca pseudovina* és *F. rupicola* a környék szikes és löszgyepeire jellemző tömöttbokrú pázsitfűfajok. Mivel egy *Festuca* faj csak az egyik gyepesítési módszerrel került a területre meg tudtuk különböztetni, hogy egy adott egyed a vetésből (*F. pseudovina*), vagy a kiterített szénából (*F. rupicola*) származott. A gyepesített területeket évi egyszeri kaszálással kezelték. A kaszálékot összegyűjtötték a területről, de a mintavételi területeken szétterített szénát nem. Más kezelést nem alkalmaztunk.

### ***Terepi mintavétel***

Az alacsony diverzitású magkeveréssel vetett területek vegetációfejlődésének vizsgálata során szántóföldenként egy 5 m×5 m-es mintavételi területet jelöltünk ki, elkerülve a gyepesített terület szegélyét. Minden mintavételi területen kijelöltünk négy darab 1 m×1 m-es állandó kvadrátot. A kvadrátokban a vetés utáni három évben minden év júniusának elején, a kaszálás előtt felmértük az

edényes növényfajok százalékos borításértékeit. Ugyan ezzel a módszerrel vételeztük fel referenciaként 3 szikes (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae*) és 3 löszgyep növényzetét (*Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae*) a környéken.

A talaj magbank vizsgálata három évvel a vetést követően történt, a zárt, élő füvekből álló gyeptakaró kialakulása után. A magbank minták gyűjtése hóolvadás után történt, a növényzet felmérésére kijelölt állandó kvadrátokban, késő márciusban. 2008-ban 11 felhagyott szántón, 2009-ben 6 felhagyott szántón történt mintavétel. Kvadrátonként három darab, 4 cm átmérőjű és 10 cm mély talajfuratot vettünk. Ez mintavételi területenként 12 furatot jelentett (összesen 204 furat). Egy furat térfogata 126 cm<sup>3</sup> volt. Az egy kvadrátból vett mintákat egyként kezeltük, a talajminták magtartalom heterogenitásának csökkentésére. A mintákat ter Heerd et al. (1997) módszere alapján mosás segítségével koncentráltuk. Talajkoncentrálás közben a vegetatív növényi részeket egy 3 mm lyukbőségű durva szitával, míg a mag-mentes finom talaj részecskéket egy 0,2 mm lyukbőségű szitával távolítottuk el. A koncentrált mintákat vékony rétegben (maximum 3-4 mm) sterilizált virágföldet tartalmazó csíráztató ládába rétegeztük. A csíráztató ládákat kora májustól augusztusig árnyékolt nem fűtött üvegházban helyeztük el. A csíranövényeket rendszeresen számoltuk, határoztuk és eltávolítottuk. A nem vagy nehezen határozható példányokat átültettük és meghatározható állapotig neveltük. Július elején a csírázás megszűnését követően az öntözést. Az összeszáradt minta rétegeket óvatosan átforgattuk, majd augusztus végétől újraindítottuk a csíráztatást, ami november elejéig tartott. Az üvegházi és spontán bejutó magszennyezést steril földdel töltött kontrol ládák segítségével mértük.

A szénatakarással kombinált magvetés vizsgálata során a vetést követő években (2009-2011) minden mintavételi területen, 8 random módon elhelyezett 1×1 m-es kvadrátban felvettük az edényes növényfajok százalékos borításértékeit. A területek kaszálása előtt a kvadrátok környékén minden mintavételi területen 20 talajfelszín feletti fitomassza mintát vettünk. A begyűjtött fitomassza mintákat kiszárítottuk és fajokra válogattuk, majd 0,01 g pontossággal lemértük.

### ***Beltéri csíráztatásos kísérlet***

Hat rövid életű, eltérő magtömegű keresztesvirágú (*Brassicaceae*) fajt választottunk ki a vizsgálathoz (1. táblázat). A kiválasztott fajok (1) magtömege jól reprezentálja a Közép-Európai keresztesvirágú fajok magtömeg-spektrumát, valamint mindegyik faj (2) könnyen gyűjthető, illetve csírázatható. (3) A gyomvisszaszorítás értékelésén kívül ezen fajok eltérő avarrétegek alatt történő csíráztatásával következtethetünk egyes veszélyeztetett keresztesvirágú fajok

csírázásbiológiai jellemzőire is (például *Teesdelia nudicaulis* vagy *Arabis nemorensis*; Jentsch & Beyschlag 2003; Hölzel 2005; Burmeier et al. 2010). Mindegyik vizsgált faj előfordul számos száraz gyeptípusban. Magjaikat vadon élő populációkból, fajonként legalább 50 növényegyedről gyűjtöttük, 2006 és 2010 között. A magokat tisztítás után szárazon, szobahőmérsékleten tartottuk a csíráztatás kezdetéig, 2011 március végéig. Minden faj magjaiból 25 százalékos sorozatot számoltunk le, majd 0,001 g pontossággal megmértük a tömegüket.

A csíráztatáshoz 8 cm×8 cm×12 cm méretű virágcserepeket töltöttünk meg sterilizált virágfölddel (pH: 5,0-7,0, N-tartalom (m/m%): min. 0,5, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-tartalom (m/m%): min. 1,0, K<sub>2</sub>O-tartalom (m/m%): min. 0,2; a gyártó adatai alapján). A felszint elsimitottuk és cserepenként 100 magot; így összesen fajonként 2500 magot vetettünk el. A magokat enyhén a talajfelszínbe nyomtuk, nem takartuk le földdel. A magvetést követően a felszínre *Festuca pseudovina* avart helyeztünk el a következő mennyiségekben: 0 g/cserép (csupasz talaj, nincs avar), 0,48 g/cserép (avar 75 g/m<sup>2</sup>), 0,96 g/cserép (avar 150 g/m<sup>2</sup>), 1,92 g/cserép (avar 300 g/m<sup>2</sup>) és 3,84 g/cserép (avar 600 g/m<sup>2</sup>). Az avarmennyiségeket a szikes gyepekben tapasztalt biomassza viszonyok alapján határoztuk meg (lásd Kelemen et al. 2013). Az avart 2010 nyarán gyűjtöttük, Hortobágy településhez közeli szikes gyepeken (N 47° 34' E 20° 55').

Hat fajt csíráztattunk, 5 féle kezeléssel, fajonként 5 ismétlésben; emellett húszt sterilizált virágfölddel töltött kontrol cserepet használtunk az esetleges magszennyezés kimutatására. Ez összesen 170 cserepet jelentett. A csíráztatás természetes megvilágítás mellett történt. A cserepeket rendszeresen öntöztük az optimális vízellátottság érdekében. A csíráztatás összesen 29 hétig tartott (március végétől kora novemberig). Késő júliustól szeptember elejéig az öntözést szüneteltettük, hogy a nyár közepén tapasztalható szárazságot modellezzük. A csíranövényeket, melyek az avar felszínén láthatóvá váltak rendszeres ellenőrzés mellett eltávolítottuk.

**1. táblázat** A csíráztatott Brassicaceae fajok magtömege, növekvő magtömeg szerinti csoportosításban (mg, átlag±SE, N=25).

Fajok	Gyűjtés ideje	Magtömeg
<i>Arabidopsis thaliana</i>	2009. május 14.	0,016±0,001
<i>Erophila verna</i>	2010. április 24.	0,023±0,001
<i>Descurainia sophia</i>	2007. július 10.	0,112±0,001
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	2009. május 13.	0,113±0,001
<i>Lepidium perfoliatum</i>	2006. június 15.	0,736±0,004
<i>Lepidium campestre</i>	2008. június 26.	3,056±0,010

## *Adatfeldolgozás*

Az alacsony diverzitású magkeverékkel vetett területek vegetációfejlődésének vizsgálata során az *Elymus repens* és *E. hispidus* vegetatív állapotban történő határozása nehézségekbe ütközött, így *Elymus* fajok néven összevontan kezeltük őket az elemzések során. Az előbbihez hasonlóan a *Typha angustifolia* és a *T. latifolia* csíranövényeit is összevontuk, *Typha* fajok néven jelöltük.

Gyomnak tekintettük az adventív kompetitorokat (AC, pl. *Conyza canadensis*, *Ambrosia artemisifolia*), ruderális kompetitorokat (RC, pl. *Cirsium arvense*, *Elymus repens*) és a nagyrészt alacsony kompetitív képességű, egy és két éves egyszikűeket és kétszikűeket (Borhidi 1995). Minden fajt egyszerűsített funkcionális csoportokba rendeztünk a Ranunkiaer-féle életforma kategóriák és morfológiai tulajdonságok felhasználásával. Ezek a csoportok a rövidéletűek (Th, TH) és évelők (H, G, Ch). Morfológiai tulajdonságok alapján fűneműekre (Juncaceae, Cyperaceae és Poaceae) és dudvaneműekre osztottuk fel a növényeket. A különböző évek növényzetének borítás értékeit és fajgazdagság értékeit ANOVA segítségével hasonlítottuk össze. A különbségek kimutatására Tukey tesztet használtunk (Zar 1999). A gyepesített szántók vegetációját Bray-Curtis hasonlóság alkalmazásával NMDS ordinációval hasonlítottuk össze (Legendre & Legendre 1998).

A magvetést és szénatakarással kombinált magvetést összehasonlító vizsgálatban a gyomokat a Borhidi féle szociális magatartástípusok (Borhidi 1995) alapján soroltuk be, mely a Grime féle C-S-R stratégiák helyi viszonyokra adaptált változata (Grime 1979). A gyomok felsorolása a Függelék A táblázatban található. Az elemzéseknél a fajokat fűnemű (Poaceae, Cyperaceae és Juncaceae) és dudvanemű (kétszikűek és nem fűnemű egyszikűek, mint pl.: Liliaceae, Typhaceae, Iridaceae és Orchidaceae) csoportokra bontottuk. A fitomassza mintákban a *Festuca pseudovina* és *F. rupicola* vegetatív elkülönítése nem volt lehetséges, ezért a biomassza adatokkal történő számításoknál *Festuca* spp. néven összevontuk őket. SPSS 17.0 programmal RM GLM-et számoltunk, ahol az idő (ismétlődő faktor), a terület és a gyepesítési módszer (magvetés + szénatakarással kombinált magvetés) fix faktorok voltak, míg a block design kovariáns volt (Zar 1999). A borításértékek alapján CANOCO 4.5 program segítségével DCA ordinációt használtunk (ter Braak & Šmilauer 2002).

A kersztesvirágú fajok avartakarásos csíráztatása során egyutas lineáris modellel (GLM) elemeztük az avarvastagság és magtömeg (fix faktorok) hatását a

csírázási sikerre (Zuur et al. 2009). Az avarvastagság egyes fajokra gyakorolt hatásait egyszempontú variancia-analízissel (ANOVA) és Tukey teszttel vetettük össze. Az egyes fajok összehasonlíthatósága érdekében az adatokat standardizáltuk, az avarborítás nélküli kezelésben kelt csíranövények számával. A statisztikai elemzésekhez az SPSS statisztikai programot használtuk.

## 1. fejezet

# Magvetéses gyepesítést követő vegetációdinamika és magbank

## Bevezetés

A felhagyott mezőgazdasági területeken zajló gyeprekonstrukció kiváló lehetőséget nyújt a biodiverzitás csökkenés mérséklésére (Ewers & Didham 2005, Plieninger & Gaertner 2011). Gyeprekonstrukció során új gyepterületeket alakíthatunk ki, növelhetjük a megmaradt gyepfragmentumok területét, összekapcsolhatjuk a meglévő gyepterületeket vagy pufferzónát alakíthatunk ki körülöttük. Így a környező mezőgazdasági területek kedvezőtlen hatásai is (peszticidek, műtrágya beszivárgása, zavarás) hatékonyan csökkenthetők (Critchley et al. 2003). A gyeprekonstrukció további előnye lehet, hogy segítségével visszaszoríthatjuk a gyomokat a felhagyott termőterületeken, útszéleken és szántóföldmezsgyéken (Blumenthal et al. 2005). Közép- és Kelet-Európában a gyomok visszaszorítása egyre fontosabb, hiszen az elmúlt évtizedekben egyre nőtt a felhagyott szántók területe (Cramer et al. 2008), melyek fontos kolonizációs pontként szolgálhatnak invazív fajok, pl. a selyemkóró (*Asclepias syriaca*) vagy a parlagfű (*Ambrosia artemisifolia*) terjedésében (Csontos et al. 2009; Pinke et al. 2011; Albert et al. 2014). Ezért kiemelt fontosságú a gyomok felhagyott szántóterületeken történő visszaszorítása, terjedésük lassítása, megakadályozása (Blumenthal et al. 2003). A gyomvisszaszorítás és a gyepesítés általában költséges beavatkozás. Ha a gyepesítéssel csökkentjük a gyomvisszaszorítás költségeit az a természetes gyep megőrzése mellett újabb okot adhat a döntéshozóknak a gyeprekonstrukciós beavatkozások támogatására.

A gyomok, mint ruderalis (R) stratégiájú növények általában gyors növekedésűek, rövid élettartamúak és szaporodásuk során nagyszámú, gyakran perzisztens magot képeznek (Grime 1979; Thompson et al. 1997). A felhagyott szántóföldek korai kolonizálóiaként gyorsan elszaporodnak a már földben lévő vegetatív propagulum-bankjaikból (gyökérsarjjal, rizómával) vagy a magbankból (Grime 1979, Prach et al. 2007). Tápanyagban gazdag szántóföldi körülmények között a gyomok gyakran sikeres kompetitorok, de kései szukcessziós stádiumokra jellemző kompetitív környezetben általában kevésbé sikeresek (Blumenthal et al. 2005, Török et al. 2008). Ezek alapján eredményesen visszaszoríthatnánk őket, ha kései szukcessziós stádiumra jellemző fajok vetésével kompetitív biotikus környezetet alakítunk ki. Ezért a magvetéses gyeprekonstrukciót gyakran

javasolják, főként olyan területeken, ahol erőteljes gyomosodás várható (Prach & Hobbs 2008; Hedberg & Kotowski 2010). A magvetés gyomokra gyakorolt hatását mégis kevesen vizsgálták (de lásd például: van der Putten et al. 2001; Lepš et al. 2007).

Vizsgálataink során alacsony diverzitású magkeveréssel gyepesített felhagyott szántók vegetációfejlődését és talajmagbankját tanulmányoztuk. Célunk egy gyakran használt gyepesítési módszer (alacsony diverzitású magkeverék vetés évi egyszeri kaszálással) hatékonyságának vizsgálata volt a gyepek biodiverzitásának helyreállításában és a gyomok visszaszorításában. A következő hipotéziseket teszteltem: (i) Az egyes gyomfajok eltérően reagálnak az ilyen típusú gyepesítésre. (ii) A gyomvisszaszorítás hatékonysága az eltérő előtörténetű gyepesített területeken különböző. (iii) A gyomvisszaszorítás sikerességét veszélyeztetheti a gyom vegetáció magbankból történő újratelepedése.

## **Eredmények**

### *Vegetáció*

A gyepesítést követő első évben még rövid életű fajok domináltak a vegetációt. Ezt azonban a legtöbb szántón fokozatosan egy a vetett fűvek által dominált évelő fajokból álló vegetáció váltotta fel. A növényzet időbeli fejlődése az 1. ábrán látható. A harmadik évre a szik és lösz magkeverékkel gyepesített szántók növényzete elkülönült egymástól. A harmadik évre a vegetációt jelző pontok minden elővetemény esetében közelítettek a természetközeli állapotú referencia gyepek pontjaihoz.

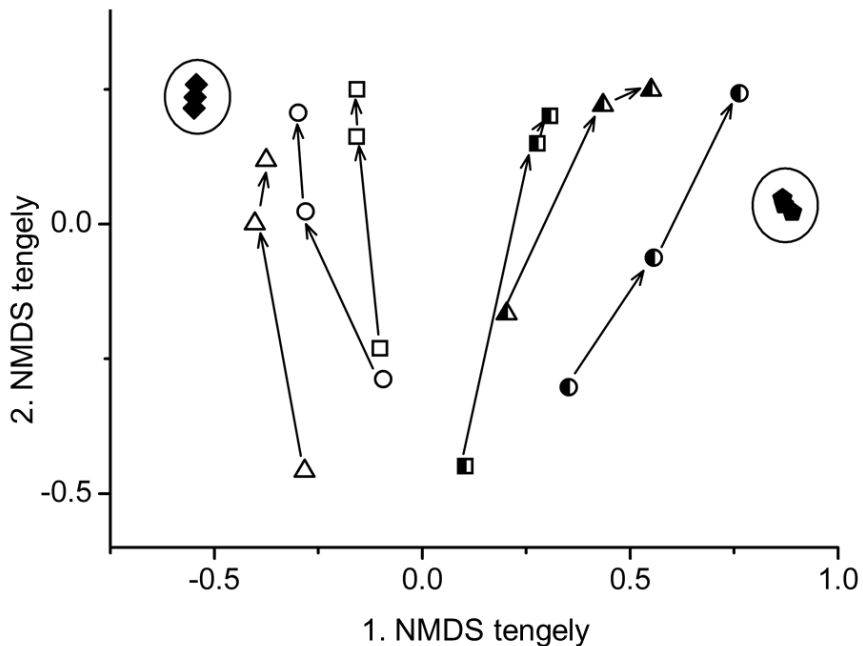
A vizsgálat három éve alatt összesen 113 növényfajt (köztük 47 gyom fajt) azonosítottunk a gyepesített szántókon. Ezek közül 34 faj rendelkezett számottevő borítással (legalább egy szántón, egy évben 5% feletti borítás, Függelék B). Az első évben tapasztaltuk a legnagyobb átlagos fajszámot és rövid életű gyom fajszámot. Mindkét magkeverékkel gyepesített szántókon csökkent a fajszám az évek során (2. táblázat, RM ANOVA,  $N = 9$ ,  $F = 20,9$  és  $39,3$  a teljes és rövidéletű gyom fajszámra,  $P < 0,001$ ). Az első évben majdnem minden területen jellemző volt a rövid életű gyomok nagy borítása (lásd. 1. ábra és Függelék B). Az első év után a rövid életű gyomok borítása szignifikánsan csökkent. A vetett fűvek borítása viszont minden gyepesített szántón nőtt (RM ANOVA. Szik magkeverék esetén:  $N = 9$ ,  $F = 37,6$  és  $25,5$  a gyomok és a vetett fűvek borítására,  $P < 0,001$ . Lösz magkeverék esetén:  $N = 8$ ,  $F = 60,6$  és  $67,5$  a gyomok és vetett fűvek borítására,  $P <$

0,001, Függelék B). A harmadik évre minden gyepesített szántón élőlő fajok, köztük a vetett fűvek, váltak dominánssá.

Egyes gyepesített szántókon nagy borítása volt olyan élőlő gyomoknak, melyek hiányoztak a referencia gyepekből (Függelék B és C). A legtöbb szik magkeverékkel gyepesített lucerna előveteményű szántón magas, vagy egyre növekvő borítása volt az *Elymus* fajoknak (Függelék B). Az LS1 és LS2 szántókon szignifikánsan növekedett az *Elymus* fajok borítása a vizsgálat három éve alatt (RM ANOVA, N = 4, LS1:  $P < 0,001$ ,  $F = 25,83$  és LS2: marginálisan szignifikáns,  $P = 0,052$ ,  $F = 5,05$ ). A legtöbb szik magkeverékkel gyepesített gabona és napraforgó előveteményű szántón magas *Cirsium arvense* borítást detektáltunk. A GS2, NS1, NS2, NS3 szántón az első évtől a harmadik évig növekedett a *Cirsium arvense* borítása (a GS1 esetében szignifikánsan: RM ANOVA, N = 4,  $F = 7,59$ ,  $P = 0,023$ , és marginálisan szignifikánsan az NS1 szántón:  $F = 4,12$ ,  $P = 0,079$ ). Az előzőektől eltérően a lősz magkeverékkel gyepesített szántók nagy részén az élőlő gyomok vagy alacsony borítással (általában 5%-nál kisebb borítással), vagy csökkenő borítással voltak jelen az első évet követően, függetlenül az előveteménytől (például az élőlő gyomok borítása a GL1 szántón az első évben 35,1%, a harmadik évre 15,8%-ra csökkent). Azonban a GL1 szántón a *Cirsium arvense* borítása a harmadik évre nagy ingadozás mellett az első évi 7,1%-ról 14,3%-ra emelkedett.

**2. táblázat.** A szik és lősz magkeverékkel gyepesített területeken kimutatott rövid életű gyomok fajsza és borításértékei és a vetett fűvek borításértékei (átlag±SE, %). A különböző betűk a felső indexben az évek közötti szignifikáns különbségeket jelölik (RM ANOVA és Tukey teszt,  $p < 0,001$ , N = 9 „szik” magkeverék esetében, N = 8 lősz magkeverék esetében).

	1. év	2. év	3. év
<b>„Szik” magkeverék</b>			
Fajsza	15,3±1,1 <sup>a</sup>	9,7±1,4 <sup>b</sup>	6,8±0,9 <sup>b</sup>
Rövid életű gyomok fajsza	8,1±0,7 <sup>a</sup>	3,3±0,8 <sup>b</sup>	1,3±0,5 <sup>b</sup>
Vetett fűvek borítása	22,6±7,6 <sup>a</sup>	54,7±11,3 <sup>b</sup>	67,6±5,8 <sup>b</sup>
Rövid életű gyomok borítása	64,2±9,9 <sup>a</sup>	18,5±6,8 <sup>b</sup>	1,7±0,6 <sup>b</sup>
<b>„Lősz” magkeverék</b>			
Fajsza	15,4±0,5 <sup>a</sup>	9,0±1,0 <sup>b</sup>	8,1±0,6 <sup>b</sup>
Rövid életű gyomok fajsza	7,8±0,6 <sup>a</sup>	2,0±0,4 <sup>b</sup>	1,0±0,3 <sup>b</sup>
Vetett fűvek borítása	16,0±5,0 <sup>a</sup>	76,5±6,8 <sup>b</sup>	86,7±3,2 <sup>b</sup>
Rövid életű gyomok borítása	69,6±8,5 <sup>a</sup>	4,3±1,2 <sup>b</sup>	1,8±0,6 <sup>b</sup>



**1. ábra.** Az alacsony diverzitású magkeverékekkel vetett lucerna, gabona és napraforgó előtörténetű szántóterületek vegetációfejlődése a referenciagyeppekhez képest NMDS ordináción szemlélítve. Jelmagyarázat: „szik” magkeverékkel vetett lucerna előveteményű területek (LS) = üres négyzet; „szik” magkeverékkel vetett napraforgó előveteményű területek (NS) = üres háromszög; „szik” magkeverékkel vetett gabona előveteményű területek (GS) = üres kör; „lősz” magkeverékkel vetett lucerna előveteményű területek (LL) = félig kitöltött négyzet; „lősz” magkeverékkel vetett napraforgó előveteményű területek (NL) = félig kitöltött háromszög; „lősz” magkeverékkel vetett gabona előveteményű területek (GS) = félig kitöltött kör; referencia gyeppek = teljesen sötét alakzatok (deltoid a szikes gyepnek (RS), ötszög a löszgyepnek (LS)).

## **Magbank és vegetáció**

A csíráztatás alatt összesen 76 faj 3802 csíranövényét távolítottuk el. Az átlagos magzsűrűség 4775-től 23741 mag/m<sup>2</sup>-ig változott, de jellemzően 11000 és 18000 mag/m<sup>2</sup> között volt. A magbankból kelt 21 leggyakoribb faj közül 13 gyom volt, összesen 2740 csíranövénnel, mely szinte minden gyepesített szántó magbankjának közel 70%-át adta. A rövid életű gyomnövények magjainak aránya a magbankban független volt az előveteménytől. A magbankból leggyakrabban csírázott faj a *Capsella bursa-pastoris* volt, ami majdnem minden gyepesített szántóról nagy mennyiségben kelt. A legnagyobb magzsűrűség értékek a lucerna előveteményű gyepesített szántókon voltak (szik magkeveréssel vetett lucerna előveteményű gyepesített szántókon: 2719 - 4708 mag/m<sup>2</sup>; lősz magkeveréssel vetett lucerna előveteményű gyepesített szántókon: 4377 - 10345 mag/m<sup>2</sup>). Az *Echinochloa crus-galli* inkább a gabona és napraforgó előveteményű területekről csírázott; míg a lucerna előveteményű területekről mindössze néhány egyed kelt ebből a fajból. A legtöbb gyomfaj esetében nem találtunk a magvetés és az elővetemény típusától függő egyértelmű trendeket. A gyomok mellett csak néhány pionír és higrofiton fajnak volt számottevő magbankja. A *Gypsophilla muralis* és *Matricaria chamomilla*, melyek a szikes gyepek jellemző rövid életű pionír fajai, csak a szik magkeveréssel gyepesített lucerna és gabona előtörténetű szántókon rendelkeztek számottevő magkészlettel (*Gypsophilla muralis*: 133 - 6499 mag/m<sup>2</sup>, *Matricaria chamomilla*: 66 - 4642 mag/m<sup>2</sup>). A szélterjesztésű, apró magvú higrofitonok magjai (*Typha* fajok és az *Epilobium tetragonum*) minden gyepesített szántóról csíráztak. A vetett fűvek magkészlete volt a legszórványosabb; számottevő, 1000 mag/m<sup>2</sup> denzitást meghaladó magbankkal csak a *Poa angustifolia* rendelkezett (maximálisan 1260 mag/m<sup>2</sup>). A legtöbb évelő dudvanemű gyom alacsony denzitású magkészlettel rendelkezett (általában néhány száz mag/m<sup>2</sup>), az évelő fűnemű gyomoknak nem volt kimutatható magkészlete.

A vegetációból és magbankból összesen 146 edényes növényfajt mutattunk ki. A magbank fajösszetétele leginkább az első évi vegetáció fajkészletéhez hasonlított, azonban csak kis mértékben; a Jaccard-féle hasonlóság 0,16 és 0,38 szélső értékek között változott. A hasonlóság értékek átlagai az első évtől a harmadikig csökkentek mindkét magkeverék típusal gyepesített szántókon (RM ANOVA, P<0,001, szik magkeverék N = 9, F = 13,53; lősz magkeverék N = 8, F = 19,93). Több az első éven nagy borítású, majd visszaszoruló rövid életű gyomfaj rendelkezett jelentős magbakkal (például *Capsella bursa-pastoris*, *Matricaria inodora*). Más rövid életű gyomok, mint például a *Fumaria officinalis*, *Fallopia concolvulus*, *Bromus arvensis*, *Papaver rhoeas*, *Veronica hederifolia* csak igen

szórványos magbankkal rendelkeztek. Viszont több a vegetációban kis borítással rendelkező rövid életű gyomnak jelentős magbankja volt (pl. *Echinochloa crus-galli*: 66 - 7029 mag/m<sup>2</sup>, *Setaria glauca*: 66 - 6300 mag/m<sup>2</sup> és *S. viridis*: 66 - 1790 mag/m<sup>2</sup>).

## Diszkusszió

### *Gyepregeneráció és a gyomok visszaszorítása*

Az alacsony diverzitású magkeverék vetésével és évi egyszeri kaszálással három év alatt sikerült vetett vázfajokból álló gyepet létrehozni a felhagyott szántóterületen. A vizsgált gyepesítési módszer hatékonyan visszaszorította mind a dudvanemű, mind a fűnemű gyomokat. A rövid életű gyomok borításértékei az első évi átlagos 64-67%-ról a harmadik évre jelentősen lecsökkentek (mintegy 2%-ra). Alacsony és magas diverzitású magkeverékekkel végzett külföldi gyepesítési vizsgálatok is hasonló eredményre jutottak (Lepš et al. 2007, Jongepierová et al. 2007, Pywell et al. 2002). A rövid életű gyomok gyors visszaszorulása több okra is visszavezethető: (i) kompetíciós képességeik általában alacsonyak (Tilman 1982) és; (ii) sok faj nem képez perzisztens magkészletet a talajban, ezt több faj esetében tapasztaltuk ebben a vizsgálatban. (iii) A felhalmozódott avar, vagy a növényi biomassa fizikai barriert formálhat és beárnyékolja a talajfelszínt (Van der Putten et al. 2001), illetve az avar bomlásával allelopatikus anyagok szabadulhatnak fel, melyek gátolhatják csírázásukat (Ruprecht et al. 2008).

Egyes területeken hátráltatták az összefüggő gyeptakaró kialakulását a növekvő borítással megjelenő évelő gyomok. Vizsgálatunkban a leggyakoribb évelő gyomfajok az *Elymus repens*, *E. hispidus* és a *Cirsium arvense* voltak. Ezen fajok más vizsgálatokban is problémát jelentettek. Magvetést követően (*Elymus repens*, Lepš et al. 2007; Jongepierová et al. 2007) felhagyott szántók spontán gyepesedésekor (*Elymus repens* és *Cirsium arvense*, Ruprecht 2005, Prach & Pyšek 2001, *E. hispidus*, Török et al. 2010a) illetve legelőkön (*Cirsium arvense*, De Bruijn & Bork 2006) szintén megnövekedett borításukról számoltak be.

Ezek az évelők hatékonyan terjednek vegetatív módon, gyökérsarjaik segítségével. A talajelőkészítés során elaprózódott gyökérsarjokról gyorsan megtelepednek a magvetést követően (Lepš et al. 2007, Prach et al. 2007). Ezen felül a *Cirsium arvense* jelentős magbankkal is rendelkezik (ebben a vizsgálatban mintegy 1790 mag/m<sup>2</sup> mag­sűrűsége­et találtunk), magjait hatékonyan terjeszti a szél, másodlagosan pedig a hangyák (Albrecht 2005; Lengyel et al. 2010). Az évelők gyors borításvnövekedését a talaj magas tápanyagtartalma is segítette, mely gyakori a

felhagyott szántókon (Deák et al. 2008). Az évelő gyomok visszaszorításhoz intenzívebb kezelési beavatkozások és hosszabb idő szükséges, mint a vizsgálat időtartama. Évi többszöri kaszálással (az *Elymus repens* visszaszorítása, Parr & Way 1988), vagy nagy állatállománnyal történő intenzív szakaszos legeltetéssel (de Bruijn & Bork 2006) csökkenthető lenne az évelő gyomok borítása.

A mezőgazdasági gyakorlatban használt magasabb vetőmag normájú vetés is megoldást jelenthet, ami mintegy 80 - 100 kg/ha (akár 500 kg/ha-ig; van Andel & Aronson 2006) vetőmag normát jelent. Az ilyen vetés eredménye egy sűrű, zárt gyeppé, mely valószínűleg az alacsony vetőmag normájú vetésnél hatékonyabb a gyomok visszaszorításában, de a későbbiekben gátolhatja a kívánt kísérőfajok betelepülését (Hellström et al. 2009, Vida et al. 2008).

### ***Magkeverékek és elővetemény***

A szántók gyepesedését azok előtörténetétől függően számos hatás késleltetheti; például (i) ha hiányzik a helyreállítani kívánt gyeptársulásra jellemző magbank és a további magforrások (Bissels et al. 2006, Valkó et al. 2011); (ii) ha magas a talaj-tápanyagtartalma (Pywell et al. 2002); vagy ha (iii) a gyomok vegetatív és generatív propagulum készlete megnövekedett a talajban (Hutchings & Booth 1996). A magvetéses vizsgálatok kivitelezésekor gyakran alábecsülik ezeket a gátló tényezőket. Mindezt arra alapozzák, hogy a vetéssel minden a gyeppé kialakulását gátló tényezők felülkerekednek. Így a magvetéses gyepesítést olyan területeken ajánlják, ahol a spontán szukcesszió folyamatát az intenzív és gyors gyomosodás akadályozza (Pywell et al. 2002, Török et al. 2010a). Vizsgálataink során igazoltuk, hogy a gyomok visszaszorításának hatékonysága magvetést követő évi egyszeri kaszálás alkalmazásakor nagyban függ a gyepesíteni kívánt szántó előveteményétől és a használt magkeveréktől. Több szik magkeveréssel gyepesített szántón növekedett az évelő gyomok aránya a vegetációfejlődés három éve alatt. Ezzel szemben a lősz magkeveréssel gyepesített szántókon sokkal kisebb volt az évelő gyomok aránya. Ezen különbség egyik oka az eltérő magkeverékek használatában keresendő. A lősz magkeverék *Bromus inermis* magjait is tartalmazta, mely egy magas növésű, klonálisan szaporodó fűfaj, így valószínűleg hatékonyabban versengett a szintén klonálisan szaporodó *Cirsium arvense*-vel, vagy *Elymus repens*-vel, mint egy alacsonyabb zsombékoló, vagy gyeppépző fűfaj.

A különböző előveteményű, de azonos magkeveréssel gyepesített szántóterületeken eltérő volt a gyepesítés sikeressége. A lucerna előveteményű területeken gyorsan megtelepedő, évelő fűnemű gyomok jelentek meg (*Elymus* fajok). Ezzel szemben a gabona és napraforgó előveteményű területeken egy évelő dudvanemű gyom, a *Cirsium arvense* szaporodott el. A lucerna előveteményű

területeken az évelő dudvanemű gyomok hiányát éppen a gyepesítés előtt területen termesztett lucerna okozhatta. A lucerna, évelő kétszikű fajként eredményesen szoríthat vissza egyes gyomfajokat (köztük a *Cirsium arvense*-t). Ezt egy előző vizsgálatban is kimutatták (Török et al. 2010a). Az említett vizsgálatban a lucerna előtörténetű területeken volt a legalacsonyabb a *Cirsium arvense* borítása és az évelő lucerna borítását fokozatosan évelő fűborítás váltotta fel, anélkül, hogy közben az évelő kétszikű gyomok elszaporodtak volna. Más kutatásokban jelentős *Cirsium arvense* borításról számoltak be gabona és kukorica előveteményű szántóterületekről (utóbbi elővetemény művelése elég hasonló a napraforgóéhoz), mely megegyezik ebben a vizsgálatban gabona és napraforgó előveteményű gyepesítéseinken kapott eredményekkel (Jongepierová et al. 2004, de Bruijn & Bork 2006). Eredményeink rávilágítanak arra, hogy az eltérő magkeveréssel vagy különböző előveteményű területeken történő gyepesítési beavatkozások esetében hasonló sikerességhez gyakran eltérő mértékű gyepesítési beavatkozás és utókezelés lehet szükséges.

### **Magbank**

A felmért gyepesített szántókon tapasztalt magdenzitás adatok (körülbelül 2800 - 20500 mag/m<sup>2</sup>) az eddig mezőgazdasági területeken kimutatott magdenzitási intervallum alsó harmadába esnek (250 - 130300 mag/m<sup>2</sup>, Cavers & Benoit 1989). Eredményeink igazolták, hogy több a magbankból csak szórványosan kimutatott rövid életű gyomfaj hatékonyan eltávolítható az alkalmazott gyepesítési módszerrel a gyepesített szántókról (például *Fumaria officinalis*, *Bromus arvensis*). Úgy tapasztaltuk, hogy több sikeresen visszaszorított (például *Capsella bursa-pastoris*, *Matricaria inodora*), vagy a felvételeinkből hiányzó (pl. *Setaria viridis*, *Setaria glauca*) gyom magkészlete továbbra is jelentős, mely lehetővé teszi későbbi megtelepedésüket. Ezt az eredményt más szerzők eredményei is megerősítik (Thompson et al. 1997, Davis et al. 2005, Török et al. 2009). Több a szántóföldi növénytermesztés során általánosan használt módszer (például sekélyszántás, tárcsázás) számos gyomfaj csírázását indítja meg, egyúttal csökkentve a talajban lévő magbankjukat (Lutman et al. 2001). A vizsgálatunkban gyorsan kialakuló évelő borítás és a talajbolygatás hiánya visszaszorította ugyan a rövid életű fajokat és megakadályozta csírázásukat (az első évet kivéve), de ezzel együtt segítette a magbankjuk megőrzését a talajban. A gyepek felnyílása a későbbiekben fokozhatja a gyomok magbankból történő újrateledését, így az olyan kezelési módszerek, mint például a legeltetés, melyek elősegítik szabad talajfelszín kialakulását és növelik a gyomok számára kedvező mikroélethelyek számát, kerülendőek a gyepesítést követő első néhány évben (Renne & Tracy 2007).

## 2. Fejezet

### **Szénatakarással kombinált magvetés alkalmazása a gyomvisszaszorításban**

#### **Bevezetés**

Fragmentált táji környezetben a megmaradt gyepterületek védelme és helyreállítása a biodiverzitás megőrzésének szempontjából kiemelten fontossá vált Európában (Bischoff 2002; Eggenchwiler et al. 2009). Az EU gyepterületek védelmében hozott intézkedéseinek és a támogatási rendszer átalakulásának következtében a korábbi szántóterületeken zajló természetvédelmi célú gyepesítések Európa-szerte fellendültek (Cramer et al. 2008, Lindborg et al. 2008). A nemzetközi trendeknek megfelelően a hazai mezőgazdasági és természetvédelmi gyakorlatban is teret nyert a természetvédelmi célú gyeptelepítés és ezzel összefüggésben a hagyományos módon zajló gyepgazdálkodás (Deák et al. 2008; Pullin et al. 2009). A gyepesítések fő célja, hogy visszaállítsuk a gyepek fajgazdagságát; puffer zónákat hozunk létre a még meglévő természet-közeli gyepek körül; illetve „zöld folyosókkal” kössük össze ezeket (Walker et al. 2004). A természetvédelmi célú gyepesítések során alacsony denzitású magkeverék vetését (kevesebb, mint 30 kg/ha) vagy szénatakarás alkalmazását javasolják (Kiehl et al. 2010; Rydgren et al. 2010; Török et al. 2011).

A két módszer együttes alkalmazása a vetett gyep gyors megtelepedését biztosíthatja, bár mindkét módszernek megvannak a hátrányai (Kiehl et al. 2010). A magvetéses gyepesítésnél pontosan ismerjük a területre juttatott keverék összetételét és mennyiségét, azonban a gyepesítést követő első években jelentős gyomosodás tapasztalható (Lepš et al. 2007). Szénatakarás alkalmazásával általában hatékonyabban visszaszoríthatók a fénykedvelő gyomok, mint magvetés alkalmazásával. A szétterített széna megvédi a talajfelszínt a kiszáradástól és lehetővé teszi a későbbi szukcessziós stádiumokra jellemző növényfajok megtelepedését (Fowler 1988; Török et al. 2010b). Azonban a széna fajösszetétele igen változatos lehet és nehéz pontosan meghatározni magtartalmát (Kiehl et al. 2010; Hedberg & Kotowski 2010). Így a szénatakarással történő gyepesítés végkimenetele nehezen megjósolható. A két módszer együttes alkalmazása ritka (de lásd Donath et al. 2007), pedig irányított, kiszámítható vegetációfejlődés lenne elérhető vele a korai gyomosodás hatékony visszaszorításával.

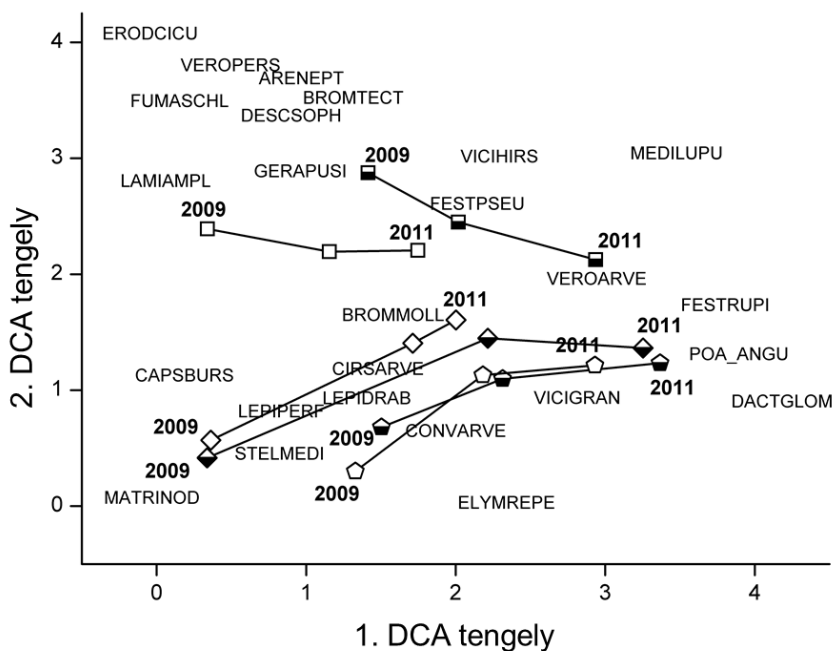
Munkám során alacsony diverzitású magvetés és szénatakarással kombinált alacsony diverzitású magvetés vegetációfejlődésre gyakorolt hatását vizsgáltam három korábbi szántóterületen. A következő hipotéziseket teszteltem: (i) kisebb a gyomfajok borítása és fitomasszája a szénatakarással kombinált magvetéssel gyepesített területeken. (ii) A szénatakarással kombinált magvetéssel gyepesített területeken hatékonyabban telepedtek meg a *Festuca* fajok, mint csak magvetéssel.

## Eredmények

### Vegetációfejlődés

A kutatás három éve alatt a kezdeti gyomvegetációt gyorsan élő füvekből álló gyeptakaró váltotta fel (2. ábra). A kísérlet ideje alatt 125 növényfajt detektáltunk, melyből 56 gyomfaj volt. A gyomfajok a Függelék A táblázatban találhatóak. Mind a fajszám (átlag 19,3 faj/m<sup>2</sup>-ig), mind az összborítás (átlag 97,8%-ig) a második évben volt a legmagasabb. Az első évre minden területen rövid életű gyomfajok magas borítása volt jellemző. A kísérlet előrehaladtával növekvő élő fűborítás és a gyomok borításának csökkenése volt jellemző a területtől és gyepesítési módszertől függetlenül (Függelék D). A gyomvisszaszorítás mértékét szignifikánsan befolyásolta a gyepesítési módszer, illetve szignifikáns különbségek voltak az egyes területek között (Függelék E és F). Általában alacsonyabb gyomborítást tapasztaltunk a szénatakarással kombinált magvetéssel gyepesített mintavételi területeken. A harmadik évre a gyomok borítása harmadára csökkent az első évihez képest és csak néhány élő gyomfaj volt jelen alacsony borítással (az élő gyomok legnagyobb átlagborítása minden évben és minden területen kisebb volt 3 százaléknál). Azon fajok közül, melyek feltételezhetően a szénatakrás miatt telepedtek meg a következőknek volt legalább egy kvadrátban 5 százalékot meghaladó borítása: *Dactylis glomerata*, *Festuca rupicola*, *Medicago lupulina*, *Poa angustifolia* és *Vicia grandiflora*.

Szignifikánsan magasabb borítással rendelkeztek a *Festuca* fajok a szénatakarással kombinált magvetéssel gyepesített mintavételi helyeken. Az első évben a vetett *F. pseudovina* kissé nagyobb borítással volt jelen a kombinált módszerrel gyepesített területeken (Függelék D). A második évre a *F. pseudovina* borítása 15,2 és 24,6 százalék közé emelkedett, de a harmadik évre ez lecsökkent 1,3-2,5 százalékra. A *F. rupicola* többnyire a kombinált módszerrel gyepesített mintavételi területen telepedett meg, de kis mennyiségben a csak *F. pseudovina* magjaival gyepesített mintavételi helyeken is detektáltuk. A harmadik évre szénatakarással kombinált magvetéssel gyepesített területeken a *F. rupicola* borítása 31,4 és 37,9 százalék közé növekedett.



**2. ábra.** DCA ordináció a gyepesített szántók vegetációfejlődéséről 2009-től 2011-ig. Az egyes területek pontthalmazainak súlypontját ábrázoltuk. Az első és második tengely sajátértékei 0,60 és 0,48, a gradiens hossza 4,12 illetve 3,45. Jelmagyarázat: üres jelek = csak alacsony diverzitású magkeverék vetéssel gyepesített területek; félig telt jelek = szénatakarással kombinált magvetéssel gyepesített területek; téglalap = gabona; deltoid = napraforgó; ötszög = lucerna. A felvételekben 25 legmagasabb borítással detektált fajt ábrázoltuk. A fajokat a genus név és species név első négy betűjével jelöltük: *Arenaria leptoclados* = ARENLEPT, *Bromus mollis* = BROMMOLL, *Bromus tectorum* = BROMTECT, *Capsella bursa-pastoris* = CAPSBURS, *Cirsium arvense* = CIRSARVE, *Convolvulus arvensis* = CONVARVE, *Dactylis glomerata* = DACTGLOM, *Descurainia sophia* = DESC SOPH, *Elymus repens* = ELYMREPE, *Erodium cicutarium* = ERODCICU, *Festuca pseudovina* = FESTPSEU, *Festuca rupicola* = FESTRUPI, *Fumaria schleicheri* = FUMASCHL, *Geranium pusillum* = GERAPUSI, *Lamium amplexicaule* = LAMIAMPL, *Lepidium perfoliatum* = LEPIPERF, *Lepidium draba* = LEPIDRAB, *Matricaria inodora* = MATRINOD, *Medicago lupulina* = MEDILUPU, *Poa angustifolia* = POA\_ANGU, *Stellaria media* = STELMEDI, *Veronica arvensis* = VEROARVE, *Veronica persica* = VEROPERS, *Vicia grandiflora* = VICIGRAN, and *Vicia hirsuta* = VICIHIRS. A gyomfajokat aláhúzással jelöltük.

## ***Fitomassza***

A gyomok fitomasszája szignifikánsan csökkent a kísérlet három éve alatt. A gyomvisszaszorítás mértékére szignifikánsan hatott mind a terület, mind a gyepesítési módszer (Függelék E). Az első és második év között a gyom fitomassza csökkenése nagyobb volt a szénatakarással kombinált magvetéssel gyepesített területeken, mint a csak magvetéssel gyepesítetteken (Függelék E). A *Festuca* fajok biomasszája a területtől és gyepesítési módszertől függetlenül szignifikánsan nőtt a vizsgálat három éve alatt. A legtöbb mintavételi területen a *Festuca* fajok biomasszája az első és második éve között növekedett a legnagyobb mértékben. Minden kombinált módszerrel gyepesített mintavételi területeken csökkent az avar mennyisége az első és második év között. Ezzel ellentétben, a csak magvetéssel gyepesített területeken nőtt az avar mennyisége az első és második év között. Területtől és gyepesítési módszertől függetlenül, harmadik évre kétszer-háromszor több avar detektáltunk a második évhez képest.

## **Diszkusszió**

### ***A szénatakarás gyomvisszaszorító képessége***

Eredményeink alapján a szénatakarás alkalmazása szignifikánsan felgyorsította az élőlő füvek által dominált gyep kialakulását és a legtöbb területen már az első évben is magasabb gyomvisszaszorítást tett lehetővé, mint a szimpla magvetés. Ezek az eredmények alátámasztják az első hipotézist. A szénatakarással kombinált magvetéssel gyepesített területeken a hatékonyabb gyomvisszaszorításra nemcsak a gyomok összborításának csökkenése utal, hanem a csökkent gyom fajszám és a legtöbb területen a csökkent gyom biomassza is. Klimkowska és munkatársai (2010) is ilyen eredményekre jutottak szénatakarás gyomvisszaszorításra gyakorolt hatásának vizsgálatakor. A hatékonyabb gyomvisszaszorítás okai lehetnek, hogy a kiterített széna (i) beárnyékolja a talajfelszínt; (ii) csökkenti a hőmérséklet és nedvesség ingadozását, mely számos gyomfaj csírázásához szükséges (Foster & Gross 1998); (iii) fizikai barrierként gátolja a gyomok betelepülését (Wedin & Tilman 1993) és (iv) allelopatikus hatást fejt ki (Ruprecht et al. 2010). A gyomok fokozott visszaszorítását a *Festuca* fajok nagyobb borítása is felerősíthette a kombinált módszerrel gyepesített területeken (1. táblázat). Kutatócsoportunk egy másik vizsgálatában is hasonló eredményeket kaptunk, ahol negatív korrelációt tapasztaltunk a gyomok összfitomasszája és a

vetett fűvek fitomasszája között (Deák et al. 2011). A gyeprekonstrukciók kezdeti szakaszában hasznos lehet a sűrű avarréteg a gyomok visszaszorítására, azonban az élőlő fűvek dominanciájának kialakulása után a felhalmozódott avar gátolhatja a kívánt célfajok betelepülését (Ruprecht et al. 2010). A gyepesítési vizsgálatokban gyakran jelent problémát az avarfelhalmozódás, mely csökkentheti a célfajok csírázásához és megtelepedéséhez szükséges mikroélőhelyek mennyiségét (Deák et al. 2011). Vizsgálatunkban a szénatakarással kombinált vetéssel gyepesített területeken 3-4-szer nagyobb avarmennyiséget tapasztaltunk, mint a csak magvetéssel gyepesített területeken, ami előnyös a gyomok visszaszorításában. Az avar mennyiségében nem voltak szignifikáns különbségek a vizsgálat harmadik évére a különböző módszerrel gyepesített mintavételi területeken. Ezek az eredmények arra engednek következtetni, hogy a gyepesítést követő harmadik évre a szénatakarással kombinált magvetéssel és csak magvetéssel gyepesített területek mikroélőhely limitáltsága nem különbözik. Ez restaurációs ökológiai szempontból előnyös.

#### ***A Festuca fajok megtelepedése***

Az élőlő fűborítás kialakulását elősegítette a szénatakarás alkalmazása (1. táblázat). Kirmer és munkatársai (2011) is hasonló eredményekre jutottak, ahol propagulumokban szegény szénát használtak mulcsozásra különböző alacsony és magas diverzitású magkeverékekkel vetett területeken. Az élőlő fűeknek minden mintavételi területen magasabb volt a borítása és fitomasszája a szénatakarással kombinált magvetéssel gyepesített területeken, mint a csak magvetéssel gyepesítetteken. Ezek az eredmények megerősítik második hipotézisünket. Minden kombinált módszerrel gyepesített területen a *F. rupicola* növekvő borítását figyeltük meg. Vizsgálatunkban a vetett élőlő fű *F. pseudovina* megtelepedését is elősegítette a szénatakarás. Az első évben minden szénatakarással kombinált magvetéssel gyepesített mintavételi területen magasabb volt a *F. pseudovina* borítása, mint a csak magvetéssel gyepesített mintavételi területeken. Kirmer és munkatársai (2011) is hasonló eredményre jutottak *Festuca ovina* és *F. rubra* mulcsozós vetésénél. Erre a legvalószínűbb magyarázat az, hogy a szénatakarás megvédi a talajfelszínt a kiszáradástól, ami megfelelőbb vízviszonyokat biztosított a *Festuca pseudovina*-hoz és *F. rupicola*-hoz hasonló kései szukcessziós stádiumokra jellemző fajok megtelepedéséhez. Hasonló megfigyelésre jutott Kiehl és Pfüdenhauer (2007), akik kimutatták, hogy a kiterített széna biztonságos helyet biztosított a célfajok csírázására meszes gyepekben. Kimutattuk, hogy az alacsonyabb magdenzitás (20 kg/ha) elősegítette az élőlő fűborítás kialakulását mindkét gyepesítési forma esetében, illetve a vizsgálat rövid ideje alatt nem gátolta a szénával területre vitt

fajok megtelepedését (leginkább a *F. rupicola* megtelepedéséből következtethetünk erre). A legkézenfekvőbb magyarázat az, hogy a csomós növekedésű *F. pseudovina* viszonylag alacsony denzitásban vetve a szénában lévő fajok megtelepedését is lehetővé tette. Donath és munkatársai (2007) is hasonló eredményeket kaptak, ahol még az 50 kg/ha denzitásban vetett füveknek sem volt negatív hatása a szénával bevitt fajok megtelepedésére és a fajszámra. A harmadik évre két területen a *F. pseudovina* borításának hirtelen csökkenését tapasztaltuk azokon a mintavételi helyeken, ahol a kombinált gyepesítést alkalmaztuk. A kiemelkedően magas második évi csapadékmennyiség is felelős lehet ezért. A nagy csapadékmennyiség megváltoztathatta a kompetíciós viszonyokat, ezzel kedvezve a szénából megtelepedő mezofil fajoknak, mint például a *D. glomerata*, *P. angustifolia*, főleg a 2. és 3. területen. A magasabban elhelyezkedő 1. területen, ahol ezek a fajok nagyrészt hiányoztak, vagy csak alacsony borítással rendelkeztek a mintavételi helyeken, sokkal nagyobb borításban volt megtalálható a *F. pseudovina* a harmadik évben.

### **Gyakorlati következtetések**

Eredményeink alapján a szénatakarással kombinált magvetés egyértelmű előnyét állapíthatjuk meg. Magvetéses gyepesítés esetén csak nagyobb vetőmag normájú vetéssel érhetünk el gyors gyomvisszaszorítást (ez általában 30 kg/ha feletti denzitást jelent; Török et al. 2011). Ha szénatakarást is alkalmazunk, a gyomok visszaszorítása már rövid idő alatt is lehetséges, még alacsony vetőmag normájú gyepesítés esetén is (20 kg/ha-ig). Az alacsony vetőmag normájú vetés biztosítja az évelő füvekből álló vegetáció kialakulását és a gyepesedés folyamatának jobb irányíthatóságát teszi lehetővé, mintha csak szénatakarást alkalmaznánk. Továbbá a szénatakarással kombinált alacsony diverzitású magkeverék vetése költséghatékony megoldást jelenthet az igen költséges magas diverzitású, vagy magas vetőmag normájú magkeverékek vetésével szemben, ha megfelelő minőségű széna áll rendelkezésünkre (Donath et al. 2007; Kiehl et al. 2010). A szénatakarás alkalmazásának további közvetett előnye, hogy a donor területek kaszálással történő kezelése sok gyeptípus esetében egybeesik a széna betakarításának idejével.

### 3. Fejezet

## Avartakarás hatása rövidéletű fajok csírázására

### Bevezetés

A növények magról történő szaporodása igen fontos szerepet tölt be a gyepi biodiverzitás fenntartásában (Tilman 1993; Zobel et al. 2000). Az egyes növényfajok megtelepedéséhez és fennmaradásához megfelelő (1) mikroélőhelyekre és (2) a környező vegetáció magesőjéből érkező, vagy a talaj magbankban lévő csíráképes magokra van szükség („safe site” hipotézis, Harper 1977). Bár a magról történő szaporodás az évelő és rövid életű növényfajoknak egyaránt fontos, a rövid életűek számára kiemelt jelentőségű. A rövid életű fajok jelentős mértékben hozzájárulnak a gyepi biodiverzitás kialakításához és fenntartásához. Legtöbbjük megtelepedése a növényzet nyílt foltjaiban lehetséges (Rebollo et al. 2001). Az ilyen nyílt foltok régebben a szabadon legelő állatok legelése és taposása, illetve a rendszertelen időközönként bekövetkező abiotikus zavarások során (például természetes tüzek és árvizek) keletkeztek (Pykala 2000; Valkó et al. 2014). Az emberi tevékenység következtében a vadon élő patások legelését sok helyen a kaszálás, vagy a kontrolált körülmények mellett zajló legeltetés váltotta fel. Még ezek a kezelések is biztosították a növények megtelepedéséhez szükséges nyílt foltokat. Napjainkban azonban nagy gyepterületeket hagynak fel, ami avarfelhalmozódásához és sok gyeptípusban a gyepi biodiverzitás csökkenéséhez vezet (Bissels et al. 2006; Penksza et al. 2008; Valkó et al. 2011, 2012).

Az avarfelhalmozódás fajgazdagságra, magok csírázására és csíranövényfejlődésre gyakorolt hatása többféle is lehet (Facelli & Pickett 1991a; Xiong & Nilson 1999). Az avar gátolhatja a magok csírázását és csíranövények fejlődését: (i) a csírázás számára mechanikai akadályként (Chambers 2000; Rotundo & Aguiar 2005; Donath & Eckstein 2010), (ii) beárnyékolva a talajfelszínt (Facelli & Pickett 1991b; Jensen & Gutekunst 2003; Weltzin et al. 2005), (iii) csökkentve talajfelszínen a hőmérséklet ingadozás mértékét (Fahnestock et al. 2000; Eckstein & Donath 2005), (iv) vagy a bomlás során allelopatikus anyagok kioldódásával (del Moral & Cates 1971; Boser & Reader 1995; Ruprecht et al. 2008). Az avar pozitívan hathat a csírázásra és a csíranövények megtelepedésére (i) védelmet nyújtva a magpredátorok elöl (Reader 1993; Facelli 1994), (ii) gátolva a talajfelszín

kiszáradását (Fowler 1986, Eckstein & Donath 2005) és (iii) a talaj tápanyagtartalmát növelve (Schlatterer & Tisdale 1969; Fahnestock et al. 2000).

A rövid életű fajok csírázása és a csíranövények fejlődése szempontjából a vékony avarréteget általában előnyösnek, a vastag avarréteget többnyire hátrányosnak tartják (Facelli et al. 1991a; Xiong et al. 1999). Azonban ezeket a hatásokat mindezidáig kevésbé vizsgálták az avarvastagság és magmorfológiai jellemzők függvényében (de lásd például Jensen & Gutkunst 2003; Ruprecht et al. 2010).

Gyeprekonstrukciós beavatkozások hatásaival és spontán szekunder vegetációfejlődéssel foglalkozó vizsgálatok során gyakran számoltak be a sűrű magbankkal rendelkező gyomok nagy tömegű megjelenéséről a vegetációfejlődés kezdeti szakaszában (Török et al. 2008, 2009, 2010b). Bár az avarfelhalmozódás rövidéletű gyomnövények csírázását és megtelepedését gátló hatását már több terepi vizsgálatban is kimutatták (Deák et al. 2011; Török et al. 2012), tudomásunk szerint a jelenség kontrollált körülmények mellett történő vizsgálata még nem történt meg.

Ebben a vizsgálatban eltérő magtömegű, rövid életű keresztesvirágú (Brassicaceae) gyomfajok esetében értékeltük az avarvastagság csírázásra és a csíranövények fejlődésére gyakorolt hatását egy beltéri csíráztatási kísérletben. A következő hipotéziseket teszteltük: (i) Kis mennyiségű avar pozitívan, nagy mennyiségű avar negatívan befolyásolja a vizsgált fajok csírázását és csíranövények fejlődését. (ii) A csírázási arányt és csíranövények fejlődését az avarvastagság és magméret egyaránt befolyásolja. A kisebb magméretű fajoknál ez a negatív hatás kifejezettebb, mint a nagyobb magméretű fajoknál.

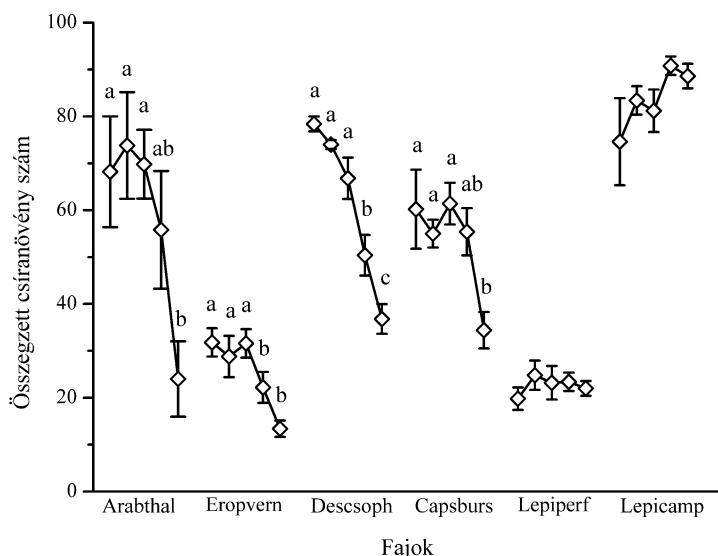
## Eredmények

A vizsgált fajok csírázására és megtelepedésére mind a magtömeg mind az avarmennyiség szignifikánsan hatott. A magtömeg és avarvastagság között is szignifikáns kapcsolatot találtunk (3. táblázat). A kisebb magtömegű fajokra kedvezőtlenül hatott a nagy avar-mennyiség (3. táblázat). 300 g/m<sup>2</sup> avarmennyiségtől mutattunk ki egyértelmű negatív hatást a kismagvú *Erophila verna* és *Descurainia sophia* esetében. Az *Arabidopsis thaliana* és *Capsella bursa-pastoris* esetében csak 600 g/m<sup>2</sup> avarmennyiségnél tapasztaltunk szignifikáns csökkenést a csíranövény-számban. Ezen kisebb magméretű fajok csírázási aránya az avartakarás nélküli cserepekhez képest felére, harmadára csökkent a 600 g/m<sup>2</sup> avarral takart cserepek esetében (3. ábra). A két nagyobb tömegű *Lepidium* faj esetében azonban nem tapasztaltunk negatív avarhatást. A legnagyobb magtömegű *L. campestre* esetében a kumulált csíranövény-szám enyhe növekedését mutattuk ki az avar mennyiségének növekedésével.

**3. táblázat** Magtömeg és avar hatása a kumulatív csírázási arányra (egyutas GLM).

	<b>df</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
Intercept	1	2395,65	<0,001
Magtömeg	5	11,14	<0,001
Avarmennyiség	4	11,84	<0,001
Magtömeg × Avarmennyiség	20	2,21	0,004

Ugyan nem mutattunk ki szignifikáns pozitív avarhatást, de a legtöbb faj kumulatív csírázási aránya nem az avar nélküli cserepekben volt a legnagyobb. Az *Arabidopsis thaliana* és *Lepidium perfoliatum* 75 g/m<sup>2</sup>-nél, a *Capsella bursa-pastoris* 150 g/m<sup>2</sup>-nél, a *Lepidium campestre* 300 g/m<sup>2</sup>-nél rendelkezett a legmagasabb kumulatív csíranövényszámmal.



**3. ábra.** Kumulált csíranövényszámok (átlag±SE). A különböző betűk szignifikáns különbségeket jelznek (ANOVA és Tukey teszt ( $p < 0,05$ )). A fajneveket a genusnév és fajnév első négy betűjével rövidítettük. Az avarmennyiség balról jobbra minden faj esetében a következő volt: 0 g/cserép (0 g/m<sup>2</sup>, nincs avar), 0,48 g/cserép (75 g/m<sup>2</sup>), 0,96 g/cserép (150 g/m<sup>2</sup>), 1,92 g/cserép (300 g/m<sup>2</sup>) és 3,84 g/cserép (600 g/m<sup>2</sup>).

## Diszkusszió

Eredményeink alapján valószínűsíthetjük az avarvastagság és magtömeg közötti interakciót, mivel a nagyobb avarmennyiségeknél csökkent a kisebb magtömegű fajok kummulatív csírázási aránya, míg a nagyobb magtömegű fajoknál nem tapasztaltunk ilyen hatást. A terepi vizsgálatok során sok ellenőrizhetetlen tényező befolyásolhatja az eredményeket (például területenként változó talajnedvesség, magpredáció vagy gombás fertőzések). Kísérletünkben igyekeztünk kontrollálni a környezeti tényezőket (egyenletes hőmérséklet és öntözés), így kifejezetten az avar hatását tudtuk vizsgálni. Kimutattuk, hogy hasonló életformájú Brassicaceae fajok esetében a nagyobb magtömegű fajok csírázása kevésbé érzékeny az avarfelhalmozódásra. Különböző családokba tartozó növényfajok avar alatti csírázásának vizsgálatakor is negatív avarhatást tapasztaltak a kis magtömegű fajok esetében, míg a nagy magtömegű fajok esetében ez a hatás enyhébb volt, vagy nem kimutatható (Jensen & Gutekunst 2003; Coomes & Grubb 2003; Donath & Eckstein 2010). Egy csak a *Prunella vulgaris* magjainak csírázását vizsgáló tanulmányban is kevésbé kifejezett volt az avar hatása a faj nagyobb magjaira, mint a kisebbekre (Winn 1985).

A nagyobb magméret számos előnnyel járhat a növények számára. (i) A nagyobb magok több tápanyagot raktározhatnak, így a csíranövény megtelepedése változatos biotikus és abiotikus körülmények között végbemehet (Grundy 2003; Jensen & Gutekunst 2003). (ii) A nagyobb magméret nagyobb csíranövény méretet eredményez, amelyek kevésbé sérülékenyek (Westoby et al. 2002; Harel et al. 2011), jobban elviselik az avar vagy talajborítást a kis magvú növényeknél (Krenová & Lepš 1996; Bond et al. 1999). A nagyobb magok számára még előnyt is jelenthet az avar takarása, főleg szárazabb körülmények között. Kisebb felület/tömeg arányuk miatt a nagyobb magoknak több időre van szüksége a vízfelvételhez, így nedvesebb és kiegyensúlyozottabb körülményeket igényelnek csírázásukhoz (Kikuzawa & Koyama 1999).

Egyes kutatásokban az avar pozitív hatásáról számoltak be száraz körülmények között, ahol kis mennyiségű avar növeli a talaj nedvességtartalmát (Willms et al. 1986; Boeken & Orenstein 2001). Jelen vizsgálatban vetett fajok esetén nem mutattunk ki egyértelmű pozitív avarhatást. Ennek oka az lehet, hogy a vizsgálat során végig a csírázáshoz elegendő mennyiségű vizet öntöttünk ki, így az avar vízvisszatartó hatása nem volt kimutatható. Ez az eredmény egybevág Xiong et al. (1999) megállapításával, mely szerint a terepi vizsgálatok során jóval nagyobb avarhatást tapasztaltak, mint az üvegházi csíráztatás során.

Az egyes vizsgálatokban jelentős különbségeket találtak a csírázást már negatívan befolyásoló avarmennyiség tekintetében. Jelen vizsgálatban még a 300 g/m<sup>2</sup>-es avarborítás sem volt negatív hatással a legtöbb vetett fajra. Azonban Jensen & Gutekunst (2003) által vetett fajok nagy részénél már 170 g/m<sup>2</sup> avarmennyiségnél is negatív hatást figyeltek meg (a több nemzetségbe tartozó 35 faj, 83%-ára negatív hatással volt ez az avarmennyiség). A mi vizsgálatunkhoz hasonlóan Donath & Eckstein (2010) nem találtak negatív avarhatást 200-400 g/m<sup>2</sup>-es avarborítás esetén (ez T. Donath szóbeli közlése alapján 1-2 cm vastag avarréteget jelentett). Vegyes, főként keskeny levelű fűfajokból álló avar használtak (például *Poa pratensis*, *Agrostis stolonifera*, *Arrhenatherum elatius* és *Dactylis glomerata*, Donath & Eckstein 2010). Ez a különbség abból adódhat, hogy Jensen & Gutekunst (2003) egy széles levelű faj, a *Carex acutiformis* avarját használták, mely nem annyira tömör, viszont nagyobb térfogatú, mint az általunk használt vékony levelű *Festuca pseudovina*, vagy a Donath & Eckstein (2010) által használt avar-keverék. Így az említett vizsgálatban egy 3 cm vastag avarréteg csupán 170 g/m<sup>2</sup>-nek felelt meg, míg a mi kísérletünkben és Donath & Eckstein (2010) kísérletében 600 g/m<sup>2</sup>-nek. Ez arra enged következtetni, hogy az avar csírázást gátló hatását a vastagsága határozza meg, melyet ritkán mérnek, vagy közölnek az avar hatásait vizsgáló kutatások során (de lásd Bosa & Reader 1995; Dalling & Hubbell 2002 és Jensen & Gutekunst 2003).

## **Köszönetnyilvánítás**

Köszönettel tartozom témavezetőmnek, Török Péternek, illetve Tóthmérész Bélának és Valkó Orsolyának munkám során nyújtott nélkülözhetetlen segítségükért és támogatásukért. Köszönet illeti Kelemen Andrást, Tóth Katalint és Deák Balázst a terepmunkában és labormunkában nyújtott nélkülözhetetlen segítségükért. Köszönet illeti Albert Ágnes-Júliát, Gál Lajost, Kapocsi Istvánt, Lengyel Szabolcsot, Lukács Balázs Andrást, Ölvedi Tamást, Radócz Szilviát, és Vida Enikőt. Köszönöm az Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet posztdoktori ösztöndíjának támogatását. A dolgozat elkészülését segítette a TÁMOP 4.2.1./B-09/1/KONV-2010-0007, a TÁMOP-4.2.2\_B-10\_1-2010-0024 és a TÁMOP-4.2.2/C-11/1/KONV-2012-0010 pályázat. Köszönöm a Apáczai Csere János Doktoranduszi Ösztöndíj (TÁMOP- 4.2.4.A/2-11-1-2012-0001) támogatását, amely az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg. Az Egyek-Pusztakócs térségében végzett gyeprekonstrukció az Európai Unió LIFE Nature programja finanszírozásával valósult meg (LIFE04NAT/HU/000119).

## Irodalomjegyzék

- Albert, Á.-J., Kelemen, A., Valkó, O., Migléc, T., Csecserits, A., Rédei, T., Deák, B., Tóthmérész, B., Török, P. (2014): Trait-based analysis of spontaneous grassland recovery in sandy old-fields. *Applied Vegetation Science* doi: 10.1111/avsc.12068.
- Albrecht, H. (2005): Development of arable weed seedbanks during the 6 years after the change from conventional to organic farming. *Weed Research* 45: 339-350.
- Aldrich, J. H. (2002): Factors and benefits in the establishment of modest-sized wildflower plantings: a review. *Native Plants Journal* 3: 67-86.
- Allison, M. & Ausden, M. (2004): Successful use of topsoil removal and soil amelioration to create heathland vegetation. *Biological Conservation* 120: 221-228.
- van Andel, J. & Aronson, J. (Eds.) (2006): *Restoration ecology – The new frontier*. Oxford: Blackwell.
- Averett, J. M., Klips, R. A., Nave, L. E., Frey, S. D. & Curtis, P. S. (2004): Effects of soil carbon amendment on nitrogen availability and plant growth in an experimental tallgrass prairie restoration. *Restoration Ecology* 12: 568-574.
- Baer, S. G., Blair, J. M., Collins, S. L. & Knapp, A. K. (2004): Plant community responses to resource availability and heterogeneity during restoration. *Oecologia* 139: 617-629.
- Bakker, J. P. & Berendse, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology & Evolution* 14: 63-68.
- Belsky, A. J. & Blumenthal, D. M. (1997): Effects of livestock grazing on stand dynamics and soils in upland forests of the interior west. *Conservation Biology* 11: 315-327.
- Billeter, R., Peintinger, M. & Diemer, M. (2007): Restoration of montane fen meadows by mowing remains possible after 4–35 years of abandonment. *Botanica Helvetica* 117: 1-13.

- Bischoff, A. (2002): Dispersal and establishment of floodplain grassland species as limiting factors in restoration. *Biological Conservation* 104: 25-33.
- Bissels, S., Donath, T. W., Hölzel, N. & Otte, A. (2006): Effects of different mowing regimes on seedling recruitment in alluvial grasslands. *Basic and Applied Ecology* 7: 433-442.
- Blumenthal, D. M., Jordan, N. R. & Svenson E. L. (2003): Weed control as a rationale for restoration: The example of tallgrass prairie. *Conservation Ecology* 7: 6, [www.consecol.org/vol7/iss1/art6](http://www.consecol.org/vol7/iss1/art6)
- Blumenthal, D. M., Jordan, N. R. & Svenson, E. L. (2005): Effects of prairie restoration on weed invasions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 107: 221-230.
- Boeken, B. & Orenstein, D. (2001): The effect of plant litter on ecosystem properties in a Mediterranean semi-arid shrubland. *Journal of Vegetation Science* 12: 825-832.
- Bonanomi, G., Caporaso, S. & Allegrezza, M. (2006): Short-term effects of nitrogen enrichment, litter removal and cutting on a Mediterranean grassland. *Acta Oecologica* 30: 419-25.
- Bond, W. J., Honig, M. & Maze, K. E. (1999): Seed size and seedling emergence: an allometric relationship and some ecological implications. *Oecologia* 120: 132-136.
- Borhidi, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. *Acta Botanica Hungarica* 39: 97-181.
- Bossuyt, B. & Honnay, O. (2008): Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science* 19: 875-884.
- Bosy, J. L. & Reader, R. J. (1995): Mechanisms underlying the suppression of forb seedlings by grass (*Poa pratensis*) litter. *Functional Ecology* 9: 635-639.

- Bullock, J. M. (1998): Community translocation in Britain: setting objectives and measuring consequences. *Biological Conservation* 84: 199-214.
- Burmeier, S., Eckstein, L., Donath, T. W. & Otte, A. (2010): Plant pattern development during early post-restoration succession in grasslands. A case study of *Arabis nemorensis*. *Restoration Ecology* 19: 648-659.
- Carson, W. P. & Peterson, C. J. (1990): The role of litter in an old-field community: impact of litter quantity in different seasons on plant species richness and abundance. *Oecologia* 85: 8-13.
- Cavers, P. B. & Benoit, D. L. (1989): Seed banks in arable land. In: A. M. Leck, T. V. Parker, R. L. Simpson (Eds.), *Ecology of soil seed banks*: San Diego: Academic Press, pp. 309-329.
- Celaya, R., Jáuregui, B. M., García, R. R., Benavides, R., García, U. & Osoro, K. (2010): Changes in heathland vegetation under goat grazing: effects of breed and stocking rate. *Applied Vegetation Science* 13: 125-134.
- Chambers, J. C. (2000): Seed movements and seedling fates in disturbed sagebrush steppe ecosystems: implications for restoration. *Ecological Applications* 10: 1400-1413.
- Coomes, D. A. & Grubb, P. J. (2003): Colonization, tolerance, competition and seed-size variation within functional groups. *Trends in Ecology and Evolution* 18: 283-291.
- Coulson, S. J., Bullock, J. M., Stevenson, M. J. & Pywell, R. F. (2001): Colonization of grassland by sown species: dispersal versus microsite limitation in responses to management. *Journal of Applied Ecology* 38: 204-216.
- Cramer, V. A., Hobbs, R. J. & Standish, R. J. (2008): What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 104-112.
- Critchley, C. N. R., Burke, M. J. W. & Stevens, D. P. (2003): Conservation of lowland semi-natural grasslands in the UK: a review of botanical monitoring results from agri-environment schemes. *Biological Conservation* 115: 263-268.

- Csontos, P., Bózsing, E., Cseresnyés, I. & Penksza, K. (2009): Reproductive potential of the alien species *Asclepias syriaca* (Asclepiadaceae) in the rural landscape. *Polish Journal of Ecology* 57: 383-388.
- Davis, A. S., Cardina, J., Forcella, F., Johnson, G. A., Kegode, G., Lindquist, J. L., Luschei, E. C., Renner, K. A., Sprague, C. L. & Williams, M. M. (2005): Environmental factors affecting seed persistence of annual weeds across the US corn belt. *Weed Science* 53: 860-868.
- Dalling, J. W. & Hubbel, S. P. (2002): Seed size, growth rate and gap microsite conditions as determinants of recruitment success for pioneer species. *Journal of Ecology* 90: 557-568.
- De Bruijn, S. L. & Bork, E. W. (2006): Biological control of Canada thistle in temperate pastures using high density rotational cattle grazing. *Biological Control* 36: 305-315.
- Deák, B., Török, P., Kapocsi, I., Lontay, L., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2008): Szik- és löszgyep-rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti Park területén (Egyek-Pusztakócs). *Tájökológiai Lapok* 6: 323-332.
- Deák, B., Valkó, O., Kelemen, A., Török, P., Miglécz, T., Ölvedi, T., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2011): Litter and graminoid biomass accumulation suppresses weedy forbs in grassland restoration. *Plant Biosystems* 145: 730-737.
- del Moral, R. & Cates, R. G. (1971): Allelopathic potential of the dominant vegetation of Western Washington. *Ecology* 52: 1030-1037.
- Diemer, M., Oetiker, K. & Billeter, R. (2001): Abandonment alters community composition and canopy structure of Swiss calcareous fens. *Applied Vegetation Science* 4: 237-246.
- Donath, T. W., Hölzel, N. & Otte, A. (2006): Influence of competition by sown grass, disturbance and litter on recruitment of rare flood-meadow species. *Biological Conservation* 130: 315-323.

- Donath, T. W., Bissels, S., Hölzel, N. & Otte, A. (2007): Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice – Impact of seed and microsite limitation. *Biological Conservation* 138: 224-234.
- Donath, T. W. & Eckstein, R. L. (2010): Effects of bryophytes and grass litter on seedling emergence vary by vertical seed position and seed size. *Plant Ecology* 207: 257-268.
- Dostálek, J. & Frantík, T. (2008): Dry grassland plant diversity conservation using low intensity sheep and goat grazing management: case study in Prague (Czech Republic). *Biodiversity and Conservation* 17: 1439-1454.
- Du, F., Shao, H. B., Shan, L., Liang, Z. S. & Shao, M. A. (2007): Secondary succession and its effects on soil moisture and nutrition in abandoned old-fields of hilly-region of Loess Plateau, China. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces* 58: 278-285.
- Eckstein, R. L. & Donath, T. W. (2005): Interactions between litter and water availability affect seedling emergence in four familial pairs of floodplain species. *Journal of Ecology* 93: 807-816.
- Edwards, A. R., Mortimer, S. R., Lawson, C. S., Westbury, D. B., Harris, S. J., Woodcock, B. A. & Brown, V. K. (2007): Hay strewing, brush harvesting of seed and soil disturbance as tools for the enhancement of botanical diversity in grasslands. *Biological Conservation* 134: 372-382.
- Eggenschwiler, L., Jacot, K. A. & Edwards, P. J. (2009): Vegetation development and nitrogen dynamics of sown and spontaneous set-aside on arable land. *Ecological Engineering* 35: 890-897.
- Eschen, R., Mortimer, S. R., Lawson, C. R., Edwards, A. R., Brook, A. J., Igual, J. M., Hedlund, K. & Schaffner, U. (2007): Carbon addition alters vegetation composition on ex-arable fields. *Journal of Applied Ecology* 44: 95-104.
- Ewers, R. M. & Didham, R. K. (2005): Confounding factors in the detection of species response to habitat fragmentation. *Biological Review* 81: 117-142.
- Facelli, J. M. & Pickett, S. T. A. (1991a): Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *Botanical Review* 57: 2-31.

- Facelli, J. M. & Pickett, S. T. A. (1991b): Plant litter: light interception and effects on an old-field plant community. *Ecology* 72: 1024-1031.
- Facelli, J. M. (1994): Multiple indirect effects of plant litter affect the establishment of woody seedlings in oldfields. *Ecology* 75: 1727-1735.
- Fahnestock, J. T., Povirk, K. L. & Welker, J. M. (2000): Ecological significance of litter redistribution by wind and snow in arctic landscapes. *Ecography* 23: 623-631.
- Fischer, S. F., 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.
- Foster, B. L., Gross, K. L. (1998): Species richness in a successional grassland: Effects of nitrogen enrichment and plant litter. *Ecology* 79: 2593-2602.
- Foster, B. L., Murphy, C. A., Keller, K. R., Aschenbach, T. A., Questad, E. J. & Kindscher, K. (2007): Restoration of prairie community structure and ecosystem function in an abandoned hayfield: a sowing experiment. *Restoration Ecology* 15: 652-661.
- Fowler, N. L. (1986): Microsite requirements for germination and establishment of three grass species. *American Midland Naturalist* 115: 131-145.
- Fowler, N. L. (1988): What is a safe site? Neighbour, litter, germination date, and patch effects. *Ecology* 69: 947-961.
- Grime, J. P. (1979): *Plant strategies and Vegetation Processes*. Chichester: Wiley.
- Grundy, A. C. (2003): Predicting weed emergence: a review of approaches and future challenges. *Weed Research* 43: 1-11.
- Harel, D., Holzappel, C. & Sternberg, M. (2011): Seed mass and dormancy of annual plant populations and communities decreases with aridity and rainfall predictability. *Basic and Applied Ecology* 12: 674-684.
- Harper, J. L. (1977): *Population biology of plants*. Academic Press.

- Hayes, G. F. & Holl, K. D. (2003): Cattle grazing impacts on annual forbs and vegetation composition of mesic grasslands in California. *Conservation Biology* 17: 1694-1702.
- Hedberg, P. & Kotowski, W., (2010): New nature by sowing? The current state of species introduction in grassland restoration, and the road ahead. *Journal for Nature Conservation* 18: 304-308.
- Hellström, K., Huhta, A.-P., Rautio, P. & Tuomi, J. (2009): Seed introduction and gap creation facilitate restoration of meadow species richness. *Journal for Nature Conservation* 17: 236-244.
- Hobbs, R. J. & Walker, L. R. (2007): Old field succession: development of concepts. In: Cramer VA, Hobbs RJ (eds) *Old fields—dynamics and restoration of abandoned farmlands*. Island Press, Washington, DC, pp 17-31.
- Hölzel, N. & Otte, A. (2003): Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. *Applied Vegetation Science* 6: 131-140.
- Hölzel, N. (2005): Seedling recruitment in flood-meadow species: The effects of gaps, litter and vegetation matrix. *Applied Vegetation Science* 8: 115-124.
- Humbert, J.-Y., Ghazoul, J. & Walter, T. (2009): Meadow harvesting techniques and their impacts on field fauna. *Agriculture Ecosystem & Environment* 130: 1-8.
- Hutchings, M. J. & Booth, K. D. (1996): Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential poles of the seed bank and the seed rain. *Journal of Applied Ecology* 33: 1171-1181.
- Jensen, K. & Gutekunst, K. (2003): Effects of litter on establishment of grassland plant species: the role of seed size and successional status. *Basic and Applied Ecology* 4: 579-587.
- Jentsch, A. & Beyschlag, W. (2003): Vegetation ecology of dry acidic grasslands in the lowland area of central Europe. *Flora* 198: 3-25.

- Jongepierová, I., Jongepier, J. W. & Klimes, L. (2004): Restoring grassland on arable land: an example of a fast spontaneous succession without weed-dominated stages. *Preslia* 76: 361-369.
- Jongepierová, I., Mitchley, J. & Tzanopoulos, J. (2007): A field experiment to recreate species rich hay meadows using regional seed mixtures. *Biological Conservation* 139: 297-305.
- Kardol, P., Van der Wal A., Bezemer, T. M., de Boer, W., Duyts, H., Holtkamp, R. & Van der Putten, W. H. (2008): Restoration of species-rich grasslands on ex-arable land: seed addition outweighs soil fertility reduction. *Biological Conservation* 141: 2208-2217.
- Kelemen, A., Török, P., Valkó, O., Migléc, T. & Tóthmérész, B. (2013): Mechanisms shaping plant biomass and species richness: plant strategies and litter effect in alkali and loess grasslands. *Journal of Vegetation Science* 24: 1195-1203.
- Kelemen, A., Török, P., Valkó, O., Deák, B., Migléc, T., Tóth, K., Ölvedi, T. & Tóthmérész, B. (2014): Sustaining recovered grasslands is not likely without proper management: vegetation changes and large-scale evidences after cessation of mowing. *Biodiversity and Conservation*. DOI: 10.1007/s10531-014-0631-8
- Kiehl, K., Thormann, A. & Pfadenhauer, J. (2006): Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields. *Restoration Ecology* 14: 148-156.
- Kiehl, K. & Pfadenhauer, J., (2007): Establishment and persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields. *Plant Ecology* 189: 31-48.
- Kiehl, K., Kirmer, A., Donath, T. W., Rasran, L. & Hölzel, N. (2010): Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology* 11: 285-299.
- Kikuzawa, K. & Koyama H. (1999): Scaling of soil water absorption by seeds: an experiment using seed analogues. *Seed Science Research* 9: 171-178.

- Kirmer, A. & Mahn, E. G. (2001): Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite-mining area of Goitsche, Germany. *Applied Vegetation Science* 4: 19-27.
- Kirmer, A. & Tischew, S. (eds) (2006): *Handbuch; naturnahe Begrünung von Rohböden*. Teubner Verlag, Wiesbaden
- Kirmer, A., Baasch, A. & Tischew, S., (2011): Sowing of low and high diversity seed mixtures in ecological restoration of surface mined-land. *Applied Vegetation Science* 15: 198-207.
- Kleijn, D. (2003): Can establishment characteristics explain the poor colonization success of late successional grassland species on ex-arable land? *Restoration Ecology* 11: 131-138.
- Klimkowska, A., van Diggelen, R., Bakker, J. P. & Grootjans, A. P. (2007): Wet meadow restoration in Western Europe: a quantitative assessment of the effectiveness of several techniques. *Biological Conservation* 140: 318-328.
- Klimkowska, A., Kotowski, W., Van Diggelen, R., Grootjans, A. P., Dzierża, P. & Brzezińska, K. (2010): Vegetation re-development after fen meadow restoration by topsoil removal and hay transfer. *Restoration Ecology* 18: 924-933.
- Krautzer, B. & Wittman, H. (2006): Restoration of alpine ecosystems. In: van Andel J, Aronson J (eds) *Restoration ecology: the new frontier*. Blackwell, Malden, pp. 208-223.
- Krenová, Z. & Lepš, J. (1996): Regeneration of a *Gentiana pneumonanthe* population in an oligotrophic wet meadow. *Journal of Vegetation Science* 7: 107-112.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998): *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- Lengyel, Sz., Gove, A. D., Latimer, A. M., Majer, J. D. & Dunn, R. R. (2010): Convergent evolution of seed dispersal by ants, and phylogeny and biogeography in flowering plants: a global survey. *Perspectives in Plant Ecology and Evolution* 12: 43-55.

- Lepš, J., Doležal, J., Bezemer, T. M., Brown, V. K., Hedlund, K., Igual Arroyo, M., Jörgensen, H. B., Lawson, C. S., Mortimer, S. R., Peix Geldart, A., Rodríguez Barrueco, C., Santa Regina, I., Šmilauer, P. & van der Putten, W. H. (2007): Long-term effectiveness of sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields. *Applied Vegetation Science* 10: 97-110.
- Lindborg, R. (2006): Recreating grasslands in Swedish rural landscapes—effects of seed sowing and management history. *Biodiversity and Conservation* 15: 957-969.
- Lindborg, R., Bengtsson, J., Berg, A., Cousins, S. A. O., Eriksson, O., Gustafsson, T., Per Hasund, K., Lenoir, L., Pihlgren, A., Sjödin, E. & Stenseke, M. (2008): A landscape perspective on conservation of semi-natural grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 125: 213-222.
- Lutman, P. J. W., Cussans, G. W., Wright, K. J., Wilson, B. J., Wright, G. McN & Lawson, H. M. (2001): The persistence of seeds of 16 weed species over six years in two arable fields. *Weed Research* 42: 231-241.
- Manchester, S. J., McNally, S., Treweek, J. R., Sparks, T. H. & Mountford, J. O. (1999): The cost and practicality of techniques for the reversion of arable land to lowland wet grassland—an experimental study and review. *Journal of Environmental Management* 55: 91-109.
- Mann, S. & Tischew, S. (2010): Role of megaherbivores in restoration of species-rich grasslands on former arable land in floodplains. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz* 10: 7-15.
- Mijnsbrugge, K., Bischoff, A. & Smith, B. (2010): A question of origin: where and how to collect seed for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology* 11: 300-311.
- Molnár, A. (2004): A Hortobágy éghajlati jellemzői. In: Ecsedi, Z. (ed.): A Hortobágy madárvilága. Hortobágy Természetvédelmi Egyesület, Winter Fair, Balmazújváros, Debrecen, pp. 39-43.

- Mouissie, A. M., Lengkeek, W. & van Diggelen, R. (2005): Endozoochory by free-ranging, large herbivores— ecological correlates and perspectives for restoration. *Basic and Applied Ecology* 19: 478-486.
- Öster, M., Ask, K., Cousins, S. A. O. & Eriksson, O. (2009): Dispersal and establishment limitation reduces the potential for successful restoration of semi-natural grassland communities on former arable fields. *Journal of Applied Ecology* 46: 1266-1274.
- Parr, T. W. & Way, J. M. (1988): Management of roadside vegetation: The long-term effects of cutting. *Journal of Applied Ecology* 25: 1073-1087.
- Patzelt, A. (1998): Vegetationsökologische und populationsbiologische Grundlagen für die Etablierung von Magerwiesen in Niedermooren. *Diss Bot* 297: 1-154.
- Patzelt, A., Wild, U. & Pfadenhauer, J. (2001): Restoration of wet fen meadows by topsoil removal: vegetation development and germination biology of fen species. *Restoration Ecology* 9: 127-136.
- Penksza, K., Tasi, J., Szentes, S. & Centeri, C. (2008): Természetvédelmi célú botanikai, takarmányozástani és talajtani vizsgálatok a Tapolcai és Káli-medence szürkemarha és bivaly legelőin. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 6: 47-53.
- Pinke, Gy., Karácsony, P., Czúcz, B. & Botta-Dukát, Z. (2011): Determining the importance of environmental and land-use variables for the abundance of *Ambrosia artemisiifolia* in arable fields of Hungary. *Preslia* 83: 219-235.
- Plieninger, T. & Gaertner, M. (2011): Harnessing degraded lands for biodiversity conservation. *Journal for Nature Conservation* 19: 18-23.
- Prach, K. & Pyšek, P. (2001): Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55-62.
- Prach, K., Lepš, J., & Rejmánek, M. (2007): Old field succession in Central Europe: Local and regional patterns. In V. A. Cramer, & R. J. Hobbs (Eds.), *Old fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland* (pp. 180–201). Island Press: Washington.

- Prach, K. & Hobbs, R. J. (2008): Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* 16: 363-366.
- Prach, K. & Řehouňková, K. (2008): Spontaneous vegetation succession in gravel-sand pits: a potential for restoration. *Restoration Ecology* 16: 305-312.
- Pullin, A. S., Báldi, A., Can, O. E., Dieterich, M., Kati, V., Livoreil, B., Lövei, G., Mihók, B., Nevin, O., Selva, N. & Sousa-Pinto, I. (2009): Conservation focus on Europe: major conservation policy issues that need to be informed by conservation science. *Conserv Biol* 23:818–824.
- Pykäla J. (2000): Mitigating human effects on European biodiversity through traditional animal husbandry. *Conservation Biology* 14: 705-712.
- Pywell, R. F., Webb, N. R. & Putwain, P. D. (1995): A comparison of techniques for restoring heathland on abandoned farmland. *Journal of Applied Ecology* 32: 400-411.
- Pywell, R. F., Bullock, J. M., Hopkins, A., Walker, K. J., Sparks, T. H., Burke, M. J. W. & Peel, S. (2002): Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology* 39: 294-309.
- Rasran, L., Vogt, K. & Jensen, K. (2006): Seed content and conservation evaluation of hay material of fen grasslands. *Journal of Nature Conservation* 14: 34-45.
- Reader, R. J. (1993): Control of seedling emergence by ground cover and seed predation in relation to seed size for some old-field species. *Journal of Ecology* 81: 169-175.
- Renne, I. J. & Tracy, M. J. W. (2007): Disturbance persistence in managed grasslands: shifts in aboveground community structure and the weed seed bank. *Plant Ecology* 190: 71-80.
- Rebollo, S., Pérez-Camacho, L., García-de Juan, M. T., Rey Beyanas, J. M. & Gómez-Sal, A. (2001): Recruitment in a Mediterranean annual plant

- community: seed bank, emergence, litter, and intra- and inter-specific interactions. *Oikos* 95: 485-495.
- Reever, M. K. J. & Seastedt, T. R. (1999): Effects of soil nitrogen reduction on non-native plants in restored grasslands. *Restoration Ecology* 7: 51-55.
- Rejmánek, M. & van Katwyk, K. P. (2005): Old field succession: A bibliographic review (1901–1991). <http://botanika.bf.jcu.cz/suspa/pdf/BiblioOF.pdf>.
- Rotundo, J. L. & Aguiar, M. R. (2005): Litter effects on plant regeneration in arid lands: a complex balance between seed retention, seed longevity and soil-seed contact. *Journal of Ecology* 93: 829-838.
- Ruprecht, E. (2005): Secondary succession in old-fields in the Transylvanian Lowland (Romania). *Preslia* 77: 145-157.
- Ruprecht, E. (2006): Successfully recovered grassland: a promising example from Romanian old-fields. *Restoration Ecology* 14: 473-480.
- Ruprecht, E., Donath, T. W., Otte, A. & Eckstein, R. L. (2008): Chemical effects of a dominant grass on seed germination of four familial pairs of dry grassland species. *Seed Science Research* 18: 239-248.
- Ruprecht, E., Józsa, J., Ölvedi, T. B. & Simon, J. (2010): Differential effects of several “litter” types on the germination of dry grassland species. *Journal of Vegetation Science* 21: 1069-1081.
- Rydgren, K., Nordbakken, J-F., Austad, I., Auestad, I. & Heegard, E., (2010): Recreating semi natural grasslands: A comparison of four methods. *Ecological Engineering* 36: 1672-1679.
- Schäffer, B., Attinger, W. & Schulin, R. (2007): Compaction of restored soil by heavy agricultural machinery— soil physical and mechanical aspects. *Soil and Tillage Research* 93: 28-43.
- Schlatterer, E. F. & Tisdale, E. W. (1969): Effects of litter of *Artemisia*, *Chrysothamnus*, and *Tortula* on germination and growth of three perennial grasses. *Ecology* 50: 869-873.

- Simmering, D., Waldhardt, R. & Otte, A. (2006): Quantifying determinants contributing to plant species richness in mosaic landscapes: a single- and multi-patch perspective. *Landscape Ecology* 21: 1233-1251.
- Skrindo, A. B. & Pedersen, P. A. (2004): Natural revegetation of indigenous roadside vegetation by propagules from topsoil. *Urban Forestry & Urban Greening* 3: 29-37.
- Stadler, J., Trefflich, A., Brandl, R. & Klotz, S. (2007): Spontaneous regeneration of dry grasslands on set-aside fields. *Biodiversity and Conservation* 16: 621-630.
- Stevenson, M. J., Bullock, J. M. & Ward, L. K. (1995): Recreating semi-natural communities, effects of sowing rate on establishment of calcareous grasslands. *Restoration Ecology* 3: 279-289.
- 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.
- 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). NY, USA: Microcomputer Power Ithaca.
- ter Heerd, G. N. J., Verweij, G. L. R., Bekker, R. M. & Bakker, J. P. (1996): An improved method for seed bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. *Functional Ecology* 10: 144-151.
- Thompson, K., Bakker, J. P. & Bekker, R. M. (1997): Soil seed banks of North West Europe: Methodology, density and longevity. Cambridge: Cambridge University Press.
- Tilman, D. (1982): Resource competition and community structure. Princeton: Princeton University Press.
- Tilman, D. (1993): Species richness of experimental productivity gradients: how important is colonisation limitation? *Ecology* 74: 2179-2191.

- Török, K., Szili-Kovács, T., Halassy, M. Tóth, T., Hayek, Zs., Paschke, M. W. & Wardell, L. J. (2000): Immobilization of soil nitrogen as a possible method for the restoration of sandy grassland. *Applied Vegetation Science* 3: 7-14.
- Török, P., Matus, G., Papp, M. & Tóthmérész, B. (2008): Secondary succession of overgrazed Pannonian sandy grasslands. *Preslia* 80: 73-85.
- Török, P., Matus, G., Papp, M. & Tóthmérész, B. (2009): Seed bank and vegetation development of sandy grasslands after goose breeding. *Folia Geobotanica* 44: 31-46.
- Török, P., Kelemen, A., Valkó, O., Deák, B., Lukács, B. & Tóthmérész, B. (2010a): Lucerne-dominated fields recover native grass diversity without intensive management actions. *Journal of Applied Ecology* 48: 257-264.
- Török, P., Deák, B., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2010b): Restoring grassland biodiversity: Sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation* 143: 806-812.
- Török, P., Vida, E., Deák, B., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2011): Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs, *Biodiversity and Conservation* 20: 2311-2332.
- Török, P., Miglécz, T., Valkó, O., Kelemen, A., Deák, B., Lengyel, Sz. & Tóthmérész, B. (2012): Recovery of native grass biodiversity by sowing on former croplands: Is weed suppression a feasible goal for grassland restoration? *Journal for Nature Conservation* 20: 41-48.
- Török P. (szerk.) (2013): Gyeptelepítés elmélete és gyakorlata az ökológiai szemléletű gazdálkodásban. Budapest: Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet Közhasznú Nonprofit Kft.
- Valkó, O., Török, P., Tóthmérész, B. & Matus, G. (2011): Restoration potential in seed banks of acidic fen and dry-mesophilous meadows: Can restoration be based on local seed banks? *Restoration Ecology* 19: 9-15.
- Valkó, O., Török, P., Matus, G. & Tóthmérész B. (2012): Is regular mowing the most appropriate and cost-effective management maintaining diversity and biomass of target forbs in mountain hay meadows? *Flora* 207: 303-309.

- Valkó, O., Kapocsi, I., Deák, B. (2013): Magfogás természetes gyepekben, a megfelelő gyepterületek kiválasztása, a magfogás és a magtisztítás technológiája. In: Török P (szerk.) Gyeptelepítés elmélete és gyakorlata az ökológiai szemléletű gazdálkodásban. Budapest: Ökológiai Mezőgazdasági Kutatóintézet, 2013. pp. 63-72.
- Valkó, O., Török, P., Deák, B., Tóthmérész, B. (2014): Prospects and limitations of prescribed burning as a management tool in European grasslands. *Basic and Applied Ecology* 15: 26-33.
- van der Putten, W. H., Mortimer, S. R., Hedlund, K., Van Dijk, C., Brown, V. K., Lepš, J., Rodriguez-Barrueco, C., Roy, J., Diaz Len, T. A., Gormsen, D., Korthals, G. W., Lavorel, S., Santa Regina, I. & Šmilauer, P. (2000): Plant species diversity as a driver of early succession in abandoned fields: a multi-site approach. *Oecologia* 124: 91-99.
- Vécrin, M. P. & Muller, S. (2003): Top-soil translocation as a technique in the re-creation of species-rich meadows. *Applied Vegetation Science* 6: 271-278.
- Verhagen, R., Klooker, J., Bakker, J. P. & van Diggelen, R. (2001): Restoration success of low-production plant communities on former agricultural soils after top-soil removal. *Applied Vegetation Science* 4: 75-82.
- Vida, E., Török, P., Deák, B. & Tóthmérész, B. (2008): Gyepék létesítése mezőgazdasági művelés alól kivont területeken: a gyepesítés módszereinek áttekintése. *Botanikai Közlemények* 95: 115-125.
- Walker, K. J., Stevens, P. A., Stevens, D. P., Mountford, J. O., Manchester, S. J. & Pywell, R. F. (2004): The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* 119: 1-18.
- Wang, K. H., McSorley, R., Bohlen, P. & Gathumbi, S. M. (2006): Cattle grazing increases microbial biomass and alters soil nematode communities in subtropical pastures. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 1956-1965.
- Wedin, D. A. & Tilman, D. (1993): Competition among grasses along a nitrogen gradient: Initial conditions and mechanisms of competition. *Ecological Monographs* 63: 199-229.

- Weltzin, J. F., Keller, J. K., Bridgham, S. D., Pastor, J., Allen, P.B. & Chen, J. (2005): Litter controls plant community composition in a northern fen. *Oikos* 110: 537-546.
- Westoby, M., Falster, D. S., Moles, A. T., Vesk, P. A. & Wright I. J. (2002): Plant ecological strategies: Some leading dimensions of variation between species. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 33: 125-159.
- Willms, W. D., Smoliak, S. & Bailey, A. W. (1986): Herbage production following litter removal on Alberta native grasslands. *Journal of Range Management* 39: 536-540.
- Winn, A. A. (1985): Effects of seed size and microsite on seedling emergence of *Prunella vulgaris* in four habitats. *Journal of Ecology* 73: 831-840.
- Xiong, S. & Nilsson, C. (1999): The effects of plant litter on vegetation: a meta-analysis. *Journal of Ecology* 87: 984-994.
- Zar, J. H. (1999): *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall International, London.
- Zechmeister, H. G., Schmitzberger, I., Steurer, B., Peterseil, J. & Wrba, T. (2003): The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biological Conservation* 114: 165-177.
- Zobel, M., Otsus, M., Liira, J., Moora, M. & Mols, T. (2000): Is small-scale species richness limited by seed availability or microsite availability? *Ecology* 81: 3274-3282.
- Zuur, A., Ieno, E. N., Walker, N., Saveliev, A. A. & Smith, G. M. (2009): *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, New York, USA.

## Függelék

**Függelék A.** A mintaterületeken talált gyomfajok listája (2009-2011). Az évelő gyomok **félkövér** betűvel jelöltek.

### Gyomfajok

*Ambrosia artemisiifolia*  
*Anagallis arvensis*  
*Anthemis arvensis*  
*Apera spica-venti*  
*Arabidopsis thaliana*  
*Arctium lappa*  
***Artemisia vulgaris***  
*Bilderdykia convolvulus*  
*Bromus arvensis*  
*Bromus sterilis*  
*Camelina microcarpa*  
*Capsella bursa-pastoris*  
*Carduus acanthoides*  
*Chenopodium album*  
*Chenopodium ficifolius*  
***Cirsium arvense***  
*Consolida regalis*  
***Convolvulus arvensis***  
*Conyza canadensis*  
*Crepis biennis*  
*Crepis setosa*  
*Crepis tectorum*  
*Descurainia sophia*  
*Draba nemorosa*  
***Elymus repens***  
*Erodium cicutarium*  
*Erophila verna*

*Erysimum repandum*  
*Fumaria schleicherii*  
*Galium spurium*  
*Geranium molle*  
*Holosteum umbellatum*  
*Lactuca serriola*  
*Lamium amplexicaule*  
*Lamium purpureum*  
*Lepidium campestre*  
*Matricaria inodora*  
*Melandrium album*  
*Myosotis stricta*  
*Oxalis stricta*  
*Papaver confine*  
*Papaver rhoeas*  
*Picris hieracioides*  
*Polygonum aviculare*  
*Rumex acetosella*  
***Rumex crispus***  
*Setaria glauca*  
*Sinapis arvensis*  
*Sonchus oleraceus*  
***Taraxacum officinale***  
*Thlaspi arvense*  
*Veronica hederifolia*  
*Veronica persica*  
*Veronica polita*  
*Vicia villosa*  
*Viola arvensis*

**Függelék B.** A lucerna előveteményű, szik magkeveréssel gyepesített területek (LS) 20 legnagyobb borítású fajának átlagos borításértékei a három évben. A gyomokat **félkövér** betűkkel emeltük ki (Grime 1979 és Borhidi 1995 alapján). FCS - funkciós csoportok: R – rövid életű, É – évelő, D – dudvanemű, G – fűnemű

Fajok	FCS	1, év				2, év				3, év			
		LS1	LS2	LS3	LS4	LS1	LS2	LS3	LS4	LS1	LS2	LS3	LS4
<i>Elymus sp.</i>	ÉF					11,3	10,8		12	52,9	24,5		7,2
<i>Bromus arvensis</i>	RF	3,5	2,4	4,3	16								
<i>Bromus mollis</i>	RF	1,2	2	1,5	12	11,7	1,7						
<i>Bromus tectorum</i>	RF					1,6				6,3			0,1
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	RD	32,9	10,1	2,4	3,3	32,1	5						
<i>Chenopodium album</i>	RD	0,3	0,3	0,4									
<i>Convolvulus arvensis</i>	ÉD			0,2		0,2	0,1	0,1	0,7	0,5	0,3		0,5
<i>Fallopia convolvulus</i>	RD	1,4											
<i>Festuca pratensis</i>	ÉF					0,2		1,3	5,9				5,3
<i>Festuca pseudovina</i>	ÉF	1,1	0,6	10,9	11,1	7,9	40,4	10,5	44,3	16,8	30,3	15,2	47,7
<i>Fumaria officinalis</i>	RD	0,6											
<i>Lamium amplexicaule</i>	RD	1,4	0,2		0,1								
<i>Matricaria chamomilla</i>	RD	0,5	1,4	4,7	0,2								
<i>Matricaria inodora</i>	RD	0,2	12,9	18,2	24,5	11,4	1	0,1					
<i>Poa angustifolia</i>	ÉF	0,8	54	39,3	22	20,2	39,4	86,6	33,9	18	44,7	72,4	31,4
<i>Polygonum aviculare</i>	RD	46	13,4	10,9	3,1								
<i>Stellaria media</i>	RD	1,3	0,9		3,2								
<i>Thlaspi arvense</i>	RD		0,1		0,1								
<i>Veronica hederifolia</i>	RD	0,3											
<i>Vicia hirsuta</i>	RD							0,4	0,1	0,2		7,8	5,1

**Függelék B folytatása.** A gabona és napraforgó előveteményű, szik magkeverékkel gyepesített területek (GS és NS) 20 legnagyobb borítású fajának átlagos borításértékei a három évben. A gyomokat **félkövér** betűkkel emeltük ki (Grime 1979 és Borhidi 1995 alapján). FCS - funkciós csoportok: R – rövid életű, É – évelő, D – dudvanemű, G – fűnemű

Fajok	FCS	1, év					2, év					3, év				
		GS1	GS2	NS1	NS2	NS3	GS1	GS2	NS1	NS2	NS3	GS1	GS2	NS1	NS2	NS3
<i>Anthemis arvensis</i>	RD				10,4	9,5				14,8	40,1					
<i>Bromus mollis</i>	RF	2,0	3,2	0,9	0,5	0,4	0,1	31,4	0,8	0,7	4,2					
<i>Bromus tectorum</i>	RF							4,9	0,2	6,0	0,1	0,1		0,2	0,5	
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	RD	1,9		1,0	20,2	30,0		7,5	0,4	1,7	2,4					
<i>Chenopodium album</i>	RD		6,5	3,2	0,6	0,1										
<i>Cirsium arvense</i>	ÉD		0,3	3,6	1,7	4,3		2,1	14,1	17,2	10,4	10,6	23,6	47,7	22,8	
<i>Convolvulus arvensis</i>	ÉD	1		6,5		0,1	0,9	2,5	4,6	0,1	0,3	1,9	4,9	3,0	0,6	0,5
<i>Festuca pseudovina</i>	ÉF	11,9	1,3	8,2	2,1	2,8	84,1	15,7	50,5	18,9	20,3	66,3	64,1	58,5	31,3	39,7
<i>Fumaria officinalis</i>	RD		29,4		0,1											
<i>Galium spurium</i>	RD		7,9	0,2	38,9	37,2										
<i>Lamium amplexicaule</i>	RD	1,1			2,3	5,5										
<i>Matricaria chamomilla</i>	RD	27														
<i>Matricaria inodora</i>	RD	3,8	4,9	72,2	0,9	3,5		24,5	5,1	0,9	3,8					
<i>Papaver rhoeas</i>	RD	0,3	18,8			2,8										
<i>Poa angustifolia</i>	ÉF	32,4	1,5	1,9		0,5	12,0	4,1	4,1	0,1	1,9	9,3	11,0	12,4	14,2	34,7
<i>Thlaspi arvense</i>	RD	0,2			14,8	0,9										
<i>Trifolium angulatum</i>	RD							1,6	8,1	0,1	0,3					
<i>Veronica hederifolia</i>	RD	0,6	12,3													
<i>Vicia grandiflora</i>	RD									26,8						
<i>Vicia hirsuta</i>	RD						0,9	9,7	10,1	10,5	17,3		1,2	0,4		

**Függelék B folytatása.** A lucerna előveteményű, lősz magkeverékkel gyepesített területek (LL) 20 legnagyobb borítású fajának átlagos borításértékei a három évben. A gyomokat **félkövér** betűkkel emeltük ki (Grime 1979 és Borhidi 1995 alapján). FCS - funkciós csoportok: R – rövid életű, É – évelő, D – dudvanemű, G – fűnemű

Fajok	FCS	1, év						2, év						3, év					
		LL1	LL2	LL3	LL4	LL5	LL6	LL1	LL2	LL3	LL4	LL5	LL6	LL1	LL2	LL3	LL4	LL5	LL6
<i>Elymus sp.</i>	ÉF									13,4			2,0			3,4			6,1
<i>Bromus inermis</i>	ÉF	2,1	1,4	0,5	25,3	2,5	0,7	40,1	27,3	44,2	71	27,3	55,3	15,3	24,9	33,6	46,8	33,1	9,7
<i>Bromus mollis</i>	RF	1,3	0,2	0,3	4,0	0,5	0,8	0,1	1,1	2,0	0,1	3,7	2,7						
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	RD	11,8	2,9	4,0	31,0	19,9	18,8						1,8						
<i>Chenopodium album</i>	RD		1,7	2,0	0,2	2,6	4,6												
<i>Consolida regalis</i>	RD				0,4	6,3	0,7												
<i>Convolvulus arvensis</i>	ÉD						1,1		0,4	0,1	0,9		16,2		0,1	0,7	1,5		13,5
<i>Fallopia convolvulus</i>	RD		0,7	0,3		15,7	29,8												
<i>Festuca rupicola</i>	ÉF	4,5	0,7	0,9	3,5	3,1	0,6	4,9	8,2	14,0	4,2	51,5	9,6	47,0	30,6	14,1	27,3	52,6	60,1
<i>Fumaria officinalis</i>	RD			0,2		9,8	27,9												
<i>Lamium amplexicaule</i>	RD		0,2	0,4	0,1	7,3	4,8												
<i>Matricaria inodora</i>	RD	60,5	78,9	50,5	25,1			0,9	0,4	0,1			0,6						
<i>Papaver rhoeas</i>	RD					9,8													
<i>Poa angustifolia</i>	ÉF	17,4	3,9	0,1	6,5	1,2	0,6	45,8	48,4	24,1	23,6	10,3	2,6	29,2	24,4	39,2	16,2	9,4	1,9
<i>Polygonum aviculare</i>	RD	0,3	0,9	16,8	1,3	8,4	6,6												
<i>Stellaria media</i>	RD	0,5	6,2	22,0		0,2													
<i>Thlaspi arvense</i>	RD	0,1	0,3	1,3	0,4	4,0													
<i>Trifolium striatum</i>	RD													7,8		1,1			
<i>Veronica hederifolia</i>	RD		0,3	0,2		4,5	1												
<i>Vicia hirsuta</i>	RD							0,3			0,1		0,2	1,4	3,4	1,2	4,5		1,3

**Függelék B folytatása.** A gabona és napraforgó előveteményű, lősz magkeverékkel gyepesített területek (GL és NL) 20 legnagyobb borítással rendelkező fajának átlagos borításértékei a három évben. A gyomokat **félkövér** betűkkel emeltük ki (Grime 1979 és Borhidi 1995 alapján). FCS - funkciós csoportok: R – rövid életű, É – évelő, D – dudvanemű, G – fűnemű

Fajok	FCS	1, év		2, év		3, év	
		GL1	NL1	GL1	NL1	GL1	NL1
<i>Bromus arvensis</i>	RF	1,7	13,4				
<i>Bromus inermis</i>	ÉF	8,6	8,1	22,5	16,8	29,8	22,6
<i>Bromus mollis</i>	RF	1,2	0,6	1,8	0,6		
<i>Chenopodium album</i>	RD	1,1	10,3				
<i>Cirsium arvense</i>	ÉD	7,1		1,1		14,8	
<i>Consolida regalis</i>	RD	3,3					
<i>Convolvulus arvensis</i>	ÉD	27,1		15,3	0,2	1	0,1
<i>Fallopia convolvulus</i>	RD	2,3					
<i>Festuca rupicola</i>	ÉF	5,4	15,3	15,3	34,2	49,9	59,6
<i>Fumaria officinalis</i>	RD	6,9	1,4				
<i>Hordeum vulgare</i>	RF	21,5	0,2				
<i>Lamium amplexicaule</i>	RD		0,8				
<i>Lathyrus tuberosus</i>	ÉD			6,0			
<i>Matricaria inodora</i>	RD	0,5	30,2	0,1	0,2		
<i>Medicago lupulina</i>	RD			18,8			
<i>Papaver rhoeas</i>	RD	0,7					
<i>Poa angustifolia</i>	ÉF	3,4	11,2	1,2	8,3		16,0
<i>Polygonum aviculare</i>	RD	0,4					
<i>Vicia hirsuta</i>	RD			6,5	36,8		0,7
<i>Vicia villosa</i>	RD			7,8	1,3		

**Függelék C.** A referencia gyepek leggyakoribb fajainak átlagos borításértékei (legalább egy területen legalább 5% átlagborítással rendelkező fajok szerepelnek a listában). A gyomokat **félkövér** betűkkel emeltük ki (Grime 1979 és Borhidi 1995 alapján). Jelmagyarázat: SR1-3: szikes gyepek, LR1-3: löszgyepek. FCS - funkciócsoportok: R – rövid életű, É – évelő, D – dudvanemű, G – fűnemű.

	FCS	SR1	SR2	SR3	LR1	LR2	LR3
<i>Trifolium campestre</i>	RD	5,4	5,0	1,4			
<i>Vicia hirsuta</i>	RD				10,9	2,9	2,5
<i>Achillea collina</i>	ÉD	12,9	3,3	14,5			
<i>Achillea setacea</i>	ÉD		7,5				
<b><i>Convolvulus arvensis</i></b>	ÉD				2,1	7,9	3,7
<i>Galium verum</i>	ÉD				0,1	5,4	3,5
<i>Lathyrus tuberosus</i>	ÉD					6,5	2,3
<i>Plantago lanceolata</i>	ÉD	12,0	9,0	3,8			
<i>Salvia nemorosa</i>	ÉD				50,0	36,3	20,5
<i>Bromus inermis</i>	ÉF				32,5	53,8	58,8
<i>Carex praecox</i>	ÉF				7,3	3,5	0,1
<i>Festuca pseudovina</i>	ÉF	50,0	65,5	57,5			
<i>Festuca rupicola</i>	ÉF				3,1	6,3	2,0
<i>Poa angustifolia</i>	ÉF				2,8	3,7	5,8

**Függelék D.** A különböző területek vegetáció változásának részletes adatai a vizsgálat időtartama alatt (átlag±SD).

1. terület	Szénatakarás+magvetés			Magvetés		
	2009	2010	2011	2009	2010	2011
<b>Borítás</b>						
Összes	37,5±12,5	67,8±18,2	76,2±13,4	80,4±18,2	82,6±19,8	65,5±18,9
Gyomfajok	14,1±8,1	4,3±4,4	0,2±0,3	63,7±20,3	31,6±21,9	10,5±4,6
<i>Festuca pseudovina</i>	10,4±10,4	24,6±15,9	23,4±21,9	2,2±2,2	20,6±17,1	22,0±10,4
<i>Festuca rupicola</i>	3,7±4,0	9,4±5,2	31,4±25,5	0,0±0,0	0,3±0,7	0,0±0,0
<b>Fajszám</b>						
Összes	12,6±2,2	17,0±3,4	8,4±2,2	14,9±2,9	17,5±2,4	14,4±3,3
Gyomfajok	6,8±1,4	6,3±2,3	0,4±0,5	9,6±1,5	8,4±2,3	7,3±3,0
2. terület	Szénatakarás+magvetés			Magvetés		
	2009	2010	2011	2009	2010	2011
<b>Borítás</b>						
Összes	80,1±20,5	94,7±8,3	82,9±7,8	61,9±13,5	96,0±3,9	67,2±12,9
Gyomfajok	66,9±14,5	20,8±20,9	15,3±7,4	49,9±15,4	24,1±22,9	25,8±19,7
<i>Festuca pseudovina</i>	2,9±2,5	21,1±11,5	2,5±2,1	2,9±2,5	26,0±14,5	28,8±21,4
<i>Festuca rupicola</i>	0,9±1,1	8,1±8,1	35,8±17,8	0,0±0,0	0,0±0,0	0,0±0,0
<b>Fajszám</b>						
Összes	15,1±5,3	18,9±2,0	12,8±1,7	12,3±1,9	13,9±3,1	11,0±4,0
Gyomfajok	7,3±2,2	6,5±1,9	3,1±0,6	7,0±1,3	5,6±2,4	5,8±3,7
3. terület	Szénatakarás+magvetés			Magvetés		
	2009	2010	2011	2009	2010	2011
<b>Borítás</b>						
Összes	60,7±15,9	97,8±4,0	79,1±10,7	75,9±18,7	92,3±8,4	83,4±12,8
Gyomfajok	36,5±16,1	35,8±30,9	16,9±19,1	60,4±17,8	43,2±15,8	21,0±18,7
<i>Festuca pseudovina</i>	4,2±4,1	15,2±12,3	1,3±1,7	3,1±3,2	29,8±17,0	16,5±21,0
<i>Festuca rupicola</i>	3,4±3,6	12,8±12,8	37,9±22,2	0,0±0,0	3,7±8,6	4,5±4,7
<b>Fajszám</b>						
Összes	14,1±2,6	19,3±2,1	10,7±2,9	11,3±3,1	16,5±1,9	8,4±3,5
Gyomfajok	5,8±1,6	6,3±0,9	2,6±1,5	6,0±2,1	6,3±2,0	2,6±1,2

**Függelék E.** A fitomassza változása az egyes területeken a vizsgálat időtartalma alatt (átlag±SD).

1. terület	Szénatakarás+magvetés			Magvetés		
	2009	2010	2011	2009	2010	2011
<b>Fitomassza</b>						
Összes fűnemű	2,8±2,6	7,9±2,8	7,9±3,9	1,6±2,1	6,1±4,0	9,4±3,9
Összes dudvanemű	5,4±5,8	1,2±0,7	0,9±1,1	10,5±5,4	5,4±4,1	1,5±1,1
Avar	7,5±6,9	3,5±2,8	7,1±5,7	2,4±2,2	3,2±1,8	9,3±8,7
Gyomfajok	4,3±5,5	0,3±0,2	0,1±0,1	9,8±5,4	3,4±3,9	0,5±0,5
<i>Festuca</i> sp.	1,9±1,5	6,4±3,4	6,8±4,0	0,4±0,6	3,5±3,5	6,6±5,0
2. terület	Szénatakarás+magvetés			Magvetés		
	2009	2010	2011	2009	2010	2011
<b>Fitomassza</b>						
Összes fűnemű	2,9±3,2	13,4±3,5	14,9±6,0	1,3±1,4	11,2±5,8	11,7±5,5
Összes dudvanemű	13,7±9,0	2,3±3,1	1,3±1,8	17,5±8,2	4,2±4,8	1,6±1,4
Avar	9,2±10,3	7,5±3,6	16,0±6,3	2,2±2,4	5,0±2,4	15,8±8,6
Gyomfajok	14,1±8,9	4,9±4,6	3,9±2,9	15,1±9,6	2,6±2,9	2,3±3,6
<i>Festuca</i> sp.	0,8±0,8	4,9±4,1	8,0±6,0	0,4±0,5	6,7±6,2	9,1±7,1
3. terület	Szénatakarás+magvetés			Magvetés		
	2009	2010	2011	2009	2010	2011
<b>Fitomassza</b>						
Összes fűnemű	5,5±3,3	16,7±5,7	15,3±6,7	4,5±4,2	13,4±5,1	19,0±10,0
Összes dudvanemű	7,2±7,3	1,8±2,8	1,2±1,3	11,6±10,7	1,9±1,8	2,1±3,0
Avar	12,9±15,4	5,3±3,5	12,3±8,7	5,8±4,6	4,3±2,9	8,2±4,0
Gyomfajok	6,7±5,3	2,6±3,7	4,7±2,5	13,4±10,6	6,9±3,9	6,6±4,2
<i>Festuca</i> sp.	1,5±1,3	7,5±5,4	8,1±7,5	0,7±0,8	5,3±4,6	11,6±10,9

**Függelék F.** Az idő, terület és kezelés hatása a főbb vegetáció jellemzőkre. Az eredményeket repeated measures GLM segítségével számoltuk ki, amelyben az idő, mint ismételt faktor; a terület és a gyepesítési módszer (szénatakarással kombinált magvetés és csak magvetés) mint fix faktorok és a mintavételi elrendezés, mint random faktor szerepeltek.

	Idő		Terület		Módszer		Idő×Terület		Idő×Módszer		Terület×Módszer		Idő×Terület×Módszer	
	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
<b>Borítás</b>														
Összes	7,6	**	12,4	***	1,6	0,200	2,2	0,081	7,4	**	10,2	***	6,7	***
Gyomfajok	29,6	***	6,9	**	13,7	**	3,0	**	2,4	0,106	5,9	**	8,2	***
<i>Festuca pseudovina</i>	12,7	***	1,8	0,177	4,6	*	1,4	0,233	7,5	**	4,1	*	1,2	0,314
<i>Festuca rupicola</i>	9,2	**	1,0	0,361	62,2	***	0,8	0,501	24,1	***	0,9	0,993	0,1	0,975
<b>Fajsám</b>														
Összes	12,8	***	0,9	0,424	3,7	0,061	2,7	0,039	4,6	*	14,9	***	1,0	0,388
Gyomfajok	6,6	**	5,5	**	15,9	***	2,2	0,075	6,9	**	10,4	***	1,8	0,129
<b>Fítomassza</b>														
Összes fűnemű	46,1	***	40,0	***	2,9	0,090	8,3	***	3,0	0,053	1,3	0,281	1,8	0,140
Összes dudvanemű	23,6	***	9,8	***	18,8	***	6,2	***	0,8	0,471	4,5	*	1,9	0,117
Avar	31,0	***	11,0	***	17,2	***	4,7	**	5,3	**	1,8	0,172	1,0	0,423
Gyomfajok	16,0	***	19,8	***	12,9	***	5,6	***	5,2	**	7,2	***	0,9	0,446
<i>Festuca</i> sp.	23,5	***	2,4	0,093	0,1	0,773	1,4	0,235	1,7	0,179	1,6	0,207	1,3	0,273