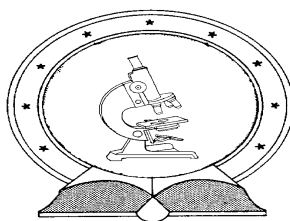


DE-TTK



1949

**A MAGBANK SZEREPE A TERMÉSZETES GYEPEK DIVERZITÁSÁNAK
FENNTARTÁSÁBAN ÉS A GYEPREGENERÁCIÓBAN**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

TÓTH KATALIN

Témavezető

dr. Valkó Orsolya
egyetemi adjunktus

DEBRECENI EGYETEM
Természettudományi Doktori Tanács
Juhász Nagy Pál Doktori Iskola
Debrecen, 2015

A doktori értekezés betétlapja

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

Debrecen, 2015.

.....
Tóth Katalin

Tanúsítom, hogy **Tóth Katalin** doktorjelölt 2012-2015 között a fent megnevezett Doktori Iskola **Kvantitatív és Teresztris Ökológia** programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2015.

.....
dr. Valkó Orsolya
témavezető

A doktori értekezés betétlapja

A MAGBANK SZEREPE A TERMÉSZETES GYEPEK DIVERZITÁSÁNAK FENNTARTÁSÁBAN ÉS A GYEPREGENERÁCIÓBAN

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

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

Témavezető:
dr. Valkó Orsolya

A doktori szigorlati bizottság:
elnök:
tagok:
.....

A doktori szigorlat időpontja:

Az értekezés bírálói:
.....
.....

A bírálóbizottság:
elnök:
tagok:
.....
.....
.....

Az értekezés védésének időpontja: 2015.

Tartalom

Általános bevezetés	8
Célkitűzések	15
Anyag és módszer	16
Mintaterületek	16
Gyepesített szántók	16
Lőszgyepek	16
Szikes gyepek	17
Vegetáció mintavétel	17
Magbank mintavétel	18
Adatfeldolgozás	19
Magbanktípus besorolás	20
Magvetéses gyepesítést követő vegetációdinamika és magbank	21
Talajmagbank szerepe lőszgyepek helyreállításában	29
A magbank szerepe a szikes gyepek diverzitásának fenntartásában	34
Köszönetnyilvánítás	41
Irodalomjegyzék	42
Függelék	49

Általános bevezetés

A természetközeli gyepek fontos szerepet játszanak a faj- és tájszintű sokféleség megőrzésében és fenntartásában (Dengler et al. 2014). Magyarországon számos olyan a Natura 2000 hálózatban szereplő élőhelytípus megtalálható, melyek Európai Unió szintű megőrzésében hazánknak kiemelt szerepe van, mint például a pannon szikes és löszgyepek (Tóth & Hüse 2014, Tóth et al. 2015). Létüket egyrészt a művelési-ág váltás (gyepek beépítése, beszántása vagy erdő-telepítések), másrészt az ezzel gyakran összefüggő intenzív mezőgazdasági technikák veszélyeztetik (Deák & Kapocsi 2010). Nyugat-Európában a természetközeli gyepek területe és ezzel párhuzamosan számos gyepekhez kötődő növény- és állatfajok állományai jelentősen csökkentek. A magasabb biomassza produkció elérése érdekében végzett magas műtrágya és növényvédőszer használat, a többnyire kommersz, fajszegény magkeverékekkel vagy energianövényekkel történő gazdasági célú felületés, illetve az intenzívebbé váló légköri nitrogén kiülepedés a gyepek fajgazdagságát csökkentették (Bakker & Berendse 1999). A Nyugat-Európában elterjedten alkalmazott intenzív mezőgazdasági technikák átvétele a gyepek fajgazdagságára nézve a jövőben veszélyt jelenthet a kelet-közép-európai EU tagállamokban is. Az egyre intenzívebb városiasodás (urbanizáció), illetve az utak és más vonalas létesítmények számának jelentős mértékű emelkedése a gyepek fragmentálódásához vezetett (Pullin et al. 2009). A korábban jellemzően összefüggő gyepeknek számos térségben mindössze apró töredékei maradtak meg. Az élőhely-fragmentálódás járulékos hatásaként a megmaradt kis területű gyepek fajgazdagsága is csökkent, valamint növekedett a gyepekhez kötődő fajok eltűnésének esélye (Dengler et al. 2014). Az intenzív mezőgazdasági technikák terjedésével párhuzamosan Közép- és Kelet-Európában a rendszerváltást követő társadalmi és gazdasági változások miatt nagy kiterjedésű szántó- és gyepterületek korábbi művelését hagyták fel. Hazánkban 1989-2007 között a gyepek területe mintegy 14 %-kal csökkent, melynek egyik fő oka a korábbi művelés felhagyását követő cserjésedés és beerdősülés (Török et al. 2011a, Valkó et al. 2011).

A gyepi biodiverzitás védelme érdekében Európában és Észak-Amerikában is számos rekonstrukciós program indult (Török et al. 2011a). Ezeknek a restaurációs ökológiai beavatkozásoknak a célja a megmaradt gyepek degradálódásának megállítása, illetve az eltűnt gyepterületek eredetihez hasonló állapotának visszaállítása (Kiehl et al. 2010). A degradálódás megállításának hatékony módja a megmaradt gyepterületek összekapcsolása és a foltok közötti átjárhatóság biztosítása, illetve a gyepterületek területének növelése és pufferezóna kialakítása gyepterülettel, (Pywell et al. 2002). Mivel világszerte évről évre nő a mezőgazdasági művelés alól

kivont területek nagysága, így kézenfekvő megoldás ezeknek a területeknek a gyepesítése (Cramer & Hobbs 2007). A gyepék létesítésére számos technikai lehetőséget dolgoztak ki. A gyepesítés támaszkodhat (1) spontán zajló szekunder szukcesszióra. Gyepterületek létesítése történhet továbbá (2) kaszált fű-, illetve szénaráhordással, (3) a célfajok magjainak vetésével, valamint természetközeli állapotú gyepék (4) feltalajának áthelyezésével. Kiegészítésként használható a (5) célfajok egyedeinek beültetése is (Török et al. 2011a).

Számos esetben nem elegendő az, ha csupán a spontán folyamatokra támaszkodunk, mivel a gyepesedés nem elég hatékony és gyors. Ezért a gyeprekonstrukciós programokban előtérbe került a célfajok aktív, vetéssel történő bevitel (Török et al. 2011a). Ezt egyrészt használják a gyepesedési folyamat gyorsítására, illetve használhatják a már gyepesedett területek fajkészletének és diverzitásának növelésére (Van der Putten et al. 2000, Pywell et al. 2002). A vetés előtt talajelőkészítést végeznek, mely során leggyakrabban sekély- vagy mélyszántást alkalmaznak (Deák & Kapocsi 2010). A magvetés általában ősszel, ritkábban tavasszal történik. A magvetéses gyepesítés során alacsony és magas diverzitású magkeveréket is használhatunk, amelyek a bennük található fajok számában térnek el egymástól. Az alacsony diverzitású magkeverék használata esetén általában mindössze 2-8 fajt tartalmaznak (Lepš et al. 2007, Pywell et al. 2002). A mezőgazdasági gyeptelepítési gyakorlatban rendszeresen vetnek ilyen alacsony diverzitású magkeveréket. Ebben általában a társulás domináns élő fajtái, az ún. vázfajok találhatók. Ezek túlnyomóan fűvek vagy gyakori és domináns kétszikűek (Manchester et al. 1999, Lepš et al. 2007). A magas diverzitású magkeverék összeállítása során jóval több faj magját használják fel. Az alacsony diverzitású magkeverékek esetében jóval kevesebb faj magját kell összegyűjteni, amely lerövidíti a keverék összeállításának idejét. A fűnemű fajok magjai általában nagyobb tömegben állnak rendelkezésre a természetes forrásokból, gépesített módszerekkel (például aratással) egy időben nagy mennyiség begyűjthető belőlük, valamint egyes fajok a kereskedelmi forgalomban is könnyen beszerezhetők (Valkó et al. 2013).

Az alacsony diverzitású magkeverékekkel kapcsolatban számos vizsgálat kimutatta, hogy nagy vetőmagnormájú vetés esetén a vetett fűvek hatékonyak a rövidéletű gyomok visszaszorításában, ugyanakkor mikroélőhely-limitáció révén megakadályozhatják a kísérő fajok betelepődését is (Jongepierová et al. 2007, Deák et al. 2011). Az intenzíven használt agrártájakban gyakran nincsenek jelen olyan gyepi élőhelyek, amelyek propagulum-forrásként szolgálhatnak a gyepi fajok betelepüléséhez (Ruprecht 2005). A gyepesítendő területeken a propagulumlimitációt tovább fokozza az is, hogy az egykori szántóterületek magbankjában általában kevés gyepi faj magja őrződött meg (Manchester et al.

1999). A fentiek figyelembevételével olyan területeken, ahol a gyepi fajok magbankból vagy magesőből történő regenerációja nem valószínű, a mikroélelhely-limitáció ellenére is megfelelőbb megoldás lehet az alacsony diverzitású magkeverékek vetése, mintha csupán spontán szukcesszióra támaszkodunk (Manchester et al. 1999).

A magbank vagy magkészlet Csontos (2001) definíciója szerint azon természetes úton – általában a talajban – előforduló magvak összessége, amelyek anyagcseréjük vonatkozásában anyanövényeiktől függetlenné váltak és emellett csírázóképesek, vagy ezt a képességüket a jövőben elnyerhetik. A magbank összetétele és denzitása vegetációtípustól függően változik (Bossuyt & Honnay 2008, Hopfensperger 2007). A talajban felhalmozódó magbank leginkább a felső talajrétegekben helyezkedik el (általában a felső 10–20 cm), sűrűsége a talaj mélyebb részei felé haladva drasztikusan csökken (Fenner & Thompson 2005). Néhány esetben előfordul, hogy a mélyebb talajrétegekben magasabb a magvak denzitása. Ezt a jelenséget nevezzük magbank-inverciónak, ami gyakran korábbi mezőgazdasági művelés eredménye (Török et al. 2012a). Természetes élőhelyeken a magbank-inverzió egyes, a földfelszín feletti vegetációból régóta hiányzó, hosszú életű magokkal rendelkező fajok esetében figyelhető meg (Csontos 2001). A talajban fellelhető magvakra nemcsak a vertikálisan csökkenő sűrűség, hanem a gyakran erősen aggregált horizontális mintázat is jellemző (Thompson 1986, Csontos 2001). Ennek a csoportosuló mintázatnak a lehetséges okai az alábbiak: (1) a magvak az általában csoportosuló mintázatban elhelyezkedő magszóró növényegyedek környezetében magasabb denzitásban vannak jelen (Hill et al. 1989), (2) a magvak a talajfelszíni mélyedésekben, repedésekben felhalmozódhatnak (Bonn & Poschlod 1998), illetve (3) egyes állatfajok is képezhetnek belőlük földfelszín feletti és alatti depókat, ami szintén magbank-aggregálódáshoz vezet (Bakker et al. 1996). A magbank denzitása arányos a fontosságával, ami azt jelenti, hogy azokban a közösségekben nagy sűrűségű, ahol a fajok egy jelentős hányada hagyatkozik a magbankból történő felújulásra (Thompson 1987). A tartós magbank általában az egy-és kétéves fajokra jellemző, illetve olyan közösségek esetében (például szántóföldi gyomnövényzet), amelyeknél gyakori zavarások jelentkeznek (Thompson 1985). Ezzel szemben azoknál a többnyire nagy magmérettel rendelkező fajoknál és lágyszárú évelőknél, melyek vegetációdinamikailag stabil, kevésbé bolygatott közösségekben fordulnak elő, általában nem találunk tartós talajmagbankot (Garwood 1989).

A magbank vizsgálatok eredményeit a modern növényökológia számos területén hasznosítják. A teljesség igénye nélkül megemlíthető, hogy a magbank vizsgálata új megvilágításba helyez számos vegetációdinamikai folyamatot, mint például a fajkicserélődési és kolonizációs folyamatokat (Milberg & Hansson 1993). A magbank ismerete segítséget nyújthat szukcessziós folyamatok értelmezésében

(Török et al. 2009). A magbank szukcessziós memóriaként működik, azaz nem kizárólag az aktuális földfelszín feletti vegetációban jelenlévő fajok magjait tartalmazza, hanem a magbank vizsgálatával bepillantást nyerhetünk a korábbi vegetációdinamikai folyamatokba (Bakker et al. 1996, Koncz et al. 2011). A talajban eltemetődött életképes magoknak fontos szerepe lehet a természetes vagy emberi eredetű zavarást követő regenerációban. Fejlett magbank esetén, zavarást követően a vegetáció akár spontán módon is regenerálódhat (Bossuyt et al. 2001). A magbanknak, mint a spontán regenerációs kapacitás egyik legfontosabb tényezőjének ismerete a gyeprekonstrukciós programokban iránymutató lehet (Bakker et al. 1996). A magbank vizsgálata egy új lehetőséget kínál zavarások, inváziók előrejelzésére (Csontos et al. 2009, *Asclepias syriaca*; Simkó & Csontos 2009, *Robinia pseudoacacia*, *Gleditsia triacanthos*), ismerete segítséget nyújthat a gyomnövényzet dinamikájának megismeréséhez (Török et al. 2012a), vagy épp veszélyeztetett, illetve ritka növényfajok megőrzéséhez. Mindezek alapján a magbank összetételének és tömegességi viszonyainak vizsgálata alapvetően fontos, hiszen ezek ismerete segít a restaurációs ökológiai beavatkozások tervezésekor (Török et al. 2012a).

A botanika más területeivel foglalkozók már mintavétel során szerezhetnek bizonyos ismereteket a vizsgálat tárgyáról illetve következtethetnek a várható eredmények bizonyos vonásaira. Magbank vizsgálatoknál ennél nehezebb a helyzet, mivel a minták mag összetétele még nem ismert a mintavétel időpontjában. Ezért kiemelten fontos, hogy milyen módszert választunk a magbank minták feldolgozásához (Csontos 2001). Két alapvető módszer létezik erre, egyrészt a különböző fizikai elválasztási módok, másrészt a minták üvegházi hajtatása. Az üvegházi hajtatás módszertanát a későbbiekben az egyes gyeptípusok vizsgálatánál részletesen kifejtem.

A fizikai elválasztás során a magok valamilyen fizikai jellemzőjét kihasználva választjuk el azokat a talajalkotóktól, majd elválasztást követően meghatározzuk a magokat, illetve ellenőrizzük azok életképességét. A nehézoldatos módszer során vízben jól oldódó sók megfelelő sűrűségű oldatában elkeverjük a mintákat: megfelelő ülepedési idő után az ásványos összetevők az edény aljára süllyednek, míg a magok a szerves törmelékkel a felülúszóba kerülnek (Roberts 1981). A fizikai elválasztás másik lehetséges módja az atmoszférikus szűrésen alapuló eljárás, amikor is 0,2 mm-es lyukbőségű szitán átmoszuk a mintát és a visszamaradt szerves és szervetlen talajalkotókból kiválogatjuk a magokat (Thompson et al. 1997). A harmadik módszer során a magvak aerodinamikai sajátosságán alapulva, különböző erősségű légáramok segítségével előbb a héjdarabokat és léha magokat távolítják el, majd erősebb légárammal a magvakat fújatják ki a nehezebb talajrészek közül. A fizikai elválasztási módszerek elvégzése után meg kell győződni a magok

életképességéről, amire szintén több eljárás létezik. Az életképesség meghatározására az egyik módszer a magvak elvetése és a csírázási százalék meghatározása. Másik módszer a TTC festés, melynek során a magba bejutó szintelen redoxiindikátor az élő embrió szöveleinek légzése hatására redukálódik és ezeket a szöveteket pirosra festi (Csontos 2001). Harmadik a Zelenchuk-féle látszólagos életképesség, miszerint minden mag életképes, ami külsőleg épnek és egészségesnek látszik és egy mérsékelt nyomásnak ellenáll (Zelenchuk 1961, Csontos 2001).

A fizikai elválasztásos és az üvegházi hajtásos módszerek sajátosságaikból adódóan rendelkeznek különböző előnyökkel és hátrányokkal, amik épp ellentétesen egészítik ki egymást és megnehezíti a két módszert használó magbank vizsgálatok összehasonlíthatóságát (Csontos 2001). A fizikai elválasztáson alapuló módszerek előnye, hogy viszonylag gyorsak, nem helyigényesek, ezáltal sok minta feldolgozható. Az eredményeket a fajok csírázásökológiája nem befolyásolja és a módszer a denzitást jobban becsli, mint az üvegházi hajtásos módszer. A fizikai elválasztási módszerek hátránya, hogy alacsonyabb fajszámot becsülnek többek között azért, mert a magok elkülönítése, határozása nehéz, különösen a nagy fajszámú nemzetségek esetében, továbbá az apró magvak kimutatása nehéz, a vizsgálat során gyakran elvesznek. Munkaigényes, mert a magok meghatározása mellett életképesség vizsgálatot is kell végezni és ez a vizsgálat tovább nehezíti a pontos becslést, ezáltal túlbecsli a magbankot.

Az üvegházi hajtásos módszer előnyei közé sorolandó, hogy a csíranövények határozása könnyebb, illetve ha csíranövényként még nem egyértelmű a faji hova tartozás, akkor határozásig még nevelhető a növény. Több évig futhat, így az egyes fajok magbankjára jellemző tulajdonságokat jól tanulmányozhatjuk, az életképesség közvetlenül adódik, mivel a kikelt csíranövény mindenképpen életképes magot jelent, valamint a fajszámot is jobban becsli ez a módszer. Hátrányai közé tartozik, hogy időigényes, egy-egy vizsgálat akár több évig futhat, ezt a minták koncentrációja optimalizálhatja, ellenben a vékonyréteg alkalmazása növeli a helyigényt. A sokfajos mintákban lévő magvak eltérő csírázási igénnyel rendelkeznek, így maradhatnak dormans magvak és emiatt a módszer gyakran alul becsli a magbankot.

A növényökológián belül a természetes magbank kutatása egy olyan terület, ahol a nemzetközi kutatói aktivitás meglehetősen magas (lásd például Bossuyt & Honnay 2008 illetve Hopfensperger 2007 összefoglaló munkáit). Ezt a fokozott érdeklődést több tényező magyarázza. Egyrészt az utóbbi évtizedek kutatási eredményei rámutattak arra, hogy a természetes vegetáció dinamikájának meghatározásában kiemelt szerepe van a talajban felhalmozódott életképes magoknak. Másrészt, az újabban egyre növekvő jelentőségű élőhely-rekonstrukciós beavatkozásoknál is a helyben található talajmagbankból történő regeneráció jelentheti az ilyen feladatokat

elvégzésének a legolcsóbb, és egyben a leginkább természetes megoldását. Az elszegényedett fajkészletű gyepek helyreállításában fontos szerep juthat a talaj magbankjának, hiszen propagulum forrásként szolgálhat a vegetációból már kipusztult fajok visszatelepüléséhez (Bakker et al. 1996; Bossuyt & Honnay 2008). A lokális magbank szerepe olyan esetekben különösen fontos, amikor a térbeli terjedés lehetőségei korlátozottak (Simmering et al. 2006). Végül, a globalizáció következtében felgyorsult növényi invázió, az új, tájidegen növények megjelenése és terjedése megkívánja e fajok magbankjának kutatását, az ellenük való hatékony védekezés érdekében (Gioria et al. 2012).

Magyarországon Csontos (2001) összegezte a magbank vizsgálatával kapcsolatos módszertani ismereteket, valamint közölte a magyar flóra 448 fajának magbank típus besorolását. Ha figyelembe vesszük az azóta megjelent olyan hazai magbank-ökológiai publikációkat, ahol magbank típus besorolást is közölnek (például Csiszár 2004, Török et al. 2009, Valkó et al. 2009, 2011, Koncz et al. 2010, Halassy 2001), a hazai flóra mintegy 70-80 %-a esetében még nem ismert a magbank típusa. A magyarországi magbank kutatások főként hegylábi sztyeprétek (Virágh & Gerencsér 1988), homoki gyepek és parlagok (Matus et al. 2003a, 2005, Török et al. 2009), hegyi kaszálórétek (Valkó et al. 2009, 2011) és dolomit sziklagyepek (Csontos 2007), száraz tölgyesek (Koncz et al. 2010, 2011), illetve vágásterületek (Csiszár 2004) magbankjával foglalkoztak. Mindezek alapján a magbank és az egyes fajok regenerációban betöltött szerepének értékeléséhez további, jól dokumentált vizsgálatok szükségesek. Különösen fontos és hiánypótló azon védett és értékes élőhelytípusok magbankjának vizsgálata, mint a pannon löszgyepek és szikes gyepek, amelyek kifejezetten a pannon biogeográfiai régióra jellemzőek.

A löszgyepek rendkívül fajgazdag közösségek, melyek számtalan védett növény- és állatfajnak adnak otthont (Tóth & Hüse 2014; Török et al. 2011 a, b). Közép-Európa alföldi területein az egykor jellemző nagy kiterjedésű löszgyepek fragmentálttá váltak az elmúlt évszázad intenzív mezőgazdasági művelése következtében (Molnár & Botta-Dukát 1998). Sok régióban a korábban fajgazdag gyepeknek csak kis kiterjedésű, elszegényedett fajkészletű fragmentumai maradtak meg szántókkal, illetve más intenzíven kezelt mezőgazdasági területekkel körülvéve (Török et al. 2012a, Vida et al. 2010). Ritkaságuk ellenére a fokozottan védett löszgyepeket alkotó jellegzetes fajokról csak kevés magbank adattal rendelkezünk (de lásd Miglécz & Tóth 2012, Tóth & Hüse 2014). A löszgyepek megőrzéséhez és helyreállításához alapvetően fontos megértenünk, hogy a magbank mennyiben járul hozzá a fajgazdagság fenntartásához. Alapvetően fontos kérdés, hogy a degradált állományok felszín feletti vegetációjából hiányzó fajok közül mely fajok vannak még jelen a magbankban.

A pannon szikes gyepek a Natura 2000 hálózatban kiemelt közösségi jelentőségű élőhelyekként szerepelnek; hazánkban található az állományaik 98 %-a, ezért megőrzésükért az Európai Unióban elsősorban Magyarország a felelős (Deák et al. 2014a). A szikes gyepekre egyedi, halofiton fajokban és endemizmusokban gazdag flóra és fauna jellemző, így a Natura 2000 hálózatban kiemelt közösségi jelentőségű élőhelyekként szerepelnek. Kiemelt jelentőségük ellenére a szikes gyepek magbankjáról kevés publikáció született (de lásd Valkó et al. 2014; Tóth et al. 2015). Különböző nézőpontok vannak arra vonatkozólag, hogy a perzisztens magbanknak milyen szerepe lehet a fajgazdagság kialakításában stresszelt közösségek esetén. Számos szerző szerint stresszelt környezetben az ivaros szaporodás helyett nagyobb szerepe van a klonális terjedésnek, így a tartós magbank kisebb jelentőségű ezekben a közösségekben a gyepergenerációja és a diverzitás fenntartása szempontjából (Chang et al. 2001; Bossuyt & Honnay 2008). Más szerzők azonban azt találták, hogy a magbank alapvető fontosságú lehet a stresszelt közösségek vegetációdinamikájában, mert a perzisztens magbankban jelenlévő fajok magjai képesek lehetnek az időlegesen alkalmatlanná vált időszakokat követően is csírázni (Bossuyt & Honnay 2008, Ungar 1991).

Célkitűzések

Kutatásaink során a magbank vegetációdinamikában betöltött szerepét vizsgáltuk rekonstruált gyepekben, illetve természetes löszgyepekben és szikes gyepekben.

Az első fejezetben alacsony diverzitású magkeveréssel gyepesített szántók vegetációfejlődését és talajmagbankjának rövidtávú dinamikáját tanulmányoztuk. Vizsgáltuk továbbá a kaszálás felhagyásának hatásait olyan gyepesített szántókon, amelyeken kialakult egy a vetett pázsitfűvek által dominált gyepvegetáció. A következő kérdésekre kerestük a választ: (1) A gyeptelepítést követően milyen gyorsan alakul ki az évelő vetett fűvekből álló vegetáció? (2) Veszélyezteteti-e a gyomvisszaszorítás sikerességét a gyomfajok magbankból történő újratelepődése? (3) Milyen hatással van a kaszálás felhagyása a vetett fűvek, a célfajok és a gyomok mennyiségére?

A második fejezetben egy hagyományosan kezelt, természetközeli állapotú löszgyep illetve egy degradált állapotú, felhagyott löszlegelő vegetációjának és magbankjának összehasonlítását végeztük el. A következő kérdésekre kerestük a választ: (1) A vizsgált gyepekre jellemző fajok milyen sűrűségű magbankkal rendelkeznek a talajban? (2) Milyen mértékben tér el a természetközeli állapotú löszgyep és a degradált löszlegelő magbankja? (3) A vizsgált gyepek esetében gyeprekonstrukciós munkák során milyen mértékben támaszkodhatunk a lokális magbankra?

A harmadik fejezetben három szikes gyeptípus magbankjának fajösszetételét vizsgáltuk, összefüggésben a felszín feletti vegetációval és a környezeti tényezőkkel (tengerszint feletti magasság, sótartalom, talaj víztartalma, talaj szerves anyag tartalma és talaj kötöttsége). A következő hipotéziseket teszteltük: (1) A magbank fajgazdagsága és sűrűsége a leginkább stresszelt gyeptípusban a legnagyobb, ahol a magbankból történő regenerációnak nagy szerepe van a fajgazdagság kialakításában. (2) A higrofitonok sűrűsége a magbankban növekszik az alacsonyabb térszintek felé haladva.

Anyag és módszer

Mintaterületek

Mindhárom terepi vizsgálatot a Hortobágyi Nemzeti Park működési területén végeztük. 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 (Lukács et al. 2015). A Hortobágy aktuális vegetációját nagy kiterjedésű, mocsarakkal mozaikoló szikes gyepek és a magasabb térszinteken elhelyezkedő, kis területű löszgyepek jellemzik (Deák et al. 2014 a, b). A gyepeket és a vizes élőhelyeket jellemzően kaszálással, illetve szarvasmarha vagy juh legeltetéssel kezelik (Deák & Tóthmérész 2007, Török et al. 2014).

Gyepesített szántók

Az első vizsgálat mintavételi területei a mintegy 4 000 hektáron elterülő Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer területén helyezkednek el, mely a Hortobágyi Nemzeti Park része (Nagykunság keleti része, N 47°34'; E 20°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. A talajelőkészítést követően (mélyszántás és simítózás) két-három őshonos fűfaj magjaiból álló alacsony diverzitású magkeveréket vetettek 13 felhagyott egykori szántón; 2005 és 2006 októberében (Török et al. 2010). A *Festuca pseudovina* (67 %) és *Poa angustifolia* (33 %) magjait tartalmazó szik magkeveréket hét felhagyott szántóterületen, míg a *Festuca rupicola* (40 %), *Bromus inermis* (30 %) és *Poa angustifolia* (30 %) magjait tartalmazó lösz magkeveréket hat felhagyott szántóterületen vetették. A természetvédelmi célú gyeprekonstrukció gyakorlatának megfelelően viszonylag alacsony, mintegy 25 kg/ha mennyiségben vetették a magkeverékeket (Kiehl et al. 2010, Török et al. 2011a).

Löszgyepek

A második vizsgálat során tanulmányozott löszgyep-társulások a Hortobágyi Nemzeti Park működési területén belül, Balmazújváros (Magdolna-pusztá, N 47°35'01" E 21°17'54") és Hortobágy (Nyírólapos, N 47°34'47", E 21°15'30") települések közigazgatási területének határában találhatóak. A táj növényzetében

meghatározóak a szikes gyepek, elszórta szikes mocsarakkal az alacsonyabb és löszgyep foltokkal a magasabb térszinteken (Deák & Tóthmérész 2007). Mintavételi területeink kijelölése egy természetközeli állapotú fajgazdag; rendszeresen, évente egyszer-kétszer kaszált állományban (Magdolna-puszta) és egy felhagyott, degradált, fajszegény löszlegelön (Nyírólapos) történt. Magdolna-puszta területén korábban a térségben elterjedt *Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae* (a továbbiakban *Salvia-Festucetum*) állományt vizsgáltuk. Ennek a kétszikű fajokban igen gazdag társulásnak többnyire csak kis kiterjedésű foltjai maradtak fent a térségben. A területet hagyományosan kaszálással kezelik. A Nyírólapon egy degradált állapotú, fajszegény és zavarástűrő fajok által dominált *Cynodonti-Poëtum angustifoliae* állományt mértünk fel.

Szikes gyepek

A harmadik vizsgálati területünk a Nagy-sziken (Hortobágyi Nemzeti Park), Balmazújváros település határában (N 47°35', E 20°30') található. A vizsgálati területet juh és szarvasmarha legeltetéssel kezelik (Valkó et al. 2014). Vizsgálatunkhoz a területen leginkább elterjedt szikes gyeptípusokat választottuk ki a magassági gradiens mentén (Kelemen et al. 2013a alapján). A legmagasabb és legalacsonyabb mintaterület közötti magasság különbség mindössze 30 cm volt. A vizsgált gyeptípusok az alábbiak voltak: (1) *Artemisio santonici-Festucetum pseudovinae* száraz szikes gyep a legmagasabb térszinteken; (2) *Puccinellietum limosae* szikfok növényzet a közepes térszinteken és (3) *Agrostio stoloniferae-Caricetum distantis* nedves szikes gyep a legalacsonyabb térszinteken. A gyeptípusokat a továbbiakban rendre a következőképpen rövidítjük: (1) *Artemisio-Festucetum*, (2) *Puccinellietum* és (3) *Agrostio-Caricetum*.

Vegetáció mintavétel

Minden gyepesített szántón 1-1 pár, 5×5 m-es blokkot jelöltünk ki. Vetést követően az első három évben (2006-2008) minden év kora júniusában a gyomok többségének magérését megelőzően, egyszeri kaszálással kezelték a területet, majd a kaszálékot elszállították a területről. A negyedik (2009) évben minden blokk-párból az egyikben felhagyunk a kaszálással, míg a másikat továbbra is évi egyszeri, június közepén végzett kaszálással kezeltük. Blokkonként négy darab 1×1 m-es állandó kvadrátban végeztük a vegetáció felméréseket 2006-2011 között minden év júniusában (összesen 104 kvadrát), melynek során felmértük az edényes növényfajok százalékos borításértékeit.

A természetes löszgyepek vizsgálata során mintavételi területenként 12 darab, 1×1 m-es kvadrátban (összesen 24 kvadrát), 2009 júniusában fajonkénti százalékos

borításbecslést végeztünk. A szikes gyepekben vizsgáltuk egyrészt a legfontosabb környezeti változókat, másrészt vegetáció felmérést végeztünk. Minden gyeptípus három-három állományában kijelöltünk 5 darab 1 m×1 m-es állandó kvadrátot 2009 tavaszán (összesen 45 kvadrát). Minden kvadrátban 5 ponton megmértük a tengerszint feletti magasságot 1-3 cm-es pontossággal (TOPCON GRS-1). Begyűjtöttünk kvadrátonként 5 talajmintát (4 cm-es átmérővel, 10 cm-es mélységben) talajmintavevővel 2010 áprilisában talajelemzésre. Az alábbi talajparamétereket határoztuk meg: talaj nedvességtartalom, pH, vezetőképesség, szerves anyag tartalom és kötöttség. A talajelemzés részletes módszertani leírását lásd Tóth et al. (2015) munkájában.

Magbank mintavétel

A gyepesített szántókon a talaj magbank vizsgálata három évvel a vetést követően, a zárt, évelő füvekből álló gyeptakaró kialakulása után történt 2008-ban. A löszgyepekben és szikes gyepekben a magbank mintavétel a botanikai felmérést követő év tavaszán, 2010-ben történt. A magbank minták gyűjtése mindhárom esetben hóolvadás után, késő márciusban történt, a növényzet felmérésére kijelölt állandó kvadrátokban. Mindhárom esetben kvadrátonként három darab, 4 cm átmérőjű és 10 cm mély talajfuratot vettünk (egy furat térfogata 126 cm³). Ez a gyepesített szántók esetében 2008-ban összesen 13 104 cm³, a löszgyepek esetében 4 536 cm³, a szikes gyepek esetében pedig 17 010 cm³ talajtérfogatot jelentett. Az egy kvadrátból vett mintákat egyként kezeltük, a talajminták magtartalom heterogenitásának csökkentésére. A mintákat ter Heerd et al. (1996) 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 árnyékolva 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 leállítottuk. 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.

Adatfeldolgozás

Mindhárom vizsgálat 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 illetve a *Juncus compressus* és *J. gerardii* csíranövényeket szintén egységesen kezeltük.

Az alacsony diverzitású magkeverékkel vetett területek vegetációfejlődésének vizsgálata során gyomnak tekintettük az adventív kompetitorokat (AC, például *Conyza canadensis*, *Ambrosia artemisiifolia*), ruderalis kompetitorokat (RC, például *Cirsium arvense*, *Elymus repens*) és a nagyrészt alacsony kompetitív képességű, egy és kétéves egyszikűeket és kétszikűeket (W, például *Abutilon theophrasti*, *Anthemis arvensis*; Borhidi 1995). A fajokat egyszerűsített funkcionális csoportokba rendeztük a Ranunkiaer-féle életforma kategóriák alapján. Ezek a csoportok a rövidéletűek (Th, TH) és évelők (H, G, Ch) voltak. Mindhárom vizsgálatban a vegetáció és a magbank fajösszetételét Jaccard hasonlósági indexszel hasonlítottuk össze.

Az első vizsgálatban a vegetációjellemzők évek közötti különbségeit a két különböző magkeverékkel vetett területeken belül RM ANOVA segítségével vizsgáltuk. A szignifikánsan elváló csoportok kiválasztásához Tukey-tesztet használtunk ($p < 0,05$). Az elemzést STATISTICA 10.0 programmal végeztük. Az alkalmazott magkeverék, a kezelés és a terület az egyes vegetációjellemzőkre gyakorolt hatását egyszempontú GLM (Zuur et al. 2009) segítségével vizsgáltuk. A leíró és egyszempontú statisztikákat SPSS 17.0 programcsomaggal számoltuk.

A második vizsgálatban a degradált és jó természetességű löszgyepek vegetációját és magbankját DCA ordinációval hasonlítottuk össze (Legendre & Legendre 1998). Két független minta átlagát a normalitás teszt alapján minden esetben t-próbával hasonlítottuk össze.

A szikes gyepek vizsgálata során a fajokat halofiton és higrofiton csoportokba soroltuk a Borhidi-féle talaj sótartalom (SB) és nedvesség (WB) indikátor értékek alapján (Borhidi 1995). A 6-nál magasabb WB értékkel rendelkező fajokat higrofitonoknak tekintettük és a 6-nál magasabb SB értékkel rendelkező fajokat halofitonoknak tekintettük. A vegetáció és magbank összetételét egyutas ANOVA-val hasonlítottuk össze az állományok átlagértékével számolva (összesen három átlagot használva gyeptípusonként). A gyeptípusok szignifikáns különbségeinek kimutatására Tukey tesztet használtunk (Zar 1999). A vegetáció és a magbank

diverzitását a Shannon diverzitással fejeztük ki. A vegetáció és a magbank jellemzők és a környezeti paraméterek közötti korrelációt Spearman rangkorrelációval vizsgáltuk (Zar 1999).

Magbank típus besorolás

A magbank kutatások során szerzett adatok rendszerezésére születtek meg az 1960-as évek óta a magbanktipizálási rendszerek. Ezeknél legtöbb esetben az osztályozás alapját az képezi, hogy, a magvak milyen hosszú ideig tartózkodnak a magbankban. Az első ökológiai szemléletű rendszer a magbanktípus besorolásra Thompson & Grime (1979) tipizálási rendszere, amely az életképes magvakat tranziens (T) és perzisztens (P) kategóriákba sorolja. A tranziens magvak legfeljebb 1 évig, míg a perzisztens magvak több mint 1 évig maradnak életképesek a magbankban. A tranziens típuson belüli egyik alkategóriába tartozó fajokra az jellemző, hogy magjaik magszórást követő ősszel csíráznak. Ezek a fajok csíranövények formájában vészelik át a telet, tehát a magjaik csak néhány hónapig életképesek a talajban. A másik típusba tartozó fajoknál a magok a tél folyamán elfeksznek, majd a magszórást követő év tavaszán csíráznak ki. A perzisztens kategóriát tovább bontva beszélhetünk rövidtávú perzisztens típusról (RP), ahol a magvak élettartama a magbankban 1-5 év, és hosszútávú perzisztens (HP) típusról, amelyek magvai 5 évnél hosszabb ideig is megőrzik életképességüket. Jelenleg ennek a rendszernek egy módosított verziója (Thompson 1993) a legelterjedtebb, amiben nem bontják tovább a tranziens kategóriát, így a rendszer csak három kategóriát kezel (T, RP és HP).

A szikes és löszgyepek magbankjának vizsgálata során elvégeztük a gyakoribb fajok magbank típus besorolását Csontos (2001) és Thompson et al. (1997) munkáit alapul véve. A vizsgálatokban azokat a fajokat soroltuk be magbank típusba, amelyek vagy a kvadrátok legalább felében előfordultak a vegetációban vagy a magbankban legalább 3 életképes maggal rendelkeztek. A kategóriák a következők voltak: T - tranziens, RP - rövidtávú perzisztens, HP - hosszútávú perzisztens. A kategóriákba soroláskor a következő szempontokat vettük figyelembe. Tranziens magbank típusba soroltuk azokat a fajokat, amelyek vagy nem rendelkeztek magbankkal, vagy a vegetációban jelen voltak, de csak a felső talajrétegben rendelkeztek életképes maggal. Rövidtávú perzisztens magbank típusba tartoztak azok a fajok, amelyek a vegetációban jelen voltak, és több életképes magjuk volt a felső talajrétegben, mint az alsóban. A hosszútávú perzisztens kategóriába pedig azok a fajok tartoztak, amelyek csak a magbankból kerültek elő, vagy ha a vegetációban jelen voltak, akkor több életképes magjuk volt az alsó talajrétegben, mint a felsőben.

1. Fejezet

Magvetéses gyepesítést követő vegetációdinamika és magbank

Bevezetés

Az utóbbi évtizedekben a gyepok fajgazdagsága és területe Európa szerte jelentősen csökkent, amihez a nagy kiterjedésű tájrendezések, beépítések, lecsapolások mellett a gyepterületek kezelésének felhagyása, vagy a hasznosítás intenzívebbé válása is hozzájárult (Pullin et al. 2009, Valkó et al. 2012). Ezzel párhuzamosan Közép- és Kelet-Európában egyre nő a szántóföldi művelésből kivont területek nagysága (Cramer & Hobbs 2007). Magyarországon például a szántó művelési ágba tartozó területek több mint 10 %-án (mintegy 600 000 ha) hagytak fel a műveléssel 1990 és 2004 között (Cramer & Hobbs 2007). Természetvédelmi szempontból kézenfekvő megoldás a felhagyott szántóterületek gyepesítése, amelynek fő célja az adott tájra jellemző természetes gyeppekhez hasonló közösségek helyreállítása (Cramer & Hobbs 2007).

Gyepterületek létrehozása támaszkodhat a spontán szukcessziós folyamatok támogatására (Kelemen et al. 2010, Török et al. 2011b). A korábban intenzíven művelt mezőgazdasági területek spontán gyepesedése azonban egyes esetekben lassú, alacsony hatékonyságú vagy sikertelen folyamat. Nagy kiterjedésű területeken a természetvédelmi célú gyepesítések során leggyakrabban a kevésfajos magkeverék vetését használják (Deák & Kapocsi 2010). A kevésfajos magkeverékeket általában a céltársulásra jellemző domináns fajok (2-8 faj) magjaiból állítják össze (Török et al. 2011a). A gyeptelepítési programok céljai között szerepel a természetes élőhelyek körüli pufferzónák kialakítása, vízgyűjtő területek helyreállítása, valamint a feldarabolódott élőhelyeket összekötő zöld folyosók létrehozása (Török et al. 2011a).

A gyepesítés kivitelezését követően, a területek hosszú távú kezelése (általában kaszálás vagy legeltetés) a természetes gyeppekhez hasonló összetételű gyepok kialakulása szempontjából nagy jelentőséggel bír (Penksza et al. 2007, 2008). Mind a természetes gyepok, mind a vetett gyepok esetén a kaszálás az egyik legelterjedtebb gyepkezelési módszer (Kelemen et al. 2014). Magyarországon a legelő állatállomány az utóbbi évtizedekben jelentősen csökkent, így nagy kiterjedésű területek esetében sok helyen a kaszálás a vált a leginkább fenntartható

kezelési módszerré (Isselstein et al. 2005). A legtöbb gyeprekonstrukciós programot támogató pályázati konstrukció gyors és látványos eredményeket vár el a kivitelezőktől és viszonylag rövid ideig nyújt támogatást, ami nehezíti a hosszú távú területkezelés és monitoring kivitelezését. Az egykori szántóterületeken zajló gyepesítések esetén gyakori, hogy a hosszú távú szántóföldi művelés következtében magas a talaj tápanyag- és gyommag tartalma (Török et al. 2012a). A tápanyagtöbblet a magvetést követően intenzív avar felhalmozódást okozhat, míg a magas gyommag tartalom ezzel összefüggésben igen intenzív gyomosodást eredményezhet. Mindkét tényező hosszútávon akadályozhatja a természetes gyepekre jellemző fajok betelepülését (Manchester et al. 1999, Deák et al. 2011). A kaszálás csökkenti az élő fitomassza és az avar mennyiségét, ezáltal hozzájárul olyan mikro-élőhelyek kialakulásához melyek lehetőséget biztosítanak számos kísérő faj megtelepedésére (Billeter et al. 2007, Kelemen et al. 2014).

A kaszálás felhagyása negatív hatással lehet a gyepek szerkezetére és fajkészletére, mivel a felhagyás után jellemző az avar felhalmozódása és az évelő gyomok illetve fűszárúak térnyerése (Valkó et al. 2014). Mindeztidáig csak kevés olyan publikáció született, amely a kaszálás felhagyásának hatását vizsgálja vetett gyepekben. A legtöbb ilyen publikációban már a rekonstrukciós beavatkozást követő első évtől kezdődően vizsgálták a kaszálás és felhagyás hatásait (Antonsen & Olsson 2005, Lawson et al. 2004). Hiányoznak azonban az olyan vizsgálatok, amelyek a már a jól gyepesedett vetett gyepekben vizsgálják a kaszálás felhagyásának hatásait.

Jelen vizsgálatban alacsony diverzitású magkeveréssel gyepesített szántók vegetációfejlődését és talajmagbankjának rövidtávú dinamikáját tanulmányoztuk. Vizsgáltuk továbbá a kaszálás felhagyásának hatásait olyan vetett gyepekben, amelyekben kialakult egy a vetett pázsitfűvek által dominált gyepvegetáció. Az alábbi kutatási kérdésekre kerestük a választ: (1) A gyeptelepítést követően milyen gyorsan alakul ki az évelő vetett fűvekből álló vegetáció? (2) Veszélyezteteti-e a gyomvisszaszorítás sikerességét a gyomfajok magbankból történő újratelepítése? (3) Milyen hatással van a kaszálás felhagyása a vetett fűvek, a célfajok és a gyomok mennyiségére?

Eredmények

A gyepesítést követő rövidtávú vegetációdinamika

A vizsgálat első három évében összesen 123 növényfajt (köztük 56 rövidéletű gyomfajt) találtunk a gyepesített szántókon. A gyepesítést követő első évben még rövidéletű gyomfajok domináltak a gyepesített szántók növényzetében. Ezt azonban

a legtöbb már a második évre a vetett fűvek dominálta növényzet váltotta fel. A vetett fűvek borítása évről évre szignifikánsan növekedett mindkét magkeveréssel gyepesített szántókon (1. táblázat). Az első évben tapasztaltuk a legnagyobb átlagos fajszámot és rövid életű gyom fajszámot. Mind a lősz mind a szik magkeveréssel gyepesített szántókon csökkent a fajszám az évek során (1. táblázat). Az első évben majdnem minden területen jellemző volt a rövid életű gyomok nagy borítása. Az első év után a rövidéletű gyomok borítása évről évre szignifikánsan csökkent, különösen a lősz magkeveréssel gyepesített szántókon. A lősz magkeveréssel gyepesített szántók nagy részén az élőlő gyomok vagy alacsony borítással (általában 5 %-nál kisebb borítással), vagy csökkenő borítással voltak jelen a vetést követő harmadik évben.

1. táblázat. Az összefajszám, a vetett fűvek borítása, valamint a rövidéletű gyomok fajszáma és borítása a szik és lősz magkeveréssel gyepesített területeken a gyepesítést követő első három évben (átlag \pm SE, %). Az eltérő betűk a felső indexben az évek közötti szignifikáns különbségeket jelölik (RM ANOVA és Tukey teszt, $p < 0,001$, $N = 7$ szik magkeverék esetében, $N = 6$ lősz magkeverék esetében).

	1. év	2. év	3. év
Szik magkeverék			
Fajszám	15,34 \pm 0,54 ^a	10,94 \pm 0,47 ^b	7,00 \pm 0,30 ^c
Vetett fűvek borítása	15,07 \pm 2,87 ^a	47,04 \pm 4,34 ^b	62,25 \pm 3,37 ^c
Rövid életű gyomok fajszáma	10,80 \pm 0,45 ^a	6,39 \pm 0,45 ^b	2,89 \pm 0,27 ^b
Rövid életű gyomok borítása	78,38 \pm 3,29 ^a	35,61 \pm 3,95 ^b	9,04 \pm 1,91 ^c
Lősz magkeverék			
Fajszám	16,13 \pm 0,37 ^a	9,37 \pm 0,51 ^b	8,52 \pm 0,45 ^b
Vetett fűvek borítása	16,03 \pm 2,643 ^a	69,26 \pm 3,90 ^b	80,88 \pm 2,93 ^c
Rövid életű gyomok fajszáma	10,38 \pm 0,29 ^a	3,85 \pm 0,33 ^b	2,89 \pm 0,28 ^b
Rövid életű gyomok borítása	71,53 \pm 4,04 ^a	16,78 \pm 2,93 ^b	11,23 \pm 2,39 ^b

Magbank és vegetáció

A csíráztatás alatt összesen 91 faj 5 758 csíranövényét távolítottuk el. Az átlagos magsűrűség 4 775-től 23 741 mag/m²-ig változott, de jellemzően 11 000 és 18 000 mag/m² között volt. A magbankból kelt 21 leggyakoribb faj közül 13 gyom volt, összesen 2 740 csíranövényrel, mely szinte minden gyepesített szántó magbankjának közel 70 %-át adta. A magbankból leggyakrabban csírázott faj a *Capsella bursa-pastoris* volt, ami majdnem minden gyepesített szántóról nagy mennyiségben kelt. A gyomok mellett csak néhány pionír és higrofiton fajnak volt számottevő magbankja. A *Gypsophila muralis* és *Matricaria recutita*, melyek a szikes gyepek jellemző rövid életű pionír fajtái, csak a szik magkeveréssel

gyepesített szántókon rendelkeztek számottevő magbankkal (*Gypsophila muralis*: 133 – 6 499 mag/m², *Matricaria recutita*: 66 – 4 642 mag/m²). A szélterjesztésű, apró magvú higrofitonok magjai (*Typha* fajok és az *Epilobium tetragonum*) minden gyepesített szántóról csíráztak. A vetett füvek magbankja volt a legszórványosabb; számottevő, 1 000 mag/m² denzitást meghaladó magbankkal csak a *Poa angustifolia* rendelkezett (maximálisan 1 260 mag/m²). A legtöbb évelő dudvanemű gyom alacsony denzitású magbankkal rendelkezett (általában néhány száz mag/m²), az évelő fűnemű gyomoknak nem volt kimutatható magbankja.

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 hasonlósági értékek átlagai az első évtől a harmadikig csökkentek mindkét magkeverék típusnál 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 magbankkal (például *Capsella bursa-pastoris*, *Tripleurospermum perforatum*). Más rövid életű gyomok, mint például a *Fumaria officinalis*, *Fallopia convolvulus*, *Bromus arvensis*, *Papaver rhoeas*, *Veronica hederifolia* csak igen szórványos magbankkal rendelkeztek. Viszont több a vegetációban kis borítással rendelkező rövid életű gyomnak jelentős magbankja volt (például *Echinochloa crus-galli*: 66 – 7 029 mag/m², *Setaria pumila*: 66 – 6 300 mag/m² és *S. viridis*: 66 – 1 790 mag/m²).

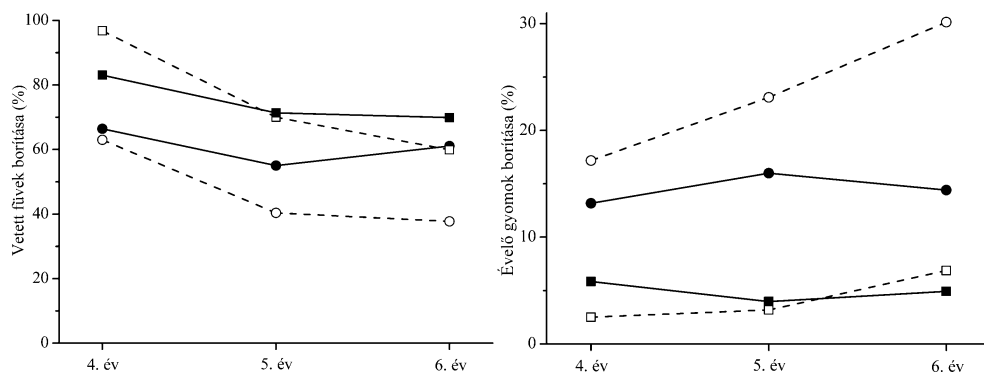
A kaszálás hatása a gyepesített szántók vegetációjára

A kaszálás felhagyására a növényzet összborítása szignifikánsan csökkent (2. táblázat). Hasonló trendeket tapasztaltunk az eltérő típusú magkeverékekkel vetett területeken, bár a hatás mértéke szignifikánsan függött az alkalmazott magkeveréktől és a vizsgált területtől is (2. táblázat). A vetett füvek borítására mind a kezelésnek, mind a területnek szignifikáns hatása volt (2. táblázat). A vetett füvek borítása az összes vizsgált gyepben alacsonyabb volt a nem kaszált blokkokban és az évek során a nem kaszált blokkokban magkeveréktől függetlenül egyre alacsonyabb lett (1. ábra). A rövidéletű gyomok borítása a magkeveréktől és a vizsgált területtől, míg az évelő gyomok borítása inkább a kezeléstől függött; és szignifikánsan nagyobb volt a nem kaszált blokkokban (2. táblázat). Ez igaz volt a két leggyakoribb évelő gyom, a *Cirsium arvense* és az *Elymus repens* esetében is, melyek borítására az alkalmazott magkeverék is szignifikáns hatással volt (2. táblázat). Az évelő gyomok mennyisége a lősz magkeverékekkel gyepesített területeken szignifikánsan kisebb volt, mint a szik magkeverékekkel gyepesített

területeken (1. ábra). A kaszálás felhagyása a Shannon diverzitásra szignifikánsan negatív hatást gyakorolt (2. táblázat).

2. táblázat. A magkeverék, a kezelés (független faktor) és a vizsgált terület (kovariáns) hatása a vegetációjellemzőkre (függő változók). A GLM elemzés a 6. évi vegetáció felmérés adatain alapul. Jelmagyarázat: *** – $p < 0,001$; ** – $p < 0,01$; * – $p < 0,05$; nincs jelölés – nem szignifikáns.

	Magkeverék		Kezelés		Terület	
	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>	F	<i>p</i>
Borítás						
Összborítás	16,37	***	6,68	*	14,53	***
Vetett fűvek	0,66		22,66	***	11,72	***
Rövidéletű gyomok	14,04	***	0,01		10,69	***
Évelő gyomok	0,08		6,97	**	6,26	*
<i>Cirsium arvense</i>	30,20	***	6,70	*	19,52	***
<i>Elymus repens</i>	12,53	***	3,89	*	36,90	***
Shannon diverzitás	0,09		5,75	*	11,15	***



1. ábra. A vetett fűvek és az évelő gyomok borításának változása a gyepesítést követő 4-6. évben. Jelölések: ○ – szik magkeverék, nem kaszált; ● – szik magkeverék, kaszált területek; □ – lösz magkeverék, nem kaszált; ■ – lösz magkeverék, kaszált területek.

Diszkusszió

Gyepregeneráció és a gyomok visszaszorítása

Az alacsony diverzitású magkeverék vetésével és évi egyszeri kaszálással három év alatt sikerült vetett fűfajokból álló gyepet létrehozni az egykori szántóterületeken. A vizsgált gyepesítési módszer hatékonyan visszaszorította a rövidéletű gyomokat. Alacsony diverzitású magkeverékek vetését követően számos vizsgálatban hasonló eredményekre jutottak (Lepš et al. 2007, Jongepierová et al. 2007, Pywell et al. 2002). Az évelő fűvek kompetitív kizárással már két-három év alatt visszaszorították a rövidéletű gyomokat. Azonban a gyepesített szántókon felhalmozódott nagy mennyiségű avar és élő biomassa beárnyékolja a talajfelszínt, illetve az avar bomlásával allelopatikus anyagok szabadulhatnak fel, ami gátolhatja a rövidéletű gyomok csírázását (Deák et al. 2011).

Az összefüggő gyeptakaró kialakulását egyes területeken hátráltatták a növekvő borítással megjelenő évelő gyomok. Vizsgálatunkban a leggyakoribb évelő gyomfajok az *Elymus repens* és a *Cirsium arvense* voltak. Ezen fajok más vizsgálatokban is problémát jelentettek; magvetéses gyepesítést 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) illetve legelőkön (*Cirsium arvense*, De Bruijn & Bork 2006) szintén megnövekedett borításukról számoltak be. Ezek az évelő gyomfajok hatékonyan terjednek vegetatív módon, gyökérsarjaik segítségével, így 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 1 790 mag/m² magűrűségeet találtunk), magjai hatékonyan terjednek a szél segítségével. Az évelő gyomok visszaszorításához intenzívebb kezelési beavatkozások és a vizsgálat időtartamánál hosszabb idő szükséges. Évi többszöri kaszálással, vagy nagy állatállománnyal történő intenzív szakaszos legeltetéssel csökkenthető az évelő gyomok borítása (Deák & Kapocsi 2010).

Vizsgálatunkban igazoltuk, hogy a gyomok visszaszorításának hatékonysága nagyban függ a gyepesítés során alkalmazott magkeveréktől. Több szik magkeverékkel gyepesített szántón növekedett az évelő gyomok borítása a vegetációfejlődés három éve alatt. Ezzel szemben a lősz magkeverékkel gyepesített szántókon sokkal kisebb volt az évelő gyomok borítása. Ezen különbség egyik lehetséges oka, hogy a lősz magkeverék *Bromus inermis* magjait is tartalmazta, mely egy magas növésű, klonálisan szaporodó fűfaj, így hatékonyabban versengett

a szintén klonálisan szaporodó *Cirsium arvense*-vel, vagy *Elymus repens*-szel, mint az alacsonyabb zsombékoló, vagy gyepképző fűfajok.

Magbank

A gyepesített szántókon tapasztalt magdenzitás adatok (körülbelül 2 800 - 20 500 mag/m²) a mezőgazdasági területeken jellemző magdenzitási intervallum alsó harmadába esnek (250-130 300 mag/m², Cavers & Benoit 1989). Eredményeink igazolták, hogy az évelő fűfajok magjainak vetése számos rövid életű gyomfajt hatékonyan visszaszorít mind a vegetációból, mind a magbankból (például *Bromus arvensis*, *Fumaria officinalis*). Ugyanakkor több, a vegetációból sikeresen visszaszorított (például *Capsella bursa-pastoris*, *Tripleurospermum perforatum*), vagy a vegetáció-felvételeinkből hiányzó (például *Setaria viridis*, *Setaria pumila*) gyomfaj jelentős magbankkal rendelkezik még a gyepesítést követő harmadik évben is, ami lehetővé teszi későbbi megtelepedésüket (Thompson et al. 1997, Török et al. 2012a). Több a szántóföldi növénytermesztés során általánosan használt módszer (például sekélyszántás, tárcsázás) segíti a gyomfajok csírázását, ezáltal csökkentve a talajban lévő magbankjukat (Lutman et al. 2001). A vizsgálatunkban gyorsan kialakult évelő fű borítás és a talajbolygatás hiánya visszaszorította ugyan a rövid életű gyomfajokat és megakadályozta csírázásukat, de ezzel együtt segítette a magbankjuk megőrzését a talajban. A gyep felnyílása a későbbiekben fokozhatja a gyomok magbankból történő újratelepedését, így az olyan kezelési módszerek, mint például a legeltetés, melyek elősegítik szabad talajfelszín kialakulását és növelik a gyomok számára kedvező mikroélőhelyek számát, kerülendőek a gyepesítést követő első néhány évben (Deák & Kapocsi 2010).

Vizsgálatunkban kimutattuk, hogy a természetes gyepekre jellemző célfajok többségének csak kis sűrűségű magbankja volt jelen a gyepesített szántók talajában. A gyepi fajok magbankjának kialakulása vizsgálatunk időtartamánál hosszabb időt vesz igénybe. A gyepi fajok magbankjának hiánya igazolja, hogy a nagy kiterjedésű szántóterületeken a gyepregenerációt a propagulum limitáció jelentősen hátráltathatja. Olyan területeken, ahol nem állnak rendelkezésre a megfelelő propagulum források, a szántóterületek fajgazdagságának növeléséhez aktív beavatkozásokra van szükség, mint például a célfajok magjainak vetése.

A kaszálás szerepe a gyepesített szántók fajgazdagságának fenntartásában

Kimutattuk, hogy a gyepesített szántók diverzitásának fenntartásához létfontosságú a területek rendszeres kaszálása. A gyepesítést követően kialakult ugyan egy évelő fűvek dominálta vegetáció, de a kaszálás felhagyásának hatására az évelő fűvek borítása már két év alatt szignifikánsan csökkent. Számos tanulmány foglalkozott a kaszálás és a kaszálás felhagyásának fűvekre gyakorolt hatásával. Ezekben a tanulmányokban ellentmondásos eredményeket találtak: egyes esetekben a kaszálás hatására csökkent (Valkó et al. 2012), más esetekben nőtt a fűvek mennyisége (Antonsen & Olsson 2005). A jelen vizsgálatban kimutattuk, hogy a kaszálás felhagyásának hatására csökkent a vetett fűvek borítása, melynek oka főként a nagymértékű avarfelmozódás lehet (Kelemen et al. 2013a,b, 2014).

Az évelő gyomok borítása szignifikánsan növekedett a kaszálás felhagyását követően, ami kedvezőtlen hatással van a vegetációfejlődésre és akadályozza a gyepesedési folyamatokat (Prach & Pyšek 2001). Vizsgálati területeinken a legnagyobb borítással jelentkező évelő gyom a *Cirsium arvense* volt. A faj erős kompetítor sajátosságai és jó terjedő-képessége miatt az ellene való védekezés nehéz. Egyes vizsgálatok szerint a rendszeres kaszálás hatékony módszer lehet a visszaszorítására. A kaszálás hosszútávú fenntartása fontos eleme a *Cirsium arvense* elleni védekezésnek, mivel a kaszálás felhagyása esetén hatékony klonális növekedésének és hosszútávú perzistens magbankjának köszönhetően gyorsan újra megjelenhet a gyepesített területeken (Lawson et al. 2004, Vida et al. 2010).

Eredményeink alapján elmondható, hogy a rendszeres évi egyszeri kaszálás szükséges és elégséges lehet a gyepesített területek kedvező állapotban való fenntartásához. A természetközeli, fajgazdag gyeppekhez hasonló vegetáció kialakulása érdekében azonban további természetvédelmi beavatkozásokra lehet szükség (Török et al. 2012b). A területek legeltetéses kezelése, a szénaráhordás illetve a célfajok propagulumainak vetéssel történő bejuttatása a gyepesített területekre hatékonyan elősegítheti a célfajok megtelepedését (Török et al. 2012b). Eredményeink rávilágítanak a gyeprekonstrukciót követő kaszálásos utókezelés fontosságára, ami a restaurációs ökológiai beavatkozások fontos részét kell, hogy képezze. A gyeprekonstrukciós projektek tervezése során kiemelt figyelmet kell fordítani arra, hogy a gyepesített területeken az utókezelés hosszú távon is fenntartható legyen.

2. Fejezet

Talajmagbank szerepe löszgyepek helyreállításában

Bevezetés

Hazánkban a történetileg nagy kiterjedésben jellemző löszgyepek területe az intenzív tájhasználat és mezőgazdasági művelés következtében nagymértékben csökkent (Molnár & Botta-Dukát 1998, Török et al. 2011b). A megmaradt löszgyepek területe általában szántókkal körülvett fragmentumokra és útszéli mezsgyékre korlátozódik, melyek fajkészlete gyakran elszegényedett (Deák et al. 2015). Elszegényedett fajkészletű és fragmentált gyepfoltok növényzetének helyreállításában igen fontos szerepet játszhat a lokális magbank (Simmering et al. 2006; Valkó et al. 2011). A talajban található magbank szukcessziós memóriaként működik, így a növényzet korábbi állapotaira is következtethetünk belőle (Koncz et al. 2011), emellett propagulum-forrásként is szolgálhat a vegetációból eltűnt fajok visszatelepülésében. A magbank összetételének és sűrűségének ismerete kiemelt fontosságú, hiszen ennek ismeretében tervezhetőek illetve finomíthatóak a gyepkezelési és gyeprekonstrukciós beavatkozások (Török et al. 2012a). Ha a gyepi fajok magbankja nagy sűrűségű, a vegetáció a zavarást követően erre a magbankra, mint magforrásra támaszkodva könnyebben regenerálódhat (Bossuyt et al. 2001). Bár a gyepi fajok magbank sűrűségére vonatkozó vizsgálatok többnyire szkeptikusak, száraz gyeppek esetében akadnak biztató eredmények is (Bossuyt & Honnay 2008).

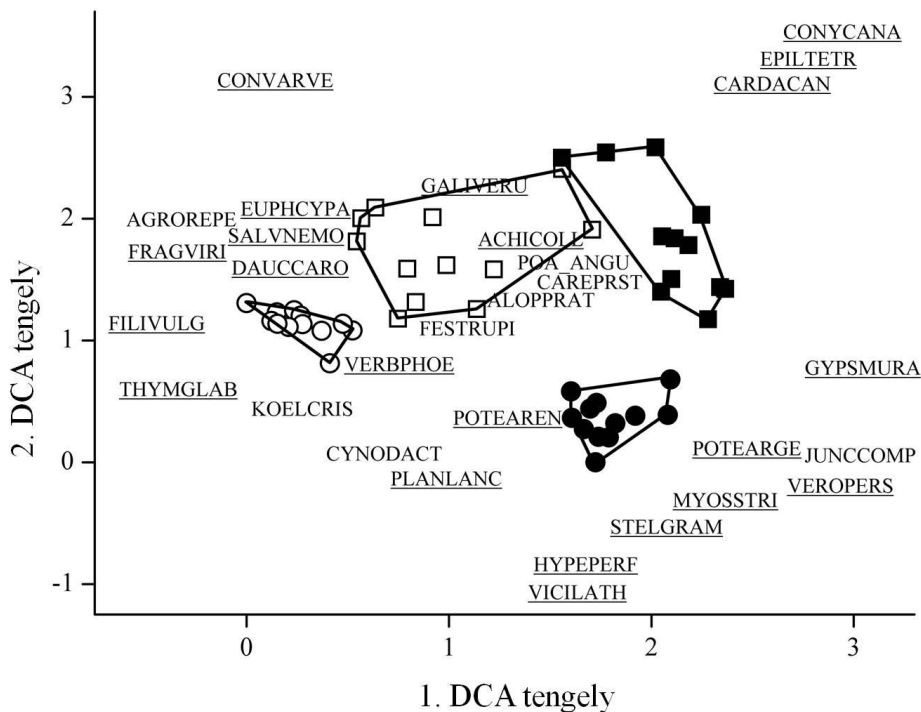
Az elmúlt évtizedben az örvendetesen fellendült magbank-kutatások eredményeként napjainkban már a magyarországi fajok közel felének esetében rendelkezünk magbank adatokkal (a teljesség igénye nélkül Csontos 2001, Koncz et al. 2010, 2011; Matus et al. 2003, 2005; Török et al. 2009; Valkó et al. 2011, 2014). A löszgyepek természetvédelmi jelentősége ellenére csak kevés magbank adattal rendelkezünk a társulásra jellemző karakter fajaiokról. A löszgyepek megőrzéséhez, helyreállításához szükséges megértenünk hogyan járul hozzá a magbank a fajgazdagság fenntartásához. Fontos kérdés mely fajok hiányoznak a degradált állományok felszíni vegetációjából és melyek vannak jelen még a magbankban. Löszgyepek magbankját korábban Virágh és Gerencsér (1998) tanulmányozta hazánkban, de vizsgálatukban nem végeztek magbank tipizálást.

Vizsgálataink során egy hagyományosan kezelt, természetközeli állapotú löszgyep illetve egy degradált állapotú, felhagyott löszlegelő vegetációjának és magbankjának összehasonlítását végeztük el. A következő kérdésekre kerestük a választ: (1) A vizsgált gyepekre jellemző fajok milyen sűrűségű magbankkal rendelkeznek a talajban? (2) Milyen mértékben tér el a természetközeli állapotú löszgyep és a degradált löszlegelő magbankja? (3) A vizsgált gyepek esetében gyeprekonstrukciós munkák során milyen mértékben támaszkodhatunk a lokális magbankra?

Eredmények

A két eltérő degradáltságú löszgyep magbankjából és vegetációjából összesen 94 fajt mutattunk ki. A vegetációban ebből összesen 58 faj volt jelen, melyek közül 18 faj volt jelen mindkét területen. A Magdolna-pusztán 52 fajt, a Nyírőlaposon mintegy 24 fajt találtunk. A magbankból összesen 68 fajt mutattunk ki, ebből 28 faj mindkét területről csírázott. A Magdolna-pusztáról 44 fajt, míg a Nyírőlaposról 52 fajt csíráztattunk. A megtalált fajok közül 56 faj esetében volt lehetséges magbank-típus besorolás (a megtalált fajkészlet 82 %-a, 16 fajról tudomásunk szerint eddig nem volt publikált hazai adat, Függelék 1. táblázat). A vizsgált löszgyepek vegetációjának és magbankjának fajösszetételét a 2. ábrán szemléltettük. A DCA ordináción jól látszik, hogy mindkét gyeptípus esetében a vegetáció és a magbank pontfelhői jól elválnak egymástól. A degradált löszgyep (Nyírőlapos) vegetációját és magbankját is nagyobb pontfelhők jellemzik, mint a jó állapotú löszpusztarétét (Magdolna-pusztá).

A Nyírőlapos vegetációját alacsony kvadrátonkénti fajszám jellemezte (kvadrátonkénti átlag: 10,2 faj/m²). A legnagyobb átlagborítással jelenlevő *Festuca rupicola* (mintegy 45 %) mellett jelentősebb átlagborítással a *Poa angustifolia* és a *Galium verum* rendelkezett (5 % feletti átlagborítás). Ezen fajok közül a *Festuca rupicola*-t és *Poa angustifolia*-t csak alacsony sűrűségű, míg a *Galium verum*-ot jelentősebb, 1 000 mag/m²-t is meghaladó sűrűségű magbankkal mutattuk ki. A vegetációból is kimutatott fajok közül még a *Carex praecox*, a *C. stenophylla* és az *Achillea collina* rendelkezett jelentősebb magbankkal (Függelék 1. táblázat). A csak magbankból kimutatott fajok közül a *Conyza canadensis* (6 764 mag/m²); a *Carduus acanthoides* (860 mag/m²) és az *Epilobium tetragonum* (575 mag/m²) rendelkezett jelentősebb magbank sűrűséggel. Természetközeli állapotokra jellemző fajok csak kis borítással voltak megtalálhatóak a területen (például *Filipendula vulgaris*, *Salvia nemorosa*). A *Filipendula vulgaris*-nak nem volt magbankja, míg a *Salvia nemorosa* csupán szórványos (66 mag/m²) magbankkal rendelkezett.



2. ábra. A vizsgált löszgyepek vegetációjáról és magbankjáról készült prezencia-abszencia adatokon alapuló DCA ordináció. Jelölések: □ – Nyírőlapos, vegetáció; ■ – Nyírőlapos, magbank; ○ – Magdolna-pusztá, vegetáció; ● – Magdolna-pusztá, magbank. Az ábrán a 30 leggyakoribb fajt tüntettük fel, a genus és species neveik 4-4 betűs rövidítéseit használva. A kétszikű fajokat aláhúzással jelöltük.

A Magdolna-pusztán szignifikánsan magasabb fajszám volt jellemző, mint a Nyírőlaposon (kvadrátonkénti átlag 27,0 faj/m², t-próba, P < 0,001). A Nyírőlaposhoz hasonlóan ezen a területen is a *Festuca rupicola* rendelkezett a legnagyobb, bár a Nyírőlaposon kimutatottnál alacsonyabb átlagborítással (mintegy 34 %). Jelentősebb (5 % feletti) átlagborítással rendelkező fajok voltak még a *Cynodon dactylon*, *Thymus glabrescens*, *Poa angustifolia* és a *Filipendula vulgaris*. Az itt felsorolt fajok közül csak a *Poa angustifolia* rendelkezett 1 000 mag/m²-t meghaladó megsűrűséggel. A *Festuca rupicola*, *Cynodon dactylon* és *Thymus glabrescens* alacsonyabb megsűrűséggel volt jelen (rendre 685 mag/m², 545 mag/m², 66 mag/m², Függelék 1. táblázat), míg a *Filipendula vulgaris*-nak nem volt magbankja. A vegetációban jelen levő fajok közül még a *Plantago lanceolata*, *Potentilla arenaria*, *P. argentea*, *Hypericum perforatum* és a *Myosotis stricta* rendelkezett jelentősebb magbankkal (Függelék 1. táblázat). Utóbbi három faj csak igen kis borítással rendelkezett a vegetációban. A csak magbankból kimutatott fajok

közül a *Juncus compressus*, és a *Veronica persica* rendelkezett 1 000 mag/m² körüli, vagy azt meghaladó magbankkal (Függelék 1. táblázat).

A magbank átlagos sűrűsége nem mutatott jelentősebb eltérést a két terület között (Magdolna-pusztá: 20 200 mag/m²; Nyírőlapos: 22 800 mag/m²). Hasonlóan a magbank sűrűséghez a fajszámok esetében sem tapasztaltunk szignifikáns eltéréseket (t-próba, P = 0,299, magbank fajszámok átlaga rendre 17,0 és 15,4). Degradáltsági állapottól függetlenül a magbank és a földfelszín feletti vegetáció hasonlósága alacsony volt (a Jaccard hasonlóság értékei a Magdolna-pusztán: 0,35 és a Nyírőlaposon: 0,31). A földfelszín feletti vegetációban jelen levő fajoknak a Nyírőlaposon 76 %-a, a Magdolna-pusztán pedig 46 %-a rendelkezett rövid- vagy hosszútávú perzisztens magbankkal.

Diszkusszió

Az általunk vizsgált gyepek nagyobb átlagborítással rendelkező fűnemű fajai közül a legtöbb nem rendelkezett számottevő magbankkal. Mindkét területen kivétel volt ez alól a generalista *Poa angustifolia*. A vizsgálatunkhoz hasonlóan homoki gyepek magbankjából Török et al. (2009) is jelentős sűrűségben mutatta ki a *Poa angustifolia* magbankját. Más vizsgálatok esetében a vegetációban domináns fűnemű fajoknál legfeljebb csekély sűrűségű magbank jelenlétét igazolták (Bossuyt & Honnay 2008). A domináns *Festuca rupicola* esetében mi is ezt tapasztaltuk mindkét vizsgált gyeppen. A legtöbb természetközeli állapotokra jellemző dudvanemű faj legfeljebb csak szórványos magbankkal rendelkezett (például *Filipendula vulgaris*, *Salvia nemorosa*, *Thymus glabrescens*, *Fragaria viridis*). Ez egybevág más típusú gyepekben végzett hasonló vizsgálatok eredményeivel (homoki gyepeken Török et al 2009, hegyi kaszálóréteken Valkó et al. 2009, 2011).

A legtöbb mérsékelt övi gyeppen végzett vizsgálat a vegetáció és magbank között alacsony vagy közepes hasonlóságot mutatott ki (Bakker et al. 1996, Grime 1979). A mi vizsgálatunk is hasonló eredményre jutott. Több tényező is közrejátszhat abban, hogy a vegetáció és a magbank hasonlósága alacsony: (1) Számos évelő faj esetében az ivaros szaporodás a vegetatív szaporodással szemben másodlagos (Bakker et al. 1996). (2) A ritka vagy aggregált eloszlású magbankkal rendelkező fajok kimutatásának igen kicsi lehet az esélye (Thompson et al. 1997). (3) A vegetációban előforduló rövid életű fajok tömegessége évről-évre jelentős mértékben változhat, így évi egyszeri vegetáció-felmérés során gyakran nem kerülnek felvételezésre (Török et al. 2009). (4) A magbankot többnyire degradációt jelző fajok és gyomok magjai alkotják, melyek a gyakran mintavételezett, természetközeli állapotú gyepek vegetációjából hiányoznak (Valkó et al. 2011).

Vizsgálataink alapján javasolható a restaurációs munkák tervezése előtt az induló magbank elemzése, mely hasznos információkat szolgáltat a gyepek spontán regenerációs potenciáljának megítéléséhez. Vizsgálataink alapján aligha várható az eltűnt löszfajok magbankból történő felújulása. A későbbiekben főként a Nyírőlapon kerülendőek az olyan kezelési módszerek – például a túlzott mértékű legeltetés vagy taposás – melyek elősegítik szabad talajfelszín kialakulását és növelik a gyomok számára kedvező mikro-élőhelyek számát.

3. Fejezet

A magbank szerepe a szikes gyepek diverzitásának fenntartásában

Bevezetés

A gyepek fajgazdagságának megőrzése sürgető kérdés napjainkban, mert a természetes gyepek területe rohamosan csökken. A megmaradt gyepeknek jelentős szerepük van Európa flórájának és faunájának megőrzésében (Dengler et al. 2014, Valkó et al. 2012). A gyepek diverzitásának a megőrzéséhez és a megőrzésüket szolgáló kezelés kialakításához alapvető fontosságú megértenünk a természetes gyepekben végbemenő folyamatokat. Ezek az ismeretek nagyban hozzájárulnak a természetvédelmi kezelések tervezéséhez és kivitelezéséhez (Prach et al. 2014; Török et al. 2010, 2014a). Kiemelten fontos az olyan stresszelt élőhelyek vizsgálata, amelyek egyedi faunával és flórával rendelkeznek, mint például a szikes gyepek (Deák et al. 2014a, Kelemen et al. 2013a,b).

Stresszelt közösségek esetén a perisztens magbanknak a fajgazdagság kialakításában betöltött szerepéről többféle álláspont ismert. Számos szerző szerint stresszelt környezetben az ivaros szaporodás helyett a klonális terjedésnek van nagyobb szerepe, így a tartós magbank kisebb jelentőségű ezekben a közösségekben a gyep regenerációja és a diverzitás fenntartása szempontjából (Chang et al. 2001; Bossuyt & Honnay 2008). Más szerzők szerint a magbank alapvető fontosságú a stresszelt közösségek vegetációdinamikájában (Fenner & Thompson 2005). A perisztens magbankban jelenlévő fajok képesek az időlegesen alkalmatlanná vált élőhelyi körülmények ellenére is a csírázásra és a megtelepedésre (Bossuyt & Honnay 2008, Ungar 1991). A perisztens magbank különösen fontos olyan élőhelyeken, ahol a magas sótartalom gátolhatja a csírázást. A sótűrő közösségek esetében a talaj sótartalma jelentősen befolyásolja a magok csírázását, ozmotikusan vagy specifikus ion-hatáson keresztül (Egan & Ungar 2000).

Számos szerző tanulmányozta sótűrő közösségek magbankját összefüggésben a felszín feletti vegetációval, talaj sótartalommal és nedvességtartalommal. Ezek a vizsgálatok főként szárazföldi vagy tengerparti sós mocsarakra, tengerparti gyepekre, mediterrán sós gyepekre vagy sós sivatagokra fókuszáltak (Badger & Ungar 1994, Egan & Ungar 2000, Jutila 1998, Khan 1993). A szárazföldi szikes

gyepek magbankját kevesen vizsgálták (lásd például Valkó et al. 2014). A pannon szikes gyepek a Natura 2000 hálózatban kiemelt közösségi jelentőségű élőhelyekként szerepelnek; hazánkban található az európai állományok 98 %-a, ezért megőrzésükért az Európai Unióban elsősorban Magyarország a felelős (Deák et al. 2014a). A szikes gyepekre jellemző a kontinentális klíma, a talaj mérsékelt vagy magas sótartalma és magas talajvízszint a tavaszi időszakban. A szikes gyepek hagyományosan extenzíven kezelt legelők (Török et al. 2014), mert a gyenge minőségű talaj és ingadozó talajvízszint alkalmatlanná teszi őket az intenzív mezőgazdasági termelésre és erdészeti művelésre (Molnár & Borhidi 2003). A szikes gyepek vegetációját számos stressz faktor befolyásolja, mint például a (1) magas ozmotikus nyomás, (2) toxikus ionok jelenléte, (3) egyenlőtlen és változó ionkoncentráció, (4) kedvezőtlen talajszerkezet, (5) kedvezőtlen talaj pH és (6) tápanyag hiány. A térszint és a talaj pH nagyon fontos tényezők a sótűrő közösségek vegetáció összetételének kialakításában (Deák et al. 2014a). Ezeknek a stressz faktoroknak az egyenlőtlen eloszlásával összhangban a különböző szikes gyepek egy magassági grádiens mentén helyezkednek el, ahol néhány centiméteres szintkülönbségek eltérő felszín feletti vegetáció kialakulását eredményezik (Deák et al. 2014a, Kelemen et al. 2013a). Tanulmányunkban három szikes gyeptípus magbankjának fajösszetételét vizsgáltuk, összefüggésben a felszín feletti vegetációval és néhány fontos környezeti tényezővel (tengerszint feletti magasság, sótartalom, talaj nedvességtartalma, talaj szerves anyag tartalma és talaj kötöttsége). A következő hipotéziseket teszteltük: (1) A magbank fajgazdagsága és sűrűsége a leginkább stresszelt gyeptípusban a legnagyobb, ahol a magbankból történő regenerációnak nagy szerepe van a fajgazdagság kialakításában. (2) A higrofitonok sűrűsége a magbankban növekszik az alacsonyabb térszintek felé haladva.

Eredmények

A környezeti tényezők hatása a vegetáció és magbank összetételre

Az *Agrostio-Caricetum* gyepekben volt a legkötöttebb a talaj, illetve itt mértük a legmagasabb szerves anyag tartalmat és talajnedvesség tartalmat, valamint a legalacsonyabb sótartalmat. A *Puccinellietum* gyepekben mértük a legnagyobb sótartalmat, valamint a legalacsonyabb kötöttséget, szerves anyag tartalmat és talajnedvesség tartalmat (3. táblázat). Nem találtunk szignifikáns összefüggést a sótartalom, valamint a vegetáció és magbank Shannon diverzitása között. A sótartalom növekedésével szignifikánsan csökkent a higrofitonok fajszáma a vegetációban ($r = -0,781$, $p = 0,001$), illetve a higrofitonok denzitása és fajszáma a magbankban ($r = -0,599$, $p = 0,036$; illetve $r = -0,653$, $p = 0,020$). A talaj nedvességtartalmának a magbank fajszáma ($r = 0,585$, $p = 0,041$) és a halofiták

magbankjának denzitására ($r = -0,636$, $p = 0,024$) volt szignifikáns hatása. A felszín feletti vegetációban csökkent a higrofitonok borítása és fajgazdagsága a növekvő tengerszint feletti magassággal (Spearman rangkorreláció, $r = -0,622$, $p = 0,029$ borítás értékekre, illetve $r = -0,765$, $p = 0,003$ fajgazdagságra). A tengerszint feletti magasságnak nem volt szignifikáns hatása a higrofitonok magbank sűrűségére.

3. táblázat. A vizsgált szikes gyeptípusok környezeti jellemzői (átlag \pm szórás). A gyeptípusok közötti szignifikáns különbségeket eltérő betűkkel jelöltük (egyutas ANOVA és Tukey teszt). Jelölések: ***: $p < 0.001$; **: $p < 0.01$; *: $p < 0.05$; n.s.: nem szignifikáns.

	F	<i>p</i>	<i>A-F</i>	<i>Puc</i>	<i>A-C</i>
Vezetőképesség (mS/cm)	45,351	***	2,13 \pm 0,56 ^a	2,80 \pm 0,41 ^a	0,98 \pm 0,12 ^b
Nedvességtartalom (%)	43,559	***	22,65 \pm 2,49 ^a	14,80 \pm 3,40 ^b	24,37 \pm 2,76 ^a
Tsz. f. m. (m)	93,452	***	89,79 \pm 0,03 ^a	89,74 \pm 0,05 ^b	89,61 \pm 0,05 ^c
pH	81,413	***	7,40 \pm 0,04 ^a	7,75 \pm 0,02 ^b	6,91 \pm 0,06 ^c
Szervesanyag tartalom (%)	59,058	***	6,79 \pm 0,17 ^a	5,67 \pm 1,05 ^b	8,95 \pm 0,57 ^c
Kötöttség (cm ³)	15,548	***	53,99 \pm 1,52 ^a	46,66 \pm 6,58 ^b	60,01 \pm 1,62 ^a

A vizsgált gyeptípusok vegetációja és magbankja

Összesen 39 fajt találtunk a vegetációban (25 fajt az *Artemisio-Festucetum* gyepekben, 23 fajt a *Puccinellietum* gyepekben, 28 fajt az *Agrostio-Caricetum* gyepekben). Összesen 46 fajt találtunk a magbankban (26 fajt az *Artemisio-Festucetum* gyepekben, 17 fajt a *Puccinellietum* gyepekben, 36 fajt az *Agrostio-Caricetum* gyepekben). 27 faj volt jelen a vegetációban és a magbankban is, 12 fajt csak a vegetációban találtunk meg, 23 faj pedig csak a magbankban volt jelen. A vegetáció és a magbank Jaccard hasonlósága 0,16-tól (*Puccinellietum*) 0,23-ig (*Agrostio-Caricetum*) terjedt (Függelék 2. és 3. táblázat). A vegetáció és a magbank fajösszetételének hasonlósága nem különbözött szignifikánsan az egyes gyeptípusokban, a Jaccard hasonlósági index értéke a *Puccinellietum* gyepekben volt a legalacsonyabb és az *Agrostio-Caricetum* gyepekben volt a legmagasabb. A növényzet összborítása a *Puccinellietum* gyepekben volt a legalacsonyabb. A higrofitonok borítása az *Agrostio-Caricetum* gyepekben volt a legmagasabb és az *Artemisio-Festucetum* gyepekben volt a legalacsonyabb. A halofitonok borítása a *Puccinellietum* gyepekben volt a legmagasabb és az *Artemisio-Festucetum* gyepekben volt a legalacsonyabb.

Az egyes gyeptípusok Shannon diverzitása sem a vegetáció sem a magbank esetén nem különbözött szignifikánsan. A *Puccinellietum* gyepekben találtuk a vegetációban a legnagyobb diverzitási értékeket és a magbankban legalacsonyabb értékeket (Függelék 2. táblázat). Nem találtunk szignifikáns különbséget az egyes gyeptípusok magbank sűrűsége között, azonban a legkisebb sűrűségű magbankot a *Puccinellietum* gyepekben találtuk (Függelék 2. táblázat). A legnagyobb magsűrűség az *Agrostio-Caricetum* gyepekben, a legnagyobb magbank diverzitási értékek pedig az *Artemisio-Festucetum* és az *Agrostio-Caricetum* gyepekben voltak (Függelék 2. táblázat). A halofitonok borítása és fajszáma a *Puccinellietum* gyepek vegetációjában szignifikánsan magasabb volt, mint a másik két gyeptípusban, valamint ebben a gyeptípusban találtuk a halofitonok szignifikánsan legnagyobb sűrűségű magbankját. A *Puccinellietum* gyepek magbankjában mindössze 17 faj fordult elő és csak két faj (*Spergularia salina* és *Juncus compressus*) magsűrűsége haladta meg az 1 000 mag/m² értéket (Függelék 4. táblázat). A *Puccinellietum* gyepek magbankjának 71,5-81,8 %-át a *Spergularia salina* alkotta. A *Puccinellietum* gyepekben a további halofiton fajok közül magasabb denzitással a *Camphorosma annua* és a *Matricaria recutita* rendelkeztek, a halofiton fűfajok közül azonban nem rendelkezett számottevő magbankkal a *Puccinellia limosa* és a *Hordeum hystrix* sem.

A felszín feletti vegetációban a legnagyobb borítású fajok közül csak a *Juncus compressus* rendelkezett számottevő magbankkal mindhárom vizsgált gyeptípusban (Függelék 3. és 4. táblázat). Azt találtuk, hogy a *Juncus compressus* magjai minden vizsgált gyeptípusban jelentősebb sűrűséggel előfordultak, különösen az *Artemisio-Festucetum* és az *Agrostio-Caricetum* gyepekben, ahol a faj a teljes magbank 35,7 – 89,8 %-át, illetve 68,5 – 78,0 %-át adta. Ezekben a gyeptípusokban csupán öt faj magsűrűsége haladta meg az 1 000 mag/m² értéket. Bizonyos fajok, mint a *Centaurium erythraea*, *C. pulchellum* és a *Medicago lupulina* nem csíráztak a *Puccinellietum* gyepekből, csak az *Artemisio-Festucetum* és az *Agrostio-Caricetum* gyepekből (Függelék 4. táblázat). A legtöbb higrofiton faj az *Agrostio-Caricetum* gyepekben rendelkezett a legmagasabb magbank sűrűséggel, például *Agrostis stolonifera*, *Bolboschoenus maritimus*, *Lythrum hyssopifolia*, *Centaurium erythraea* és *C. pulchellum*. Azt találtuk, hogy a magbankban leggyakrabban előforduló fajok közül mindegyik előfordult az *Agrostio-Caricetum* gyepek magbankjában (Függelék 4. táblázat).

Diszkusszió

A vegetáció és magbank hasonlósága

Vizsgálatunkban több fajt találtunk a magbankban, mint a felszín feletti vegetációban, ami arra utal, hogy a magbank alapvetően fontos szerepet tölt be a szikes gyepek diverzitásának kialakításában. A vegetáció és magbank hasonlósága mindhárom vizsgált gyeptípusban alacsony volt. Irodalmi adatok alapján a vegetáció és a magbank fajösszetételének hasonlósága gyepekben átlagosan 0,54, míg vizes élőhelyek esetén 0,40 (Hopfensperger 2007). Az általunk talált értékek a két érték között helyezkednek el. A viszonylag alacsony hasonlósági értékeket a vegetációban tömeges fűfajok perzisztens magbankjának hiánya okozhatta (lásd Valkó et al. 2011, Török et al. 2009, Török et al. 2012b). Az alacsony hasonlóság másik oka az, hogy a magbankban számos higrofiton fajt találtunk, amelyek hiányoztak a vizsgált gyeptípusok vegetációjából.

Sótartalom, stressz és magbank

Az általunk detektált magbank sűrűség értékek 30 104-től 51 410 mag/m²-ig terjedtek. A szikes gyepekben tapasztalt magsűrűség magasabb volt, mint a száraz gyepek többségében (lásd például feketefenyvesek irtását követően dolomitgyepekben 66 - 105,6 mag/m², Csontos 2007; nyílt homoki gyepekben 6 767 mag/m², Halassy 2001, vagy zárt homoki gyepek esetében mintegy 11 240 - 15 950 mag/m², Matus et al. 2003), de a nedves gyepekben detektált magsűrűségi értékeknél alacsonyabb (103 – 106 mag/m², Bossuyt & Honnay 2008, Fenner & Thompson 2005). Egyes tanulmányok jóval alacsonyabb magsűrűség értékeket találtak a tengerparti sós mocsarakban (például 33 mag/m², Crain et al. 2008), szárazföldi sós mocsarakban vagy sós sivatagokban (1 000 – 2 000 mag/m², Khan 1993) összehasonlítva az általunk talált magsűrűségekkel. Ezzel ellentétben szárazföldi sós mocsarakról publikálták a valaha talált legnagyobb magbank sűrűség értékeket (479 200 mag/m², Badger & Ungar 1994).

A szikes gyepekben csak néhány faj rendelkezett számottevő magbankkal. A három gyeptípusban a felszín feletti vegetációban a leggyakoribb fajok közül csak a *Juncus* fajoknak volt számottevő magbankja (38 619 mag/m² sűrűségig). A vegetációban gyakori fűfajoknak, (*Festuca pseudovina*, *Hordeum hystrix*, *Puccinellia limosa*) csak szórványos magbankját találtuk (maximum 265 mag/m²). Ezek az eredmények összhangban vannak tengerparti gyepekben és sós mocsarakban tapasztalt korábbi

eredményekkel, ahol nem találtak tartós magbankot a domináns élő fűfaj esetén (például *Spartina* fajoknál; Ungar 2001).

Kimutattuk, hogy a vizsgált gyeptípusok közül a legalacsonyabb térszinteken jellemző *Agrostio-Caricetum* gyepek a legkevésbé stresszelt közösségek, mivel a legalacsonyabb sótartalommal, a legmagasabb kötöttséggel, szerves anyag tartalommal és talajnedvesség tartalommal jellemezhetőek (lásd Kelemen et al. 2013a). A leginkább stresszelt közösségek a közepes térszintekre jellemző *Puccinellietum* gyepek voltak; ezekben volt a legnagyobb a sótartalom, legalacsonyabb a kötöttség, a szerves anyagtartalom és a talajnedvesség. A felszín feletti vegetáció és magbank fajösszetétele között a legnagyobb különbséget a *Puccinellietum* gyepeknél találtuk, ahol a legkisebb sűrűségű volt a magbank.

Számos vizsgálat kimutatta, hogy az abiotikusan erősen stresszelt gyepek diverz és koncentrált talajmagbankkal rendelkezhetnek, így a magbankból történő regeneráció nagy szerepet játszik a növények megtelepedésében a kedvezőtlen környezeti feltételek között (Hopfensperger 2007, Bossuyt & Honnay 2008). Ezért azt feltételeztük, hogy a leginkább stresszelt gyeptípusban várható a legnagyobb fajgazdaságú és sűrűségű magbank. Eredményeink csak részben igazolták ezt a hipotézist, ugyanis a *Puccinellietum* gyepekben a másik két gyeptípusnál alacsonyabb magsűrűséget és fajgazdaságot detektáltunk, ugyanakkor a halofitonok magsűrűsége ebben a gyeptípusban volt a legmagasabb. A magbankban lévő fajok közül csak a *Spergularia salina* rendelkezett sűrű magbankkal (legalább 1 000 mag/m²). A *Spergularia* fajok ismertek arról, hogy nagy sűrűségű perzisztens magbankot képeznek. A *S. salina* esetén találták a valaha detektált legnagyobb magdenzitás értékeket: a faj sűrű állományában a magbank sűrűsége 350 000-tól 1 000 000 mag/m²-ig terjedt (Ungar 1991). Kimutattuk, hogy a legtöbb faj hiányzik a *Puccinellietum* gyepek magbankjából (Függelék 4. táblázat). A detektált alacsony magsűrűséget okozhatja, hogy a magbank eloszlására gyakran erősen aggregált horizontális mintázat jellemző (Thompson 1986). Ahhoz, hogy a magbankban előforduló valamennyi faj kimutatható legyen, kvadrátonként nagyobb ismétlésszámú furatra lenne szükség (Csontos 2001), ez azonban a legtöbb terepi vizsgálatban nehezen kivitelezhető. Az alacsony magsűrűség másik lehetséges oka, hogy számos faj magja elpusztul vagy képtelen csírázni vagy megtelepedni az itt jellemző sós körülmények között (Ungar 1991, Ungar & Woodell 1993). A halofiton fajok só-toleranciája különböző lehet az egyes életszakaszokban; bizonyos halofitonok a magas sótartalmat kifejlett növényként jól tolerálják, de magjaik érzékenyek a sós körülményekre (Ungar 2001). A szikes gyepek karakter fajainak csírázási körülményeire és különböző sós körülmények között a nem csírázó magvak arányaira vonatkozó kísérletes vizsgálatok még hiányoznak. Emiatt további

vizsgálatok szükségesek a szikes gyepek jellemző fajainak csírázási igényeire, a magok túlélésére, illetve a halofiton fajok csíranövényeinek megtelepedési stratégiájára vonatkozólag.

A higrofitonok magbankja

Második hipotézisünket, miszerint a higrofitonok magzsűrűsége növekszik az alacsonyabb térszintek felé haladva, eredményeink részben igazolták. Az alacsonyabb térszinteken elhelyezkedő *Agrostio-Caricetum* gyepeknél detektáltuk a legmagasabb magzsűrűséget a legtöbb higrofiton faj esetében, valamint minden higrofiton faj rendelkezett életképes magokkal ebben a gyeptípusban. Ennek ellenére nem találtunk egyértelműen szignifikáns kapcsolatot a térszint és a higrofitonok magbank sűrűsége között; mert a legtöbb higrofiton faj hiányzott a közepes tengerszint feletti magasságon elhelyezkedő leginkább sós *Puccinellietum* gyepek magbankjából. A legmagasabb fekvésű *Artemisio-Festucetum* gyepekben a higrofitonok magzsűrűsége számottevő volt (így például a *Typha* fajoké). Ezt magyarázza a higrofitonok hatékony szél és víz általi terjedése, ami képessé teszi őket, hogy a magok még száraz körülmények között is nagy mennyiségben felhalmozódjanak (például száraz homoki gyepekben, Török et al. 2009).

A higrofitonok között a *Juncus compressus* és *J. gerardii* rendelkezett a legsűrűbb magbankkal 4 894 mag/m² sűrűségtől 38 619 mag/m²-ig. A *Juncus* fajok ismertek arról, hogy nagy sűrűségű magbankot képeznek, így a legtöbb gyeptípus talajában megtalálhatóak (Bossuyt & Honnay 2008). Sok esetben a *Juncus* magok olyan élőhelyek talajában is jelen vannak, ahol a felszínfeletti vegetációban legfeljebb szórványosan fordultak elő (például hegyi kaszálóréteken, *Juncus conglomeratus* és *J. effusus*, 49 100 – 76 800 mag/m², Valkó et al. 2011; *J. articulatus*, *J. bufonius*, *J. effusus* és *J. inflexus*, 32 – 177 mag/m², Reiné et al. 2004). Tanulmányunkban a *Juncus* magokat minden mintavételi területen megtaláltuk a talajban, de különösen magas sűrűségben voltak jelen az *Artemisio-Festucetum* és az *Agrostio-Caricetum* gyepekben. A *Juncus* fajok magzsűrűsége alacsonyabb volt a *Puccinellietum* gyepekben, valószínűleg az ott jellemző magas sótartalom miatt.

Vizsgálatunkban kimutattuk, hogy a felszín feletti vegetáció és a magbank fajösszetételének hasonlósága alacsony volt mindhárom szikes gyeptípusban. A magbankban több fajt mutattunk ki, mint a vegetációban, ami arra utal, hogy a magbanknak fontos szerepe van a szikes gyepek biodiverzitásának fenntartásában. Ugyanakkor a vegetáció domináns fajainak többsége nem rendelkezett számottevő magbankkal, így nagyobb területen jelentkező zavarást követően nem számíthatunk a teljes fajkészlet magbankból történő regenerációjára.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom témavezetőmnek, Valkó Orsolyának, illetve Tóthmérész Bélának és Török Péternek munkám során nyújtott nélkülözhetetlen segítségükért és támogatásukért. Köszönet illeti Kelemen Andrást, Miglécz Tamást és Deák Balázst a terepmunkában és labormunkában nyújtott nélkülözhetetlen segítségükért. Köszönet illeti Albert Ágnes-Júliát, Bálint Piroskát, Balogh Nórát, Bessenyei Tündit, Gál Lajost, Kapocsi Istvánt, Kelbert Bernadettet, Lengyel Szabolcsot, Lukács Balázs Andrást, Ölvedi Tamást, Radócz Szilviát, és Vida Enikőt. A dolgozat elkészítését a TÁMOP-4.2.2.B-15/1/KONV-2015-0001 számú projekt támogatta. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg. A dolgozat elkészülését segítette továbbá a Debreceni Egyetem Belső Kutatási Pályázata. Köszönöm az 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

- Antonsen, H., Olsson, P.A. 2005: Relative importance of burning, mowing and species translocation in the restoration of a former boreal hayfield: responses of plant diversity and the microbial community. *Journal of Applied Ecology* 42: 337-347.
- Badger, K.S., Ungar, I.A. 1994: Seed bank dynamics in an inland salt marsh, with special emphasis on the halophyte *Hordeum jubatum* L. *International Journal of Plant Sciences* 155: 66-72.
- Bakker, J.P., Berendse, F. 1999: Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 63-68.
- Bakker, J.P., Bakker, E.S., Rosén, E., Verweij, G.L., Bekker, R.M. 1996: Soil seed bank composition along a gradient from dry alvar grassland to *Juniperus* shrubland. *Journal of Vegetation Science* 7: 165-176.
- Billetter, 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.
- Bonn, S., Poschlod P. 1998: *Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas*. Quelle & Meyer UTB. Wiesbaden.
- 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., Van Stichelen, K., Hermy, M., Van Assche, J. 2001: The effect of a complex land use history on the restoration possibilities of heathland in central Belgium. *Belgian Journal of Botany* 134: 29-40.
- Cavers, P.B., Benoit D.L. 1989: Seed banks in arable land. In: Leck, A.M., Parker, T.V., Simpson, R.L. (Eds.) *Ecology of soil seed banks*: San Diego: Academic Press, pp. 309-329.
- Chang, E.R., Jefferies, R.L., Carleton, T.J. 2001: Relationship between vegetation and soil seed banks in an arctic coastal marsh. *Journal of Ecology* 89: 367-384.
- Crain, C.M., Albertson, L.K., Bertness, M.D. 2008: Secondary succession dynamics in estuarine marshes across landscape-scale salinity gradients. *Ecology* 89: 2889-2899.
- Csiszár Á. 2004: Adatok a magyar flóra fajainak magbank típus szerinti minősítéséhez. *Tájékológiai Lapok* 2: 219-229.
- Csontos P. 2001: *A természetes magbank kutatásának módszerei*, Scientia Kiadó, Budapest.

- Csontos P. 2007: Dolomitgyepek magbankja ültetett feketefenyvesek talajában. *Tájökológiai Lapok* 5: 117-129.
- 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:(2) 383-388.
- Deák, B., Kapocsi, I. 2010: Természetvédelmi célú gyepesítés a gyakorlatban: mennyibe kerül egy hektár gyep? *Tájökológiai Lapok* 8: 395-409.
- Deák, B., Tóthmérész, B. 2007: A kaszálás hatása a Hortobágy Nyírőlapos csetkákás társulásában. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 179-186.
- 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.
- Deák, B., Valkó, O., Alexander, C., Mücke, W., Kania, A., Tamás, J., Heilmeier, H. 2014a: Fine-scale vertical position as an indicator of vegetation in alkali grasslands - case study based on remotely sensed data. *Flora* 209: 693-697.
- Deák, B., Valkó, O., Török, P., Tóthmérész, B. 2014b: Solonetz meadow vegetation (*Beckmannion eruciformis*) in East-Hungary – an alliance driven by moisture and salinity. *Tuexenia* 34: 187-203.
- Deák, B., Török, P., Tóthmérész, B., Valkó, O. 2015: A hencidai Mondró-halom, a löszgyep-vegetáció őrzője *Kitaibelia* 20:(1) 143-149.
- Dengler, J., Janišová, M., Török, P., Wellstein, C. 2014: Biodiversity of Palaearctic grasslands: a synthesis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 182: 1-14.
- Egan, T.P., Ungar, I.A. 2000: Similarity between seed banks and above-ground vegetation along a salinity gradient. *Journal of Vegetation Science* 11: 189-194.
- Garwood, N.C. 1989: Tropical seed banks: A review. In: Leck, M.A., Parker, V.T., Simpson, R.L. (eds.): *Ecology of soil seed banks*. Academic Press London, pp. 149-209.
- Gioria, M., Pyšek, P., Moravcová, L. 2012: Soil seed banks in plant invasions: promoting species invasiveness and long-term impact on plant community dynamics. *Preslia* 84: 327-350
- Grime, J.P. 1979: *Plant strategies and vegetation processes*. J. Wiley & Sons, Chichester.
- Halassy, M. 2001. Possible role of the seed bank in the restoration of open sand grassland in old fields. *Community Ecology* 2: 101-108.
- Hill, N.M., Patriquin, D.G., Vander Kloet S.P. 1989: Weed seed bank and vegetation at the beginning and end of the first cycle of a 4-course crop rotation with minimal weed control. *Journal of Applied Ecology* 26: 233-246.
- Hopfensperger, K.N. 2007: A review of similarity between seed bank and standing vegetation across ecosystems. *Oikos* 116: 1438-1448.

- Isselstein, J., Jeangros, B., Pavlů, V. 2005: Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe- A review. *Agronomy Research* 3: 139-151.
- 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.
- Jutila, H.M. 1998: Seed banks of grazed and ungrazed Baltic seashore meadows. *Journal of Vegetation Science* 9: 395-408.
- Kelemen, A., Török, P., Deák, B., Valkó, O., Lukács, B. A., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. 2010: Spontán gyepregeneráció extenzíven kezelt lucernásokban. *Tájökológiai Lapok* 8: 33-44.
- 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., Migléc, T., Tóthmérész, B. 2013: A fitomassza és fajgazdagság kapcsolatát alakító tényezők hortobágyi szikes és löszgyepekben. *Botanikai Közlemények* 100: 47-59.
- 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 & Conservation* 23: 741-751.
- Khan, M.A. 1993: Relationship of seed bank to plant distribution in saline arid communities. *Pakistan Journal of Botany* 25: 73-82.
- 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.
- Koncz, G., Török, P., Papp, M., Matus, G., Tóthmérész B. 2011: Penetration of weeds into the herbaceous understorey and soil seed bank of a Turkey oak-sessile oak forest in Hungary. *Community Ecology* 12: 227-233.
- Lawson, C.S., Ford, M.A., Mitchley, J. 2004: The influence of seed addition and cutting regime on the success of grassland restoration on former arable land. *Applied Vegetation Science* 7: 259-266.
- Legendre, P., Legendre, L. 1998: *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- 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.

- Lukács, B.A, Török, P, Kelemen, A., Várбірó, G., Radócz, Sz., Takács, S., Miglécz, T., Tóthmérész, B., Valkó, O. 2013: Rainfall fluctuations and vegetation patterns in alkali grasslands – Self-organizing maps in vegetation analysis. *Tuexenia (in press)*
- Lutman, P. J. W., Cussans, G. W., Wright, K. J., Wilson, B. J., Wright, MC N. G., 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.
- Matus, G., Tóthmérész, B., Papp, M. 2003: Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. *Applied Vegetation Science* 6: 169-178.
- Matus, G., Papp, M., Tóthmérész, B. 2005: Impact of management on vegetation dynamics and seed bank formation of inland dune grassland in Hungary. *Flora* 200: 296-306.
- Miglécz, T., Tóth, K. 2012: Lokális talajmagbank szerepe löszgyepek helyreállításában. *Természetvédelmi Közlemények* 18: 370-382.
- Milberg, P., Hansson, M. L. 1993: Soil seed bank and species turnover in a limestone grassland. *Journal of Vegetation Science* 4: 35-42.
- Molnár, Z., Borhidi, A. 2003: Hungarian alkali vegetation: Origins, landscape history, syntaxonomy, conservation. *Phytocoenologia* 33: 377-408.
- Molnár, Z., Botta-Dukát, Z. 1998: Improved space-for-time substitution for hypothesis generation: secondary grasslands with documented site history in SE-Hungary. *Phytocoenologia* 28: 1-29.
- Penksza, K., Tasi, J., Szentes, S. 2007: Eltérő hasznosítású dunántúli-középhegységi gyep takarmányértékeinek változása. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 5: 26-33.
- 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.
- 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 Cramer, V.A., Hobbs, R. J. (Eds.), *Old fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland* pp. 180-201. Island Press: Washington.

- Prach, K., Jongepierová, I., Řehouňková, K., Fajmon, K. 2014: Restoration of grasslands on ex-arable land using regional and commercial seed mixtures and spontaneous succession: successional trajectories and changes in species richness. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 182: 131-136.
- 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, *Conservation Biology* 23: 818-824.
- 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.
- Reiné R., Chocarro C., Fillat F. 2004: Soil seed bank and management regimes of semi-natural mountain meadow communities. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104: 567-575.
- Roberts, H.A. 1981: Seed banks in soils. *Advanced Applied Biology* 6: 1-55.
- Ruprecht, E. 2005: Secondary succession in old-fields in the Transylvanian Lowland (Romania). *Preslia* 77: 145-157.
- Simkó, H., Csontos, P. 2009: Fehér akác és tövises lepényfa magbankjának vizsgálata budapesti parkok talajában. *Tájökológiai Lapok* 7(1): 269-278.
- 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.
- ter Heerdt, G.N.J., Verweij, G.L., Bekker, R.M., Bakker, J.P. 1996: An improved method for seed-bank analysis: Seedling emergence after removing the soil by sieving. *Functional Ecology* 10: 144-151.
- Thompson, K. 1985: The functional ecology of seed banks. In: Fenner, M. (ed.): *Seed Ecology*. Chapman & Hall, London, pp. 231-258.
- Thompson, K. 1986: Small scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. *Journal of Ecology* 74: 733-738.
- Thompson, K. 1987: Seeds and seed banks. *The New Phytologist* 106: 23-34.
- Thompson, K., Bakker, J.P., Bekker, R.M. 1997: *Soil seed banks of North West Europe: Methodology , Density and Longevity*. Cambridge University Press, UK.
- Tóth, K., Hüse, B. 2014: Soil seed banks in loess grasslands and their role in grassland recovery. *Applied Ecology and Environmental Research* 12(2): 537-547
- Tóth, K., Lukács, B.A., Radócz, Sz., Simon, E. 2015: A magbank szerepe a szikes gyepek diverzitásának fenntartásában a Hortobágyi Nemzeti Park területén. *Botanikai Közlemények* (in press)

- 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., Deák, B., Vida, E., Valkó, O., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. 2010: 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. 2011a: Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity & Conservation* 20: 2311-2332.
- Török, P., Kelemen, A., Valkó, O., Deák, B., Lukács, B., Tóthmérész, B. 2011b: Lucerne-dominated fields recover native grass diversity without intensive management actions. *Journal of Applied Ecology* 48: 257-264.
- Török, P., Kapocsi, I., Deák, B. 2012a: Conservation and management of alkali grassland biodiversity in Central-Europe. In: Zhang, W.J. (Ed.) *Grasslands: Types, Biodiversity and Impacts*. Nova Science Publishers Inc., New York, pp. 109-118.
- Török, P., Miglécz, T., Valkó, O., Kelemen, A., Deák, B., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. 2012a: 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., Miglécz, T., Valkó, O., Kelemen, A., Tóth, K., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. 2012b: Fast recovery of grassland vegetation by a combination of seed mixture sowing and low-diversity hay transfer. *Ecological Engineering* 44: 133-138.
- Török, P., Valkó, O., Deák, B., Kelemen, A., Tóthmérész, B. 2014: Traditional cattle grazing in a mosaic alkali landscape: Effects on grassland biodiversity along a moisture gradient. *PLoS ONE* 9 (5): e97095.
- Ungar, I.A., Woodell, S.R.J. 1993: The relationship between the seed bank and species composition of plant communities in two British salt marshes. *Journal of Vegetation Science* 4: 531-536.
- Ungar, I.A. 1991: *Ecophysiology of vascular halophytes*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Ungar, I.A. 2001: Seed banks and seed population dynamics of halophytes. *Wetland Ecology and Management* 9: 499-510.
- Valkó, O., Tóthmérész, B., Kelemen, A., Simon, E., Miglécz, T., Lukács, B., Török, P. 2014: Environmental factors driving vegetation and seed bank diversity in alkali grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 182: 80-87.
- 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. 63-72.
- 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 (4): 303-309.
- 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., Vida, E., Arany, I., Tóthmérész, B., Matus, G. 2009: A magkészlet szerepe felhagyott hegyi kaszálórétek helyreállításában. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 147-159.
- 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., Smilauer, P. 2000: Plant species diversity as a driver of early succession in abandoned fields: a multisite approach. *Oecologia* 124: 91-99.
- Vida, E., Valkó, O., Kelemen, A., Török, P., Deák, B., Miglécz, T., Lengyel, Sz., Tóthmérész, B. 2010: Early vegetation development after grassland restoration by sowing low-diversity seed mixtures in former sunflower and cereal fields. *Acta Biologica Hungarica* 61: 246-255.
- Virágh, K., Gerencsér, L. 1988: Seed bank in the soil and its role during secondary succession induced by some herbicides in a perennial grassland community. *Acta Botanica Hungarica* 34: 77-121.
- Zar, J.H. 1999: *Biostatistical analysis*. New Jersey, Upper Saddle River: Prentice & Hall.
- Zelenchuk, T.K. 1961: The content of viable seed in meadow peaty soils of the L'vov region. *Byull. Mosk. Obshch. Ispyt. Prir. Otdel. Biol.* 66: 77-92.
- 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

1. táblázat A két eltérő degradáltságú löszgyep vegetációja és magbankja. Jelmagyarázat: FCS -- funkcionális csoportok: -- rövid életű, É -- évelő, D -- dudvanemű, G -- fűnemű; VF: frekvencia a vegetációban; V: átlagborítás; MF: frekvencia a magbankban; M: átlagos megsűrűség, MBT: magbank típus besorolás = T - tranziens, RP - rövidtávú perzisztens, HP - hosszútávú perzisztens (Thompson *et al.* 1997). A táblázatban azokat a fajokat tüntettük fel, melyek a vegetációban legalább az egyik területen 6-os frekvenciával rendelkeztek, vagy a magbankban legalább az egyik területen 66 mag/m² sűrűségük volt. **Félkövér** = új hazai adat. * *Carex spp.* = *C. praecox* és *C. stenophylla* ** *Typha angustifolia* és *latifolia*.

	Magdolna-Puszta					Nyírólapos				
	FCS	VF	V	MF	M	VF	V	MF	M	MBT
Csak a vegetációban										
<i>Filipendula vulgaris</i>	ÉD	12	5,5			12	0,4			T
<i>Medicago falcata</i>	ÉD	7	1,6							T
<i>Pimpinella saxifraga</i>	ÉD	8	1,2							T
<i>Knautia arvensis</i>	ÉD	6	0,6							T
<i>Elymus hispidus</i>	ÉF	8	1,1							T
<i>Elymus repens</i>	ÉF					9	0,8			T
<i>Veronica verna</i>	RD	10	0,3							T
<i>Vicia angustifolia</i>	RD	6	0,5							T
<i>Bromus hordeaceus</i>	RF	9	0,2							T
Vegetációban és magbankban										
<i>Thymus glabrescens</i>	ÉD	12	7	3	66					T
<i>Galium verum</i>	ÉD	11	4,4	2	66	12	22,9	10	4266	RP
<i>Achillea collina</i>	ÉD	10	1,7	6	243	8	2,6	11	2100	RP
<i>Plantago lanceolata</i>	ÉD	10	0,5	10	1017					RP
<i>Verbascum phoeniceum</i>	ÉD	12	1,3	4	221			4	199	RP/HP
<i>Potentilla arenaria</i>	ÉD	12	1,3	12	1304	2	0,1	4	177	RP
<i>Fragaria viridis</i>	ÉD	11	7	1	22	8	1,1	1	66	T
<i>Salvia nemorosa</i>	ÉD	11	5,2			7	3,6	3	66	T
<i>Lotus corniculatus</i>	ÉD	7	0,6	3	88					T
<i>Euphorbia cyparissias</i>	ÉD	6	0,3			5	0,2	3	88	T/RP
<i>Hypericum perforatum</i>	ÉD	5	0,3	12	6233					RP
<i>Potentilla argentea</i>	ÉD			11	1326	4	0,2	3	88	HP
<i>Stellaria graminea</i>	ÉD	1	0,1	11	862	4	2,6	1	22	T/RP
<i>Inula britannica</i>	ÉD	3	0,1	1	22	1	0,1	2	177	RP
<i>Convolvulus arvensis</i>	ÉD	4	0,1			5	0,2	2	88	T/HP
<i>Veronica prostrata</i>	ÉD	8	0,6	1	22			1	22	T
<i>Festuca rupicola</i>	ÉF	12	33,9	8	685	11	44,6	3	111	RP
<i>Cynodon dactylon</i>	ÉF	12	7	10	575	3	0,3			T
<i>Poa angustifolia</i>	ÉF	11	6,1	11	1061	11	7,2	11	951	RP

1. táblázat. Folytatás.

	Magdolna-Puszta					Nyírólapos				
	FCS	VF	V	MF	M	VF	V	MF	M	MBT
Vegetációban és magbankban										
<i>Carex spp.*</i>	ÉF	2,8		6	354			11	2476	RP/HP
<i>Koeleria cristata</i>	ÉF	7	0,6	4	133	1	0,1			T
<i>Alopecurus pratensis</i>	ÉF	2	0,4	2	44	6	0,5	1	155	T
<i>Carduus acanthoides</i>	RD	1	0,1	2	44	4	0,1	12	862	RP
<i>Trifolium striatum</i>	RD	6	0,6					3	111	T/HP
<i>Cynoglossum officinale</i>	RD					8	1,7	2	111	T
<i>Daucus carota</i>	RD	9	0,7	3	66			2	44	T
<i>Myosotis stricta</i>	RD	4	0,1	12	1967			5	442	RP/HP
<i>Conyza canadensis</i>	RD					1	0,1	12	6764	RP/HP
<i>Epilobium tetragonum</i>	RD			3	133	1	0,1	9	575	RP
<i>Vicia lathyroides</i>	RD	4	0,4	8	287					RP
<i>Polygonum aviculare</i>	RD	1	0,1	4	133	2	0,1	4	133	RP/HP
<i>Cruciata pedemontana</i>	RD	2	0,1					2	177	T/HP
Csak a magbankban										
	FCS	VF	V	MF	M	VF	V	MF	M	MBT
<i>Cirsium arvense</i>	ÉD							4	111	HP
<i>Juncus compressus</i>	ÉF			8	995			6	199	HP
<i>Typha spp.**</i>	ÉF			5	177			1	88	HP
<i>Veronica persica</i>	RD			12	1216			6	486	HP
<i>Gypsophila muralis</i>	RD			5	155			6	287	HP
<i>Medicago lupulina</i>	RD			5	111			2	44	HP
<i>Trifolium angulatum</i>	RD							4	177	HP
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	RD							4	155	HP
<i>Sonchus asper</i>	RD							3	133	HP
<i>Chenopodium album</i>	RD			1	22			2	111	HP
<i>Centaureum erythraea</i>	RD							1	88	HP
<i>Chenopodium strictum</i>	RD							3	88	HP
<i>Sonchus oleraceus</i>	RD							2	66	HP
<i>Juncus bufonius/ranarius</i>	RF			4	133			4	111	HP
<i>Echinochloa crus-galli</i>	RF			1	111					HP

2. táblázat. A vizsgált szikes gyeptípusok vegetáció és magbank jellemzői (átlag ± szórás). A gyeptípusok közötti szignifikáns különbségeket eltérő betűkkel jelöltük (egyutas ANOVA és Tukey teszt). Jelölések: ***: $p < 0.001$; **: $p < 0.01$; *: $p < 0.05$; n.s.: nem szignifikáns.

	F	p	<i>Artemisio- Festucetum</i>	<i>Puccinellietum</i>	<i>Agrostio- Caricetum</i>
Vegetáció					
Borítás (%)					
Összborítás	120,980	***	82,6±8,3 ^a	48,0±9,9 ^b	91,6±5,3 ^a
Higrofitonok	5,517	*	6,4±6,6 ^a	41,3±26,9 ^{ab}	50,3±3,7 ^b
Halofitonok	87,746	***	6,5±0,3 ^a	84,9±12,1 ^b	38,7±5,0 ^c
Fajszám					
Összesen	0,939	n.s.	10,5±0,8	8,7±4,0	11,5±1,5
Higrofitonok	13,595	**	1,7±0,3 ^a	1,6±0,3 ^a	3,6±0,5 ^b
Halofitonok	91,986	***	2,1±0,1 ^a	4,5±0,3 ^b	2,2±0,4 ^a
Shannon div.	2,322	n.s.	1,1±0,2	1,3±0,4	1,3±0,5
Magbank					
Magbank sűrűség (db/m ²)					
Összesen	0,749	n.s.	36 287±19 550	30 104±13 081	51 410±22 343
Higrofitonok	2,053	n.s.	28 938±21 245	5 123±3 216	46 022±23 381
Halofitonok	4,623	*	1 343±391 ^a	23 709±11 655 ^b	2 880±2 081 ^{ab}
<i>Juncus</i> spp.	1,862	n.s.	28 231±21 076	4 894±3 155	38 619±18 182
Fajszám					
Összesen	3,077	n.s.	7,7±0,6	4,8±0,9	10,1±3,0
Higrofitonok	3,274	n.s.	2,4±0,5	1,7±0,1	4,9±1,8
Halofitonok	0,890	n.s.	1,1±0,2	1,9±0,3	1,5±0,4
Shannon div.	0,798	n.s.	1,0±0,4	0,7±0,1	1,0±0,2
Vegetáció és magbank					
Jaccard index	1,439	n.s.	0,22±0,08	0,16±0,07	0,23±0,09

3. táblázat. A felszín feletti vegetáció jellemző fajainak százalékos borításértékei a Hortobágyi Nemzeti Park három szikes gyeptípusában (N=15; átlag ± szórás). A higrofiton fajokat **vastag betűvel**, a halofiton fajokat aláhúzással jelöltük. MBT: magbank típus besorolás = T - tranzien, RP - rövidtávú perzisztens, HP - hosszútávú perzisztens (Thompson et al. 1997).

	<i>Artemisio- Festucetum</i>	<i>Puccinellietum</i>	<i>Agrostio- Caricetum</i>	MBT
A vegetáció kizárólagos fajai				
<i>Artemisia santonicum</i>	7,9±8,2	2,3±2,9	0,6±1,2	T
<i>Cynodon dactylon</i>	3,1±7,7			T
<i>Lepidium ruderae</i>		1,2±1,5		T
<u><i>Plantago tenuiflora</i></u>	0,1±0,1	0,9±2,1	0,1±0,1	T
<i>Podospermum canum</i>	0,9±0,5	0,1±0,1		T
A vegetáció és magbank közös fajai				
<i>Agrostis stolonifera</i>		0,1±0,1	1,6±3,5	T/RP
<i>Bupleurum tenuissimum</i>	0,3±0,4	0,1±0,1	0,7±1,0	T/RP
<i>Carex stenophylla</i>	2,7±2,8		3,9±4,1	T/RP
<i>Festuca pseudovina</i>	59,8±15,1	2,6±4,9	1,7±2,4	RP
<u><i>Hordeum hystrix</i></u>	5,0±5,9	15,1±15,3	34,9±8,7	T
<i>Inula britannica</i>	0,1±0,1	0,1±0,1	0,6±1,4	T/RP
<i>Juncus compressus</i>	4,8±6,6	0,3±1,0	43,2±11,7	RP
<i>Lotus corniculatus</i>	0,7±0,9	0,9±1,8	1,4±1,3	T/RP
<u><i>Matricaria recutita</i></u>		2,8±3,6	0,1±0,1	T/RP
<i>Polygonum aviculare</i>	0,1±0,1	0,2±0,3	0,3±0,5	T/HP
<u><i>Puccinellia limosa</i></u>	0,1±0,3	18,4±12,8	1,9±2,2	T
<u><i>Spergularia maritima</i></u>	0,4±0,6	0,7±1,0	0,1±0,1	T/RP
<u><i>Spergularia salina</i></u>	0,1±0,2	4,9±8,8		T/RP
<i>Trifolium angulatum</i>	0,8±1,2	0,5±1,1	2,1±1,7	RP
<i>Trifolium fragiferum</i>	0,7±2,6		0,5±1,5	T/HP
<i>Trifolium retusum</i>	1,5±1,6	0,8±2,0	0,1±0,2	T/RP

4. táblázat. A magbankban detektált fajok kvadrátonkénti csíranövény-száma (N=15; átlag ± szórás) a Hortobágyi Nemzeti Park három szikes gyep típusában. A táblázatban a legalább 3 csíranövénnyel rendelkező fajokat tüntettük fel. Egy csíranövény 265 db/m²-es mag-sűrűségnek felel meg. A higrofiton fajokat **vastag betűvel**, a halofiton fajokat aláhúzással jelöltük. MBT: magbank típus besorolás = T - tranziens, RP - rövidtávú perzisztens, HP - hosszútávú perzisztens (Thompson et al. 1997).

	<i>Artemisio- Festucetum</i>	<i>Puccinellietum</i>	<i>Agrostio- Caricetum</i>	MBT
A magbank kizárólagos fajai				
<i>Bolboschoenus maritimus</i>			0,3±0,8	RP
<u><i>Camphorosma annua</i></u>		0,9±2,6	0,1±0,3	HP
<i>Centaureum erythraea</i>	1,0±1,7		0,7±1,1	HP
<i>Centaureum pulchellum</i>	1,2±2,5		2,5±6,3	HP
<i>Gypsophila muralis</i>	0,8±1,1	0,1±0,4	4,5±4,4	HP
<i>Lythrum hyssopifolia</i>			13,7±14,8	HP
<i>Medicago lupulina</i>	0,1±0,4		0,2±0,6	RP/HP
<i>Myosotis stricta</i>		2,3±9,0	0,1±0,3	HP
<i>Plantago major</i>			0,3±1,0	RP
<i>Rorippa sylvestris</i> ssp. <i>kernerii</i>		0,3±0,8	1,3±3,4	HP
<i>Typha</i> spp.	0,3±0,6	0,2±0,4	0,1±0,4	HP
A vegetáció és a magbank közös fajai				
<i>Agrostis stolonifera</i>	0,1±0,3		0,6±1,8	T/RP
<i>Bupleurum tenuissimum</i>	0,1±0,4	0,1±0,3	3,2±6,6	T/RP
<i>Carex stenophylla</i>	1,7±1,7	0,6±2,1	1,5±2,0	T/RP
<i>Festuca pseudovina</i>	1,0±1,1	0,7±1,0	0,1±0,5	RP
<i>Inula britannica</i>			1,4±1,8	T/RP
<i>Juncus compressus</i>	106,5±99,1	18,5±22,6	145,7±81,4	RP
<i>Lotus corniculatus</i>	0,3±0,8		0,9±0,8	T/RP
<u><i>Matricaria recutita</i></u>	0,3±0,8	1,1±1,4	1,0±1,6	T/RP
<i>Mentha pulegium</i>			0,1±0,5	T
<i>Polygonum aviculare</i>	0,5±0,7	0,2±0,4	0,7±1,0	T/HP
<u><i>Spergularia salina</i></u>	4,6±4,4	87,2±80,9	9,6±10,7	RP
<i>Trifolium angulatum</i>	14,9±11,5	1,0±1,6	4,4±7,7	RP
<i>Trifolium retusum</i>	2,6±5,1		0,1±0,5	T/RP