

Magbeviteli módszerek eredményessége homoki gyepek ökológiai restaurációja során

Doktori értekezés

KÖVENDI-JAKÓ ANNA

Eötvös Loránd Tudományegyetem Természettudományi Kar, Biológia Doktori
Iskola, Ökológia, Konzervációbiológia és Szisztematika Doktori Program

Témavezető:

DR. TÖRÖK KATALIN, tudományos főmunkatárs
MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet

A doktori program vezetője:

DR. PODANI JÁNOS, az MTA rendes tagja, egyetemi tanár
ELTE TTK Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai Tanszék

A doktori iskola vezetője:

DR. ERDEI ANNA, az MTA rendes tagja, egyetemi tanár
ELTE TTK Immunológiai Tanszék

Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar

Budapest

MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézete

Vácrátót

2019

TARTALOMJEGYZÉK

1	BEVEZETÉS	5
1.1	MAGOK MINŐSÉGÉNEK AZ IN SITU MEGTELEPEDÉSRE GYAKOROLT HATÁSA.....	9
1.1.1	<i>Gyepok restaurációjának a korlátozó tényezői</i>	9
1.1.2	<i>Magok szerepe a restaurációban</i>	9
1.1.3	<i>Csírázás és dormancia</i>	13
1.1.4	<i>Sikeres megtelepedés és túlélés</i>	14
1.2	KÜLÖNBÖZŐ MAGBEVITELI MÓDSZEREK EREDMÉNYESSÉGE A GYEPRESTAUURÁCIÓBAN	15
1.2.1	<i>A spontán szukcesszió szerepe</i>	15
1.2.2	<i>Magbeviteli módok és főbb szempontjaik ismertetése</i>	15
1.2.3	<i>Restaurált gyepok fenntartása</i>	18
2	CÉLKITŰZÉS	21
2.1	MAGOK MINŐSÉGÉNEK AZ IN SITU MEGTELEPEDÉSRE GYAKOROLT HATÁSA.....	21
2.2	KÜLÖNBÖZŐ MAGBEVITELI MÓDSZEREK EREDMÉNYESSÉGE A GYEPRESTAUURÁCIÓBAN	22
3	ANYAG ÉS MÓDSZER	23
3.1	ÉLŐHELY-HELYREÁLLÍTÁS A LEGO GYÁR TERÜLETÉN	23
3.1.1	<i>Vizsgált területek</i>	23
3.1.2	<i>Restaurációs kezelések</i>	26
3.1.3	<i>Magcsíráztatás laboratóriumi vizsgálattal</i>	30
3.1.4	<i>A kaszálék magtartalmának kísérletes vizsgálata</i>	31
3.1.5	<i>Adatgyűjtés</i>	31
3.1.6	<i>Adatelemzés</i>	32
3.2	MAGTÁROLÁS HATÁSA A MAGOK TÚLÉLÉSÉRE A FÜLÖPHÁZI MINTATERÜLETEN...	35
3.2.1	<i>Vizsgált terület</i>	35
3.2.2	<i>Restaurációs kezelések</i>	37
3.2.3	<i>Adatgyűjtés</i>	39
3.2.4	<i>Adatelemzés</i>	40
4	EREDMÉNYEK	42

4.1	MAGOK MINŐSÉGÉNEK AZ IN SITU MEGTELEPEDÉSRE GYAKOROLT HATÁSA.....	42
4.1.1	<i>Kísérletes csíráztatás és terepi megtelepedés összevetése a LEGO gyár területén</i>	<i>42</i>
4.1.2	<i>Magtárolás hatása a magok túlélésére a fülöpházi mintaterületen</i>	<i>48</i>
4.2	KÜLÖNBÖZŐ MAGBEVITELI MÓDSZEREK EREDMÉNYESSÉGE A GYEPRESTAURÁCIÓBAN	56
4.2.1	<i>Homoki gyepek vegetációjának időbeli változása a magbevitelt követően</i>	<i>56</i>
4.2.2	<i>A különböző magbeviteli módszerek eredményességének összehasonlítása többféle referencia területtel</i>	<i>61</i>
5	DISZKUSSZIÓ.....	70
5.1	MAGOK MINŐSÉGÉNEK AZ IN SITU MEGTELEPEDÉSRE GYAKOROLT HATÁSA.....	70
5.1.1	<i>Kísérletes csíráztatás és terepi megtelepedés összevetése a LEGO gyár területén</i>	<i>70</i>
5.1.2	<i>Magtárolás hatása a magok túlélésére a fülöpházi mintaterületen</i>	<i>75</i>
5.2	KÜLÖNBÖZŐ MAGBEVITELI MÓDSZEREK EREDMÉNYESSÉGE A GYEPRESTAURÁCIÓBAN	78
5.2.1	<i>Homoki gyepek vegetációjának időbeli változása a restaurációs kezeléseket követően</i>	<i>78</i>
5.2.2	<i>A különböző magbeviteli módszerek eredményességének összehasonlítása többféle referencia területtel</i>	<i>79</i>
6	ÁLTALÁNOS ÖSSZEGZÉS ÉS KITEKINTÉS.....	85
7	ÖSSZEFOGLALÁS.....	89
8	SUMMARY.....	91
9	IRODALOMJEGYZÉK.....	93
10	A DISSZERTÁCIÓ ANYAGÁVAL KAPCSOLATOS PUBLIKÁCIÓK	114
10.1	A DISSZERTÁCIÓ ANYAGÁT KÉPEZŐ, REFERÁLT TUDOMÁNYOS FOLYÓIRATBAN MEGJELENT PUBLIKÁCIÓK.....	114
10.2	A DISSZERTÁCIÓ ANYAGÁT KÉPEZŐ KONFERENCIA-ELŐADÁS VAGY POSZTER KIVONATOK.....	114
10.2.1	<i>Konferencia-előadások.....</i>	<i>114</i>
10.2.2	<i>Poszterek</i>	<i>115</i>

10.3	A DISSZERTÁCIÓ ANYAGÁT IS MAGÁBAN FOGLALÓ PROJEKT SORÁN MEGJELENT EGYÉB PUBLIKÁCIÓK	116
11	KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	118
12	MELLÉKLET	119

1 Bevezetés

Napjainkban globális problémát jelent a természetes és természetközeli élőhelyek nagymértékű csökkenése és fragmentációja, amely a globális biodiverzitás csökkenés egyik fő oka (Pereira és mtsai 2012). A 20. századig az alapvetően extenzív gazdálkodási módok lehetővé tették a biodiverzitás fennmaradását és a nagyobb, összefüggő természetközeli gyepek megmaradását, az elmúlt évtizedekben azonban az intenzív tájhasználatnak (többek közt intenzív mezőgazdaság, faültetvények telepítése) és iparosításnak köszönhetően a természetközeli gyepek degradációja és pusztulása világszerte ugrásszerűen megnövekedett (Poschlod és WallsDeVries 2002; Hoekstra és mtsai 2005; Gibson 2009; Bond 2016; Török és mtsai 2018b). A természetközeli élőhelyek méretének és biodiverzitásának drasztikus csökkenése és fragmentálódása egyaránt komoly problémát jelent Európában és hazánkban is, nem csak a természetvédelem (Hoekstra és mtsai 2005; Molnár és mtsai 2008; Pereira és mtsai 2012; Biró és mtsai 2013), hanem a génmegőrzés szempontjából is (Pereira és mtsai 2012). Ugyanakkor ezek a megmaradt természetközeli élőhelyek, refúgiumok fontos propagulum-forrásként szolgálhatnak többek között az őshonos fajok telepítéséhez, akár a betakarított növényi anyagok (pl. széna) biztosítása által (Kiehl és mtsai 2010).

Kelet- és Közép-Európában, így a hazánkban fellelhető gyepeket is sokáig meghatározta az extenzív gazdálkodási mód (pl. legeltetés, kaszálás), formálva és fenntartva a biodiverzitást (Bakker 1989; Török és mtsai 2018b). Azonban az intenzív mezőgazdasági művelés elterjedésével alföldi gyepeink jórészt átalakították szántófölddé vagy beerdősítették, mely a megmaradt gyepek nagymértékű fragmentálódását, és degradációját eredményezte (Molnár és mtsai 2008). A hegyi gyepek esetében a rosszabb megközelíthetőség vagy alacsony produktivitás miatt a korábban legelőként vagy kaszálóként hasznosított gyepeket felhagyták, mely erős cserjésedést vagy fásodást eredményezett (Molnár és mtsai 2008; Török és mtsai 2018b). Biró és mtsai (2013) szerint hazánkban 1987 és 1999 között évente 1,31%-kal csökkent a természetközeli gyepek területe. A legjelentősebb veszélyeztető tényező a tájhasználat változásán kívül a klímaváltozás, mely során 1-3 °C-s hőmérséklet-emelkedés, csapadékmennyiség változás, valamint gyakoribb extrém klimatikus események kialakulása várható (Anders és mtsai 2014; Bartholy és mtsai 2014; Bihari és mtsai 2018). Ennek okán a szárazságtűrő fajok elterjedése (Thuiller és mtsai 2005), valamint a nyíltabb élőhelyek, többek között a szárazságtűrő gyepek területének növekedése várható (Kovács-Láng és mtsai 2000; IPCC 2014; Molnár és mtsai 2018; Török és mtsai 2018b). Az inváziós fajok is sok esetben veszélyeztetik a gyepeket, az intenzív gazdálkodás vagy más bolygatások elősegítik ezeknek a fajoknak a terjedését (Török és mtsai 2003; Csecserits és mtsai 2016). Bizonyos típusú gyepek (például szikes száraz gyepek) esetében alacsony, míg más gyepek (például homoki gyepek) esetében

jelenleg is igen jelentős inváziós hatás figyelhető meg (Botta-Dukát 2008). Az eutrofizáció, azaz a légköri nitrogén és a talaj tápanyagainak növekedése is befolyásolhatja a természetközeli gyepék diverzitását és biomasszáját, elősegítve a domináns fűfélék borításának, biomasszájának a növekedését (Török és mtsai 2018b). A gyepék biodiverzitása szempontjából elengedhetetlen az extenzív gazdálkodási rendszerek fenntartása (Bakker 1989; Dengler és mtsai 2014; Török és mtsai 2018b). A teljesen elpusztult gyepék esetében a spontán szukcesszió elősegítése, vagy aktív restauráció javasolt (Walker és mtsai 2004; Hedberg és Kotowski 2010; Kiehl és mtsai 2010; Török és mtsai 2011).

Napjainkban egyre nagyobb szerepet kap az ökológiai restauráció, melynek célja a sérült, elpusztított ökoszisztémák helyreállításának elősegítése, a biodiverzitás csökkenésének megállítása, a természetes tájelemek kiterjedésének növelése (Standovár és Primack 2001; SER 2004; Falk és mtsai 2006; Suding és mtsai 2015), valamint az emberi élet minőségének fenntartása, javítása (Tzoulas és mtsai 2007; Perring és mtsai 2015). Az első dokumentált restaurációs célú propagulum bevitelt Észak-Amerikában, a Wisconsin-Madison Egyetem arborétumában végezték magas fűvű prérin az 1930-as években (Allison 2002; Anderson 2009). Azóta igen sokféle módszert teszteltek növényfajok bevitelére különböző élőhelyeken, melyek segítségével lehetővé vált a szukcesszió felgyorsítása, tájba illő céltársulás létrehozása, célfajainak bevitele, idegen honos fajok kiszorítása, valamint fajok kapcsolatainak befolyásolása (Hedberg és Kotowski 2010; Kiehl és mtsai 2010; Török és mtsai 2011). Az egyes technikák sikeressége nagymértékben függ a restaurált terület környezeti feltételeitől, tájtörténetétől, a donorterületek alkalmasságától, a propagulumok elérhetőségétől, a szukcessziós folyamatok jóslhatóságától, a rendelkezésre álló anyagi források nagyságától és az időbeli korlátoktól (Prach és Hobbs 2008; Török és mtsai 2011). Az irodalomban számos növénybeviteli módszerrel találkozhatunk (Walker és mtsai 2004; Hedberg és Kotowski 2010; Kiehl és mtsai 2010; Török és mtsai 2011), azonban a dolgozat propagulum-központúsága miatt eltekintek többek között a vegetatív módszerrel (dugványozással, átültetéssel, például Zavodna és mtsai 2015), vagy avar ráhordással (Stroh és mtsai 2002; Kiehl és mtsai 2010) történő élőhely-helyreállítási módok bemutatásától.

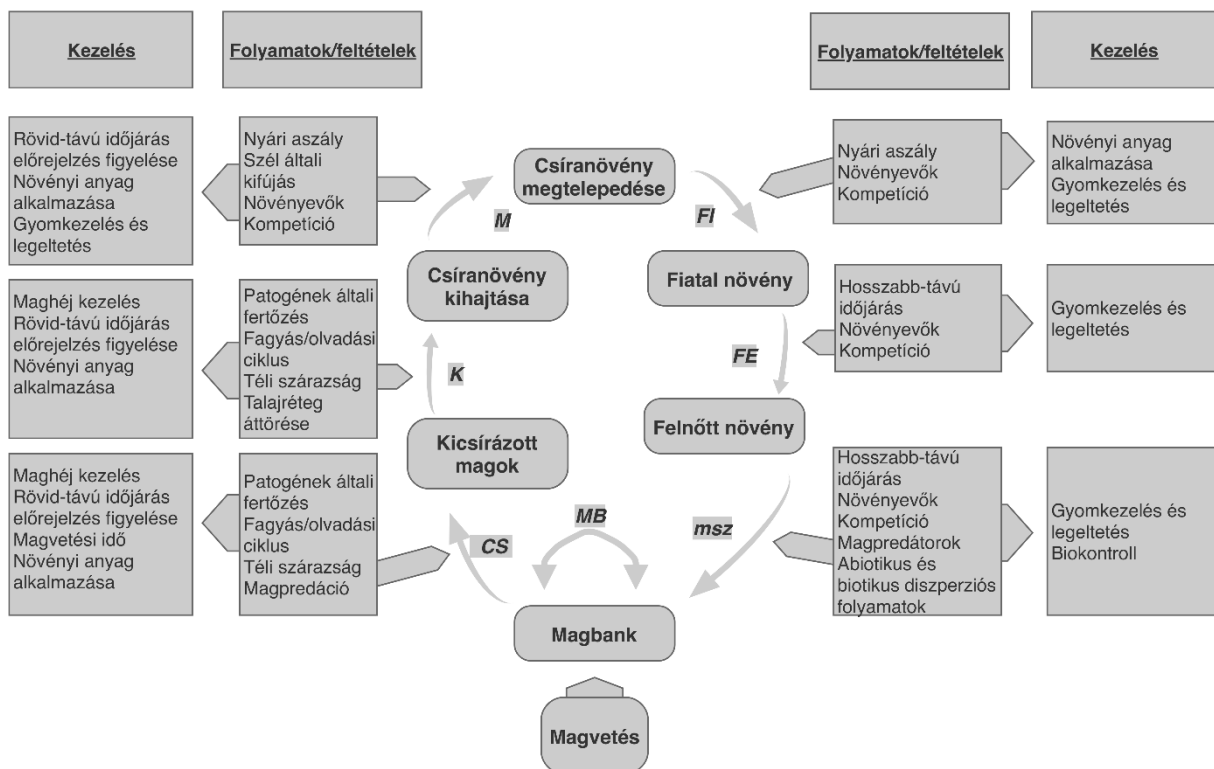
Az élőhelyek helyreállításának jelentőségét már politikai szinten is elismerték (Aronson és Alexander 2013; Jørgensen 2015; Suding és mtsai 2015). Mind a Biológiai Sokféleség Egyezmény (CBD 2010), mind az EU Biodiverzitási Stratégia (European Commission 2011) meghatározott céljai között szerepel a degradált területek 15 %-ának restaurálása 2020-ig. Sok ország azonban jelentősen le van maradva a cél teljesítésében (Cortina-Segarra és mtsai 2016; Tolvanen és Aronson 2016), és csupán pár ország rendelkezik restaurációs prioritási útmutatóval (Hagen és mtsai 2013). Ezért Mace és mtsai (2018) kidolgoztak egy 2020 utáni stratégiai tervet a biológiai sokféleségről szóló

egyezmény alapján a globális biodiverzitás élőhely-helyreállítására. Hazánkban az élőhely restauráció Mihók és mtsai (2015) kutatásai alapján az 50 legfontosabb természetvédelmi prioritásba sorolható, azonban Török és mtsai (kézirat) kutatásai alapján kiderült, hogy a 15 %-os restaurációs célból mindeddig kevés valósult meg. A degradált területeknek csupán 1%-án történt beavatkozás 2002-2016 között (Török és mtsai kézirat), így hazánkban is sokkal nagyobb hangsúlyt kell kapnia az ökológiai restaurációnak, ami a zöldinfrastruktúra fejlesztés keretében remélhetőleg el is indulhat.

A természetes területek nagymértékű csökkenésének kompenzálására a restauráció kiterjesztése javasolt a mezőgazdasági és természetközeli gyepek mellett a városi és ipari területekre is (Hostetler és mtsai 2011; Aronson és Alexander 2013; Klaus 2013; Standish és mtsai 2013). Maes és mtsai (2015) szerint a mesterséges területek (pl. ipari területek és infrastruktúra kiépítése) kompenzálására az adott terület 2,2-szeresét szükséges restaurálni a természetes ökoszisztémák fenntartása érdekében. Ezért a nem használt területeket, üres telkeket is figyelembe kell venni, mint zöld infrastruktúra fejlesztési lehetőséget a biodiverzitás növelése érdekében (Standish és mtsai 2013; Deák és mtsai 2016; Hüse és mtsai 2016; Anderson és Minor 2017). Mindeddig csupán néhány publikáció született az ipari területek zöldítésével kapcsolatban (Kövendi-Jakó és mtsai 2017; 2019; Török és mtsai 2018a), eltekintve a bánya restaurációs vizsgálatoktól (pl. Cooke és Johnson 2002), ezért igen nagy szükség van a témával kapcsolatos tapasztalatok megosztására. Fontos tudni, hogy hogyan javítható úgy egy városi-ipari terület természetességi állapota, hogy jelentősen hozzájárulhasson a honos növényzet megőrzéséhez, a biodiverzitás növeléséhez.

Sok élőhely-helyreállítási vizsgálat csupán a megtelepedett, sikeresen túlélő növényeket monitorozza, nem figyelve az azt megelőző korai fejlődési stádiumokra, noha a gyepek restaurációs sikerét jelentősen meghatározza a csíranövények sikeres megtelepedése (James és mtsai 2011). Fenner és Thompson (2005) a következő fenológiai állapotokat különítette el: *kicsírázott magot* a gyökér megjelenésével; *csíranövény kihajtását* a talajfelszínen megjelenő sziklevelekkel; *csíranövény megtelepedését* pedig a levél megjelenésével definiálta. James és mtsai (2011) *fiatal növényről* abban az esetben beszélt, ha dormanciában az első telet túlélve a megtelepedett csíranövény eljut az első növekedési szakaszig, a *felnőtt növénynek* pedig már a magot termő egyednek nevezte. Az első évben tehát a magvetést, majd a talaj-magbankban tárolást (MB) követően lejátszódik a csírázási (CS), csíranövény kihajtási (KI) és megtelepedési (M), a fiatal növényé válási folyamat (FI); a második évben pedig a növény felnőtté válás folyamatáról (FE), valamint a magszórás (msz) által történő újbóli magbank feltöltésről beszélhetünk élő fajok esetében (James és mtsai 2011; 2013). Egy élőhely-helyreállítás tervezésekor számolni kell az előbb bemutatott teljes fenológiai folyamattal, melyet számos ökológiai, környezeti feltétel meghatározhat, s melyek megtelepedésre gyakorolt hatásait számos módon lehet befolyásolni (1. ábra; James és mtsai 2013).

Az 1. ábra közepén egy populáció növekedési modellje látható a főbb életszakaszainak a bemutatásával (magbanktól a kifejlődött felnőtt egyedig). A következő szinten a meghatározó ökológiai folyamatok és környezeti feltételek láthatóak, melyek befolyásolják az előbbi fenológiai folyamatokat. Az utolsó szinten pedig a különböző kezelési, fenntartási módszereket mutatjuk be, melyekkel módosítani, vagy változtatni tudunk az ökológiai és környezeti feltételek hatásán, befolyásolva az egyes életszakaszok átmeneteit is.



1. ábra Egy modellrendszer a növény egyes életszakaszainak, az azokat meghatározó folyamatoknak, környezeti feltételeknek, valamint az azok enyhítésére szolgáló kezeléseknak a bemutatása a degradált száraz élőhelyek helyreállításának esetén, James és mtsai (2013) 4. ábrájának kis mértékű módosításával. Jelölések: MB: talaj-magbankban tárolási, CS: csírázási, KI: csíranövény kihajtási és M: meglepedési szakasza, FI: fiatal növénné válási folyamat, FE: növény felnőtté válás folyamata, valamint msz: magszórás által történő újbóli magbank feltöltése.

Számos publikációt (Fenner és Thompson 2005; Kiehl és mtsai 2010; James és mtsai 2011; Larson és mtsai 2015; Kövendi-Jakó és mtsai 2017; Peti és mtsai 2017) találhatunk az egyes életszakaszokkal kapcsolatban a magbank vizsgálatáról, a magok csírázásáról, terepi meglepedésről vagy éppen a magok terepen történő vetésének a sikerességéről. Azonban kevés olyan tanulmánnyal találkozhatunk, amely végig követi egy adott restauráció során lejátszódó teljes folyamatot (James és mtsai 2011; Larson és mtsai 2015). Disszertációmát erre a gondolatmenetre fűztem fel, ez alapján

hasonlítom össze a különböző magbeviteli módszerek eredményességét homoki gyepek ökológiai restaurációja során. Noha a teljes fenológiai folyamatot nem sikerült végigkövetnem, igyekeztem fenti folyamat minél több részletét bevonni a kutatásomba. A disszertációm tudományos eredményeit két részben ismertetem. Az első fejezetben a magok minőségének az *in situ* megtelepedésre gyakorolt hatását vizsgálom. E fejezeten belül először a magok csírázási képessége és a sikeres terepi megtelepedés közti összefüggést, majd a rövid-távú magtárolás hatását vizsgálom homoki gyepek restaurációja során. A második fejezetben különböző magbeviteli módszerek eredményességét hasonlítom össze ipari területen végzett restauráció során. Ebben a fejezetben a restaurált gyepek összetételének időbeli változását elemezem, majd a különböző magbeviteli módszerekkel kialakított gyepeket a referencia gyepekkel vetem össze.

1.1 Magok minőségének az in situ megtelepedésre gyakorolt hatása

1.1.1 Gyepek restaurációjának a korlátozó tényezői

Európai szinten a természetvédelem az extenzív használatú másodlagos gyepek megőrzését és fenntartását célozza, míg a pannon ökorégió annyiban különleges, hogy az erdősztyepp régió határán (Molnár és mtsai 2012) az emberi beavatkozás nélkül fennmaradó, elsődleges, elsősorban száraz gyepek különleges értéket képviselnek, restaurációjuk így európai léptékben is fontos. A gyeprestauráció nagyobb léptékre történő kiterjesztéséhez elengedhetetlen az őshonos fajok magjainak széleskörű használata, valamint a magok túlélésével kapcsolatos ismeretek bővítése a restaurációs siker növelésének érdekében (Merritt és Dixon 2011). Azonban a restauráció nagyobb léptékre történő kiterjesztésével számos nehézség adódik. A legfontosabb korlátozó tényező a megfelelő mennyiségű mag és magpiac hiánya. Ugyanakkor a restaurációs siker reményében a vetés során elpocsékolt, a szükségesnél nagyobb magmennyiség alkalmazása veszélyeztetheti a még meglévő természetes gyepek állományait (Hedberg és Kotowski 2010; Merritt és Dixon 2011). A gyepek restaurációjának másik jelentős limitáló tényezője a tudományos ismeretek hiánya a betelepített növényfajok csírázási képességével, korai életszakaszaival kapcsolatban (James és mtsai 2011; Larson és mtsai 2015; Kiss és mtsai 2018). Dolgozatom következő fejezeteiben néhány gyeprestauráció során használatos faj csírázási képességét és korai életszakaszának folyamatát fogom részletesebben megvizsgálni.

1.1.2 Magok szerepe a restaurációban

1.1.2.1 Magok származása

A természetközeli gyepek ökológiai restaurációja esetében a helyreállítás sikerét döntően befolyásolja az alkalmazott mag mennyisége és minősége (Török és mtsai 2011; Haslgrübler és mtsai

2013). Európában a nagy mennyiségben beszerezhető kereskedelmi magkeverékek minősége kereskedelmi szabvány szerint garantált. A fajtákat és magkeverékeket leginkább mezőgazdasági vagy kertészeti felhasználásra optimalizálták, azonban ezek a magok kisebb genetikai variabilitással, adaptációs képességgel rendelkeznek, és vad fajtársaiktól eltérő a magok dormanciája és csírázási százaléka is (Gallagher és Wagenius 2016). Az alkalmazott fajták sokszor nem helyi ökotípusokból, esetleg idegenhonos fajoktól erednek, melyek veszélyeztetik a helyi és regionális fajgazdagságot, valamint a helyi adottságokhoz való alkalmazkodást (Crémieux és mtsai 2010; Kettenring és mtsai 2014). A helyi eredetű célfajok magjai általában jobban adaptálódtak a helyi környezeti körülményekhez (Vander Mijnsbrugge és mtsai 2010; Bucharova és mtsai 2017), azonban ezek és a nem őshonos genotípusok közötti génkeveredés az őshonos génállomány változását eredményezik, és csökkentik a későbbi hibridek életképességét (McKay és mtsai 2005). A ritkább fajok magvaihoz legtöbbször nem juthatunk hozzá kereskedelmi úton, vagy ha elérhetőek, akkor is felmerülhet a gyanú, hogy nem helyi populációkból származnak.

A helyreállítási folyamat sikeres és tartós felgyorsításához, a fajok aktív beviteléhez a vetett magok és felhasznált növényi anyagok lokális vagy regionális származása javasolt (McKay és mtsai 2005; Crémieux és mtsai 2010; Kiehl és mtsai 2010; Tischew és mtsai 2011; Kiehl és mtsai 2014; Gallagher és Wagenius 2016; Bucharova és mtsai 2017). Azonban folyamatos vita folyik arról, hogy pontosan mit nevezünk helyi származásúnak (McKay és mtsai 2005; Breed és mtsai 2018), és milyen mértékben beszélhetünk genetikai és fenotípusos különbségekről a különböző származású növények esetében (Bischoff és mtsai 2006; Leimu és Fischer 2008; Kiehl és mtsai 2014).

A probléma kezelése érdekében ún. gyűjtési és szaporítási magzónákat célszerű létrehozni, melyeken belül a magok telepítése megengedett (Jørgensen és mtsai 2016; De Vitis és mtsai 2017). A mag transzfer zónák kialakításának célja a vetett magok túlélésének maximalizálása úgy, hogy a betelepítés ne járjon káros hatással a zónán belül fennmaradt populációk genetikai összetételére (Schröder és Prasse 2013). Ideális esetben a magzónákat fajonként kellene meghatározni, ahogy ez bizonyos honos fafajokra történt (Führer és mtsai 2010), a lágyszárú fajokra azonban többnyire környezeti (klimatikus, talaj), és vegetációs térképek alkalmazásával alakítanak ki zónákat (Kramer és Havens 2009; Prasse és mtsai 2010; Vander Mijnsbrugge és mtsai 2010). Magyarországra az EU rendelkezés előírásait az adminisztrációs (NUTS2) határok alkalmazásával oldották meg, melynek csekély a biogeográfiai alapja, ugyanakkor előírja a régiókon belüli propagulum használatot (86/2012. (VIII. 15.) VM rendelet 2012). Így a helyi propagulum alkalmazásával kapcsolatban még vannak hiányosságok (McKay és mtsai 2005; Jørgensen és mtsai 2016). Továbbá, nagyobb mennyiségű magra vonatkozó igény is nehezen elégíthető ki helyi fajokkal (Breed és mtsai 2018). Jelenleg a megbízható származású magok begyűjtése érdekében érdemes az élőhely-helyreállításhoz

a magokat saját kezűleg gyűjteni, vagy a restaurációs területhez közeli területről beszerezni (Török és mtsai 2011).

1.1.2.2 Magok gyűjtése és tárolása

A célfajok magjainak gyűjtése csupán a szükséges mennyiségben, az adott természetközeli élőhely veszélyeztetésének elkerülésével ajánlott. Ezért készültek maggyűjtési útmutatók (ENSCONET 2009a), melyet hazánkra a Pannon Magbank Projekt keretében adaptáltak (Zsigmond 2011). A *maggyűjtés idejének* meghatározásához kevés az irodalmi adat, a célfajok termőhelyének és fenológiájának ismeretére kell támaszkodni (pl. virágzás, termésérés). Az őshonos fajaink többségének a virágzási időpontjairól vannak adataink (Király 2009), azonban termésérésre vonatkozóan még nem rendelkezünk egységes adatbázissal (Csontos és mtsai 2003; 2007; Török és mtsai 2013; Török és mtsai 2016a; Török és mtsai 2016b). A magérés ideje igen nehezen jósolható, a virágzást követően a termésérésig néhány hét, vagy akár néhány hónap is eltelhet. Az időjárás és számos egyéb környezeti tényező is döntően meghatározza, elősegíti vagy késlelteti a termésérés feltételezhető időpontját. Egyik fontos kihívásnak és egyben veszélynek is mondható a donor terület maganyagának a *begyűjtési módja*, melynek az adott gyűjtési területen belül történő megválasztása szelekciós tényező lehet, mely megváltoztathatja a donor területen a fajon belüli változatosságot. Zsigmond (2011) javaslata szerint elmondható, hogy a populáció teljes éves magtermésének 20%-ánál nem szabad többet begyűjteni. A védett és fokozottan védett fajok érzékeny populációi esetében az éves magtermés maximum 10%-át lehet begyűjteni. Alapvetően legalább 50 egyedről gyűjtött magminta fogadható el, ennél kevesebb magot csak a veszélyeztetett fajok esetében javasolnak, ahol egyébként is korlátozottan engedélyezett a maggyűjtés (Zsigmond 2011).

A begyűjtött növények magjainak *ex situ* tárolása alapot biztosíthat a természetvédelem és az élőhely-helyreállítás számára (Merritt és Dixon 2011; Török és mtsai 2016a; Chapman és mtsai (in press)). A restaurálandó terület talaj-magbankja rendszerint fajszegény, magkészletét leginkább a korai szukcessziós állapotokra jellemző fajok alkotják (Bossuyt és Honnay 2008; Kiss és mtsai 2016). Sok esetben a természetes fajok (a vegetáció domináns fűfajai, védett kétszikű fajok) teljesen hiányoznak, vagy igen kis számban képviseltek (például Halassy 2001; Csontos 2007; Valkó és mtsai 2009). Emiatt a degradált élőhelyek esetében a talaj magkészletéből nem számíthatunk spontán regenerációra (Kiehl és mtsai 2014; Peti és mtsai 2015). Ez is indokolja a természetes flóra fajainak mag alakban történő megőrzését, az *ex situ* magbankok kialakítását (Vitt és mtsai 2010; Lima és mtsai 2014; Groot és mtsai 2015; Peti és mtsai 2015; Smith 2016; O'Donnell és Sharrock 2017; Chapman és mtsai 2018 (in press); RBGK 2018). A honos fajok magjainak hosszú távú tárolására létesült hazánkban a Pannon Magbank (Peti és mtsai 2015; Török és mtsai 2016a; Peti és mtsai 2017).

Az egyes fajok magjainak a genetikailag meghatározott élettartama igen eltérő lehet (Bakker és mtsai 1996). *Tárolásuk* több évre, évtizedre csak megfelelő körülmények biztosításával lehetséges. Leghatékonyabb tárolást a szárított (3,5-6,5 % nedvességtartalmú) magok alacsony hőmérsékleten (hűtőben, mélyhűtőben, <0 °C-on, leggyakrabban -18 ± 3 °C-on, vagy folyékony nitrogénben akár -196°C-on) történő tartásával érhetjük el (Peti és mtsai 2015). Ez a tárolási mód az eltarthatóság alapján elkülönített három (ortodox, rekalcitráns és átmeneti (intermediér)) magtípus közül csak az ortodox magvak esetében alkalmazható, melyek jól viselik a nedvességcsökkenést, hűtést; életképességüket ez alatt, és ezt követően is kiválóan megőrzik (Hong és Ellis 1996). Ezzel szemben az átmeneti magok esetében az alacsony hőmérsékleten történő tárolás, míg a rekalcitráns magok esetében mind a hűtés, mind a szárítás kerülendő (Hong és Ellis 1996).

1.1.2.3 *Magok bevitele*

A degradált terület spontán szukcessziója gyakran megreked az egyéves gyomfajok uralta állapotban a magbank kiürülése miatt, emellett a célfajok korlátozott magdiszperziója is jelentős szerepet játszik (Bakker és Berendse 1999; Kiehl és mtsai 2014). Restaurációs célból a különböző magbeviteli módszerek alkalmazása, többek között a kaszálék terítés és a magvetés áthidalja ezt a limitációt (Hedberg és Kotowski 2010; Kiehl és mtsai 2010; Török és mtsai 2011). A *szénaterítés* módszerének sikerességét számos abiotikus, biotikus tényező mellett alapvetően meghatározza a magmennyiség és a széna minősége (Rasran és mtsai 2006). A megfelelő kaszálék frissen kaszált vagy szárazan tárolt széna (Kiehl és mtsai 2010), alkalmassága pedig függ a donor terület fajösszetételétől, a produktivitásától és a restaurálandó terület jellemzőitől (Rasran és mtsai 2006).

A magkeverékek összetételét a helyreállítandó terület környezeti feltételei mellett behatárolja a célfajok magjainak az elérhetősége (Török és mtsai 2011), valamint a célfajok dominanciája a célvetetációban (Hedberg és Kotowski 2010). Az őshonos fajok magjainak nagymennyiségű használata hazánkban a magpiac hiánya és/vagy az igen szórványos magbiológiai ismeretek miatt sokkal nehezebb. A *magvetés* során meghatározó a siker szempontjából a vetés ideje (ősszel vagy tavasszal), helye (milyen mértékű talaj-előkészítés szükséges), mélysége (vetett fajok magjai fényigényesek-e vagy sem), módszere (kézzel vagy géppel történik), valamint a vetett magok denzitása is. A magvetés során igen fontos a vetendő fajok magtömegeinek az ismerete, a vetendő magmennyiség, a vetési ráta adott fajra történő kiszámolásához, becsléséhez. A restaurációs kísérlet során javasolt a vetett fajok magtömegének kísérletes ellenőrzése, mérése, valamint több jelentősebb hazai adatbázissal (például Török és mtsai 2013; 2016b; Peti és mtsai 2017), és nemzetközi adatbázissal (például SID - RBGK 2018) történő összevetése.

1.1.3 Csírázás és dormancia

A vetett magok csírázása igen kritikus folyamat az élőhely-helyreállítás során, mely meghatározza a magvetést követő terepi túlélést is (Commander és mtsai 2009; Larson és mtsai 2015; Gallagher és Wagenius 2016). A csírázási tulajdonságok ismerete nélkül a restaurációra szánt magok mennyiségét nem lehet megfelelően megbecsülni. A természetközeli élőhelyekről gyűjtött, sokszor ritkább őshonos fajok különböző módszer által bevitt magjainak életképességéről a mezőgazdaságban jelentős szerepet betöltő fajokkal szemben igen keveset tudunk (Bakker és mtsai 1996). Az őshonos fajok életképességével kapcsolatban a „magbank paradoxon” elve kimondja, hogy minél kisebb egy faj magtömege, annál hosszabb ideig marad életképes (Csontos 2001). Ugyanakkor a kisebb magokkal szemben a nagyobb és nehezebb magok jóval több tartalék tápanyagot tartalmaznak, mely elősegíti a csírák túlélését és fejlődését (Larson és mtsai 2015), tehát különböző környezeti körülmények között a magtömeg és magméret növekedésével egyenes arányban nőhet a csírázási siker. Az összefüggéseket bonyolítja, hogy a megtelepedési sikert az eltérő magméretű egyedek különböző kompetíciós képessége is befolyásolja (Miguel és mtsai 2017). A csírákéesség és a magtömeg, valamint a köztük levő összefüggés ismerete jelentősen hozzájárulhat az ökológiai restauráció sikerességéhez (Kahmen és Poschlod 2008; Haslgrüber és mtsai 2013). Fontos továbbá a magok minősége (érettség, tárolási körülmények), valamint a restaurációs beavatkozások időzítése is (Haslgrüber és mtsai 2013; Gallagher és Wagenius 2016). A magok csírázását továbbá jelentősen meghatározzák az abiotikus (pl. talajnedvesség, fény, hőmérséklet) és biotikus (pl. kompetíció, predáció intenzitása, allelopatia, mikorrhiza hiánya) faktorok (Leishman 1999; Khurana és Singh 2001; Clarke és Davidson 2004; Fenner és Thompson 2005; Stampfli és Zeiter 2008; Carrington 2014; Oliveira és mtsai 2014; Gallagher és Wagenius 2016).

A csírázást befolyásolja a fajokra jellemző magnyugalom, azaz dormancia is, melynek számos típusát írták le. Több csoportosítási mód létezik az egyes dormancia típusok elkülönítésére (Baskin és Baskin 2001; 2004). A magnyugalom lehet endogén dormancia, ami belső okokra visszavezethető (pl. maghéj ellenállása), vagy külső okok miatt kialakuló exogén dormancia (magas hőmérséklet, tűz igénye; Baskin és Baskin 2001; 2004). Fiziológiai szempontból ismerünk elsődleges dormanciát (innate dormancy), mely megakadályozza az anyanövényen való csírázást; másodlagos dormanciát (induced dormancy), melynek során a kedvezőtlen körülmények akadályozzák meg a csírázást, és ez a kedvező körülmények között sem szűnik meg, míg a kierőszakolt dormancia (enforced dormancy) esetén a körülmények kedvezővé válása elindítja a csírázási folyamatot (Baskin és Baskin 2004). A magok dormanciájának csoportosítására egy hierarchikus rendszer a legelfogadottabb, mely öt dormanciaosztályt különböztet meg: a fiziológiai, a morfológiai, a morfofiziológiai, a fizikális és a kombinált (fiziológiai és fizikális) dormanciát, melyek közül a fiziológiai magdormancia az egyik

leggyakoribb típus (Baskin és Baskin 2004). A restaurációs siker fokozásában a dormancia megtörése kulcsszerepet tölt be, mely történhet többek közt hőkezeléssel: hideg és meleg sztratifikációval (Hendry és Grime 1993; Baskin és Baskin 2001; Jones és Kaye 2014; Krock és mtsai 2016), vagy a maghéj fizikai roncsolásával, ún. szkarifikációval (Hendry és Grime 1993; Baskin és Baskin 2001; Endrédi és mtsai 2012; Mondoni és mtsai 2013;). A nem mély fiziológiai dormancia megtörhető hideg-sztratifikációval (Baskin és Baskin 2004; Krock és mtsai 2016), azaz hűtéssel, melynek időtartama 2 és 12 hét között van (Jones és Kaye 2015; Kaur és mtsai 2016). Krock és mtsai (2016) az optimális hideg-sztratifikációs időre vonatkozó kísérletes eredményeik alapján útmutatót készítettek nyolc fajra. Az általuk javasolt hideg-sztratifikáció időtartama 15 és 60 nap között volt hatásos.

A csírázást, a magok életképességét általában laboratóriumban vagy üvegházakban vizsgálják különböző aljzatokon (többek közt talajon, szűrőpapíron) elvetve, a csírázási százalék meghatározásával (Grime és mtsai 1981; Hendry és Grime 1993; Baskin és Baskin 2001). A magok közvetlen vizsgálata is járható út TTC (trifenil-tetrazólium-klorid) festés alkalmazásával, valamint a Zelenchuk-féle „látszólagos életképesség” meghatározásával (Csontos 2001). Szükség esetén a csíráztatást megelőzően dormancia megtörésére különböző módszereket alkalmaznak (Hendry és Grime 1993; Baskin és Baskin 2001; RBGK 2018).

1.1.4 Sikeres megtelepedés és túlélés

A lágyszárúak csíráképesége és terepi megtelepedése közötti összefüggésekre vonatkozóan hiányosak az ismereteink, pedig ezekre szükség van az élőhely-helyreállítás tervezéséhez (James és mtsai 2011; Larson és mtsai 2015). A fajok magjainak először is csíráképesnek kell lenniük a sikeres megtelepedéshez (Fenner és Thompson 2005; Willis és mtsai 2014), azonban az így kifejlődött csíranövények továbbra is magas mortalitási rátával rendelkeznek. Larson és mtsai (2015) egy három hetes vizsgálat alapján megállapították, hogy a vizsgált fajoknál a csírázás és a kikelési arány 90%-ban meghatározta a megtelepedési sikert. Oliveira és mtsai (2012) azt találták, hogy néhány faj külön-külön tesztelt csíráképesége alapján nem jósolható a viselkedésük egy sokfajos szituációban, mivel az együttesen vetett fajok számos tulajdonsága egymásra káros lehet, amiben pl. a csíranövények kompetíciós képessége is szerepet játszik (Miguel és mtsai 2017). A csíranövény állapot igen kritikus terepi körülmények között, tekintettel e korai szakasz eseményeinek a kiszámíthatatlanságára – erre utal a vetést követő első nyáron megfigyelt magas mortalitási arány (James és mtsai 2011; Oliveira és mtsai 2012) –, ezért a csíranövény első éve végén megfigyelt sikeres megtelepedés egy igen jelentős mérföldkő a restaurációs siker jósolhatóságában (Clarke és Davison 2004; James és mtsai 2011; Kiehl és mtsai 2014; John és mtsai 2016). Azonban a megtelepedett növények későbbi

állapotáról igen keveset tudunk, csupán néhány vizsgálatot találhatunk a korai életszakaszok átmeneteinek és a második évi terepi megtelepedésnek a vizsgálatára (Kotorová és Lepš 1999; Clarke és Davison 2004).

1.2 Különböző magbeviteli módszerek eredményessége a gyeprestaurációban

1.2.1 A spontán szukcesszió szerepe

A Restaurációs Ökológiai Társaság (Society for Ecological Restoration, SER 2004) definíciója szerint a restauráció elsősorban aktív beavatkozást feltételez („assist”) (McDonald és mtsai 2016). Ugyanakkor számos kutató a spontán szukcessziót is a restauráció egyik módszerének tekinti, mely költséghatékony (Prach és Hobbs 2008; Kiehl és mtsai 2010; Török és mtsai 2011) megoldást jelenthet olyan esetekben, amikor nem a gyors restaurálás elérése a cél, és amikor a restaurálandó területre kellő mennyiségű propagulummal érkezik a környező tájból vagy a talajmagbankja megfelelő mennyiségű propagulummal rendelkezik (Bakker és mtsai 1996; Török és mtsai 2011). A felhagyott parlagok szukcessziója igen jól kutatott terület az ökológiában. Irodalmi adatok alapján Közép-Kelet Európában az élőhely-helyreállítás sok esetben támaszkodhat a spontán szukcesszió folyamatára a felhagyott területeken (Molnár és Botta-Dukát 1998, Csecserits és Rédei 2001; Halassy 2001; Ruprecht 2006; Cramer és mtsai 2008; Csecserits és mtsai 2011; Albert és mtsai 2014; Prach és mtsai 2015). Közép-Európában a spontán szukcesszió első tíz évében gyorsan fejlődő, alacsony diverzitású, gyomokban gazdag természetközeli gyep alakul ki (Molnár és Botta-Dukát 1998, Csecserits és Rédei 2001; Halassy 2001; Ruprecht 2006; Csecserits és mtsai 2011; Albert és mtsai 2014). Később a gyomok visszaszorulásával és a honos fajok térnyerésével a gyep állapota közelíthet a természeteshez. Ezért a parlagok, mint a spontán szukcesszió helyszínei, jó viszonyítási alapként szolgálhatnak referencia területként a különböző aktív, magbeviteli módszerrel restaurált gyepekkel szemben (Kövendi-Jakó és mtsai 2019). Amennyiben a célfajok spontán megtelepedése nem várható sem kívülről a helyreállítandó területre érkező diszperzóval, sem a magbankból, aktív restauráció, elsősorban különböző magbeviteli módszerek alkalmazása javasolt (Hedberg és Kotowski 2010; Kiehl és mtsai 2010; Török és mtsai 2011).

1.2.2 Magbeviteli módok és főbb szempontjaik ismertetése

A leggyakrabban alkalmazott, fajgazdag élőhely kialakítására használt magbeviteli restaurációs módszerekhez sorolható a különböző magkeverékek vetése, a kaszálék vagy szénatörmelék terítése, valamint különböző szubsztráttal történő propagulum bevitel (Hedberg és Kotowski 2010; Kiehl és mtsai 2010; Török és mtsai 2011). Ezeket a módszereket sikeresen alkalmazták nagy léptékben is (Lengyel és mtsai 2012; Prach és mtsai 2015), a különböző módszerek

alkalmazhatósága azonban nagymértékben függ az adott élőhelytől és környezeti viszonyoktól, valamint a technikai és pénzügyi feltételektől.

1.2.2.1 Magkeverékek vetése

A magvetés, mint direkt magbevetési mód, a legszélesebb körben alkalmazott restaurációs módszer (Hedberg és Kotowski 2010; Kiehl és mtsai 2010; Török és mtsai 2011), melyet számos területen sikeresen alkalmaztak, például homoki gyepeken (Sztár és mtsai 2008; Halassy és mtsai 2016), szikes és löszgyepeken (Deák és mtsai 2008; Török és mtsai 2010; Vida és mtsai 2010; Török és mtsai 2012), szárazabb réteken (Pywell és mtsai 2002; Lepš és mtsai 2007), prérin (Piper és mtsai 2007; Gallagher és Wagenius 2016), nedvesebb réteken (Tallowin és Smith 2001), ártereken (Šeffler és mtsai 1999), valamint bányák restaurálása során (Kirmer és mtsai 2012; Oliveira és mtsai 2012). Homoki gyep restaurációja során alkalmazott 4 cél faj vetése jelentős mértékben felgyorsította a vegetáció fejlődését kiskunsági parlagi területeken (Halassy és mtsai 2016).

A magvetés esetében beszélhetünk alacsony- és magas diverzitású magkeverékek alkalmazásáról. Az *alacsony diverzitású magkeverékek* többnyire színező fajoktól mentesek, maximum 2-8 évelő, többnyire domináns, egyszikű fajokból állnak. Használatuk abban az esetben ajánlott, amennyiben nagy terület növényzeti borításának az elérése a cél, és a helyreállításra csupán igen rövid idő (3-4 év) áll rendelkezésre. Használatát például jelentős erózióveszély esetén javasolják, sűrű növényzeti borítás gyors létrehozása érdekében (Török és mtsai 2011). Egy vagy csupán néhány domináns mátrix faj vetése jelenthet megoldást (Piper és mtsai 2007; Oliveira és mtsai 2014) a magpiac hiánya esetén is (Török és mtsai 2018a; Kövendi-Jakó és mtsai 2019). Az alacsony diverzitású magkeverék alkalmazása azonban veszélyeztetheti a hosszú távú perzisztenciát és bizonyos ökoszisztéma funkciókat (Kettenring és mtsai 2014). Ilyen keverékek alkalmazásakor a ritkább lágyszárú növényfajok megjelenése különösen lassú, nem csak a diszperzió limitáltság, hanem a zárt gyep kialakulása miatt is (Lepš és mtsai 2007; Deák és mtsai 2008; García-Palacios és mtsai 2010; Török és mtsai 2010). Ezért ezzel a magkeverékekkel egy diverzebb gyep létrehozása sok időbe telik, és a feltétele a természetes gyep közelsége, ill. a kolonizáció elősegítése (Valkó és mtsai 2016a; 2016b).

A *magas diverzitású magkeverékekkel* történő, nagy kiterjedésű terület restaurálása jóval költségesebb az előbbi módszernél, ezért a szakemberek az ilyen, a 10-nél több faj magját tartalmazó magkeverékeknek az alkalmazását inkább a kisebb területek helyreállításához ajánlják (Török és mtsai 2011). Általában a specialista fajokból nem érhető el ugyanakkora mennyiség (és nincs is rá szükség), mint a közönségesebb fajokból, ezért gyakran javasolják az alacsony és magas diverzitású fajkeverékek *kombinált vetését* (Török és mtsai 2011). Ilyenkor a magas diverzitású magkeveréket a

restaurálandó területen csupán kisebb foltokban ajánlott vetni, míg a kevesebb fajból álló magkeveréssel egyenletesen, a restaurálandó terület teljes egészét javasolt bevetni (Török és mtsai 2011).

A vetett magok ajánlott mennyisége a nagyobb területekre 20-45 kg/ha, míg magasabb diverzitás eléréséhez 80-500 kg/ha a javasolt mennyiség (Török és mtsai 2011). A magmennyiség növelésével a célfajok gyorsabb megtelepedését idézhetjük elő, ez azonban a vetett fajok között nagyobb mértékű kompetícióhoz vezethet, a klonális fűfajok erősebb kompetítorként dominánsá válnak, és ez a többi célfaj fajgazdagságának a csökkenéséhez vezethet (Lepš és mtsai 2007; Deák és mtsai 2008; García-Palacios és mtsai 2010; Török és mtsai 2010; 2011). A fajgazdag, vetett gyepek eléréséhez további kezelések szükségesek, többek között a megfelelő talaj előkészítés (talaj mély- vagy alacsony szántása vagy tárcsázása, a magágy előkészítése), vagy a vegetációmentes altalaj eléréséhez a felső talajréteg eltávolítása (gyomfajok eltávolítására, megfelelő tápanyagszint elérésére, a célfajok magjainak a csírázásához kedvezőbb körülmények teremtése) (Kiehl és mtsai 2010). A magvetés történhet kézzel vagy vetőgéppel, sorok mentén vagy egyenletesen a teljes területen (Hedberg és Kotowski 2010; Török és mtsai 2011), amely befolyásolja a természetközeli gyepterkezet kialakulását.

1.2.2.2 Szénaterítés

Az indirekt magbeviteli módszerek másik legelterjedtebb és legszélesebb körben alkalmazott módja a *szénaterítéssel* történő gyeptelepítés, mely során a természetközeli gyepekből származó, megfelelő időpontban betakarított, vágott növényi biomassa, esetleg szénatöret segítségével a magvetésnél fajgazdagabb, tájba illő fajokészletű gyepet lehet létrehozni (Hedberg és Kotowski 2010; Kiehl és mtsai 2010; Török és mtsai 2011). Ezt a módszert sikeresen alkalmazták többek között meszes gyepeknél (Kiehl és mtsai 2006; Edwards és mtsai 2007), homoki gyepeken (Kirmer és Mahn 2001; Stroh és mtsai 2002), nedves réteken (Rasran és mtsai 2006; Edwards és mtsai 2007; Klimkowska és mtsai 2010; Sengl és mtsai 2017), ártereken (Hölzel és Otte 2003; Donath és mtsai 2006; 2007), és mocsaraknál (Pfadenhauer és Grootjans 1999). A Gyimesben napjainkig használják a szénatartó padlóján és a jászolban összegyűlt szénatörmelék, por és rengeteg csíráképes mag keverék, az ún. szénamurha kiszórását, mint hagyományos gazdálkodásmódot a gyepregeneráció elősegítésére, a hegyi kaszálók növényvilágának gazdagítására (Babai 2014), valamint a száraz fagyok kártételének enyhítésére (Babai és mtsai 2014). A módszer sikerességét alapvetően a széna megfelelő minősége és mennyisége határozza meg az abiotikus és biotikus tényezőkön kívül. A megfelelő széna elérhetősége függ a donor terület növényi közösségétől, annak produktivitásától (Rasran és mtsai 2006). E módszer során kétféle típusú szénát szoktak alkalmazni, a frissen kaszált,

magban jóval gazdagabb- és a száraz, magban szegényebb szénát (Kiehl és mtsai 2010). A magban szegény szénát bizonyos esetekben pl. bányák helyreállításakor, mulcsként is használják a talajerózió kontrollálására (Kirmer és Mahn 2001).

A széna megfelelő csírázási körülményeket, a csíranövények védelmét, a korai gyomok elnyomását, borításuk és biomassájuk csökkenését is biztosíthatja (Kiehl és mtsai 2010; Török és mtsai 2011; 2012). A kismagvú, fényigényes fajok csírázásának biztosítása miatt a terített széna vastagsága kulcsfontosságú (Donath és mtsai 2006). Az alacsony magtartalmú széna esetében 10-15 cm (Donath és mtsai 2007; Török és mtsai 2011), míg a magasabb magtartalommal rendelkező friss széna esetében a 3-5 cm terítési vastagság ajánlott (Kirmer és Mahn 2001). A módszer előnyei, hogy olcsóbb, mint a magkeverékek vásárlása, és fajgazdagabb gyep megtelepedését érheti el, mint a magvetés (Rasran és mtsai 2006). Hátránynak mondható, hogy a kaszálék-terítéshez elengedetlenül szükségesek a nagyméretű, közeli elhelyezkedésű donorterületek (Kiehl és mtsai 2010). A magkeverékek alkalmazásával szemben a kaszálék terítésével számos ritkább faj is gazdagíthatja a restaurálandó gyepet, alkalmazásával számos más élőlénycsoport pl. mohák, ízeltlábúak is könnyűszerrel bevihetőek a restaurálandó területre (Kiehl és Wagner 2006).

1.2.2.3 Feltalaj és gyepáthelyezés

A természetközeli gyepokről átvitt feltalaj vagy gyepszőnyeg restaurációs területen történő elhelyezése és darabjainak szétterítésére ugyancsak megoldás lehet a megfelelő propagulum mennyiség biztosítására (Bullock 1998; Manchester és mtsai 1999; Hedberg és Kotowski 2010; Kiehl és mtsai 2010; Török és mtsai 2011). A kisebb gyepfoltok elhelyezésének előnye, hogy nemcsak magforrást, hanem megfelelő talajfaunát és mikroba közösséget is bevisz az adott területre, mely elősegíti a szukcessziós folyamatok felgyorsulását (Hedberg és Kotowski 2010; Török és mtsai 2011). A feltalaj-és gyepszőnyeg áthelyezési módszert inkább csak fejlesztés miatt megszüntetésre ítélt, értékes élőhelyen szokták alkalmazni, mivel a talaj mozgatása (vegetációval, vagy anélkül) hozzájárulhat a donor terület esetleges leromlásához. A talaj típusa erősen meghatározza, hogy milyen mennyiségben és minőségben lehet az adott gyepet a donor helyről egy restaurálandó területre átvinni (Manchester és mtsai 1999; Török és mtsai 2011). A gyepék áttelepíthetőségének sikeressége erősen távolságfüggő, valamint a módszer hátránya, hogy az eljárás kivitelezésének jelentős anyag és eszköz igénye is van (Török és mtsai 2011; Sengl és mtsai 2017).

1.2.3 Restaurált gyepek fenntartása

Amennyiben a restaurált vegetáció főbb domináns fajai sikeresen megtelepedtek, úgy további kezelések alkalmazása ajánlott a biodiverzitás fenntartása, növelése, valamint további karakter fajok

betelepülése érdekében (Török és mtsai 2011; Kelemen és mtsai 2014). Az alacsony diverzitású, jól záródott restaurált gyepek esetén csökken a lehetőség a célfajok spontán betelepülésére. Ezekre a gyepekre ajánlják a magas-denzitású magkeveréssel bevetett táji ablakok alkalmazását, mint hatékony biodiverzitást növelő módszert (Bartha és mtsai 2003; Valkó és mtsai 2016b). Mindemellett a restaurált terület fajgazdagsága tovább növelhető kifejlett egyedek vagy rhizómáik beültetésével (Manchester és mtsai 1999; Hedberg és Kotowski 2010; Török és mtsai 2011).

A restaurált gyepek fenntartására használt eljárások legelterjedtebbjei közé sorolható a tradicionális mezőgazdasági módszerként is ismert extenzív kaszálás és legeltetés (például Bakker 1989). Mindkét módszer alkalmazását alapvetően a felszíni biomassza, avar csökkentése érdekében ajánlják, melyek a gyep felnyitásával lehetőséget adnak további célfajok betelepülésére a szomszédos területekről (Halassy és Török 2004; Bissels és mtsai 2006; Williams és mtsai 2007; Valkó és mtsai 2012). Azonban a módszerek túlzott intenzitású használata során a felnyitott területek talajmagbankjából gyorsan regenerálódó gyomfajok (Török és mtsai 2009), valamint inváziós fajok (például *Ambrosia artemisiifolia*; Szigetvári és Benkő 2004; Pinke és mtsai 2011) is érvényesülni tudnak. Ezért a legelés és kaszálás intenzitása és időzítése meghatározza a restauráció fenntarthatóságát (Bissels és mtsai 2006; Dostálek és Frantík 2008; Valkó és mtsai 2012; Tóth és mtsai 2018). Halassy és Török (2004) szerint nyílt homoki gyepek esetében az évi egyszeri kaszálás a legalkalmasabb a biodiverzitás fenntartására.

A fajgazdagság növekedését elősegíti a kézi kaszálás, mely során egyenetlen „bolygatást” érünk el (Bissels és mtsai 2006), azonban kivitelezése elég költséges és nagyobb területeken lassú folyamat. A gépiesített kaszálással sokkal nagyobb területek kaszálhatóak le rövidebb idő alatt, ez viszont a területek hosszú távú homogenizációját eredményezi, mind helyi és mind táji léptékben (Zechmeister és mtsai 2003; Nagy és mtsai 2018), valamint bizonyos állatfajok állományaira is káros hatással van (Vadász és mtsai 2018). A nagyobb gépek használata növeli a talaj tömörségét, ami gátolja a célfajok megtelepedését (Schäffer 2007).

A legeltetés során a legelő állat beviheti a célfajok magját az adott területre (Bakker és mtsai 1996; Fischer és mtsai 1996), ami elősegíti a terület fajgazdagságának a növekedését, valamint bizonyos legelési módok (például a lovakkal vagy szürkemaráhával történő legeltetés) fenntartják a szerkezeti heterogenitást, mozaikosságot az adott területen (Török és mtsai 2011; 2014b). Természetvédelmi szempontból fontos az alacsony intenzitású legeltetés szerepe a száraz gyepek esetében nemcsak a biodiverzitás fenntartásában, célfajok megtelepedésében (Dostálek és Frantík 2008; Török és mtsai 2014b; 2016c; Tóth és mtsai 2018), hanem a nem kívánt fajok visszaszorításában is (Török és mtsai 2014b). A legelés minősége nagyban függ a legelő állatállománytól (Rook és mtsai 2004; Tóth és mtsai 2018), melyet hazánkban leginkább

szarvasmarhák, kecskék, juhok, lovak alkotnak, azonban egykoron a disznókkal történő legeltetés sem volt ismeretlen (Varga és mtsai 2016; Tóth és mtsai 2018). A szürkemarhával történő legeltetés visszaszorítja a nem kívánt fajok borítását (Török és mtsai 2014b). A birkával történő legeltetés általában alacsonyán rágott növényeket, sokszor túllegeltetést, és erős taposást eredményez, veszélyeztetve az adott élőhelyet (Török és mtsai 2011). Míg a marhák vagy juhok legelése elsősorban a tüskés lágymű- és fásszárúaknak kedvez (Török és mtsai 2011), addig a kecskék mindent megesznek, mely az inváziós növények visszaszorításánál hasznosítható előnyösen (Celaya és mtsai 2010). A nitrogénkedvelő gyomfajok elterjedéséről számolnak be más kutatások a birkával és a kecskével történő legeltetés során (Dostálek és Frantík 2008).

Az extenzív legeltetési módok azonban nem mindig tarthatóak fent gazdaságilag a csökkenő állatállomány vagy a takarmány iránti csökkentő kereslet miatt (Valkó és mtsai 2014). Ebben az esetben az égetés használata alternatív és költséghatékony módszerként ajánlott a felhalmozódott avar eltávolítására és a gyepek biodiverzitásának a fenntartására (Valkó és mtsai 2014; Török és mtsai 2018b). Ezt az eljárást Észak-Amerikában igen gyakran használják kombinálva más restaurációs módszerekkel (magvetés vagy legeltetés), míg Európában a természetvédelmi alkalmazása még kevésbé elterjedt annak ellenére, hogy bizonyos régiókban (például Mediterráneum) igen gyakoriak a különböző kontrollálatlan tüzek (Pausas 1999; Valkó és mtsai 2014). Az északi régióban a tűzkezelést restaurációs célból már alkalmazzák (Hjältén és mtsai 2017).

Többnyire azonban nem elég egyféle kezelési mód (például legeltetés) alkalmazása az adott régió biodiverzitásának fenntartása érdekében, hanem a hagyományos, alacsony intenzitású gazdálkodási módok rendszerének ismerete és együttes alkalmazása szükséges, amelyhez segítségül hívható a hagyományos ökológiai tudás (Babai és Molnár 2014; Török és mtsai 2018b).

2 Célkitűzés

2.1 Magok minőségének az *in situ* megtelepedésre gyakorolt hatása

A restauráció során használt magok minőségének, csírázási képességének ismerete elengedhetetlen a reintrodukciónak a sikerességének vagy sikertelenségének megértéséhez. A természetes vegetáció fajaira vonatkozóan az ilyen ismeretek igen hiányosak, az irodalmi adatok sokszor ellentmondóak, így az adott beavatkozáshoz használt szaporítóanyag csírákéességének vizsgálata javasolt. Számos esetben a magok elvetése nem a gyűjtés évében valósul meg, mivel a honos fajok magjainak piaca igen szűk, így fontos azt is tudni, hogy a több évig tartó magtárolásnak milyen hatása van a magok csírákéességére, így a vetett növények megtelepedésére. A magok minőségét és az *in situ* vetési sikerességet két külön beavatkozás keretében hasonlítottam össze.

A szokásos fajszegény zöldfelület kialakítása helyett természetközeli növényzet telepítéséről döntött a nyíregyházi LEGO gyár vezetése. A felkérés keretében tudományos mérlegelés során döntöttünk homoki gyep és erdőssztyep telepítéséről (Török és mtsai 2018a). A disszertációm gyepközpontúsága miatt a továbbiakban csupán a gyeptelepítésről lesz szó. Összesen 15 hektáron történt propagulum bevitel magvetés és szénaterítés formájában 2014 őszétől. A projekt során 12 vetett faj magjainak csírákéességét ellenőriztem laboratóriumi csíráztatással, valamint a terített kaszálékból való minták szabadföldi csíráztatási kísérletével. A csírázási sikert vettem össze a vetett magokból és terített kaszálékból történt másodéves terepi megtelepedéssel a gyárterület restaurációs kezelésének monitorozása keretében. Kutatásom során az alábbi kérdésekre kerestem a választ: (1) A vizsgált vetett fajok közül melyeknek szükséges hideg-sztratifikáció a magdormancia megtöréséhez? (2) Megfigyelhető-e pozitív összefüggés a laboratóriumi magcsírázás és a második évi *in situ* megtelepedés között? (3) Milyen mennyiségben biztosította az általunk terített kaszálék (széna és mulcs) a céltársulás fajainak magjait? (4) A csíráztatott kaszálék minták fajösszetétele mennyire hasonlít a terepen megtelepedett fajok összetételéhez?

A második esettanulmányban a Pannon Magbankban történő rövid távú magtárolás túlélésre gyakorolt hatását teszteltem 10 célfajon egy nyílt homokpusztagyep élőhely helyreállítása során, felhagyott fülöpházi szántó területen. Az alábbi kérdésekre kerestem a választ: (5) A vizsgált fajok első és második évi túlélési sikerét milyen mértékben befolyásolja a magok rövid távú tárolása (0-2 év)? (6) Hogyan hatott a vetési év (2011-2013) a fajok első és második évi túlélési sikerére?

2.2 Különböző magbeviteli módszerek eredményessége a gyeprestaurációban

Az ipari területek zöldítésével, nem hasznosított területek helyreállításával kapcsolatban igen kevés tudással rendelkezünk, pedig restaurálásukkal jelentősen hozzájárulhatunk a honos növényzet megőrzéséhez, valamint a biodiverzitás növeléséhez. Fontos volna tudni, hogy hogyan javítható különböző magbeviteli módszerekkel (kereskedelmi magkeveréssel, domináns faj vetésével, szénaterítéssel) egy városi-ipari terület természetességi állapota. Kutatásomat a nyíregyházi LEGO gyár területén végzett gyeprestaurációs beavatkozások keretében végeztem és két megközelítést alkalmaztam az eredmények feldolgozása során.

Első elemzésemben a restaurált homoki gyep időbeli fejlődésének vizsgálata volt a cél a restaurációs beavatkozásokat követő első két évben. A vegetáció összetételének a magbevitt követő időbeli változását a kezelt parcellákat összevonva, kontroll (egy extenzíven kezelt és egy nem vetett terület) és természet-közeli nyílt és zárt referencia gyepekkel való összevetésben elemeztem. Az alábbi kérdésekre kerestem a választ: (7) A kezelt vegetáció fejlődési trajektóriája a referencia területek irányába mutat-e? (8) Hogyan változott a restaurált gyep fajaink borítása és fajszáma a kontroll és referencia területekkel összevetve a restaurációs beavatkozásokat követően?

Második lépésben a különböző magbeviteli módszereket vetettem össze egymással, ill. nyílt és zárt elsődleges (természetközeli) és másodlagos (parlagokon spontán kialakult) referencia gyepekkel. Az alábbi kérdésekre kerestem a választ: (9) Milyen különbségek mutathatók ki a különböző magbeviteli módszerekkel restaurált és a referencia területek között fajösszetételben, fajgazdagságban és borításban a kezelést követő harmadik évben? (10) A különböző magbeviteli módszerek milyen hatással voltak a fajok szociális viselkedési típusainak arányaira?

3 Anyag és módszer

3.1 Élőhely-helyreállítás a LEGO gyár területén

3.1.1 Vizsgált területek

A vizsgálati helyszín ÉK-Magyarországon, a Nyírségben található. A vizsgált régióban az évi átlagos csapadék 358 mm és az évi átlagos hőmérséklet 12 °C (2014-2018-as adatok alapján, forrás: <http://nyiregymet.hu/nyiregymet/>). A történeti tájképre többek között a savanyú homoktalajból kialakult szélfúvásos buckák és dűnék (5-10 m magas) jellemzőek, melyeken mészkerülő homoki gyepek és pusztai tölgyesek, a mélyedésekben pedig nedvesebb rétek találhatóak (Boros 1929; Soó 1939; Papp és Dudás 1989). A természetes növényzetet az ember jelentősen átalakította szántóföldek, szőlők, gyümölcsösök és erdészeti faültetvények létrehozásával, melyek az eredeti növényzet nagymértékű területcsökkenését és az inváziós fajok jelentős elterjedését eredményezték (pl. *Asclepias syriaca*, *Robinia pseudo-acacia*, Botta-Dukát 2008).

A restaurált területek (kb. 15 ha) a LEGO gyár udvarán találhatóak Nyíregyháza határában (lat 47° 57'N; long 21° 39'E). A gyárat 2013-2014 között építették egy egykori almáskert és kisebb tanyák helyén, mely a teljes vegetáció elvesztését és a talajfelszín átrendezését, valamint a domborzati viszonyok megváltozását eredményezte. Az iparterület talaja az építkezések következtében tömörödött, alacsony humusztartalmú homoktalaj, alacsony kalcium-, ásványanyagtartalommal és nagyon alacsony vízmegkötő kapacitással, ugyanakkor tulajdonságai a referencia talajokhoz hasonlóak (1. melléklet). Természetközeli homokgyepi vegetáció a gyár három kilométeres környezetében nem volt fellelhető (Török és mtsai 2018a).

Vizsgálatom során többféle kontroll gyepet alkalmaztam a kezelések hatásának nyomon követésére (4. ábra). Az ipar területen belül nem volt mód nem-kezelt (kontroll) terület kialakítására, mivel a gyár részéről a teljes zöld felület, zárt növényzeti borítás kialakítása volt az elvárás. Ezért döntöttük az adott lehetőségekhez mérten egy extenzíven kezelt gyep és egy nem vetett terület kontroll területként való hasznosításáról. Az extenzíven kezelt gyep alatt egy alacsony diverzitású, kereskedelmi fűmag keverékkel bevetett 6 ha-s gyepet értünk, mely a gyár területén található. A nem vetett kontroll terület a gyár mellett található egykori almáskert volt, melyet a gyár építésével egyidőben megszüntettek, azonban az építkezés ezt a gazdálkodásból kivont 7,5 hektáros területet nem érintette. A kontroll területek jelölése a dolgozatban EK – extenzíven kezelt kontroll gyep, valamint KK – nem vetett kontroll terület.

A restaurációs siker becslése érdekében kutatásomban többféle céltársulást alkalmaztam referenciaként. Elsődleges (természetközeli) referenciaként azokat a homoki gyepeket kezeltem,

melyek tudomásunk szerint a múltban is folyamatos gyepborítással rendelkeztek (2. ábra). Ezek hazánkban igen veszélyeztetettek (Molnár és mtsai 2008), európai szinten pedig védelmüket az Európai Unió Élőhely Irányelv is előírja (priority habitat: * Pannonic sand steppes, 6260; European Commission 1996). Másodlagos (parlagokon spontán kialakult) referenciaként felhagyott parlagokat/szőlőket használtunk. Ezeken a korábban művelt területeken a felhagyást követően megindult a gyepök regenerálódása. A regeneráció elsősorban a szántók/szőlők közötti mezsgyékről történhetett, ahol megőrződött a gyepi fajkészlet egy része (2. ábra).

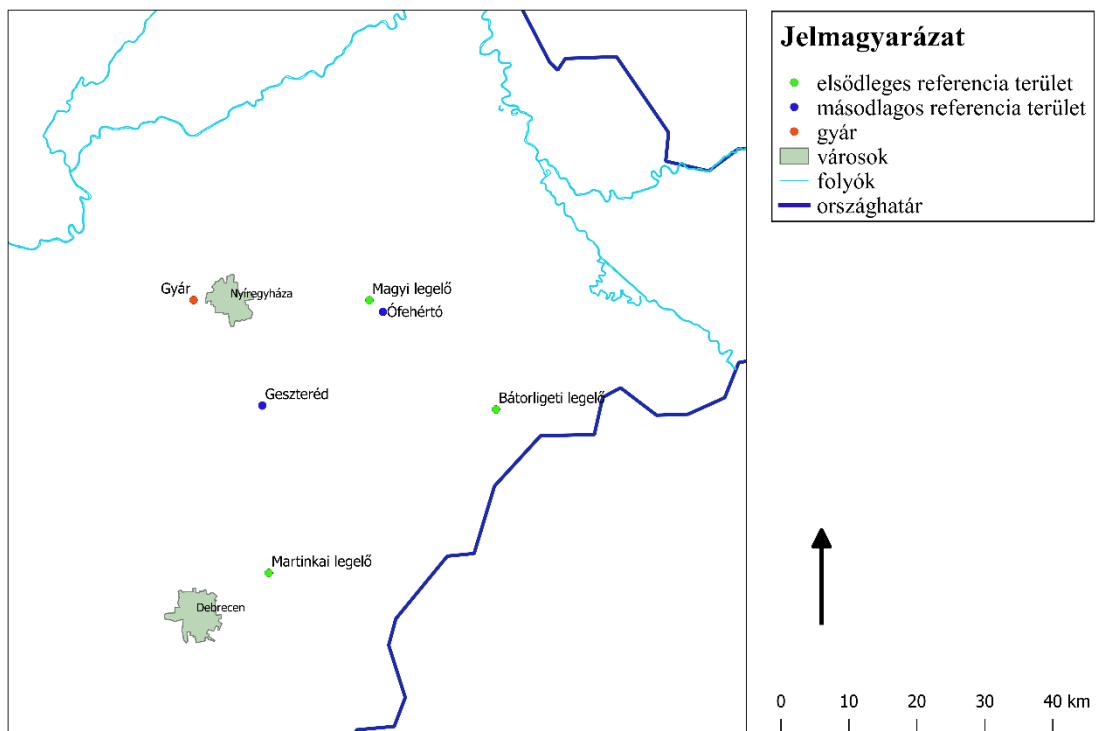
Mind az elsődleges, mind a másodlagos referencia területeken kétféle céltársulást választottam ki: a nyílt homoki gyepet (Á-Nér G1; *Festuco vaginatae* – *Corynephorretum* Aszód 1935) és a zárt homoki gyepet (Á-Nér H5b; *Potentillo arenariae* – *Festucetum pseudovinae* Soó 1940, *Pulsatillo hungaricae* - *Festucetum rupicola* Borhidi 1996). A nyílt homoki gyepnek az alacsony humusztartalmú, laza homoktalajon, többnyire a dűnék tetején előforduló, 75%-os maximális borítással jellemezhető gyepet tekintetem (Bölöni és mtsai 2011). Ezzel szemben a zárt homoki gyepnek a humuszban gazdagabb talajokon, a homokbuckák oldalán, lábánál előforduló, legalább 50% minimális növényzeti borítással bíró állományokat vettem (Bölöni és mtsai 2011). A két élőhelytípus eredetileg együttesen, mozaikosan fordult elő a tájban, a domborzat, kiettség és a talajtípus függvényében. Jelenleg mindkét élőhely fragmentáltan, kis területen fordul elő a Nyírségben, és többnyire védelem alatt állnak.



2. ábra A bátorligeti legelő, mint elsődleges referencia és a geszterédi parlag, mint másodlagos referencia látképe.

Mind a nyílt, mind a zárt referencia gyepet 5-5 mintavételi ponton felvételeztük, elsődleges gyepet 3 helyről (3. ábra; Bátorliget 23 ha, Magy 6.5 ha, Martinka 185 ha), másodlagos gyepet 2 helyről (3. ábra; Geszteréd, 1960-as években hagyták fel, és Ófehértó, 1990-es évek környékén hagyták fel). A referencia területek jelölése a dolgozatban az alábbi rövidítéseket használom: ENYR

– elsődleges nyílt referencia; EZR- elsődleges zárt referencia; MNYR- másodlagos nyílt referencia, valamint MZR- másodlagos zárt referencia területek. Valamennyi terület talaja enyhén savanyú, homokos talaj alacsony humusz-, kalcium, és tápanyagtartalommal, valamint nagyon alacsony vízmegkötő képességgel (1. melléklet). Minden referencia területünket birkával vagy marhával legeltettek.



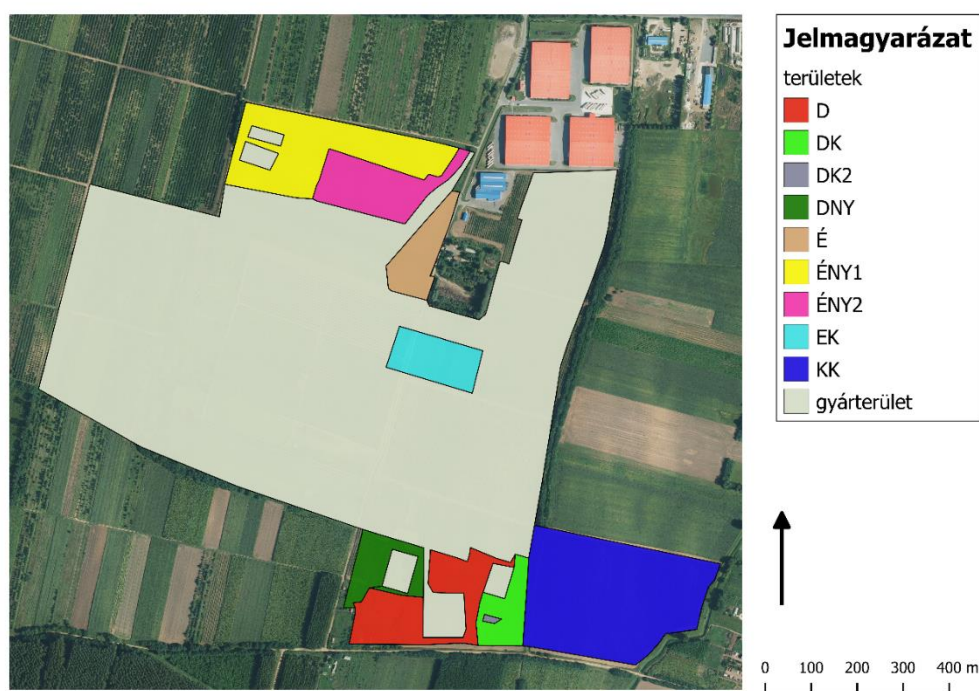
3. ábra A nyíregyházi restaurációs terület (gyár) és a természetközeli homoki gyeppek, mint elsődleges referenciák, valamint idős parlagok, mint másodlagos referenciák földrajzi elhelyezkedése.

A különböző magbeviteli módszerek alapjául szolgáló gyűjtött növényi anyagok mind nyírségi donor területekről származtak. A gyárhoz legközelebbi donor terület 3 km-re, míg a legtávolabbi terület 60 km-re helyezkedett el. A saját kezűleg gyűjtött magokat többnyire az elsődleges természetközeli referencia területekről (Bátorliget, Magy és Martinka), valamint további környéki gyepokről (Orosi gyepokről, nyíregyházi lőtérrel, Geri-halomról, Tiszalökről és Tiszaszalkáról) gyűjtöttük. Kutatásomban saját kezűleg gyűjtött magok mellett Hortobágyi Nemzeti Parkból származó gépi gyűjtésű magokat, valamint kereskedelemről származó magkeveréket is használtam. Dolgozatomban megkülönböztetem a különböző célból terített kaszálékokat. A továbbiakban propagulumforrásként alkalmazott kaszálékra mint terített széna, míg a felszín takarására szolgáló kaszálékra mint mulcs fogok hivatkozni. Ezek együttes elnevezésére

dolgozatomban a kaszálék kifejezést használom. A terített széna esetében egyszikű fajokban gazdag bálák Tiszakerecsenyről, valamint Gávavencsellőről, míg kétszikűben gazdag bálák Napkorról lettek begyűjtve. A mulcsként használt kaszálék 2014-ben Tiszakerecsenyről; 2015-ben Tiszakerecsenyről és Gávavencsellőről származott. A kaszálék (széna és mulcs) donor területeiről az előzetes bejárás során (2014 májusában és júniusában) fajlistát írtunk (2. és 3. melléklet).

3.1.2 Restaurációs kezelések

A gyárépületek körül hét restaurációs parcella található, melyek a gyár építése során különböző ütemben szabadultak fel a telepítésre (4. ábra). Az egyes területeket a hazai őshonos fajok magpiacának hiánya miatt, a fajok hozzáférhetősége alapján különböző magbeviteli módszerekkel és vetési ráták alkalmazásával gyepesítettünk (1. táblázat). A parcellákat 2013-ban bocsátották rendelkezésünkre. Előkezelésként dajkanövényeket: takarmány lucernát (*Medicago sativa*) és természetett rozsot (*Secale cereale*) vetettünk 20 kg/ha magmennyiséggel a szél általi erózió és a gyomok és inváziós (leginkább parlagfű) fajok dominálta vegetáció elkerülése végett. Minden parcella talaját a magintrodukciónak előtt fellazítottuk szántással vagy mélylazítással, majd vetőmagágyat készítettünk elő.



4. ábra Gyár körül található restaurált (D, DK, DK2, DNY, É, ÉNY1, ÉNY2) és kontroll (EK, KK) terület bemutatása. A területenként alkalmazott restaurációs módszerek az 1. táblázatban találhatóak.

Az alábbiakban a három részletesebben elemzett restaurációs beavatkozást mutatom be, melyeket 2014-ben alkalmaztunk (*1. táblázat*): 1) kereskedelmi magok vetése (rövidítése: KER), mely *Festuca pseudovina*-t, mint mátrix fajt (30 kg/ha) és 26 honos, generalista kétszikű fajt (15 kg/ha) jelentett (*4. melléklet*). A vetőmag minőségű kereskedelmi magok az Alföldről, szarvasi és mélykúti természetéből származtak (2014 szeptember). 2) *Festuca rupicola* (60 kg/ha), mint domináns, társulásalkotó faj vetése (rövidítése: DOM, *4. melléklet*), melyet géppel gyűjtöttek be a Hortobágyi Nemzeti Parkból (2014 szeptember). Ez utóbbi területre további 36 fajt vittünk be kisebb foltokban, különböző mennyiségben kézi gyűjtésből. A vetett parcellákban (KER, DOM) röviddel a vetést követően mulcsolást végeztek megfelelő donorterületekről származó, ősszel levágott növényi biomasszával a szél okozta erózió és a gyomfajok akadályozása érdekében (9 - 10 bála/ha). 3) Végül két parcellában magban gazdag szénaterítés történt (rövidítése: SZEN). Egyszikű magok bejuttatására kora nyári kaszálékot vásároltunk (2014 június és július; 23,5 - 26 bála/ha; bála darabja kb. 250 kg) két területről (Gávavencsellő és Tiszakerecseny). A bálák kigöngyörítésével a kaszálékot 5 cm körüli vastagságban terítették (2014 július). Kétszikű fajok bevitelére késő nyári (2014 augusztus; 3,5 - 5 bála/ha) kaszálékot alkalmaztak, mely Napkor területről származott. Ez a kaszálék az egyszikűben gazdag széna tetejére lett szétterítve 3 cm körüli vastagságban (2014 augusztus). A restaurációs parcellákat a vetést követően évente kétszer kaszálták. A kezelésekkal kapcsolatos további információ az *1. táblázatban* található.

1. **táblázat** A restaurációs beavatkozások összesítése. Rövidítések: DOM: domináns faj vetése, KER: kereskedelmi magkeverék alkalmazása, SZEN: szénaterítés, TM: többféle magforrásból származó magok vetése, KOM: kombinált kezelés (szénaterítés és magok vetése).

Restaurációs terület neve	É	ÉNY1	ÉNY2	D	DK1	DK2	DNY
kezelés rövidítése	TM	KER	KER2	DOM	SZEN	KOM	SZEN
méret (ha)	1,5	4,5	4	2,6	1	0,03	1,7
Dajkanövények							
vetési időpont	2014 nyár	2013 ősz		2014 tavasz	2013 ősz	2013 ősz	2013 ősz
vetési mennyiség (kg/ha)	20	20		20	20	20	20
Szénaterítés							
időpont					2014 nyár	2014 nyár	2014 nyár
fűmagban gazdag széna (bála)					26	26	40
kétszikűben gazdag széna (bála)					5	5	6
Első magvetés							
vetési időpont	2014 ősz	2014 ősz	2015 tavasz	2014 ősz		2015 ősz	
domináns fűfaj	<i>Festuca rupicola</i>	<i>Festuca pseudovina</i>	<i>Festuca pseudovina</i>	<i>Festuca rupicola</i>		<i>Festuca rupicola</i>	
kereskedelmi egyszikű magok (kg/ha)		30	30				
kereskedelmi kétszikű magok (kg/ha)		15	15				
saját gyűjtésű egyszikű fajok magjai (kg/ha)	0,04			0,04		0,2	
saját gyűjtésű kétszikű fajok magjai (kg/ha)	0,6			0,32		0,63	
kereskelemből származó gyűjtött egyszikű magok (kg/ha)	60			60		30	
kereskelemből származó gyűjtött kétszikű magok (kg/ha)	10						
Második magvetés							
vetési időpont	2015 tavasz		2015 ősz				

domináns fűfaj	<i>Festuca pseudovina</i>		<i>Festuca pseudovina</i>				
dajkanövény	20						
kereskedelmi egyszikű magok (kg/ha)	30		65				
kereskedelmi kétszikű magok (kg/ha)	15						
Harmadik magvetés							
időpont	2015 ősz						
domináns fűfaj	<i>Festuca pseudovina</i>						
kereskedelmi egyszikű magok (kg/ha)	65						
kereskedelmi kétszikű magok (kg/ha)	23						
kézi gyűjtés, egyszikű magok (kg/ha)	10						
Mulcs							
időpont	2015 ősz	2014 ősz	2015 ősz	2014 ősz		2015 ősz	
mulcs (bála)	8	42	37	26		4	

3.1.3 *Magsírátatás laboratóriumi vizsgálattal*

A laboratóriumi eszköz és anyagi korlátok, valamint a beszerezhető magmennyiségek miatt a restaurált területen elvetett összes faj magját nem tudtam a vizsgálatba bevonni. Labormunkám során 12 faj esetében vizsgáltam a magtömeget és csírázóképességet, majd összevettem a terepi megtelepedéssel. A fajok kiválasztásánál fontos szerepe volt a származási típusnak (kereskedelemből, kereskedelemben kapható gyűjtésből származó magok és saját gyűjtés), valamint, hogy a célfajok között legyenek egy- és kétszikű fajok is. A restaurációs beavatkozásnál alkalmazott fajonkénti eltérő vetési denzitás (lásd: 2. táblázat) fő oka az eltérő mennyiségű beszerezhető mag volt. A vizsgált fajokról további információk a 2. táblázatban találhatóak.

A célfajok magjai 2013 és 2014 nyarán és őszén lettek begyűjtve. A magokat megtisztítva a csírátatási kísérlet kezdetéig száraz körülmények között, szobahőmérsékleten tároltuk (hőmérséklet: 25 ± 3 °C, páratartalom: $38\pm 4\%$). A vizsgált fajok mind ortodox magvúak, azaz hosszú életűek, és a száraz és hideg körülményeket jól bírják (Hong és Ellis 1996). 2015 januárjában fajonként 8 x 100 db magot választottam ki. 100 db mag súlyát 0,0001 g pontosságú mérlegen mértem le. A fajonkénti magtömeg értékét a 8 minta átlagából számoltam. A magok felszínét nem sterilizálva, azokat 100 darabonként Petri-csészében steril, nedves filter papíron csírátattam. A csírázást fajonként 4 x 100 db mag hideg-sztratifikációjával, illetve anélkül teszteltem (Hendry és Grime 1993; ISTA 2015). A hideg-kezelés során a magokat 4 °C-s hűtőbe helyeztem 1 hónapra (Grime és mtsai 1981; Hendry és Grime 1993; ISTA 2015). A magokat (hideg- és szobahőmérsékelen való kezelés esetén egyaránt) szobahőmérsékleten (hőmérséklet: 25 ± 3 °C, páratartalom: $38\pm 4\%$, fény: 3051 ± 939 Lux) csírátattam. A csírátatási kísérlet 2015 februárban (hideg-kezelés nélküli magok esetén), és 2015 márciusban (hideg-kezeléses magok esetén) kezdődött. A csírátatás során a magokat 1-2 naponta 1-2 ml vízzel locsoltuk. A kicsírázott magot a gyököcske megjelenésével definiáltam. A magok csírázását hetente számoltam 4 hónapon keresztül, a kicsírázott, már megszámlált magokat eltávolítottam a Petri-csészből.

2. táblázat A magcsíráztatásba bevont fajok bemutatása a magminták származásával és a terepi vetési denzitásával. A magokat 2013 vagy 2014 évben gyűjtöttük, majd 2014 szeptemberében vetettük el. A magok származása: K: termesztett, kereskedelemről származó magok, KGY: gyűjtött, de kereskedelemről származó magok, GY: saját gyűjtésű magok.

Vizsgált fajok	Származás	Terepi vetési denzitás (kg/ha)	Vetési terület
<i>Achillea collina</i>	GY	1,842	D, É
<i>Corynephorus canescens</i>	GY	0,067	D, É
<i>Festuca pseudovina</i>	K	30	ÉNY1
<i>Festuca rupicola</i>	KGY	30	D, É
<i>Festuca vaginata</i>	GY	0,153	D, É
<i>Galium verum</i>	K	0,44	ÉNY1
<i>Jasione montana.</i>	GY	0,05	D, É
<i>Poa angustifolia</i>	GY	0,008	D, É
<i>Salvia nemorosa</i>	K	1,1	ÉNY1
<i>Salvia pratensis</i>	K	1,1	ÉNY1
<i>Securigera varia</i>	K	0,73	ÉNY1
<i>Silene vulgaris</i>	K	0,73	ÉNY1

3.1.4 A kaszálék magtartalmának kísérletes vizsgálata

2014 nyarán a terített bálák kb. egyharmadából vettünk mintát a kaszálék magtartalmának a meghatározása céljából (5. melléklet). 2014 októberben a megtisztított-mintákat megmértem, majd 2014 novemberétől szabadterén, 5 cm folyami steril homokon (kb. 0,5 cm vastagságban) szétterítve csíráztattam a Vácrátóti Botanikus Kert kísérleti területén (hőmérséklet: $16\pm 0,3$ °C; harmatpont: $12\pm 0,2$ g/m³; páratartalom: $84\pm 0,7$ %). A Botanikus Kertből érkező fajok kiszűrése végett kontroll ládákat is elhelyeztem. 2015 májustól októberig a szénából vagy mulcsból kicsírázott egyedeket havonta monitoroztam és faji szinten meghatároztam. Pár kérdéses egyszikű faj esetében a biztos határozás reményében megvártam a következő évi virágzást. A széna/mulcs magmennyiségének (kg/ha) a becsléséhez a kicsírázott fajok egyedszámait, ezermagtömegét, a friss minták össztömegét (5. melléklet) és a bálák súlyát (1 bála 250 kg) használtam.

3.1.5 Adatgyűjtés

Mind a restaurációs területek, mind a kontroll és referencia területek esetében azonos terepi mintavételt végeztünk. Az edényes növényfajok százalékos borítását vizuálisan becsültük

területenként 5 random 2 m x 2 m-s cönológiai kvadrát elhelyezésével. Azoknál a fajoknál, amelyeket kisebb mennyiségben, foltokban vetettünk, a megtelepedést az adott faj populációjának folton belüli borításával becsültük. A restaurált területeken az edényes növényfajok százalékos borítását évenként monitoroztuk, míg a referencia területeken egyszeri felvételezés történt, az elsődleges referenciák esetében 2015 vagy 2016 júniusában, a másodlagos referenciák esetében 2017 júniusában. A kontroll területeken 2015 és 2016 júniusában történt felvételezés. Az edényes növények határozásához Király (2009) könyvét alkalmaztam, s ezt a nomenklatúrát követem.

3.1.6 *Adatelemzés*

Adataimat többváltozós statisztikai módszerekkel és különböző lineáris modellekkel értékeltem. Az előbbieken a fajok borítási vagy prezencia/abszencia adatait vettem alapul, míg az utóbbi esetben a monitorozási adatok alapján kiszámoltam minden vizsgált területre az összborítást (fajonként becsült borítások összege) és fajgazdagságot (fajok kvadrátonkénti száma). Elemzéseimhez a Canoco for Windows 4.5 programot (Ter Braak és Šmilauer 2002) és az R 3.3.1 statisztikai programot használtam (R Core Team 2016).

3.1.6.1 *Kísérletes csíráztatás és terepi megtelepedés összevetése a LEGO gyár területén*

A kísérletes csíráztatás és a terepi megtelepedés összevetése a 2014-es évben kezelt négy parcella (ÉNY1, D, DK, DNY területek; összesen 9,8 ha; *1. táblázat*) esetében történt a 2016-os terepi borítási adatokkal. A magvetés során a terepi adatokat 2 m x 2 m-es cönológiai és vetett folton belül becsült borítási értékek adták. A terepi megtelepedést a másodéves borítás és vetési denzitás hányadosával definiáltuk. A terepi vetési denzitást (db mag/m²) a vetett mag (g/ m²) és az ezermagtömeg (g /1000 db mag) arányából számoltam. A kaszálékból kicsírázott fajok és a terepi megtelepedés összehasonlításnál a terepi megtelepedést a fajok másodéves 2 m x 2 m-es cönológiai kvadrátból nyert borítása jelentette. Ez utóbbi összevetés során *Festuca rupicola*, *F. pseudovina*, és *F. valesiaca* fajokat összevontan *Festuca* spp.-ként kezeltük fajazonosítási nehézségek miatt.

A magcsírázásos kísérlet elemzésénél a vizsgált fajok és a hideg-sztratifikáció (mint magyarázó-változók) csírázásra (válaszváltozó) gyakorolt hatásának vizsgálatára lineáris modellt használtam. A csírázási százalékot a 4 ismétlésben végzett 100 db mag csírázásából nyertem. Az adatok normál-eloszlásúak voltak. A modell reziduálisai a variancia heterogenitását mutatták, ezért általánosított legkisebb négyzetek módszerét alkalmazó (Generalized Least Squares, GLS) modellt használtam (Zuur 2009) az *nlme* csomagból (Pinheiro és mtsai 2017) VarIdent variancia szerkezettel, amely megengedte, hogy a faj változó egyes szintjein a reziduálisok szórása különböző legyen. Végezetül Wald teszt alapú post hoc teszttel (a *contrast* csomagból) igazoltam a hideg-sztratifikáció fajokon belüli szignifikánsan eltérő hatását (Kuhn és mtsai 2013).

A magok csírázását hideg-kezeléssel, illetve kezelés nélkül összevettem a terepi megtelepedéssel Pearson-korreláció segítségével. Az elemzésben a fajonkénti átlagos csírázási százalékot használtam.

A kaszálék csíráztatási kísérletből nyert magmennyiség és a terepen felvételezett fajok borításának összevetését Spearman-korrelációval végeztem. A csíráztatás során Kiehl és mtsai (2010) alapján kiszámoltam az abszolút kaszálék transzfer rátát. Az abszolút transzfer ráta a restaurált területre bevitt fajok számának és a donor terület össz fajszámának százalékos arányát jelentette.

3.1.6.2 Homoki gyepek vegetációjának időbeli változása a magbevitelt követően

A homoki gyepek vegetációjának időbeli változásának elemzésébe az összes restaurációs parcellát összevettem, a kétféle kontroll területet (extenzíven kezelt és nem vetett kontrollt), valamint az elsődleges (természetközeli) referencia gyepterületeket is bevontuk. A restaurált területek esetén a 2014-2016 közötti 2 m x 2 m-s cönológiai adatokat elemeztük, a vetés előtti alapállapot felvételétől a magbevitelt követő második évig. A restaurációs (minden kezelést együtt) és kontroll területet a beavatkozás óta eltelt idő függvényében csoportosítottuk: T0 - restaurációs beavatkozások előtt (n=30); T1 - beavatkozások utáni első év (n=40); T2 - második év (n=20); EK1 - extenzíven kezelt kontroll gyep első év (n=5); EK2 - extenzíven kezelt kontroll gyep második év (n=5); KK1 - nem vetett kontroll gyep első év (n=5); KK2 - kontroll gyep második év (n=5). A restaurációs területek mintaszámának változása mögött egyrészt a helyreállításra szánt területeknek a gyár építése miatti különböző ütemű felszabadulása, másrészt bizonyos területek felülvetése áll (É-i terület a 2015-ös felülvetés miatt két évben is a T1-s besorolásba került; DK2 terület a DK terület 2015-ben felülvetett 0,03 ha-os része, mely T1-s kategóriába lett sorolva). Az elsődleges referencia területek 15-15 felvételét nyílt és zárt gyep típus (ENYR, EZR) alapján csoportosítottuk.

A restaurációs, kontroll és referencia területek összetétele közti összefüggést a fajok borítási adatainak log transzformálásával, centrált főkomponens analízissel (PCA) tártam fel (Podani 1997; Legendre és Legendre 1998; ter Braak és Šmilauer 2002). A szukcessziós trajektóriák ábrázolásakor az egyes csoportok ordinációs koordinátáinak a középpontjait kiszámoltam, s az egymást követő évek centroidjait összekötöttem a PCA ordinációs terében.

A restaurált területek összborításának és fajgazdagságának időbeli elemzésére általánosított lineáris kevert modelleket (GLMM) használtam az "afex" csomagból (Singmann és mtsai 2018), ennek során a restaurált parcellákat (T0, T1, T2), a kontroll (EK1, EK2, KK1, KK2) és a referencia területeket (EZR, ENYR), mint vizsgált területeket fix faktorként alkalmaztam mindkét modellben. A modelleket a felvételezett plot fajszámára és a fajok összborítására illesztettem. Az adataim függetlenségét figyelmebe véve random tényezőt alkalmaztam minden modellben minden vizsgált

terület esetén. A modellekben az összborítás esetében Gauss-eloszlást, míg a fajszámok esetében Poisson-eloszlást használtam. Az összborítás adatokat négyzetgyökkel transzformáltam, hogy a modell eleget tegyen a normalitás és a reziduálisok egyenletes szórása feltételeinek. A szignifikáns interakciók esetén páros összehasonlításokra post-hoc tesztként Tukey HSD tesztet alkalmaztam a “multcomp” csomagból (Hothorn és mtsai 2008) Benjamini és Hochberg korrekcióval (Benjamini és Hochberg 1995).

3.1.6.3 A különböző magbeviteli módszerek eredményességének összehasonlítása többféle referencia területtel

A különböző magbeviteli módszerek eredményességének többféle referencia területtel történő összehasonlítása során a restaurált területek közül csak a 2014-es restaurált, egyszer kezelt területek 2 m x 2 m-s cönológiai adatait vettük figyelembe (ÉNY1, D, DK, DNY területek; összesen 9,8 ha) és vetettük össze az elsődleges (természetközeli) és másodlagos referencia (felhagyott szántón kialakult idősebb gyep) területekkel. Ebben a fejezetben nem használtam a kontroll területekről származó adatokat. Vizsgálatomban a restaurált területek esetében a 2017. júniusi borítási adatokkal dolgoztam, három évvel a restaurációs beavatkozásokat követően, mely összesen 20 db restaurált és 50 db referencia területről származó cönológiai felvételt jelentett. A *Festuca rupicola*, *F. pseudovina*, és *F. valesiaca* fajokat összevontan *Festuca* spp.-ként kezeltem az elemzésekben fajazonosítási nehézségek miatt. A Borhidi (1995) által növényfajokra kidolgozott szociális viselkedési típusait alkalmaztam a restaurációs parcellák természetességének a referencia területekkel történő összevetésére. Az eredeti kilenc kategóriát három nagyobb csoportba vontam össze: 1) természetes társulásalkotó fajok (NC – a kompetítorok, generalisták, specialisták és a természetes pionírok összevonásával); 2) zavarástűrő fajok (DT), és 3) gyomfajok (W – mely magába foglalja a honos gyomfajokat, antropogén tájidegen elemeket, valamint a másodlagos termőhelyek kompetítorait). Az elemzésekhez az egyes viselkedési kategóriákba sorolt fajok plotonkénti fajszámát és borítási értékét összevontam. A fajok besorolásáról további részletek a 6. mellékletben találhatóak.

A vegetáció összetételének elemzéséhez nem-lineáris többdimenziós skálázás (*non-metric multidimensional scaling*) (NMDS) és hasonlósági elemzést (ANOSIM, Clarke 1993) végeztem Bray-Curtis és Sørensen indexek alkalmazásával. A vizsgálathoz használt dimenziók (k érték) száma kettő volt. Az elemzésekhez a “vegan” csomagot használtam (Oksanen és mtsai 2018).

Az összborítás, fajgazdagság és természetesség területek közötti összevetésére általánosított lineáris kevert modelleket (GLMM) használtam az “afex” csomagból (Singmann és mtsai 2018), ennek során a restaurált parcellákat (KER, DOM, SZEN) és a referencia területeket (EZR, ENYR, MZR, MNYR), mint vizsgált területeket fix faktorként alkalmaztam minden modellben. A

modelleket a felvételezett plot fajszámára, a fajok összborítására, és a szociális viselkedési típusok három fő csoportjára illeszttem. Az adatok függetlenségét figyelembe véve random tényezőt alkalmaztam minden modellben minden terület esetén. Gauss és Poisson eloszlást használtam az összborításra és a fajgazdagságra. A szociális viselkedési típusok közül DT összborítás adatait négyzetgyökkel transzformáltam, hogy a modell eleget tegyen a reziduumok normalitás és reziduálisok egyenletes szórás feltételeinek. A W kategóriában az összborítás esetében a szórás heterogenitást mutatott a négyzetgyök transzformálást követően, ezért a további elemzésére lineáris kevert modellt (linear mixed-effects (LME) models) használtam (Zuur 2009) a “nlme” csomagból (Pinheiro és mtsai 2017) varIdent variancia szerkezettel, amely megengedte, hogy a terület változó egyes szintjein a reziduálisok szórása különböző legyen. Post-hoc tesztként Tukey HSD tesztet alkalmaztam páros összehasonlításokra a “multcomp” csomagból (Hothorn és mtsai 2008), a p értékek igazítására a Benjamini és Hochberg (1995) módszert használtam.

3.2 Magtárolás hatása a magok túlélésére a fülöpházi mintaterületen

3.2.1 Vizsgált terület

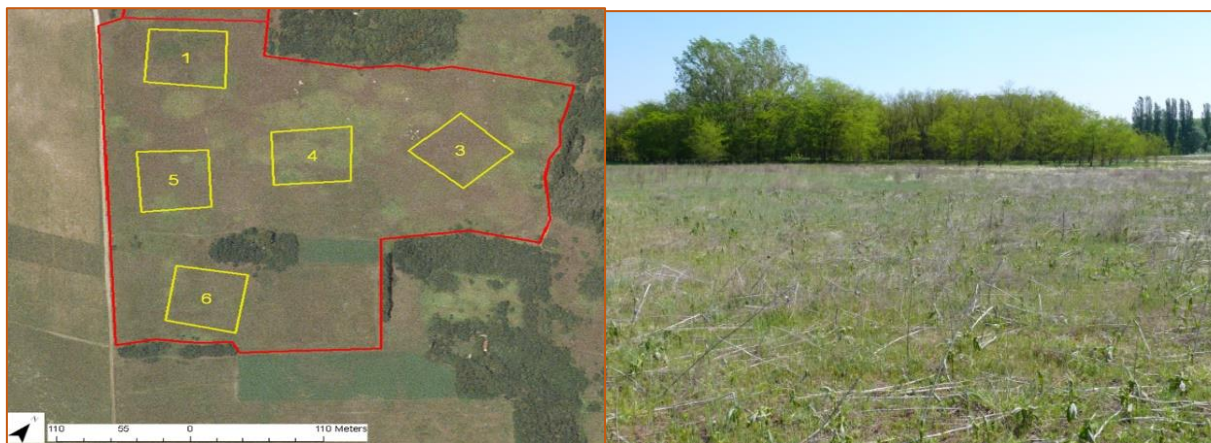
A vizsgálati terület a Kiskunság Fülöpházi Buckavidékén található (5. ábra). A területet kontinentális klíma jellemzi mediterrán befolyásoltsággal (Kröel-Dulay és Kovács-Láng 2008). Az vizsgált időszak (2011-2016; fülöpházi meteorológiai állomás adatai) éves átlaghőmérséklete 11 °C, az éves csapadék mennyisége 410 mm és 817 mm között változott. A meghatározó talajtípus meszes homok legalább 90 % homoktartalommal és kevesebb, mint 1 % humusztartalommal (Kovács-Láng és mtsai 2000).

A vizsgált térségben a természetközeli gyepes és erdős vegetációjának maradványai a mezőgazdasági területekkel és ültetvényekkel mozaikosan lelhetők fel (Biró és mtsai 2013). Az 1960-as, 70-es években kezdődő társadalmi-gazdasági változás, valamint a talajvízszint jelentős csökkenése miatt a térségben nagymértékű szántóföld felhagyás volt megfigyelhető (Biró és mtsai 2008a; 2008b). A jelenlegi tájhasználatra továbbra is jellemző a művelés felhagyása, valamint a parlagokra telepített nagyszámú, főleg idegenhonos vagy tájidegen (*Robinia pseudo-acacia*, *Pinus sylvestris*, *P. nigra*, nemesnyár fajok és hibridek) faültetvény megjelenése.



5. ábra A reintrodukciós kísérleti, maggyűjtési terület elhelyezkedése a Fülöpházi Homokbuckás Természetvédelmi Terület szomszédságában.

A beavatkozásokat a Fülöpházi Homokbuckás Természetvédelmi Terület szomszédságában egy 2 ha-os felhagyott szántóterületen kijelölt 5 db 60 m x 65 m mintaparcellán végeztük (5. és 6. ábra). A restaurációs beavatkozás céltársulásaként a nyílt homoki gyepeket (Á-Nér G1; *Festucetum vaginatae* Rapaics ex Soó 1929 em. Borhidi 1996) választottuk ki.



6. ábra A reintrodukciós kísérleti parcellák elhelyezkedése a felhagyott szántóterületen.

3.2.2 Restaurációs kezelések

Kutatásunk során a Pannon Magbank Projekt keretén belül 10 vetett homoki faj megtelepedését vizsgáltuk. A következő szempontok szerint választottuk ki a tíz fajt: legyen közöttük fű és kétszikű is; viszonylag nehezebben terjedő magjuk legyen (ezért pl. árvalányhaj nem került bele a listába); legyen domináns és kísérőfaj is; a fajok magjai legyenek ortodox típusúak, így tárolhatók; magjaik nagy mennyiségben gyűjthetők (3. táblázat). A magok Fülöpháza környékéről, a vizsgált környezethez adaptálódott populációk magjainak kézi gyűjtéséből származtak (5. ábra). A gyűjtést a 2011-2013 közötti években három évig megismételtük. A 2012-es aszályos évben a maghozam jóval alacsonyabb volt az átlagosnál, így kevesebb magot tudtunk gyűjteni, egy fajtól egyáltalán nem termett mag (*Gypsophila arenaria*).

Az általunk alkalmazott maggyűjtési, tisztítási és tárolási módszereket az ENSCONET (2009a) maggyűjtési kézikönyv felhasználásával készült Maggyűjtési Útmutató tartalmazza (Zsigmond 2011; Peti és mtsai 2015). A maggyűjtés során célunk volt a megmintázott populáció genetikai állományának legteljesebb mértékű reprezentálása, a populáció fennmaradásának veszélyeztetése nélkül. A gyűjtés a teljes maghozam legfeljebb 20 %-át (védett taxonok esetében 10 %-át) érintette (ENSCONET 2009a; Zsigmond 2011; Peti és mtsai 2015). A magtisztítás során Rao és mtsai (2006) és az ENSCONET (2009b) módszereit alkalmaztuk. A szárítás 16 ± 1 °C hőmérsékletű és 15–20 % relatív páratartalmú szárítókamrában történt az ENSCONET (2009b) protokoll alapján. A tárolás 0-4 °C között valósult meg a Tápiószelén üzemeltetett Pannon Magbank aktív tárolójában.

3. táblázat A reintrodukciós kísérletben vizsgált fajok és a vetési mennyiség bemutatása

Vizsgált fajok	Fajkód	Átlagos vetett magszám (db/m)	Védettség
<i>Centaurea arenaria</i>	cenare	2,1	
<i>Dianthus serotinus</i>	diaser	39,9	Védett
<i>Echinops ruthenicus</i>	echrut	3	Védett
<i>Euphorbia seguieriana</i>	eupseg	20	
<i>Festuca vaginata</i>	fesvag	837,7	
<i>Gypsophila arenaria</i>	gypare	10,2	Védett
<i>Koeleria glauca</i>	koegla	168,9	
<i>Onosma arenaria</i>	onoare	1,8	Védett
<i>Scabiosa ochroleuca</i>	scaoch	13	
<i>Silene borysthenica</i>	silbor	209,6	

A projekt keretein belül kijelölt 5 parcella 10 db, egyenként 28 m x 11 m méretű kísérleti egységén végeztük vizsgálatainkat. Parcellánként 9 különböző kísérleti kezeléseket, valamint egy kísérleti egységnyi kontrollt alkalmaztunk. Dolgozatomban a 9 kezelés közül azon 8 beavatkozással foglalkoztam, ahol a vizsgált fajok legfeljebb két évig tárolt magjainak túlélését kutattuk. A különböző években gyűjtött, friss ill. egy vagy két évig a Pannon Magbankban tárolt magok vetése három egymás követő évben történt (4. táblázat). Egy parcellán belül a kezelések hozzárendelése a kísérleti egységekhez pszeudorandom módon történt, a terület egyenletes reprezentálása érdekében. 2011 júliusában az özönfaj, *Asclepias syriaca* vegyszeres irtása (8%-os Medallonnal) történt. A parcellákat a vetés évében szeptemberben a vetés előtt lekaszáltuk és a kaszálékot eltávolítottuk. A vetés előtt a talajt rotációs kapával 10-15 cm mélységben fellazítottuk. A magokat 50 cm-es sortávra kézzel vetettük, majd homokkal 2-3-cm vékonyan befedtük (7. ábra). A különböző magérési idő miatt a vizsgálat során nem lehetett minden fajt egyidőben elvetni, ezért a vetés évente két részletben történt. A *Festuca vaginata*, *Koeleria glauca*, *Euphorbia seguieriana*, *Silene borysthenica* vetését szeptemberben, míg a többi faj szórását novemberben végeztük el ugyanabba a kísérleti egységbe. A 2012-s év igen száraz volt, ezért a jelentős maghiány miatt ebben az évben kísérleti egységenként

csak egy transzekt mentén tudtuk vetni. A *Gypsophila arenaria* abban az évben nem hozott életképes magot, így nem tudtuk vetni. A kontroll plotokban nem történt talajelőkészítés, és magvetés sem.



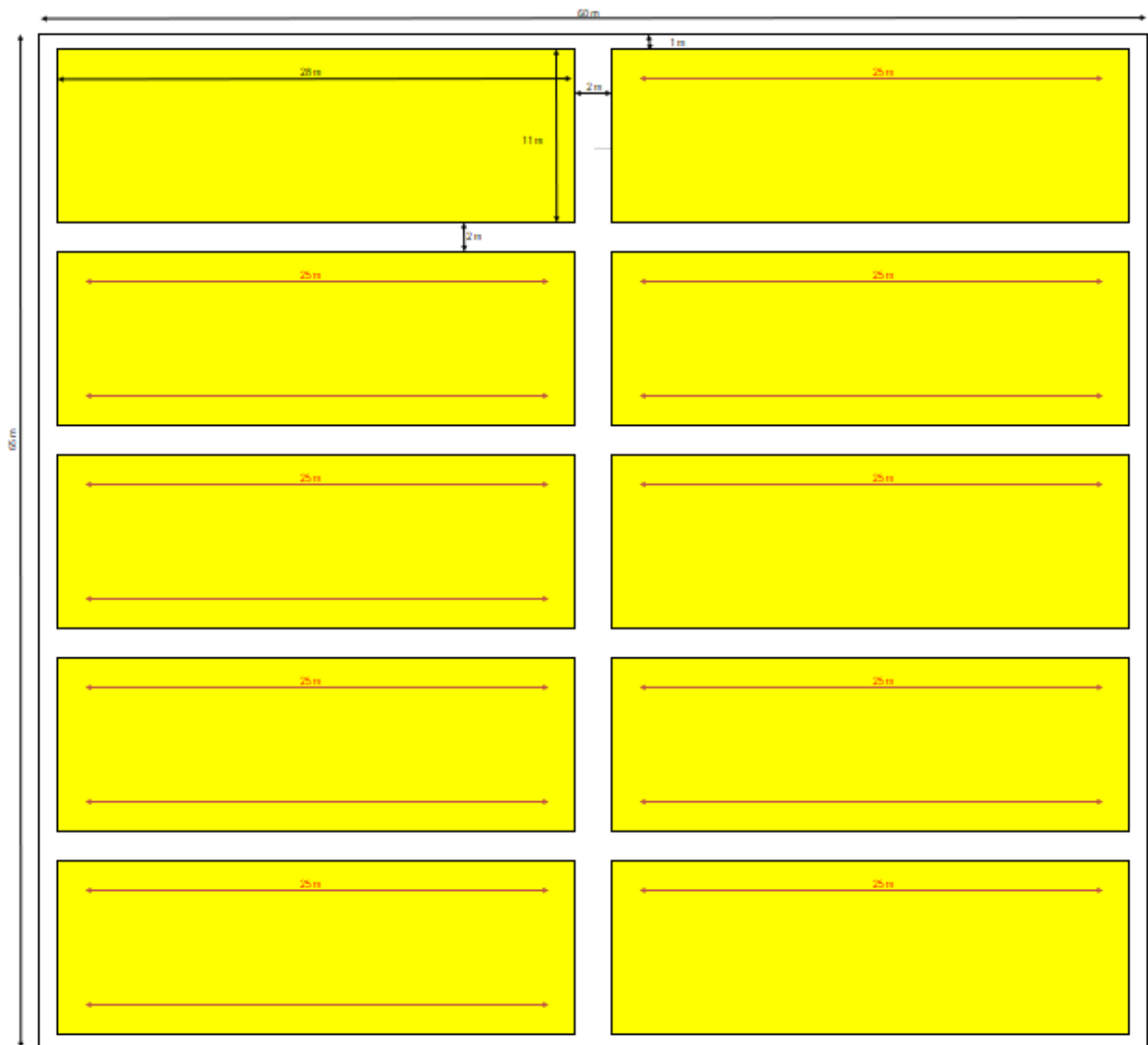
7. **ábra** A reintroduktós kísérleti terület előkészítése és vetése

4. **táblázat** A reintroduktós kísérlet vetéseinek időzítése.

Gyűjtés éve	Vetés éve			
	2011	2012	2013	2014
2011	X	X	X	
2012		X	X	X
2013			X	X

3.2.3 Adatgyűjtés

A csíranövények monitorozása 2011-2016 között évente kétszer (május végén/ június elején és szeptemberben) történt, kísérleti egységenként 2 db 25 m-es transzekt mentén (kivéve a 2012-es gyűjtésű magok vetéseit, amelyeknél csak egy transzekt mentén történt monitorozás) 0,5 m x 0,5 m-es kvadrátokban a csíranövény darabszám fajonkénti rögzítésével (8. *ábra*). Minden kísérleti egységben a vetett homoki fajok megtelepedését 2-2 évig vizsgáltuk. A kontroll területet nem felvételeztük transzekttekkel. A csíranövények felismerését Csapody (1968) segítette, az edényes fajok megnevezéséhez Király (2009) határozóját alkalmaztuk.



8. ábra Egy parcellán belüli kísérleti egységek bemutatása. A projekt keretein belül minden parcellán 9 különböző kezelés és 1 kontroll kísérleti egység került kialakításra, a többi parcellán ezek ismétlései találhatóak (5 ismétlés). Dolgozatomban 8 beavatkozás vizsgálatával foglalkozom. A 25 m-es vonalak a vetési sávokat mutatják, melyeken a csíranövények mintavétele történt. A kontroll területet nem felvételeztük transzszekkel.

3.2.4 Adatelemzés

Vizsgálatomban a vetett fajok első két évben történő túlélését elemeztem. Kezelésenként összesítettem a transzszekt felvételezésekkel nyert csíra- és egyedszámokat, és a vetett magszámhoz képest a százalékos arányukat vettem alapul a további számításainkhoz túlélési rátaként. A magtárolás hatásának elemzéséhez külön-külön 2011-es és 2012-es gyűjtési évből származó 0-2 éves tárolást követően elvetett magokból kikelt növények túlélési rátáját használtam. A vetési év hatásának

elemzéséhez külön-külön a friss és egy éves tárolásból származó és 2011-2014 között elvetett magokból kikelő növények túlélési rátáját használtam.

A vizsgált fajok közül egyedül a *Festuca vaginata* rendelkezett megfelelő számú csíranövénnyel minden évben, ezért a további statisztikai elemzések során erre a fajra vizsgáltam a különböző tényezők szerepét. Mind a magtárolás, mind a vetési év hatásának elemzéséhez lineáris kevert modelleket (lmer) használtam az „afex” csomagból (Singmann és mtsai 2018). Ennek során a túlélési ráta összefüggését néztem a magvetési év (2012-2014) és felvételezési év (vetést követően első és második évi felvételezés) fix faktorokkal különböző modelleken keresztül. Az első két modellben a magtárolás hatását elemeztem külön-külön a 2011-es és 2012-es gyűjtési évre, a második két modellben pedig a vetési év hatását értékeltem a frissen gyűjtött és egy évig tárolt magok esetében. A modelleket a felvételezéssel nyert túlélési rátákra illesztettem. Az adataim függetlenségét figyelmebevéve random tényező használata mellett döntöttem minden modellben minden parcella esetén. A túlélési adatokat minden modellben négyzetgyökkel transzformáltam, hogy eleget tegyen a normalitás és a reziduálisok egyenletes szórása feltételeinek. A modelleket a faktorok interakcióját figyelembe véve és anélkül is elemeztem. Mivel az utóbbi modellnek az AIC értéke kisebb volt, így e modell magyarázó ereje erősebb volt, ezért további vizsgálataimat interakció figyelembevétele nélkül hajtottam végre. Post-hoc tesztként Tukey HSD tesztet alkalmaztam a faktor csoportok páronkénti összehasonlítására a „multcomp” csomagból (Hothorn és mtsai 2008) Benjamini és Hochberg korrekcióval (Benjamini és Hochberg 1995).

Adatelemzéseimhez az R 3.3.1 statisztikai programot használtam (R Core Team 2016).

4 Eredmények

4.1 Magok minőségének az *in situ* megtelepedésre gyakorolt hatása

4.1.1 Kísérletes csíráztatás és terepi megtelepedés összevetése a LEGO gyár területén

4.1.1.1 A hideg-sztratifikáció jelentősége a magcsírázás során

A kísérletes csíráztatásba bevont fajok magtömeg értékei igen eltérőek voltak (5. táblázat). A kétszikű fajok közül a *Jasione montanának* volt a legkisebb tömegű magja (ezermagtömeg: 0,0155 g), míg a *Securigera varia* rendelkezett a legmagasabb magtömeg értékkel (ezermagtömeg: 4,0269 g). A fűfajok közül a *Corynephorus canescens* magja volt a legkönnyebb (ezermagtömeg: 0,0544 g), míg a *Festuca vaginata* magja volt a legnehezebb (ezermagtömeg: 0,5546 g).

5. táblázat Magtömeg, laboratóriumi csírázási siker hideg sztratifikációval és a nélkül, valamint a vetéssel elért terepi borításuk 2016-ban.

Fajok	Ezermagtömeg (átlag ±SE, g)	Csírázás hideg- kezeléssel átlag±SE (%)	Csírázás hideg-kezelés nélkül átlag±SE (%)	Átlagos terepi borítás (%)
<i>Achillea collina</i>	0,0727±0,0024	71±2	70±4	1
<i>Corynephorus canescens</i>	0,0544±0,0035	18±2	41±2	0
<i>Festuca pseudovina</i>	0,3931±0,0039	91±1	95±1	47
<i>Festuca rupicola</i>	0,1539±0,0027	40±1	63±4	29
<i>Festuca vaginata</i>	0,5546±0,0102	64±2	78±3	0,02
<i>Galium verum</i>	0,2991±0,0070	6±1	9±2	0
<i>Jasione montana</i>	0,0155±0,0003	79±1	75±8	0,03
<i>Poa angustifolia</i>	0,1939±0,0094	35±3	30±3	0,01
<i>Salvia nemorosa</i>	0,6277±0,0098	1±0	1±1	0,01
<i>Salvia pratensis</i>	1,7581±0,0741	25±5	16±1	0
<i>Securigera varia</i>	4,0269±0,0615	49±3	48±4	0,01
<i>Silene vulgaris</i>	0,5966±0,0200	94±1	89±1	0,51

A vizsgált fajok csírázása jelentős eltérést mutatott laboratóriumi körülmények között (5. táblázat). Legnagyobb százalékkal (több, mint 90 %-kal) a *Festuca pseudovina* és *Silene vulgaris*, legkevésbé a *Salvia nemorosa* és a *Galium verum* csírázott (1-9 %) mindkét kezelés során. Elemzésem során szignifikáns összefüggést találtam a hideg-sztratifikáció és a vizsgált fajok csírázási sikere között ($F=13,04$ $df=11$ $p<0,001$) (6. táblázat).

6. táblázat Hideg-sztratifikáció és a fajok hatása a csírázásra. GLS modell bemutatása a kapott df , F és p értékekkel.

Magyarázó változók	df	F-érték	p-érték
Hideg-sztratifikáció	1	7,54	0,008
Fajok	11	1869,76	<0,001
Hideg-sztratifikáció x fajok	11	13,04	<0,001

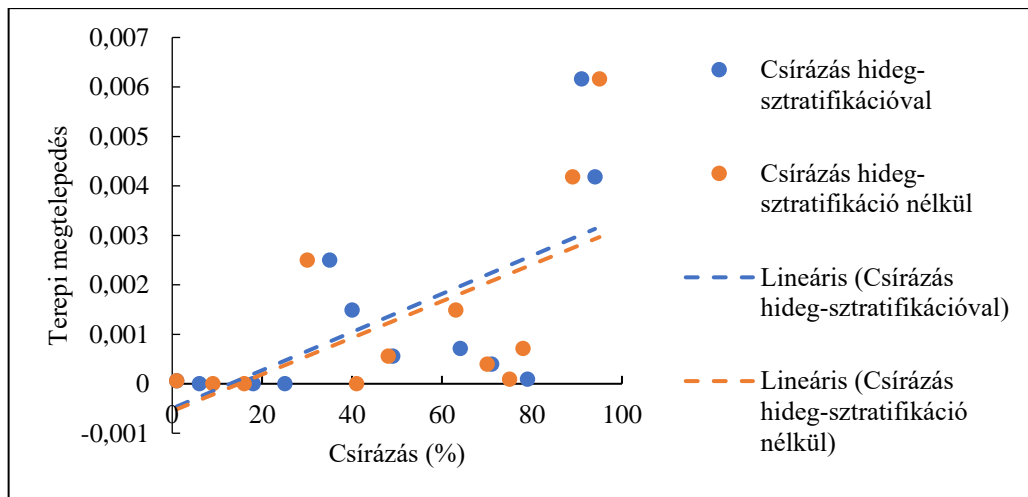
A hideg-kezelés fajonkénti hatására végzett post hoc tesztre 5 faj esetében kaptam szignifikáns választ. A hideg-sztratifikáció négy faj (*C. canescens*, *Festuca pseudovina*, *F. rupicola* és *F. vaginata*) esetében szignifikánsan csökkentette a csírázási sikert. Csupán egy kétszikű, a *S. vulgaris* esetében tapasztaltam a hideg-kezelést követően jobb csírázást (7. táblázat).

7. táblázat Hideg-sztratifikáció hatásának bemutatása a fajokon belül. A táblázatban a Wald test alapú post hoc teszt eredményei, df, F és p értékei láthatóak. Amennyiben nem volt szignifikáns különbség, azt „n.s.”-sel jelöltem.

Fajok	t-érték	df	p-érték
<i>Achillea collina</i>	0,31	72	n.s.
<i>Corynephorus canescens</i>	-8,91	72	<0,001
<i>Festuca pseudovina</i>	-2,39	72	0,019
<i>Festuca rupicola</i>	-5,45	72	<0,001
<i>Festuca vaginata</i>	-4,06	72	<0,001
<i>Galium verum</i>	-1,30	72	n.s.
<i>Jasione montana</i>	0,48	72	n.s.
<i>Poa angustifolia</i>	1,21	72	n.s.
<i>Salvia nemorosa</i>	-0,31	72	n.s.
<i>Salvia pratensis</i>	1,55	72	n.s.
<i>Securigera varia</i>	0,25	72	n.s.
<i>Silene vulgaris</i>	3,69	72	<0,001

4.1.1.2 Laboratóriumi csírázás és a terepi megtelepedés összefüggése

A laboratóriumi csírázással szemben 12 fajból csupán 9 faj sikeres terepi megtelepedése volt megfigyelhető a második évben (2016-ban) (5. táblázat). A legnagyobb borítást a *Festuca pseudovina* (47 %) és a *F. rupicola* (29 %) esetében tapasztaltam. *C. canescens*, *G. verum* és *Salvia pratensis* egyáltalán nem fordult elő a felvételezett kvadrátokban a restaurált területeken. Szignifikáns, pozitív összefüggést kaptam a terepi megtelepedés aránya és mindkét laboratóriumi csírázás között (hideg-sztratifikációval: $r = 0,626$ $p < 0,029$; hideg-sztratifikáció anélkül: $r = 0,597$ $p < 0,04$) (9. ábra).



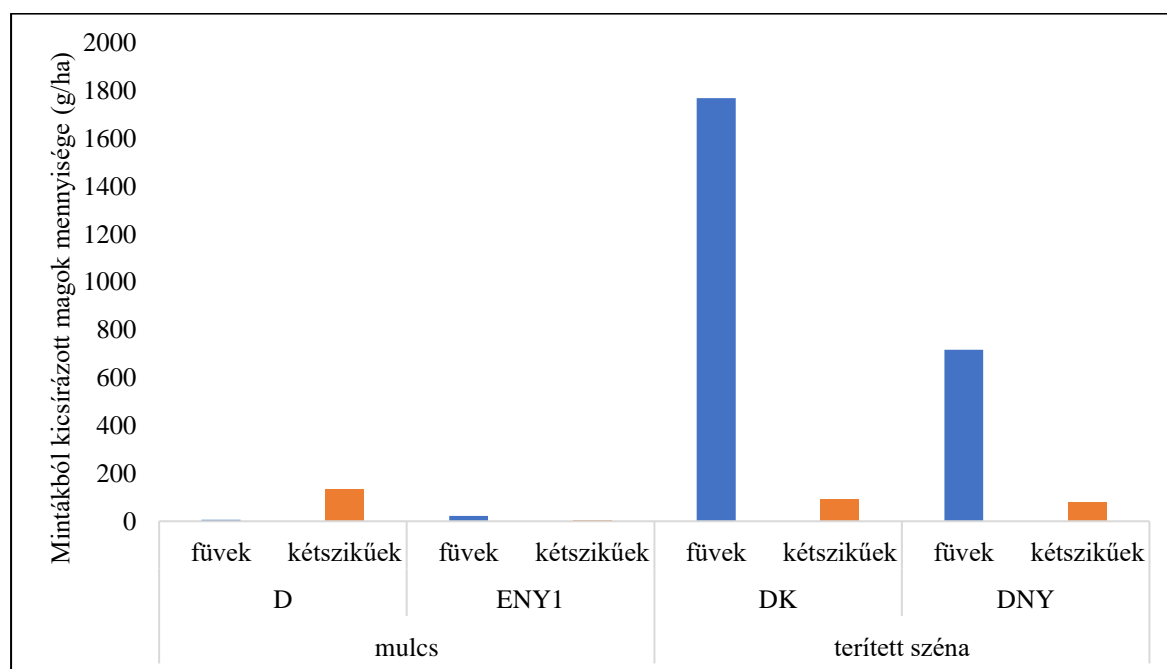
9. ábra A másodéves terepi megtelepedés aránya és a laboratóriumi csírázási százalék hideg-sztratifikációval illetve anélkül. A csírázási százalék 4×100 mag alapján, terepi megtelepedés pedig a fajok terepi borításának és a vetési denzitásának ($db \text{ mag}/m^2$) hányadosát jelentette. A terepi megtelepedés és hideg-sztratifikációval történő laboratóriumi csírázás közötti kapcsolatot késsel, míg a terepi megtelepedés és hideg-sztratifikáció nélküli laboratóriumi csírázást narancsszínnel jelöltem.

4.1.1.3 A restauráció során használt kaszálék magtartalma

A terített kaszálék magtartalmának csíráztatásos becslése alapján elmondható, hogy összességében a széna több magot tartalmazott (DK-re terített széna összmagtartalma: 1862 g/ha; DNY-ra terített széna összmagtartalma: 796 g/ha), mint a mulcs (D-re terített mulcs összmagtartalma: 139 g/ha; ÉNY1-re terített mulcs összmagtartalma: 27 g/ha) (10. ábra, 8. táblázat). A széna esetében jóval több fűmag került be a területre, mint kétszikű mag. A mulcs esetében arra számítottam, hogy nem tartalmaz propagulumot. Ezzel szemben meglepő módon a D-i területre került mulcs tartalmazta a legnagyobb mennyiségű kétszikű magot (132 g/ha).

A szénából összesen 23 faj (DK területre terített széna esetén), ill. 32 faj (DNY területre terített széna esetén) csírázott ki. A DK szénájából gyűjtött csíráztatási mintákban a *Bromus hordaceus* (1681 g/ha) és a *Poa trivialis* (39 g/ha) volt a legtömegesebb, míg a DNY területről a *Festuca* spp. (287 g/ha), *Secale cereale* (264 g/ha) fajoknak volt a legnagyobb a szénabeli magmennyisége (2. melléklet). A mulcs esetében 8 (ÉNY1 területre terített mulcs esetén) és 10 (D területre terített mulcs esetén) faj volt megfigyelhető a kísérleti csíráztatás során. Ezekből a D-i területi mulcsból a *Cruciata pedemontana* (92 g/ha) és a *Fallopia convolvulus* (16 g/ha), míg az ÉNY1 területi mulcsból a *Poa pratensis* (14 g/ha) fordult elő legnagyobb mennyiségben. A restaurált területre nagy mennyiségben

vetett *Festuca* fajok a mulcsból vett mintákban is kicsíráztak. Számításaim alapján a mulcs *Festuca* spp. 7 g/ha maggal járult hozzá a terület *Festuca* borításához (3. melléklet).



10. ábra A széna és mulcs mintákból kicsírázott fajok főbb csoportjainak eloszlása a vizsgált területek között.

8. táblázat A széna és mulcs mintákból kicsírázott fű és kétszikű fajok egyedszámai alapján becsült, parcellánként a bálával bevitt mag mennyisége.

Restaurációs terület	ÉNY1		D		DK		DNY	
	Bála	Mag (g/ha)	Bála	Mag (g/ha)	Bála	Mag (g/ha)	Bála	Mag (g/ha)
méret (ha)	4,5		2,6		1		1,7	
Szénaterítés								
fűmagok					26	1769,9	40	716,8
kétszikűek					5	93,2	6	79,5
Mulcs								
fűmagok	42	22,1	26	6,6				
kétszikűek		4,8		132				

A korrelációs elemzések során a szénaterítés eredményeként megtelepedett fajok borítása és a behozott magmennyiség között negatív összefüggést tapasztaltam. A mulcs által bevitt

magmennyiség és a fajok terepen megfigyelt borítása között D-i terület esetén nem, az ÉNY1 terület esetében pedig ugyancsak negatív összefüggést tapasztaltam (9. táblázat).

9. táblázat A széna és mulcs mintákból becsült széna magmennyiségének és terepen megfigyelt fajok borításának összevetése korreláció elemzéssel területenként. Amennyiben $p > 0,05$, azt „n.s.”-sel jelöltem.

Területek	Kaszálék terítés célja	r érték	p érték
DK	propagulum bevitel	-0,285	0,027
DNY	propagulum bevitel	-0,275	0,024
D	mulcsként takarás	-0,248	n.s.
ÉNY1	mulcsként takarás	-0,555	<0,001

4.1.1.4 A kaszálék fajösszetételének összevetése a vegetációval

A széna és mulcs mintákból csíráztatással meghatározott fajösszetételt összevettem a donor területek fajlistájával (2. és 3. melléklet). A donor terület fajai közül (potenciális DK=119 faj és DNY =117 faj) a csíráztatás során 14 (DK) és 23 (DNY) faj megjelenését figyeltem meg. Többek közt *Anthemis ruthenica*, *Berteroa incana*, *Erysimum diffusum* és *Festuca* spp. fajok megfigyelhetőek voltak mind a donor, mind a csíráztatási kísérletben. A széna mintákban megjelent fajok 61 %-a (DK), ill. 72 %-a (DNY) volt megfigyelhető a donor területeken is. Ezzel szemben bizonyos gyomfajokat csak a csíráztatási mintákban találtam meg, mint például a *Papaver rhoeas*. A mulcs esetében a donor terület fajai közül (potenciális 96 faj mind ÉNY1, mind D terület esetén) a csíráztatás során 5 (ÉNY1) és 7 (D) faj megjelenését figyeltem meg. Közös fajnak mondható a többek között a *Veronica arvensis* és a *Taraxacum officinale*. A mulcs mintákban megjelent fajok 63 %-a (ÉNY1), ill. 70 %-a (DN) megtalálható volt a donor területeken is. Bizonyos fajokat itt is csak a csíráztatási mintákban találtam meg, mint például a *B. incana*, vagy *Poa compressa*.

A 2016 júniusi mintavétel alapján 16 fajról mondható el, hogy mind a csíráztatásos vizsgálatban, mind a szénaterítéssel restaurált területeken megtalálható volt. A széna mintákból történő csíráztatás során megjelent fajok 24 %-os (DK), és 30 %-os (DNY) egyezést mutattak a cönológiai felvételekben előforduló fajokkal, ez 12 (DK) és 15 (DNY) fajt jelentett (2. melléklet). A szénával terített területen a legnagyobb borítást a *Medicago sativa* (DK: 20 %), és a *Festusa* spp. (DNY: 13 %) esetében figyeltem meg. A mulcs esetében 3 %-s (ÉNY1 terület) és 18 %-s (D terület) egyezés találtam a cönológiai kvadrátban előforduló fajokkal, mely 1 (ÉNY1) illetve 6 (D) fajt jelentett. A vegetációban ezek borítása csupán 0,2 % (D) és 0,7 % (ÉNY1) volt (3. melléklet). A mulcs

fajkészlete alapvetően nem egyezett a vetett fajokkal, egyedül a *Festuca* spp. volt közös a D-i területen, mely az egyik legnagyobb borítással (47 %) rendelkezett a területen.

A donor és a restaurált területek fajkészletét is összehasonlítottam. A donor terület fajlistájából (potenciális 119 faj (DK esetén) és 117 faj (DNY esetén) a restaurált területen 31 (DK) és 34 (DNY) faj megjelenését figyeltem meg. Ez alapján az abszolút transzfer rátára 26 %-t (DK) és 29 %-t (DNY) kaptam. Például *B. incana*, *E. diffusum*, *Festuca* spp., *Petrorhagia prolifera* és *Plantago lanceolata* fajok megfigyelhetőek voltak mind a donor, mind a helyreállított területen. A restaurált területen megjelent fajok 63 %-a (DK) és 68 %-a (DNY) volt megfigyelhető a donor területeken is. Ezzel szemben bizonyos gyomfajokat csak a restaurált területen találtam meg, például *Lolium perenne* vagy *Scleranthus polycarpus*. A mulcs esetében 14 (ÉNY1) és 16 (D) közös faj volt megfigyelhető a restaurált és donor területek esetén ez utóbbi 96 fajból (ÉNY1 és D esetén), ezért az abszolút transzfer rátára 15 %-t (ÉNY1) és 17 %-t (D) kaptam.

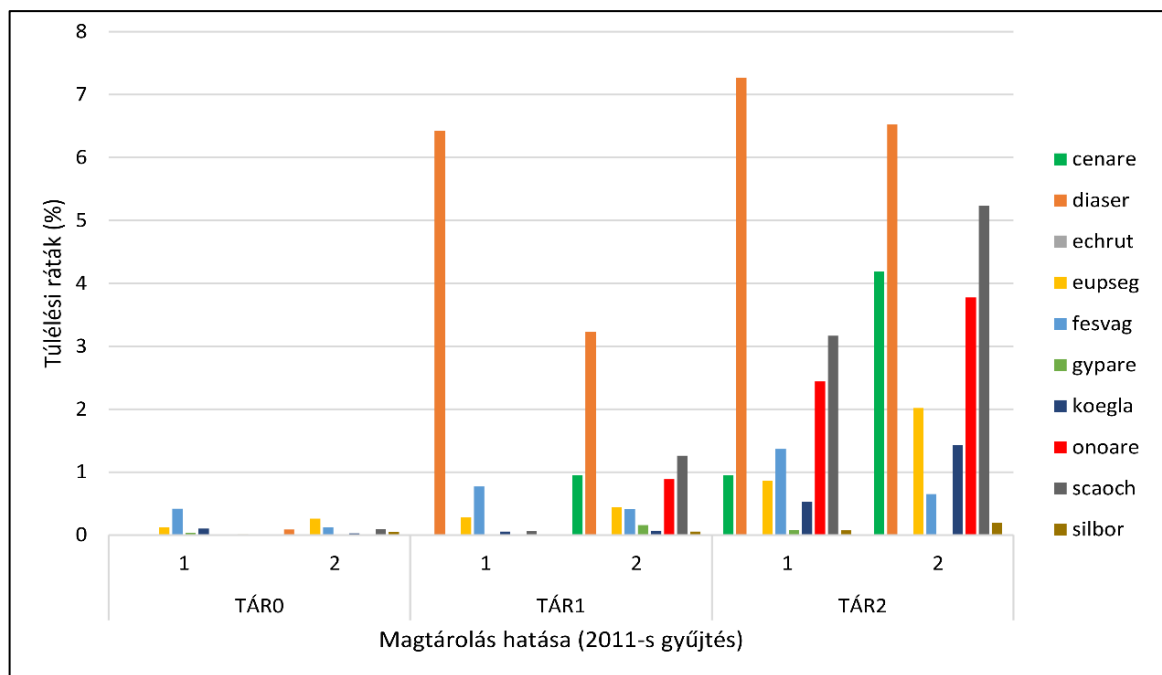
Mindhárom vizsgált területen (csíráztatási kísérlet, restaurált terület, valamint donor terület) összesen 11 (DK) és 13 (DNY) közös fajt volt megfigyelhető, többek közt *B. incana*, *E. diffusum*, *Festuca* spp., *P. prolifera*, *P. lanceolata*, *Poa angustifolia*, valamint gyomfajok is például *B. hordeaceus*. A mulcs esetében alacsony volt a közös fajok száma 1 (ÉNY1) és 4 (D), és a *Veronica arvensis* mindkét esetben megtalálható volt.

4.1.2 Magtárolás hatása a magok túlélésére a fülöpházi mintaterületen

4.1.2.1 Magtárolás hatása

Azért, hogy a magtárolás hatását a vetési évektől függetlenül vizsgálhassam, összehasonlítottam a 2011-es, valamint az 2012-s gyűjtésű 0-2 évig tárolt magok túlélését.

A 2011-es gyűjtés esetén, a tárolás nélküli vetését követő első évben volt a legalacsonyabb túlélés, ekkor csupán négy faj csírázott, ezek közül a *Festuca vaginata* élt túl a legmagasabb rátával (0,42%), valamint a fajok fele nem (*Centaurea arenaria*, *Dianthus serotinus*, *Echinops ruthenicus*, *Onosma arenaria*, *Scabiosa ochroleuca* (11. ábra), vagy nagyon alacsony számban (*Silene borysthena* 0,02 %) csírázott. A két évig tárolt, 2013-ban elvetett magok éltek túl a legjobban a vetést követően (11. ábra, 12. ábra). Ekkor a *D. serotinus* (7,27 %) a vetést követő első, míg a *S. ochroleuca* (5,23 %) a vetés követő második évben bizonyult a legsikeresebbnek. Az *E. ruthenicus* és a *Gypsophila arenaria* egyáltalán nem jelent meg csíranövényként. Érdekes, hogy annak ellenére, hogy a *Silene borysthena* spontán betelepülő fajként is megfigyelhető volt az általunk vetett transzsektekben, túlélése igen alacsony volt (0,20 %).



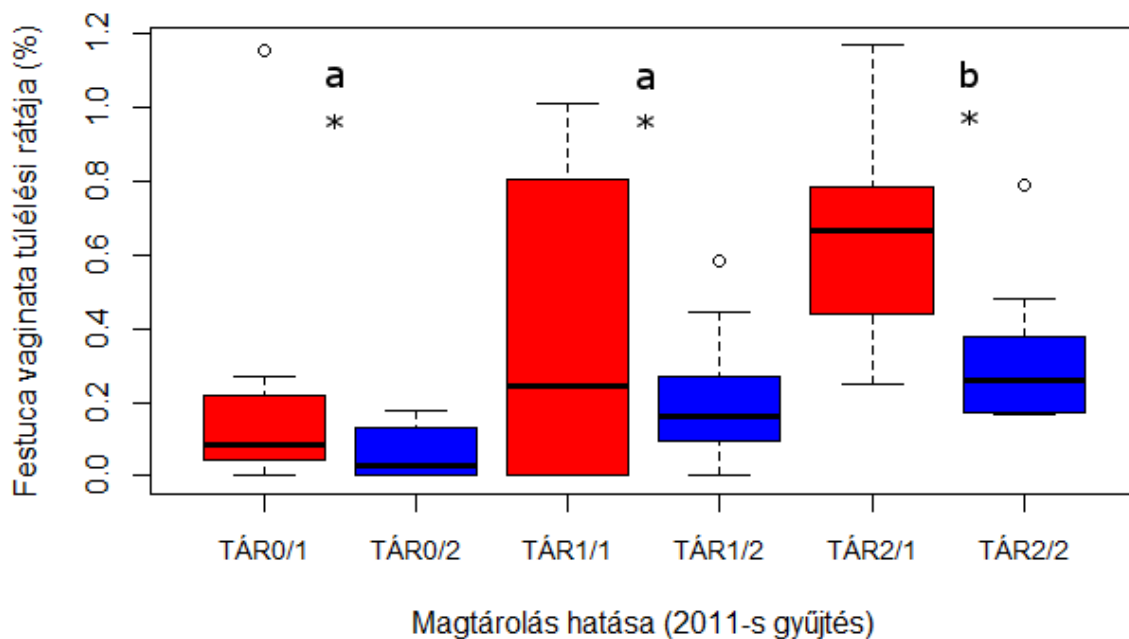
11. ábra 2011-es gyűjtésű magokból származó növények túlélési aránya (%) a vetés után egy és két évvel. A magok vetése tárolás nélkül (TÁR0, azaz 2011-ben), 1 éves tárolás után (TÁR1, azaz 2012-ben), ill. 2 év tárolást követően (TÁR2, azaz 2013-ban) történt. A betűkódok a fajnevek kezdőbetűit jelentik (lsd. 3. táblázat).



12. ábra 2011-ben gyűjtött, 2013-ban vetett parcella bemutatása a két éves állapotban. A sorokban a domináns *Festuca vaginata* látszik.

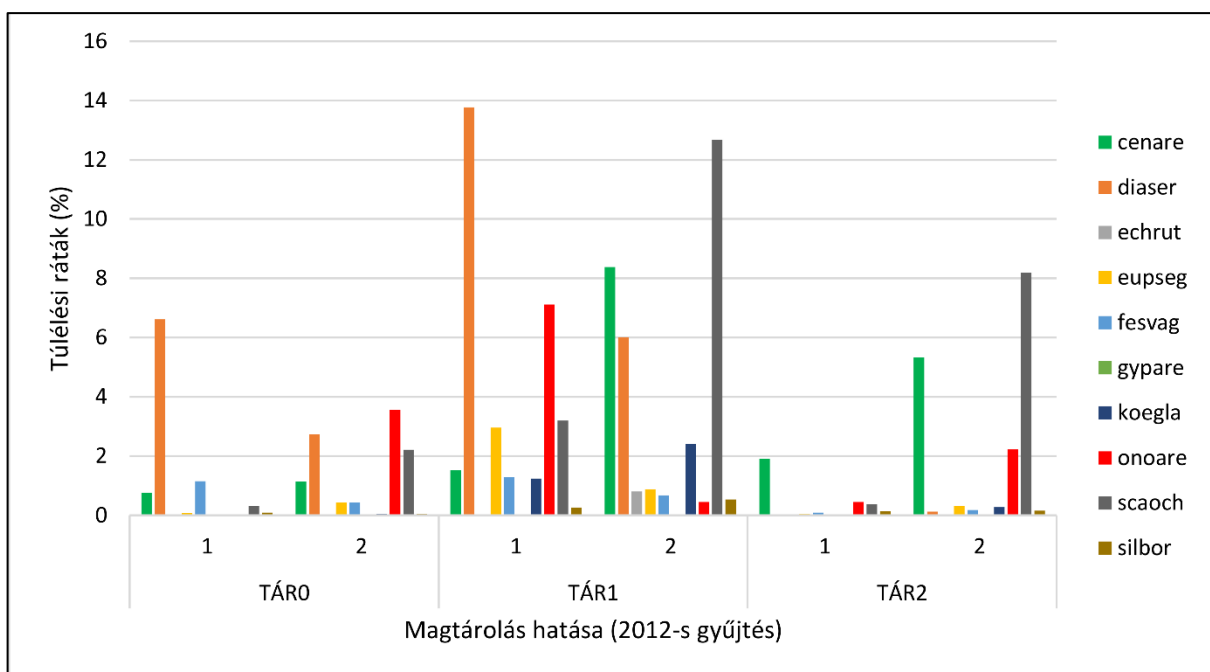
Csak a *F. vaginata* esetében volt elegendő számú csíranövény a három évet átölelő statisztikai elemzéshez, így az alábbiak csak erre a fajra vonatkoznak (13. ábra). A 2011-es gyűjtésű *Festuca* magokból (0-2 éves tárolást követően) származó növények túlélési rátáját vizsgálva a vetési- és felvételezési év között nem tapasztaltam szignifikáns interakciót, azonban külön-külön nézve mind a

vetési, mind a felvételezési év mutatott szignifikáns különbségeket a túlélési adatokban (vetési év hatása: $\text{chisq} = 24,433$ $\text{df} = 2$ $p < 0,001$; felvételezési év hatása: $\text{chisq} = 6,154$ $\text{df} = 1$ $p < 0,013$). A post hoc tesztek alapján elmondható, hogy a 2013 vetési év esetében tapasztaltam szignifikáns magasabb túlélést (2011-2013: $z = 4,904$ $p < 0,001$; 2012-2013: $z = 2,991$ $p = 0,008$). A vetést követő első felvételezési évben szignifikánsan több csíranövényt számoltuk ($z = -2,481$ $p = 0,013$), mint a második felvételezési évben.



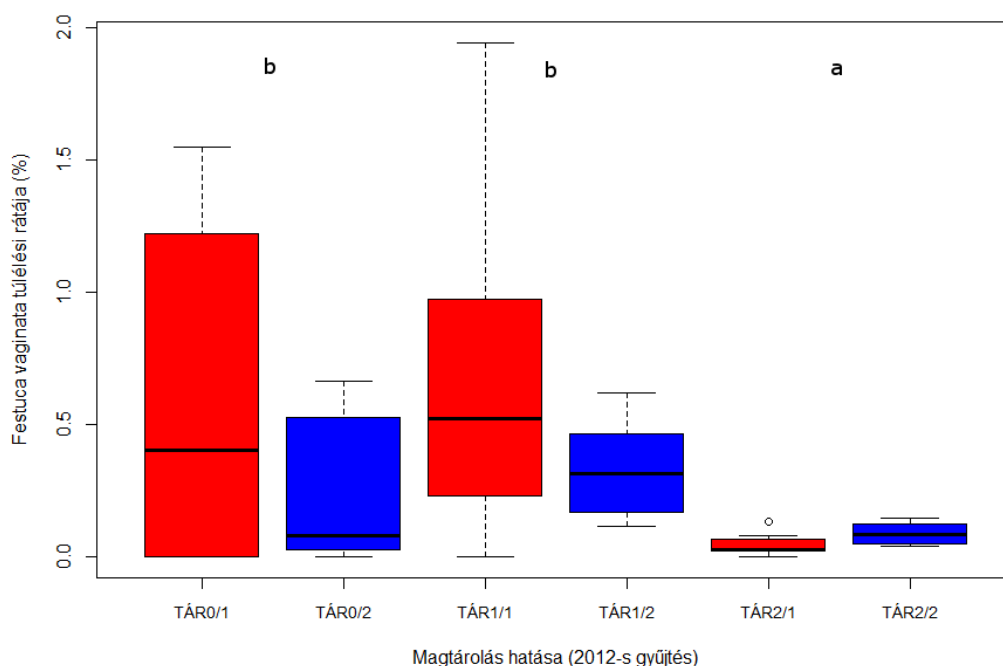
13. ábra 2011-es gyűjtésű *Festuca vaginata* magokból kikelt növények túlélése (%) a vetés követő két évben tárolás nélkül (TÁR0/1 és TÁR0/2 2011-ben vetve), egy (TÁR1/1 és TÁR1/2 2012-ben vetve), ill. két évi tárolás (TÁR2/1 és TÁR2/2 2013-ban vetve) után elvetve. A betűk a túlélési ráta vetési évek közti eltérését, míg a csillagok az első és a második felvételezési év közti szignifikáns különbséget jelölik.

A 2012-es gyűjtés során az egy évig tárolt magok, a 2013-as vetést követő első és második éve volt a legsikeresebb (14. ábra). Az egy évig tárolt magoknál a felvételezés első évében a *D. serotinus* (13,77 %), míg a második évében a *S. ochroleuca* (12,68 %) és *C. arenaria* (8,38 %) esetében figyeltem meg a legmagasabb túlélést. A legrosszabban a 2 évig tárolt, 2014-es vetés élt túl a vetést követő első évben. Ekkor *C. arenaria* érte el a legmagasabb túlélési értéket (1,9 %), de több faj nem is volt megfigyelhető (*E. ruthenicus*, *G. arenaria* (14. ábra)).



14. ábra 2012-es gyűjtésű magokból származó növények túlélési aránya (%) a vetés után egy és két évvel. A magokat tárolás nélkül (TÁR0: 2012-ben), egy év tárolás után (TÁR1: 2013-ban), vagy két év tárolást követően (TÁR2: 2014-ben) vetettük el. A betűkódok a fajnevek kezdőbetűit jelentik (Izd. 3. táblázat).

A 2012-es gyűjtésű *F. vaginata* magok (0-2 éves tárolást követően) túlélési rátája esetében mindig az első felvételezési évben számoltuk a legtöbb csíranövényt, kivétel a 2012-ben gyűjtött, két éve tárolt magokból fejlődő egyedek esetében, ahol nem volt különbség (15. ábra). A vetési- és felvételezési év között nem tapasztaltam szignifikáns interakciót, azonban külön-külön nézve csak a vetési év volt szignifikáns hatással a túlélési adatokra (vetési év hatása: $\text{chisq} = 18,362$ $\text{df} = 2$ $p < 0,001$; felvételezési év hatása: $\text{chisq} = 1,36$ $\text{df} = 1$ $p = 0,244$). A post hoc tesztek alapján elmondható, hogy 2014-es vetés esetében tapasztaltam szignifikánsan alacsonyabb túlélést a többi vetési évvel szemben (2012-2014: $z = -2,569$ $p = 0,028$; 2013-2014: $z = -4,255$ $p < 0,001$).

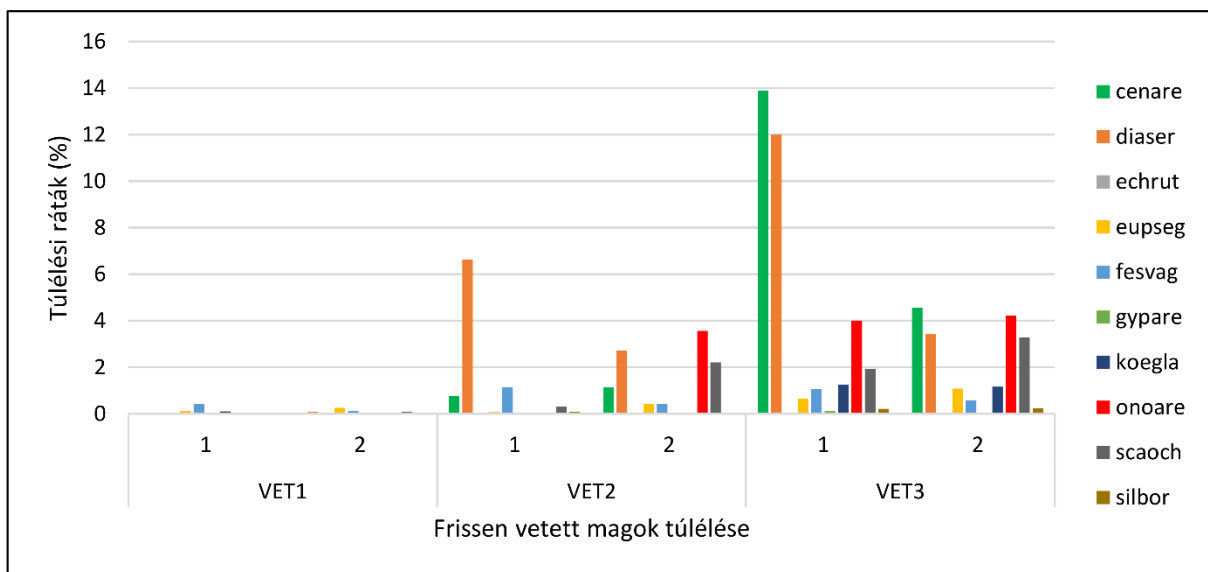


15. ábra. 2012-es gyűjtésű *Festuca vaginata* magokból kikelt növények túlélése (%) a vetés követő első és második évben tárolás nélkül (TÁR0/1 és TÁR0/2 2012-ben vetve), egy (TÁR1/1 és TÁR1/2 2013-ban vetve), ill. két évi tárolás (TÁR2/1 és TÁR2/2 2014-ben vetve) után elvetve. A betűk a túlélési ráta vetési évek közti szignifikáns különbséget jelölik.

4.1.2.2 Vetési év hatása

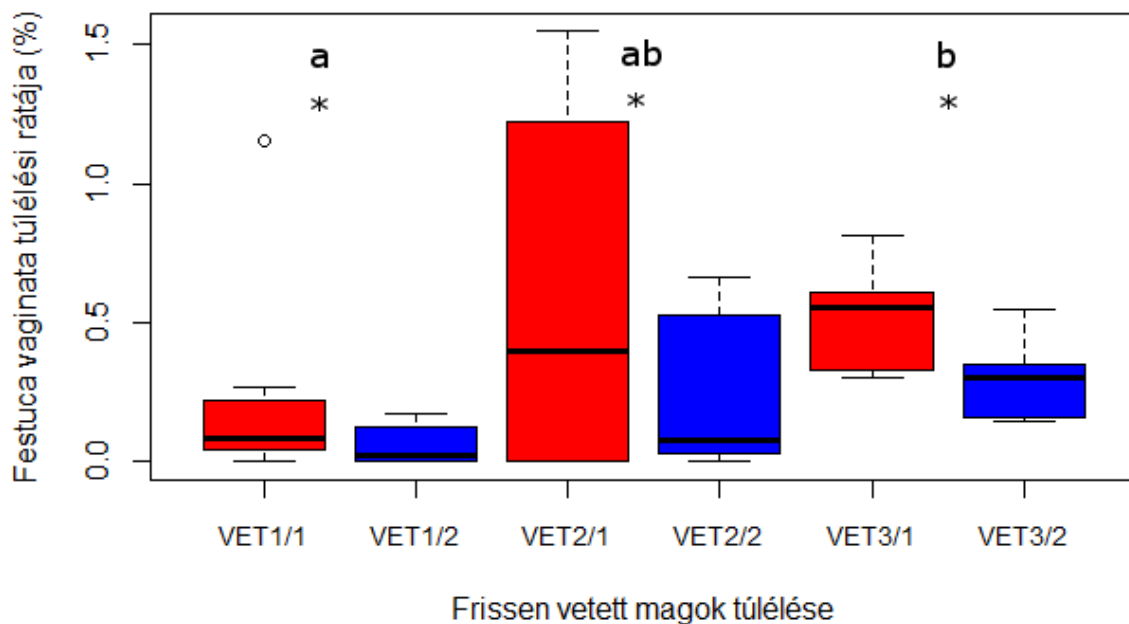
Eddigi eredményeim alapján a vetési év meghatározónak bizonyult a vetett fajok csírázására és túlélésére, ezért az alábbiakban ennek hatását részletesebben elemeztem. Azért, hogy a vetési év hatását a tárolás hatásától függetlenül vizsgálhassam, összehasonlítottam egyrészt a frissen gyűjtött magok túlélését 2011-2013, valamint az 1 évig tárolt magok túlélését 2012-2014 vetési évben.

A frissen vetett magok esetében a 2013-as vetést követő első év volt a legsikeresebb a növények túlélése tekintetében (16. ábra). Az átlagos túlélési ráta a *C. arenaria* (13,9 %) és a *D. serotinus* (12%) esetében volt a legnagyobb, egyedül az *E. ruthenicus* esetében nem találtunk túlélő egyedeket. A 2011-es vetés első éve volt a legkevésbé sikeres, ekkor a fajok több mint a fele nem is volt detektálható (*C. arenaria*, *D. serotinus*, *E. ruthenicus*, *O. arenaria*, *S. ochroleuca*), és a *F. vaginata* túlélési rátája volt a legmagasabb (0,42%) (16. ábra).



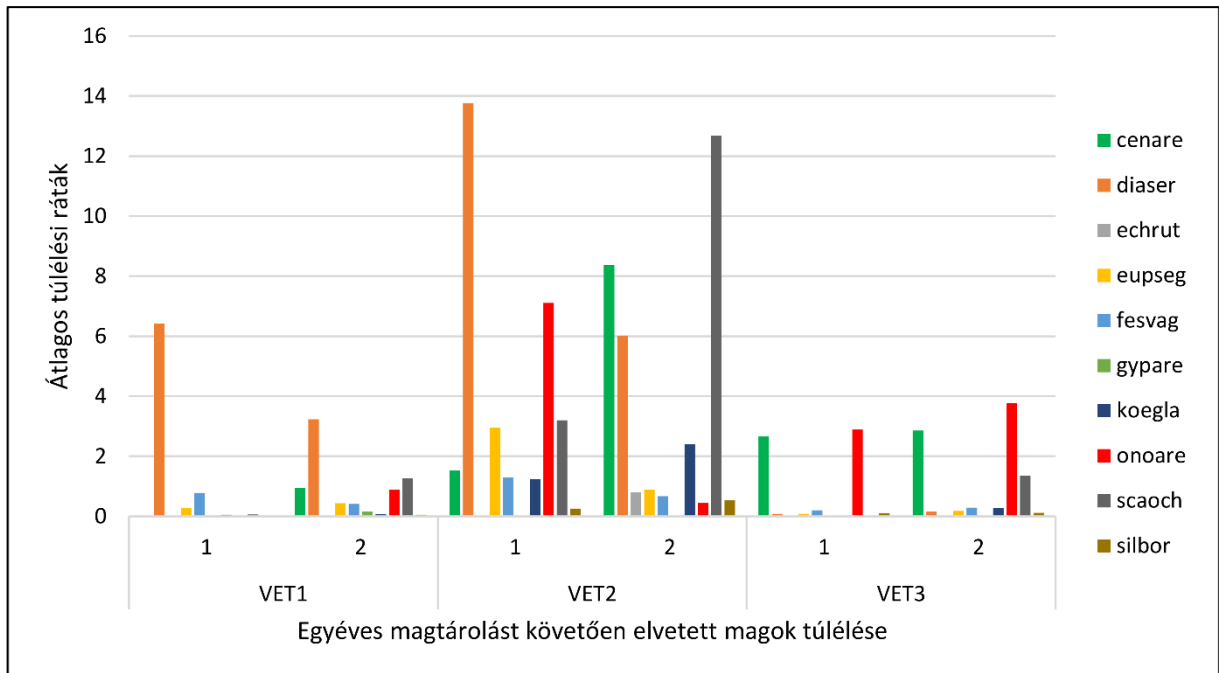
16. ábra Frissen vetett magok túlélése a vetést követő első két évben. A betűkódok a fajnevek kezdőbetűit jelentik (lsd. 3. táblázat). Jelölések: VET1=2011-es, VET2=2012-es, VET3=2013-as vetési évet jelent.

F. vaginata esetében megint az első felvételezési évben számoltuk a több csíranövényt. A frissen elvetett magokból fejlődő növények (2011-2013) túlélési rátája és a vetési- és felvételezési év között nem tapasztaltunk szignifikáns interakciót, azonban külön-külön nézve mind a vetési, mind a felvételezési év szignifikáns hatással volt ezekre az adatokra (17. ábra, vetési év hatása: $\text{chisq}=15,569$ $\text{df}=2$ $p<0,001$; felvételezési év hatása: $\text{chisq}=6,857$ $\text{df}=1$ $p=0,009$). A post hoc tesztek alapján elmondható, hogy a vetési évek esetén a 2013-as vetés szignifikánsan nagyobb túlélést eredményezett a 2011-es vetésnél ($z=3,931$ $p<0,001$), míg a vetést követő első és második felvételezési év között is szignifikáns eltérés ($z=-2,619$ $p=0,009$) volt megfigyelhető: az első év sikeresebbnek bizonyult.



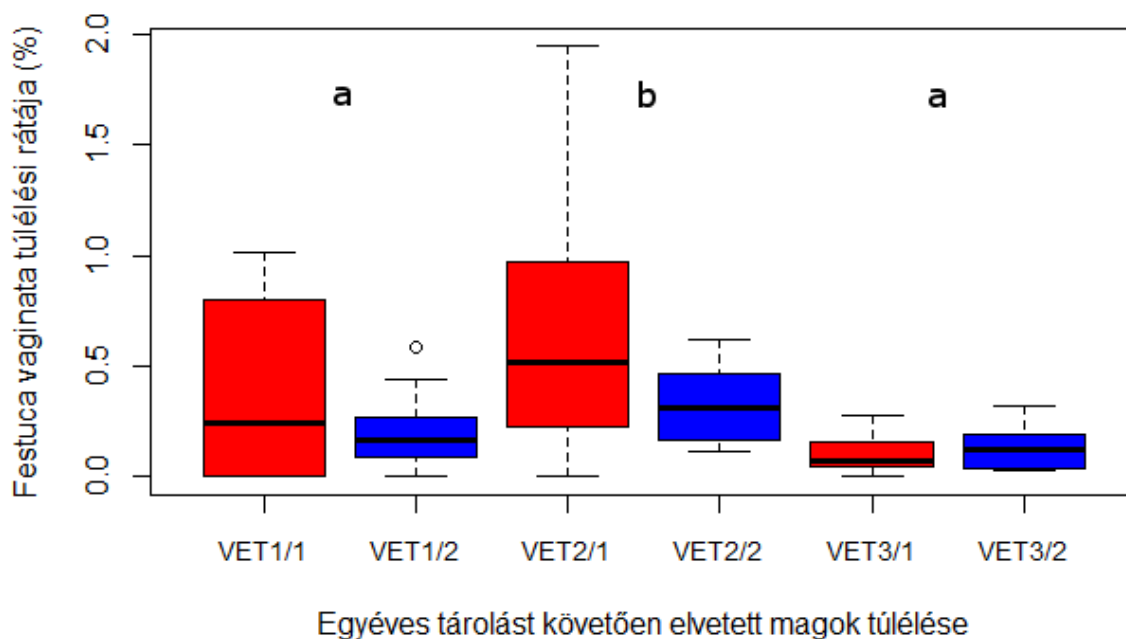
17. ábra Magvetési év hatása a túlélési arányra (%) *Festuca vaginata* frissen vetett magjai esetében a vetést követő első (VETX/1) és második (VETX/2) évben. Jelölések: VET1=2011-es, VET2=2012-es, VET3=2013-as vetési évet jelent. A betűk a túlélési ráta vetési évek közti eltérését, míg a csillagok az első és a második felvételezési év közti szignifikáns különbséget jelölik.

Az egy évig tárolt magok esetében ugyancsak a 2013-as vetést követő első és második év bizonyult a legsikeresebbnek (18. ábra). A legmagasabb túlélési rátája az első évben a *D. serotinus*-nak (13,77 %), a második évben a *C. arenaria* (8,38 %) és a *S. ochroleuca* (12,68 %) fajoknak volt. A *G. arenaria* esetében nem találtunk túlélő egyedeket. A 2014-es vetést követő második évben volt a legalacsonyabb a túlélési ráta, ekkor a legnagyobb túlélési rátája a *C. arenaria* (2,86 %) és az *O. arenaria* (3,78 %) fajoknak volt, nem találtunk egyedeket az *E. ruthenicus*, *G. arenaria* esetében.



18. ábra Az egyéves tárolást követően elvetett magok túlélése a vetést követő első két évben. A betűkódok a fajnevek kezdőbetűit jelentik (lsd. 3. táblázat). Jelölések: VET1=2012-es, VET2=2013-as, VET3=2014-es vetési évet jelent.

F. vaginata esetében a friss magokból fejlődött növények nagyobb túlélést mutattak, mint az egy évig tárolt magokból származók, mindkét esetben a 2013-as vetés volt a legsikeresebb (17. és 19. ábra). A *F. vaginata* egyéves tárolást követően elvetett magjaiból származó növények (2012-2014) túlélési rátájának vizsgálata során a vetési- és felvételezési év között nem tapasztaltunk szignifikáns interakciót, külön-külön nézve csak a vetési év volt szignifikáns hatással a túlélési adatokra (vetési év hatása: $\chi^2 = 14,43$ $df = 2$ $p < 0,001$; felvételezési év hatása: $\chi^2 = 0,708$ $df = 1$ $p = 0,4$). A post hoc tesztek alapján a 2013-as vetés túlélési rátája szignifikánsan magasabb volt a másik két vetési év túlélési sikerétől (2012-2013: $z = 2,374$ $p = 0,0462$; 2013-2014: $z = -3,755$ $p < 0,001$).



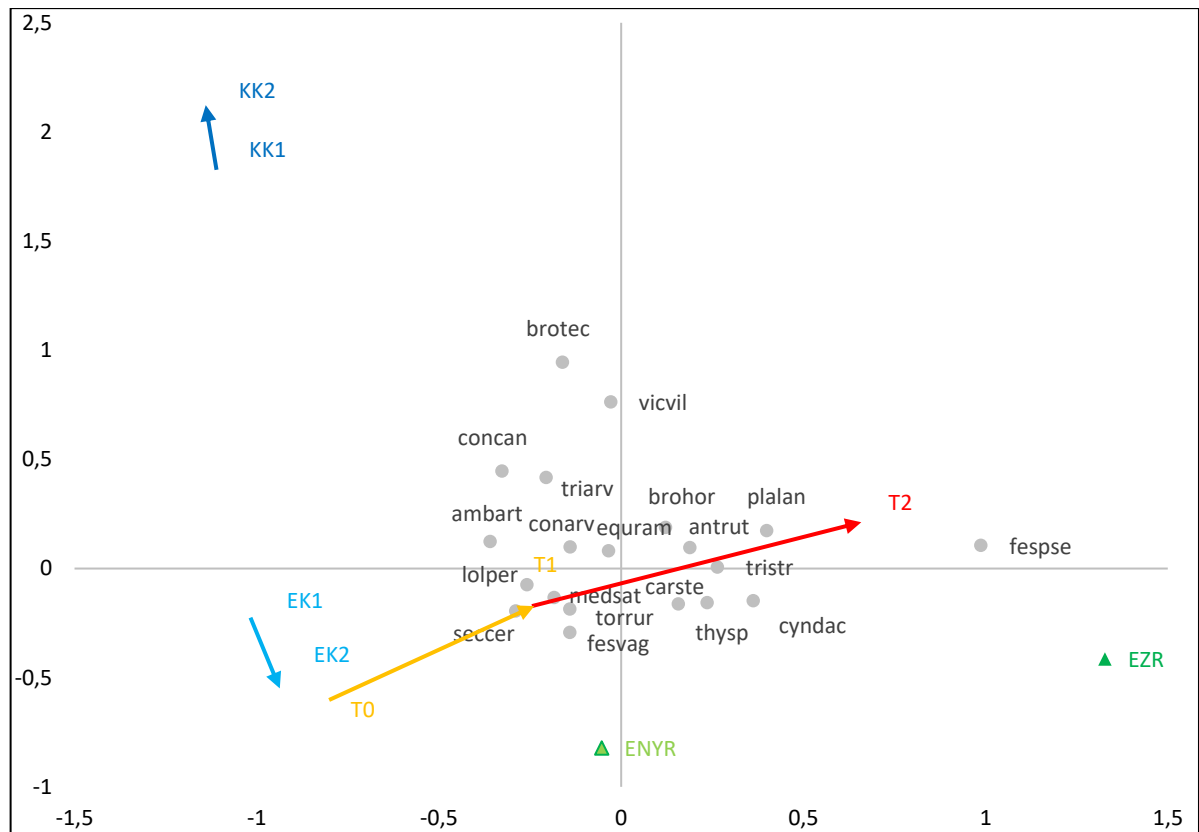
19. ábra Magvetési év hatása a túlélési arányra (%) *Festuca vaginata* esetében egy éves tárolást követően a vetést követő első (VETX/1) és második (VETX/2) évben. Jelölések: VET1=2012-es, VET2=2013-as, VET3=2014-es vetési évet jelent. A betűk a túlélési ráta vetési évek közti eltérését jelölik.

4.2 Különböző magbeviteli módszerek eredményessége a gyeprestaurációban

4.2.1 Homoki gyepek vegetációjának időbeli változása a magbevitt követően

4.2.1.1 A restaurált gyepek fejlődésének iránya

A PCA eredménye kimutatta a restaurált gyepek gyors fejlődését a különböző magbeviteli módszereknek köszönhetően, szemben a kontroll gyepek lassabb változásával (20. ábra). Az ordinációs elemzésben az első tengely a variancia 19 %-át, míg a második tengely a 15 %-át magyarázta. Az őshonos fajok magjainak a bevitele felgyorsította a szukcessziót, melynek eredményeként a restaurált gyepek összetétele a vizsgált évek során az első tengely mentén közelebb került először a nyílt, majd a zárt homoki gyepekhez. A második tengely mentén elkülönült a nem vetett és az extenzíven kezelt kontroll, mutatván, hogy magbevitel nélkül a spontán szukcesszió elakad, és az extenzíven kezelt kontroll vegetációja a restaurált gyepek alapállapotához közelített a vizsgált idő alatt.



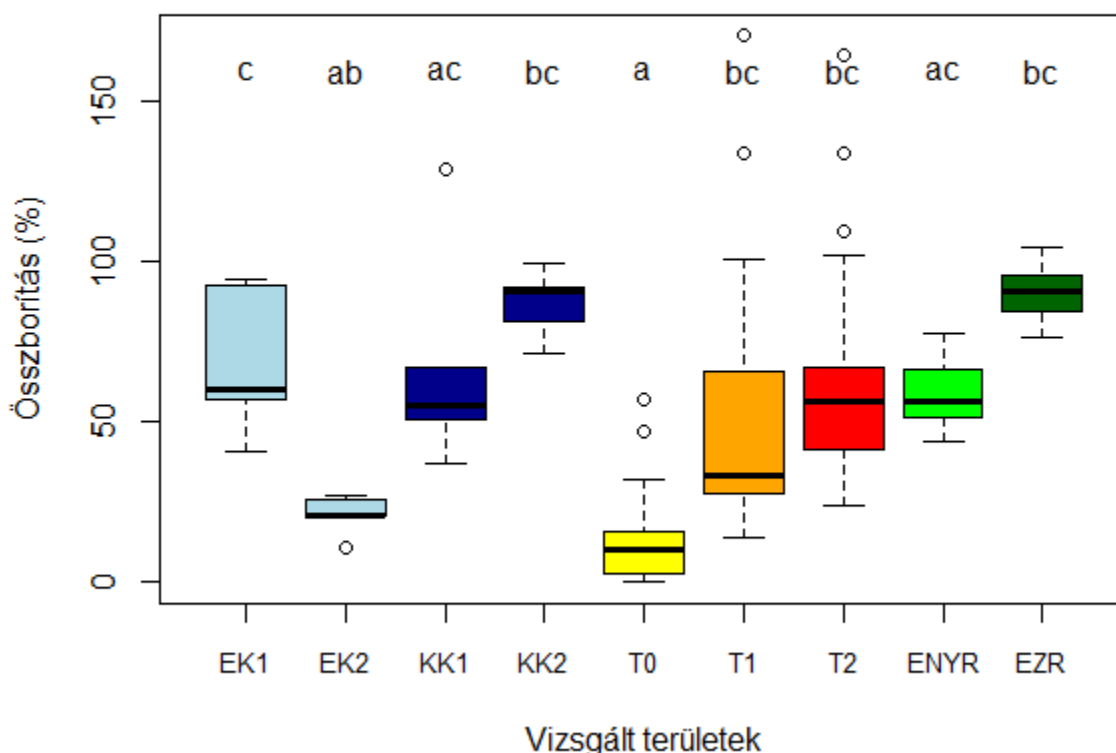
20. ábra PCA trajektóriák a restaurációs gyepek időbeli fejlődésének bemutatására az elsődleges referencia és kontroll területek összetételével összevetve a domináns fajok alapján. Rövidítések: T0: beavatkozások előtt, T1: beavatkozások utáni első évben, T2: beavatkozások utáni második évben, EK1:2015-ös extenzíven kezelt kontroll, EK2:2016-os extenzíven kezelt kontroll, KK1:2015-ös nem vetett kontroll területek, KK2:2016-os nem vetett kontroll területek, ENYR – elsődleges nyílt referencia, EZR- elsődleges zárt referencia gyepek. A betűkódok a fajneveket jelentik: ambart: *Ambrosia artemisiifolia*; antrut: *Anthemis ruthenica*; brohor: *Bromus hordaceus*; brotec: *Bormus tectorum*; carste: *Carex stenophylla*; conarv: *Convolvulus arvensis*; concan: *Conyza canadensis*; cyndac: *Cynodon dactylon*; equram: *Equisetum ramosissimum*; fespse: *Festuca pseudovina*; fesvag: *Festuca vaginata*; lolper: *Lolium perenne*; medsat: *Medicago sativa*; plalan: *Plantago lanceolata*; seccer: *Secale cereale*; thysp: *Thymus sp.*; torrur: *Tortula ruralis*; triarv: *Trifolium arvense*; tristr: *Trifolium striatum*; vicvil: *Vicia villosa*.

A tömegesebb fajok PCA ordinációs térben való elhelyezkedése alapján a területi különbségek jobban érthetőek (20. ábra). A kontroll és a T0 állapotban az egyéves, rövid-életű gyomfajok voltak a dominánsak, pl. az egyéves *Bromus tectorum*, *Vicia villosa*, *Conyza canadensis*. A magbevitelnek köszönhetően az egyéveseket évelő fajok váltották fel. Az évelő *Festuca pseudovina* és *Plantago lanceolata* volt a meghatározóbb faj a elsődleges referencia gyepeknek és a másodéves restaurált gyepeknek is. A mátrix fajként vetett *Festuca* spp. átlagos borítása eléri a

47%-ot, fontos szerepet játszva a restaurált gyep záródásában, és az összetételének a zárt referencia gyephez történő közeledésében. A dajkanövényként használt *Medicago sativa* faj borítása az első évben volt a legnagyobb, és pár területen még a második évben is jelentős borítási százalékkal rendelkezett (ÉNY1: 14 %, DK: 20 %). Az *Ambrosia artemisiifolia* jelentős inváziós fajunk viszonylag alacsony borítása az alapállapotban a dajkanövényeknek volt köszönhető, mivel ezt megelőzően, a vizsgálatunk előkészítési (2013. évi) fázisában a gyárterületen közel 100%-os parlagfű borítással találkoztunk. A parlagfű (2 % borítással) a 20. ábrán ugyancsak az egyéves dominálta fázisba tartozik, de a restaurált területek elmozdulása az első tengely pozitív irányába jelzi, hogy a dajkanövény mellett a restaurációs beavatkozások is sikeresen visszaszorították ezt az özöngyomot (2016-ra csupán 0,01%-s borítással rendelkezett).

4.2.1.2 Restaurált gyep borításának és fajgazdagságának időbeli változása

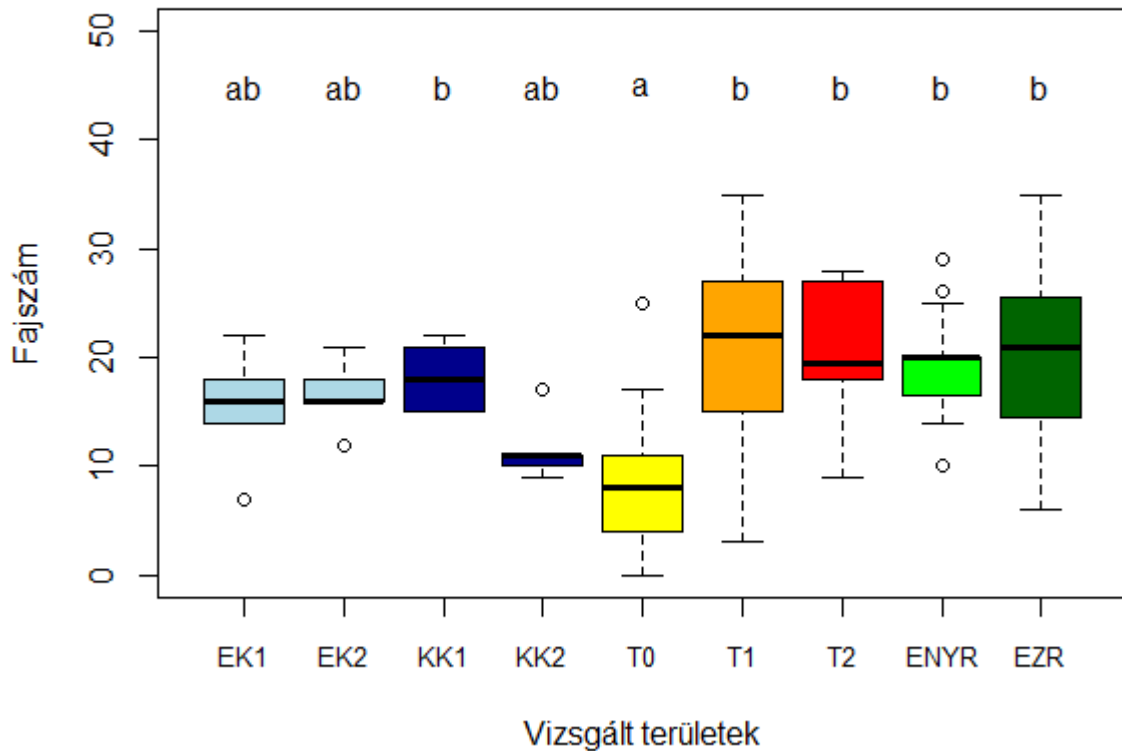
A vizsgált területek szignifikánsan különböztek az összborítás szempontjából (GLMM elemzés: $\chi^2 = 162,36$ $df = 8$ $p < 0,001$). A post hoc tesztek alapján a restaurált gyep borítása minden évben jelentősen növekedett az alapállapothoz képest (T0-T1: $z = 9,277$ $p < 0,001$; T0-T2: $z = 10,405$ $p < 0,001$) (21. ábra). Az alapállapot felvételezéskor igen alacsony összborítást figyeltünk meg a területeken (13 %). A második évre a vegetáció borítása jelentősen záródott, átlagosan 65 %-ra nőtt, de elérte akár a 164 %-s összborítást is. Csupán az alapállapotú restaurálandó gyepek különböztek jelentősen a kontroll és a zárt referencia gyepektől (T0-EK1: $z = -3,098$ $p = 0,037$; T0-KK2: $z = -3,795$ $p = 0,003$; T0-EZR: $z = 4,177$ $p < 0,001$). Az egy és kétéves restaurált gyepek összborítása már nem különbözött jelentősen sem a referencia, sem a kontroll területek borításától. Jelentős eltérés volt megfigyelhető a 2015-s és 2016-s az extenzív kontroll gyepek összborítása között (EK1-EK2: $z = -3,843$ $p = 0,003$). A kontroll gyepek összborítása is magas volt (69 % körüli), azonban az ordinációs eredményekből tudjuk, hogy az összetétele jelentősen eltért a referencia gyepektől (21. ábra).



21. ábra A kezelések időbeli hatásának elemzése az összborítás alapján. Az összborítást (az egyes fajok borításának összegét) a vizsgált területekre vonatkoztatva adtam meg. Az ábrák bemutatják az összborítási adatok minimumát, első kvartilisét, mediánját, harmadik kvartilisét, és maximumát. A területek közötti szignifikáns eltéréseket az ábrán látható betűk jelölik. Rövidítések: T0: beavatkozások előtt, T1: beavatkozások utáni első évben, T2: beavatkozások utáni második évben, EK1:2015-ös extenzíven kezelt kontroll, EK2:2016-os extenzíven kezelt kontroll, KK1:2015-ös nem vetett kontroll területek, KK2:2016-os nem vetett kontroll területek, ENYR: elsődleges nyílt referencia, EZR: elsődleges zárt referencia gyepek.

A fajgazdagság szignifikánsan különbözött a vizsgált területek között a GLMM elemzésben ($\chi^2 = 198,79$ $df = 8$ $p < 0,001$). A post hoc tesztek alapján a restaurált gyepek fajszáma lényegesen alacsonyabb volt az alapállapot esetében, mint a magbeviteli módszerek alkalmazása utáni első és második évben (T0-T1: $z = 13,343$ $p < 0,001$; T0-T2: $z = 11,437$ $p < 0,001$). A restaurált gyepek fajszáma a kezdeti 8 fajról már az első évben, a magbeviteli módszereket követően megemelkedett átlagosan 21 fajra. Az alapállapú, restaurálandó területek fajszáma jelentősen különbözött a 2015-s nem vetett kontroll és az elsődleges nyílt és zárt referencia területektől (T0-KK1: $z = -3,160$ $p = 0,031$; T0-EZR: $z = 3,767$ $p = 0,004$; T0-ENYR: $z = 3,564$ $p = 0,008$). A restaurációs beavatkozásokat követően

a kapott eredmény magasabb az extenzíven kezelt (17 faj) és a nem vetett kontroll (12 faj) területeken megfigyelteknél, és megegyezik az elsődleges zárt referencia gyep fajszámával. Az egy- és két éves restaurált gyepék fajgazdagsága a post hoc tesztek alapján nem különbözött jelentősen sem a kontroll, sem a referencia területektől (22. ábra).



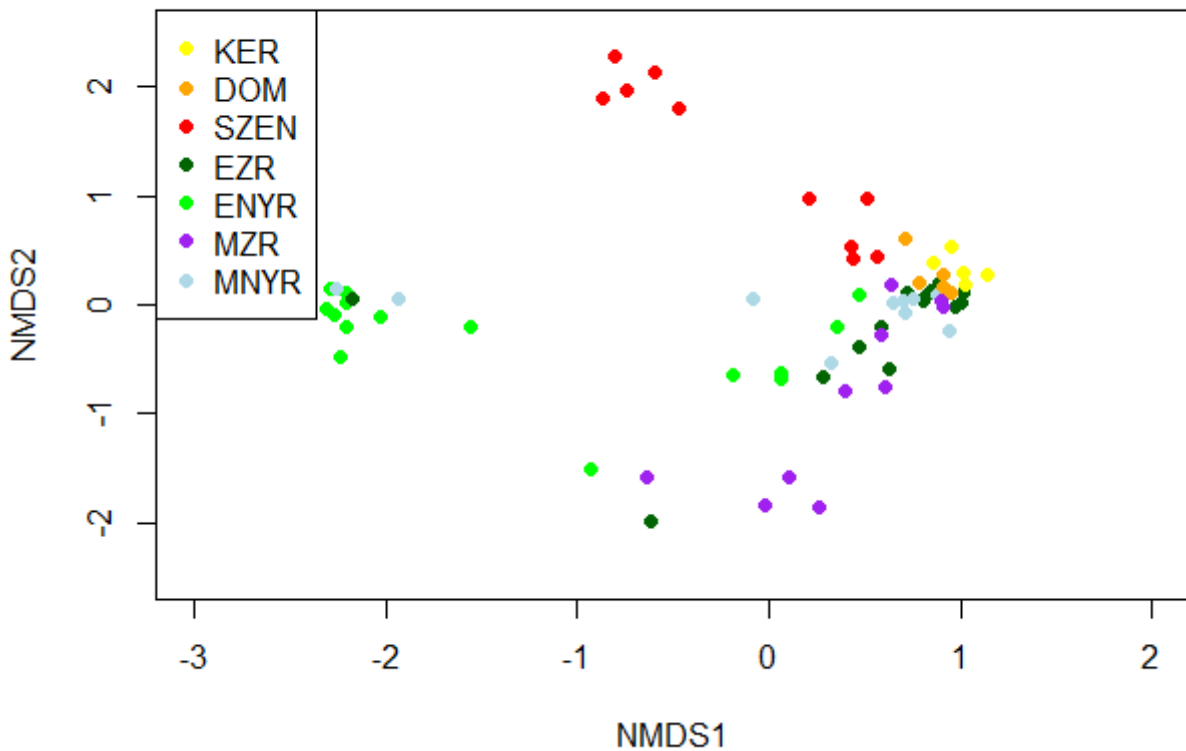
22. ábra A kezelések időbeli hatásának elemzése a fajszám alapján. A fajgazdagságot (fajok össz fajszámát) a vizsgált területekre vonatkoztatva adtam meg. Az ábrák bemutatják a fajgazdagság adatok minimumát, első kvartilisét, mediánját, harmadik kvartilisét, és maximumát. A területek közötti szignifikáns eltéréseket az ábrán látható betűk jelölik. Rövidítések: T0: beavatkozások előtt, T1: beavatkozások utáni első évben, T2: beavatkozások utáni második évben, EK1:2015-ös extenzíven kezelt kontroll, EK2:2016-os extenzíven kezelt kontroll, KK1:2015-ös nem vetett kontroll területek, KK2:2016-os nem vetett kontroll területek, ENYR – elsődleges nyílt referencia, EZR-elsődleges zárt referencia gyep.

4.2.2 A különböző magbeviteli módszerek eredményességének összehasonlítása többféle referencia területtel

4.2.2.1 A vegetáció összetétel összevetése többváltozós elemzéssel

A vizsgált területeken megjelent fajok 65 %-a (SZEN) és 66 %-a (DOM) egyezett az elsődleges zárt referencia, míg 55 %-a (SZEN) és 59 %-a (DOM) egyezett a másodlagos zárt referencia területek fajlistájával. Ez utóbbi referencia területnél volt a legmagasabb egyezés (50 %) a kereskedelmi magkeverékkel (KER) bevetett terület fajlistájával. A legalacsonyabb egyezés (35 %) ugyancsak ennél a kezelésnél volt megfigyelhető az elsődleges nyílt referenciával történő összevetés során.

A négyféle referencia gyepek fajösszetétele szignifikánsan elkülönült egymástól a Bray-Curtis indexen alapuló NMDS és ANOSIM elemzések alapján (23. ábra, 10. táblázat). A különböző magbeviteli módszerek esetében a vetett területek (DOM, KER) fajösszetétele jelentősen hasonlított a referencia területekhez, kivéve az ENYR gyepekhez (24. ábra). A szénaterítése (SZEN) szignifikánsan különbözött a többi magbeviteli módszertől (DOM, KER) és az összes referenciától.



23. ábra NMDS elemzés eredménye a különböző magbeviteli módszerrel restaurált területek és a referencia gyepek fajösszetételének összevetésére Bray-Curtis index alkalmazásával a fajok borítási adatai alapján (stressz-érték: 0,165). Rövidítések: EZR: elsődleges zárt referenciák, ENYR: elsődleges nyílt referenciák, MZR: másodlagos zárt referenciák, MNYR: másodlagos nyílt referenciák, KER: kereskedelmi magkeverékkel bevetett területek, DOM: domináns fűfaj vetése, SZEN: szénaterítés.

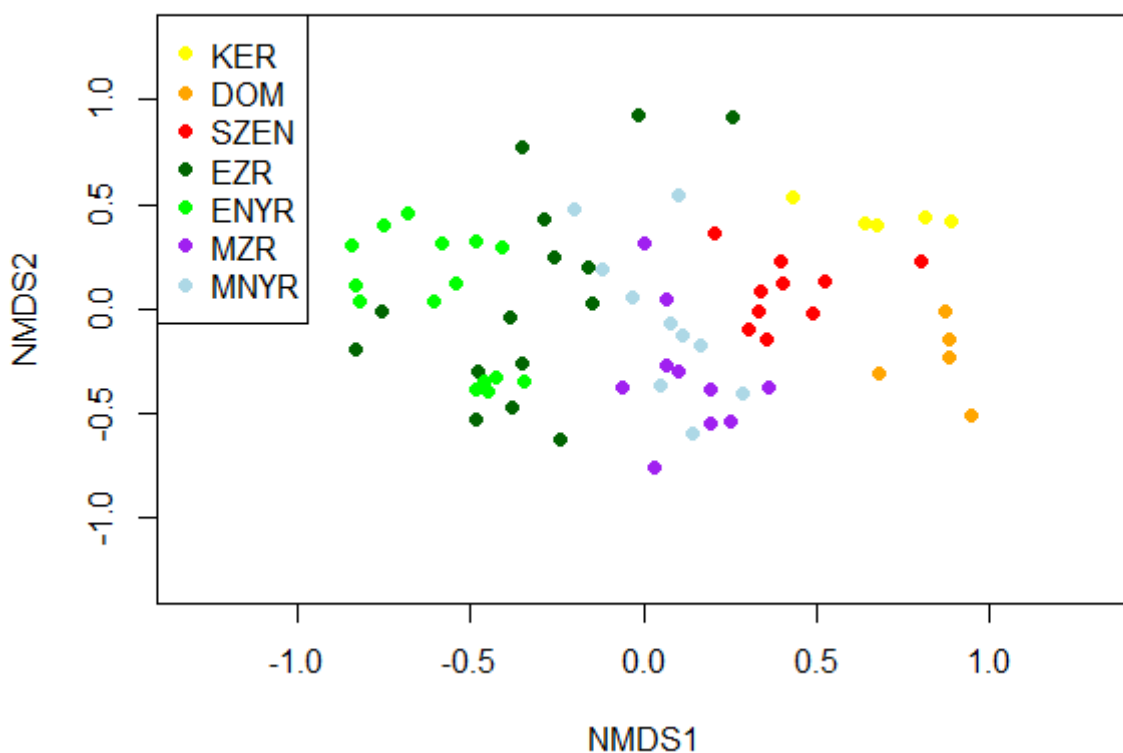
10. táblázat A restaurált és referencia területek fajösszetételek összevetése ANOSIM elemzéssel Bray-Curtis index alkalmazásával a fajok borítási adatai alapján. Szignifikáns eredményeket félkövér betűtípussal emeltük ki. Rövidítés: EZR: elsődleges zárt referenciák, ENYR: elsődleges nyílt referenciák, MZR: másodlagos zárt referenciák, MNYR: másodlagos nyílt referenciák, KER: kereskedelmi magkeverékkel bevetett területek, DOM: domináns fűfaj vetése, SZEN: szénaterítés.

	SZEN	KER	DOM	ENYR	EZR	MNYR
	<i>R/p érték</i>	<i>R/p érték</i>	<i>R/p érték</i>	<i>R/p érték</i>	<i>R/p érték</i>	<i>R/p érték</i>
KER	0,31/0,021					
DOM	0,27/0,033	0,25/0,068				
ENYR	0,64/0,001	0,61/0,001	0,57/0,001			
EZR	0,53/0,001	0,05/0,316	0,01/0,428	0,47/0,001		
MNYR	0,41/0,001	0,15/0,14	0,03/0,296	0,29/0,006	0,15/0,045	
MZR	0,45/0,001	0,16/0,097	0,08/0,219	0,51/0,001	0,16/0,04	0,16/0,015



24. ábra A hároméves A: kereskedelmi magkeverékkel vetett, B: domináns fűmaggal vetett (kaszálás előtt), C: domináns fűmaggal vetett (kaszálás után), valamint D: szénával terített terület bemutatása.

Valamennyi vizsgált terület összetétele szignifikánsan különbözött egymástól a Sørensen indexen alapuló NMDS és ANOSIM elemzés alapján, kivéve a nyílt és zárt másodlagos referencia gyepes esetében (25. ábra, 11. táblázat).



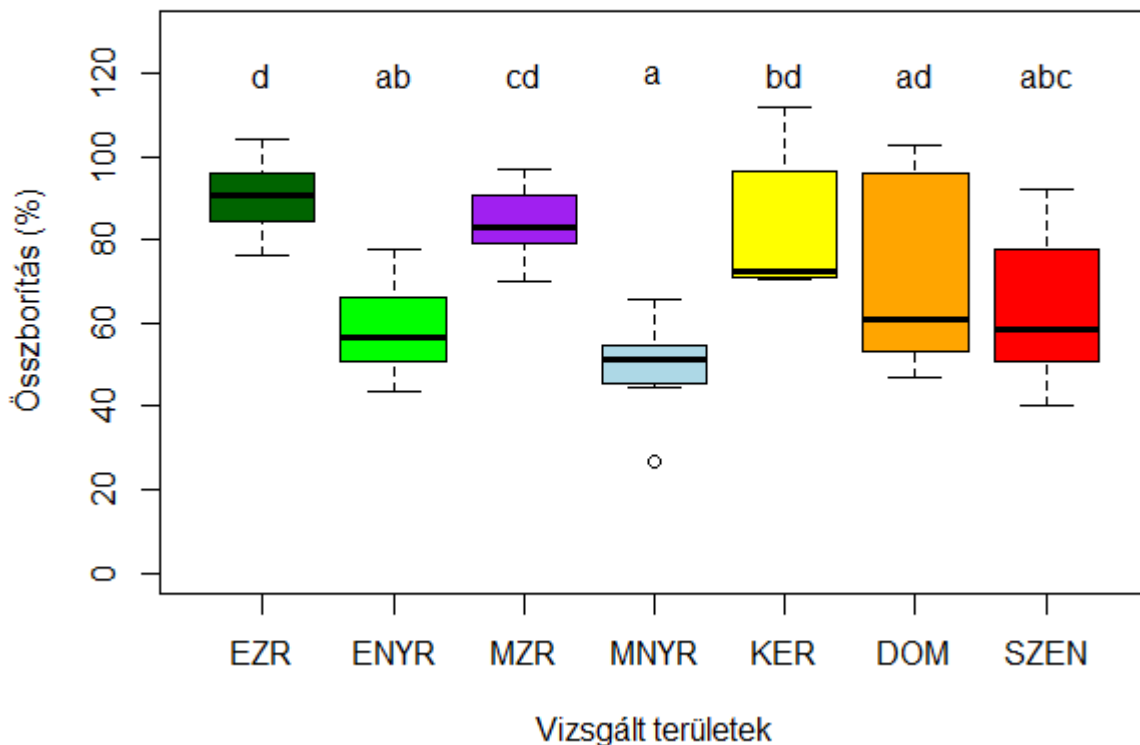
25. ábra NMDS elemzés eredménye a különböző magbeviteli módszerrel restaurált területek és a referencia gyepek fajösszetételének összevetésére Sørensen index alkalmazásával a prezencia/abszencia adatok alapján (stressz-érték: 0,243). Rövidítések: EZR: elsődleges zárt referenciák, ENYR: elsődleges nyílt referenciák, MZR: másodlagos zárt referenciák, MNYR: másodlagos nyílt referenciák, KER: kereskedelmi magkeverékkel bevetett területek, DOM: domináns fűfaj vetése, SZEN: szénaterítés.

11. táblázat A restaurált és referencia területek összetételének összevetése ANOSIM elemzéssel Sørensen index alkalmazásával a fajgazdagság alapján. Szignifikáns eredményeket félkövér betűtípussal emeltük ki. Rövidítés: EZR: elsődleges zárt referenciák, ENYR: elsődleges nyílt referenciák, MZR: másodlagos zárt referenciák, MNYR: másodlagos nyílt referenciák, KER: kereskedelmi magkeverékkel bevetett területek, DOM: domináns fűfaj vetése, SZEN: szénaterítés.

	SZEN	KER	DOM	ENYR	EZR	MNYR
	<i>R/p value</i>	<i>R/p value</i>	<i>R/p value</i>	<i>R/p value</i>	<i>R/p value</i>	<i>R/p value</i>
COM	0,55/0,001					
DOM	0,69/0,001	0,81/0,011				
ENYR	0,87/0,001	0,98/0,001	0,99/0,002			
EZR	0,63/0,001	0,85/0,001	0,83/0,001	0,40/0,001		
MNYR	0,65/0,001	0,92/0,001	0,94/0,001	0,79/0,001	0,61/0,001	
MZR	0,59/0,001	0,92/0,002	0,88/0,001	0,80/0,001	0,50/0,001	0,08/0,119

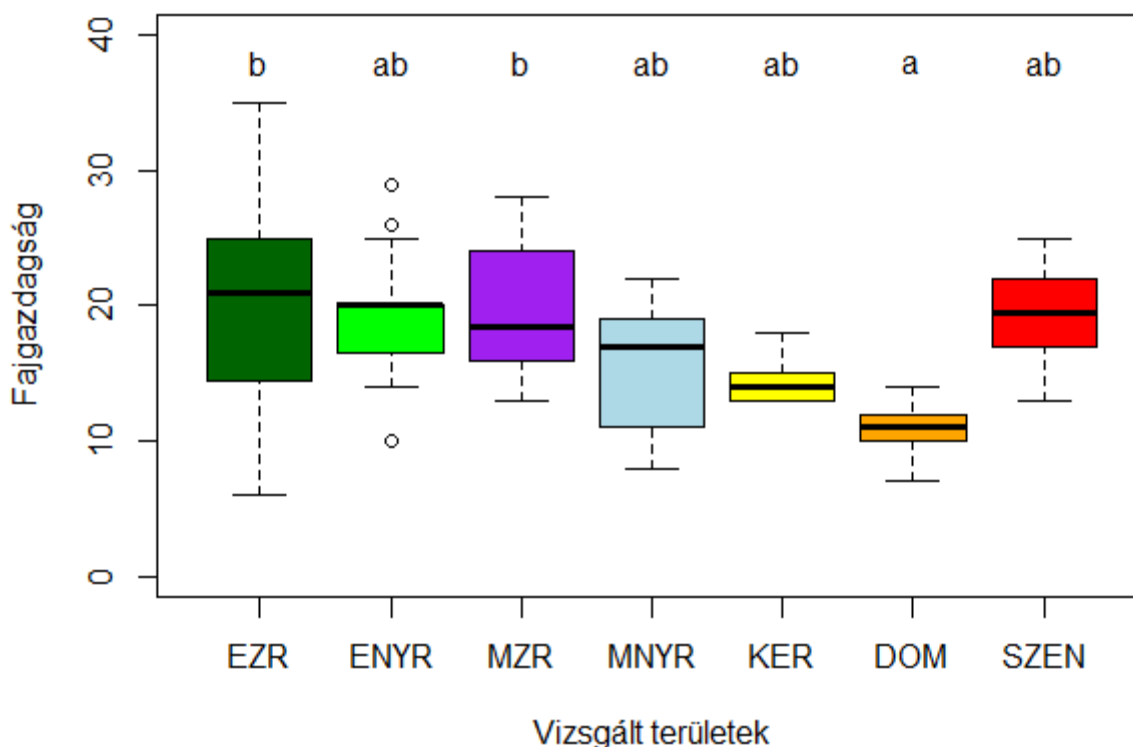
4.2.2.2 *Összborítás és fajgazdagság*

A vizsgált területek szignifikánsan különböztek az összborítás szempontjából (GLMM elemzés: $\text{chisq} = 51,33$ $\text{df} = 6$ $p < 0,001$). Ezen belül a zárt és nyílt referencia területek borítása szignifikánsan elkülönült egymástól a Tukey HSD post hoc elemzések alapján (EZR-ENYR: $z = -4,938$ $p < 0,001$; EZR-MNYR: $z = -5,654$ $p < 0,001$; MZR-ENYR: $z = 3,554$ $p = 0,007$; MZR-MNYR: $z = -4,374$ $p < 0,001$, 26. ábra). A különböző magbeviteli módszerek között nem figyeltem meg szignifikáns különbségeket a kezelést követő 3. évben. Az összborítás átlaga fokozatosan csökkent a kereskedelmi magkeveréktől (85 %) a domináns fűmag vetésén keresztül a szénaterítésig (62 %). A helyreállított területek összborítása hasonló volt a referencia területekhez, eltekintve a kereskedelmi magkeverék és másodlagos nyílt referencia, valamint a szénaterítés és az elsődleges zárt referencia esetében megfigyelt szignifikáns különbségtől (KER-MNYR $z = -3,624$ $p = 0,005$; SZEN-EZR: $z = -3,930$ $p = 0,002$).



26. ábra A 3. éves restaurált és referencia területek összborítása. Az összborítást (az egyes fajok borításának összegét) a vizsgált területekre vonatkoztatva adtam meg. Az ábrák bemutatják az összborítási adatok minimumát, első kvartilisét, mediánját, harmadik kvartilisét, és maximumát. A területek közötti szignifikáns eltéréseket az ábrán látható betűk jelölik. Rövidítések: EZR: elsődleges zárt referenciák, ENYR: elsődleges nyílt referenciák, MZR: másodlagos zárt referenciák, MNYR: másodlagos nyílt referenciák, KER: kereskedelmi magkeverékkel bevetett területek, DOM: domináns fűfaj vetése, SZEN: szénaterítés.

A fajgazdagság jelentősen különbözött a vizsgált területek között (GLMM elemzés: $\chi^2 = 14,777$ $df = 6$ $p = 0,022$). Az összes magbeveteli módszer hasonló fajgazdagságot (15-20 faj) ért el egymáshoz és a referenciákhoz képest, kivéve domináns faj vetését (11 faj), mely szignifikánsan alacsonyabb fajgazdagságot eredményezett a zárt referencia területekkel összehasonlítva (EZR-DOM: $z = -3,139$ $p = 0,027$; MZR-DOM: $z = 2,951$ $p = 0,047$, 27. ábra).



27. ábra A 3. éves restaurált és referencia területek fajgazdagsága. A fajgazdagságot (fajok összajszámát) a vizsgált területekre vonatkoztatva adtam meg. Az ábrák bemutatják a fajgazdagság adatok minimumát, első kvartilisét, mediánját, harmadik kvartilisét, és maximumát. A területek közötti szignifikáns eltéréseket az ábrán látható betűk jelölik. Rövidítések: EZR: elsődleges zárt referenciák, ENYR: elsődleges nyílt referenciák, MZR: másodlagos zárt referenciák, MNYR: másodlagos nyílt referenciák, KER: kereskedelmi magkeverékkel bevetett területek, DOM: domináns fűfaj vetése, SZEN: szénaterítés.

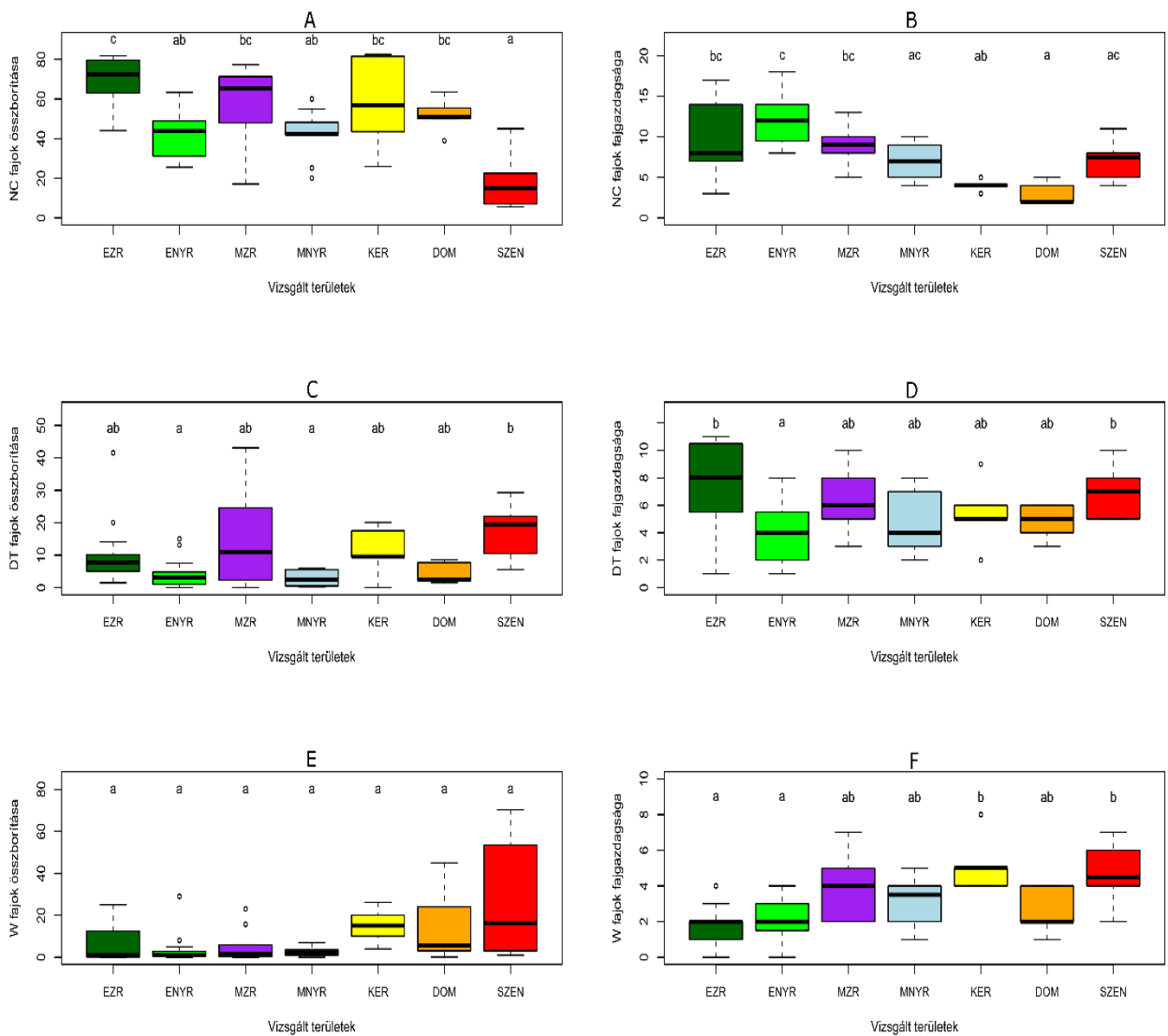
4.2.2.3 Szociális viselkedés típusok

A vizsgált területeken a természetes társulásalkotó fajok a borítása szignifikánsan különbözött egymástól (GLMM elemzés: $\text{chisq} = 44,282$ $\text{df} = 6$ $p < 0,001$). A nyílt referenciákon szignifikánsabb kisebb borítást mutattak a természetes társulásalkotó fajok, mint az elsődleges zárt referenciákon (Tukey HSD teszt, EZR-ENYR: $z = -3,780$ $p = 0,003$; EZR-MNYR: $z = -3,243$ $p = 0,019$). A különböző magbeveteli módszerek a természetes társulásalkotó fajok esetében hasonló összborítást eredményeztek a referencia területekkel összevetve. Ez alól kivételt jelentett a szénaterítés, mely szignifikánsan alacsonyabb borítást eredményezett a zárt referencia területekkel (SZEN-EZR: $z = -$

6,153 $p < 0,001$; SZEN-MZR: $z = -4,394$ $p < 0,001$), valamint a két vetési típussal szemben (SZEN - COM: $z = -3,602$ $p = 0,006$; SZEN-DOM: $z = -3,038$ $p = 0,037$, 28A. *ábra*). Vizsgált területeink természetes társulásalkotó fajainak fajgazdagsága szignifikánsan eltért egymástól (GLMM: $\text{chisq} = 28,351$ $df = 6$, $p < 0,001$). A referencia területek hasonlóak voltak egymáshoz fajgazdagság tekintetében a Tukey HSD teszt alapján. A szénaterítés a referencia területekhez hasonló fajgazdagságot eredményezett. Ezzel szemben a vetések (KER és DOM) szignifikánsan alacsonyabb számú természetes társulásalkotó fajt tartalmaztak az elsődleges nyílt (KER-ENYR: $z = -3,513$ $p = 0,008$; DOM-ENYR: $z = -4,104$ $p < 0,001$), zárt (DOM-EZR: $z = -3,416$ $p = 0,01$), és másodlagosan zárt referencia területekkel szemben (DOM-MZR: $z = -3,096$ $p = 0,029$, 28B. *ábra*).

A vizsgált területek szignifikánsan különböztek a zavarástűrő fajok borításában (GLMM elemzés: $\text{chisq} = 23,152$ $df = 6$ $p < 0,001$). A referencia területek nem különböztek egymástól a zavarástűrő fajok borítása alapján a Tukey HSD teszt szerint. A különböző magbeviteli módszerek a referenciákhoz hasonló borítást eredményeztek a zavarástűrő fajok esetén, kivéve a szénaterítés esetében, mely a zavarástűrő fajok esetében jóval nagyobb borítást eredményezett, mint a nyílt referencia területek (ENYR-SZEN: $z = 3,653$ $p = 0,005$; MNYR-SZEN: $z = 3,746$ $p = 0,003$, 28C. *ábra*). A vizsgált területek szignifikánsan eltértek a zavarástűrő fajok fajgazdagságában is (GLMM modell: $\text{chisq} = 22,327$ $df = 6$ $p = 0,001$). Az elsődleges zárt referenciákon jóval magasabb fajgazdagságot találtunk a zavarástűrő fajok esetében, mint az elsődleges nyílt referenciákon (ENYR-EZR: $z = -4,129$ $p < 0,001$). A különböző magbeviteli módszerek a zavarástűrő fajok esetében hasonló fajgazdagságot értek el a referencia területekhez viszonyítva, kivéve szénaterítés esetében, ahol szignifikánsan magasabb volt a fajgazdagság, mint az elsődleges nyílt referenciák esetében (SZEN-ENYR $z = 3,343$ $p = 0,014$, 28D. *ábra*).

Habár a gyomfajok nagyobb összborítással rendelkeztek a restaurált, mint a referencia területeken, ez az eltérés nem volt szignifikáns (LME elemzés: $\text{chisq} = 6,766$ $df = 6$ $p = 0,343$, 28E. *ábra*). A gyomok fajgazdagsága viszont szignifikánsan eltért az egyes vizsgált területeken ($\text{chisq} = 28,484$ $df = 6$ $p < 0,001$). A különböző magbeviteli módszerek közül a széna és a kereskedelmi magkeverék a gyomok esetében szignifikánsan magasabb fajgazdagságot eredményezett, mint az elsődleges referencia területeken (KER-EZR: $z = 3,861$ $p = 0,002$; KER-ENYR: $z = 3,375$ $p = 0,013$; SZEN-EZR: $z = 3,975$ $p = 0,001$; SZEN-ENYR: $z = 3,446$ $p = 0,01$, 28F. *ábra*), de a másodlagos referenciákhoz hasonlóak voltak.



28. ábra Borhidi-féle szociális viselkedési típusok boritása (A,C,E) és fajgazdagsága (B,D,F) a restaurált és referencia területeken. A területek közötti szignifikáns eltéréseket az ábrán látható betűk jelölik. Az összborítást (az egyes fajok borításának összegét) és fajgazdagságot (fajok összajkszámát) a vizsgált területekre vonatkoztatva adtam meg. Az ábrák bemutatják az összborítás/fajgazdagság adatok minimumát, első kvartilisét, mediánját, harmadik kvartilisét, és maximumát. Rövidítések: NC: természetes társulásalkotó fajok, DT: zavarástűrő fajok, és W: gyomok, EZR: elsődleges zárt referenciák, ENYR: elsődleges nyílt referenciák, MZR: másodlagos zárt referenciák, MNYSR: másodlagos nyílt referenciák, KER: kereskedelmi magkeverékkel bevetett területek, DOM: domináns fűfaj vetése, SZEN: szénaterítés.

5 Diszkusszió

5.1 Magok minőségének az *in situ* megtelepedésre gyakorolt hatása

5.1.1 Kísérletes csíráztatás és terepi megtelepedés összevetése a LEGO gyár területén

5.1.1.1 A hideg-sztratifikáció jelentősége a magcsírázás során

A közép-európai flórában őshonos növényfajok magjainak csírázási képességéről igen kevés adat áll rendelkezésünkre, csupán három adatbázisban lelhetőek fel adatok (HUSEED^{wild} Peti és mtsai 2017; Kiss és mtsai 2018; SID – RBGK 2018). A legtöbb nemzetközi növényi tulajdonság adatbázisban hiányoznak a Magyarországon honos fajok csíráképeségére vonatkozó információk (LEDA – Kleyer és mtsai 2008; D3 – Hintze és mtsai 2013). Hazánkban a fenti adatbázisokon kívül csupán egy-egy kutatás foglalkozott őshonos növények fajainak a csíráztatásával: pl. *Salvia* fajok (Nyárádi-Szabady és mtsai 1992); *Erysimum* fajok (Csontos és mtsai 2010); *Vicia biennis* (Endrédi és mtsai 2012); *Astragalus contortuplicatus* (Molnár V. és mtsai 2015), valamint további 23 őshonos faj csíráztatása (Papp 2013). Munkám tehát új adatokkal járul hozzá az őshonos növényfajok csírázási képességének ismeretéhez.

A hideg-sztratifikáció széles körben alkalmazott és igen egyszerű módszer a fiziológiai magdormancia megtörésére (Hendry és Grime 1993; Baskin és Baskin 2001; 2004; Russell 2011). Kutatásom során a hideg-kezelés a vizsgált 12 fajból csupán egy faj (*Silene vulgaris*) esetében növelte a csírázási potenciált. A fűfajok esetében, összhangban az eddigi vizsgálatokkal, alátámasztottam, hogy csírázásukhoz nem szükséges hideg-sztratifikáció (Partzsch 2010; Russell 2011; Hardegree és mtsai 2016), mivel ezek a fajok már ősszel elkezdnek csírázni, mielőtt a téli hideg időszak beköszönt. A négy fűfaj esetében alacsonyabb csírázási százalékot figyeltem meg hideg-kezeléssel, mint a kezelés nélkül. A kétszikűek általában jobban reagálnak a hideg-kezelésre, bizonyos fajok sikeres csírázásához ez elengedhetetlen (Baskin és Baskin 2001; Jones és Kaye 2015). Vizsgálatomban a hét kétszikű fajból csupán a már említett *Silene vulgaris* esetében figyeltünk meg jelentősen magasabb csírázási százalékot a hideg-kezelést követően, mint anélkül. *S. vulgaris* csírázásáról hasonló eredmények találhatóak hideg-kezeléssel a HUSEED^{wild} adatbázisban (Peti és mtsai 2017). Más kísérletekben azt találták, hogy a *S. vulgaris* nem igényel hideg-sztratifikációt (RBGK 2018; Partzsch 2011). Meglepő, hogy a *Galium verum* esetében a Pannon Magbank kísérletében egy hét hideg-kezelést követően jóval magasabb csírázási százalékot (66%) találtak (Peti és mtsai 2017), mint jelen kísérletben egy hónap hidegkezelés után (6-9 %). Ugyanebben az adatbázisban a *Salvia nemorosa* esetében 11 %-os csírázást írtak le egy hét hideg-kezelést követően,

mely jóval magasabb érték volt a kutatásunk során kapott 1 %-nál. *Salvia* fajok esetében a dormancia megtöréséhez többek között giberellinsavat szoktak alkalmazni, mely az előbbi csírázási értékeknél RBGK (2018) esetében jóval magasabb (90-100 %) csírázást eredményezett. Az *Achillea collina* és *Securigera varia* esetében alacsonyabb csíráztatási értékeket kaptam, míg a *Jasione montana* esetében Peti és mtsai (2017) adatbázisánál magasabb értékeket kaptunk. *S. varia* csíráztatásnál Peti és mtsai (2017) szkarifikációt alkalmaztak. Az előbb bemutatott különbségek magyarázhatóak többek közt a populációk regionális viselkedésével, esetleg a hidegkezelés hosszának eltéréseivel, hasonlóan Russell (2011) eredményeihez az *Eriophyllum lanatum* vizsgálataiban. További magyarázat lehet a csíráztatási körülmény is, mivel a legtöbb esetben csíráztatókamrából gyűjtik az adatokat (például Peti és mtsai 2017; RBGK 2018), azonban esetemben erre nem volt mód, ezért laboratóriumi szobában, természetes fény alatt végeztem a magok csíráztatását. Az egyes kutatásokban alkalmazott magok száma is meghatározó lehet az eredmény szempontjából. Az általam alkalmazott fajonkénti 400 maggal szemben a legtöbb vizsgálat jóval alacsonyabb (50-150 db mag) mintaszámmal dolgozik.

5.1.1.2 Laboratóriumi csírázás és a terepi megtelepedés összefüggése

Korábbi kutatások alapján elmondható, hogy a vetett magok csírázási százaléka jóval magasabb kontrollált laboratóriumi körülmények között, mint a terepen (Clarke és Davidson 2004; Oliveira és mtsai 2012; Gallagher és Wagenius 2016). A csírázási sikert is számos tényező befolyásolja, többek között a magok érettsége, eredete, nedvesség tartalma és tárolási körülményei (Baskin és Baskin 2001; Fenner és Thompson 2005), míg a terepi megtelepedés függ a vetési denzitástól, időzítéstől és az együtt vetett fajok jellemzőitől (James és mtsai 2013; Oliveira és mtsai 2014). A terepen történő megtelepedést számos egyéb tényező gátolhatja, többek között abiotikus (aszály, fény, nem megfelelő talajtípusok; Leishman 1999; Khurana és Singh 2001; Clarke és Davidson 2004; Fenner és Thompson 2005; Stampfli és Zeiter 2008; Carrington 2014) és biotikus tényezők, mint a kompetíció a már megtelepedett fajokkal, a magpredáció intenzitása, allelopatia vagy a mikorrhiza hiánya (Leishman 1999; Khurana és Singh 2001; Clarke és Davidson 2004; Fenner és Thompson 2005; Carrington 2014; Oliveira és mtsai 2014; Gallagher és Wagenius 2016) (*1. ábra*).

Bár hazánkban számos élőhely-helyreállítási kutatás történt különböző magbeviteli módszerek alkalmazásával (Török és mtsai 2010; 2011; Kövendi-Jakó és mtsai 2019; Török és mtsai 2018a), eddig még nem vizsgálták az összefüggést a laboratóriumi csírázás és terepi megtelepedés között. Alátámasztva Larson és mtsai (2015) eredményeit és kibővítve a második évi terepi megtelepedéssel történő összevetéssel, sikerült kimutatnom a fajok csírákéességének fontosságát a helyreállítási siker meghatározásában. Kutatásomban pozitív összefüggést igazoltam a laboratóriumban mért csírázási siker és a terepi megtelepedés második évben kimutatott

eredményessége között a környezeti korlátok ellenére. Az általam vizsgált fajok esetében a magasabb denzitásban vetett fajok sokkal sikeresebbek voltak a többiekénél. A *Festuca pseudovina* csírázott és élt túl a legjobban, mely fontos alkotója a legeltetéshez alkalmazkodott zárt homoki gyepeknek. Azonban a többi általunk vetett csenkesz faj (*F. rupicola*, *F. vaginata*) sokkal rosszabbul telepedett meg a *F. pseudovinánál*. A vetett *Corynephorus canescens* nem fordult elő a cönológiai felvételekben. A kisebb megtelepedési százalék eredhet az alacsonyabb csírázási képességből, az alacsonyabb vetési rátából és a terepi mintavételből (kvadrátok száma, fiatal *Festuca* tövek beazonosíthatósága) is. Eredményeim alapján a megfelelő domináns fűfaj kiválasztása (vö. Gallagher és Wagenius 2016) és a megfelelő magminőség is igen meghatározó az élőhely-helyreállítás során.

A 12 csíráztatási kísérletben szereplő fajból csak három fajnak volt teljesen sikertelen a megtelepedése és túlélése a restaurációs beavatkozásokat követő második évben, és hat fajnak volt 1 %-nál alacsonyabb borítása. Oliveira és mtsai (2014) szerint a fajok külön-külön történő vetése sokkal eredményesebb csírázást, megtelepedést és növekedést eredményez a terepen, mint egy nagy denzitású magkeverék vetése. Ezzel ellentétes eredményre jutottak Kirmer és mtsai (2012) bányaterület restaurációja során, ahol a gazdagabb magkeverék eredményesebb volt. A kétszikűek esetén tapasztalt alacsonyabb megtelepedési ráta ugyanakkor nem meglepő. Az évelő fűvek általában sokkal gyorsabban megtelepedtek összevetve az évelő kétszikű fajokkal (Kirmer és mtsai 2012). A *Galium verum*, *Salvia nemorosa*, *S. pratensis* és *Securigera varia* esetében megfigyelt sikertelen megtelepedés többféle tényezővel is magyarázható. Elsősorban a laboratóriumi vizsgálatban megfigyelt rosszabb csírázási képességgel, mely eredhet pl. a dormancia megtöréséhez szükséges speciális feltételek hiányával, melyeket már fentebb bemutattem. A *Salvia* fajok esetében tapasztalható, hogy csak a vetést követő második évtől jelennek meg (Báics Ernő szóbeli közlés). Másrészt a gyorsan növvő és kompetitív előnyökkel bíró domináns fajok megakadályozhatják a többi, lassabban növvő vetett faj sikeres megtelepedését, és gátolják a hosszútávú diverzifikációt (Lepš és mtsai 2007; Deák és mtsai 2008; García-Palacios és mtsai 2010; Török és mtsai 2010; 2011). Esetemben a kompetitív kizárás a telepítés harmadik évében még nem tekinthető jelentősnek. A kompetitív kizárás megelőzésére a száraz gyepek restaurálásához javaslom a mátrix fajok egyidejű vetését (esetünkben *Festuca pseudovina* és *F. rupicola* fajt) kétszikű kísérő fajokkal vegyítve.

Eredményeim alapján elmondható, hogy a laboratóriumi csírázási százalék hidegkezeléssel/hidegkezelés nélkül is pozitív korreláció van a fajok vetést követő második vegetációs időszakban megfigyelhető terepi megtelepedésével, vagyis a vetőmag csírákéességének tesztelésével – különösen a tömegesen vetett fajok esetében – becsülhető a faj terepi megtelepedési sikere és a restauráció során szükséges magmennyisége. Az alacsony csírákéességű fajok esetében azonban nehéz megjósolni a terepi teljesítményt, ezért további vizsgálat tárgya lehet, hogy e fajok esetében

megoldást jelenhet-e a nagyobb mintaszámon alapuló, többszöri ismételt csíráztatás alkalmazása (Kiss és mtsai 2018), illetve a hidegkezelésen kívül más módszereket is tesztelni kellene a dormancia megtörése érdekében.

5.1.1.3 A restauráció során használt kaszálék magtartalma

A szénaterítést gyakran alkalmazzák másodlagos szukcessziót felgyorsító módszerként, mivel a magvetéshez hasonlóan igen nagy mennyiségű növényi magot lehet egyidőben egy adott területre bevinni (Rasran és mtsai 2006; Kiehl és mtsai 2006; Török és mtsai 2011), ami megoldás lehet a honos fajok magpiaci hiányának pótlására. Vizsgálatomban a széna és mulcs minták csíráztatása alapján csupán alacsony magmennyiségeket sikerült a restaurációs területre bevinnünk szemben Kiehl és mtsai (2010) által leírtakkal. A szénaterítéssel restaurált területekre bevitt magmennyiséget jelentősen meghatározza a begyűjtési ideje mellett a széna tárolási módja, ill. a terítés időpontja is (Rasran és mtsai 2006; Kiehl és mtsai 2010; Török és mtsai 2011). Eredményem magyarázható az általunk alkalmazott száraz, kevesebb életképes magot tartalmazó tárolt szénával. A széna vágásával, forgatásával, bálázásával, majd tárolásával a kaszálék magtartalma csökkent, szemben a frissen vágott széna használatával (Rasran és mtsai 2006; Kiehl és mtsai 2010; Albert és mtsai 2019).

A kaszálékok becsült magtartalma alapján elmondható, hogy várakozásunknak megfelelően a széna magtartalma nagyobb volt jelen kísérletben, mint a takarásra használt mulcs esetében. Bár késő nyári időpontban kaszált szénát is alkalmaztunk a kétszikű magok bevitele érdekében, összességében a széna egyszikűekben jóval gazdagabb volt (leginkább *Bromus hordaceus* és *Festuca* spp.), szemben Rasran és mtsai (2006) eredményeivel, melyek szerint a kétszikűek sokkal jobban megtelepedtek. A kétszikűeket nézve a mulcsból több faj (nagyobb mennyiségben: *Cruciata pedemontana* és *Fallopia convolvulus*) csírázott, mint a szénából. A kapott eredmény magyarázható a begyűjtési idővel (2014 szeptember), mely a mulcs esetében jobban kedvezett a kétszikű fajoknak, mint a terítendő széna begyűjtésénél (2014 augusztus). A kaszálék (széna és mulcs) esetében előzetes csíráztatással nem volt becsülhető a terepi megtelepedés, a kapott eredmény a kevés mennyiségű, igen eltérő adatokkal magyarázható. A széna alacsony magtartalma ellenére a szénaterítés utáni második évben kialakult vegetáció jelentős növényzeti borítással (41-47 %) rendelkezett a vizsgált ipari területen. Rasran és mtsai (2006) a terepi megtelepedés és kaszálék magtartalmának a vizsgálatára nem kapott szignifikáns összefüggést. Eredményeink alapján szénával történő magbevétel esetén javasoljuk a friss széna alkalmazását (vö. Rasran és mtsai 2006; Kiehl és mtsai 2010; Albert és mtsai 2019), s amennyiben ez korlátokba ütközik, mint esetünkben is, a szénaterítés megismétlését a bevitt magmennyiség növelése érdekében.

5.1.1.4 A kaszálék fajösszetételének összevetése a vegetációval

Az élőhely-restaurálás során gyakran alkalmazott kaszálék terítéssel egyszerre nagymennyiségű mag vihető be, mely jelentősen hozzájárul a fajgazdag gyepek kialakulásához (Hedberg és Kotowski 2010; Kiehl és mtsai 2010; Török és mtsai 2011). Hölzel és Otte (2003) vizsgálatában pl. 102 növény telepedett meg sikeresen fajgazdag kaszálékból egy meszes talajú gyeprerestauráció során a terítést követően 4 évvel. Gyimesi kaszálókról begyűjtött szénamurha csíráztatása esetében mintánként átlagosan 50 faj számoltak (Babai és mtsai 2014). Ezzel szemben esetünkben csupán 16 faj telepedett meg bizonyíthatóan a kaszálékból a beavatkozást követő első két évben. A széna mintákból csírázó fajok 24 %-os (DK) és 30 %-os (DNY) egyezést mutattak a cönológiai felvételekben előforduló fajokkal két évvel a restaurációs beavatkozást követően. A kapott adataink ugyan alacsonyabbak az irodalomban fellelhetőknél (többek közt Rasran és mtsai (2006): 40-70%, vagy Kiehl és mtsai (2006): 58-76 % 4 évvel a beavatkozást után), azonban ezekben hosszabb szukcessziós idő után hasonlították össze a fajkészleteket. Nem kizárt, hogy esetünkben később még újabb fajok jelenhetnek meg a dormans magokból. A kaszálékban és terepen előforduló fajok teljes egyezése gyakorlatilag lehetetlen egyszeri vágási időpont esetén a fajok eltérő virágzási és terméshozási fenológiai tulajdonságai miatt (Pfadenhauer és Grootjans 1999; Rasran és mtsai 2006). A mulcsból kicsírázó fajok esetén 3 %-os (ÉNY1) és 18 %-os (D) egyezést találtam a cönológiai kvadrátban előforduló fajokkal, ami megerősítette a mulcs elsődlegesen védelmező, és nem propagulum forrásként szolgáló szerepét (Kiehl és mtsai 2010).

A szénaterítéssel restaurált területek fajösszetétele nagyban függ a donor területek fajösszetételétől (Rasran és mtsai 2006; Kiehl és mtsai 2010; Török és mtsai 2011). Eredményeinkre a terítés előtt jóval hamarabb levágott, szárazon átvitt, kevesebb propagulumot tartalmazó széna alkalmazása mellett a nem teljesen megfelelő fajösszetételű donor területek nyújthatnak további magarázatot. Például a Gávavencsellőről származó széna esetében a kaszálék a terület mélyebben fekvő, nedvesebb részeiről is származhatott. A restaurált és donor területek fajlistájának az összevetése során eredményeink (abszolút transzfer ráta 26-29 %) a mocsaras élőhelyek restaurációja során mért 70%-os értékeinél alacsonyabb értékeket mutattak (Patzelt és mtsai 2001). A vizsgálatban a donor fajlista készítésének, a restaurált gyepek felvételezésének és a kaszálék vágásának időpontja között egy-két hónap eltérés volt, és ez magyarázhatja a fajösszetételbeli eltérést. A restaurált területeken bizonyos fajok feltehetően a nem megfelelő csírázási feltételek, magdormancia vagy kompetíció miatt nem voltak megfigyelhetőek (1. ábra). Rasran és mtsai (2006) kísérletesen is csíráztatta a kaszálék mintáinak a magjait, és talált olyan fajokat is, melyek 5 hét hideg-kezelést követően sem csíráztak. A restaurált gyepek további monitorozása fényt deríthet arra a kérdésre, hogy a később csírázó fajok (harmadik, negyedik évben) hogyan gazdagítják a fajkészletet (vö. Kiehl és

mtsai 2010). Több vágási időpontból származó, ismételt szénaterítés és jobb minőségű (friss, emiatt több magot tartalmazó) kaszálék terítéssel jelentősen növelni lehetne a terület fajgazdagságát.

5.1.2 Magtárolás hatása a magok túlélésére a fülöpházi mintaterületen

5.1.2.1 Magtárolás hatása

Eredményeim alapján elmondható, hogy a rövid-távú magtárolásnak nincs káros hatása a vizsgált fajok csíráképeségének fennmaradásában. Ez alátámasztja azt az állítást, miszerint a magtárolás az ortodox magvak esetében alkalmazható, ezek a magtípusok jól viselik a nedvességcsökkenést, hűtést, életképességüket ez alatt, és ezt követően is kiválóan megőrzik szemben a rekalcitráns magokkal (Hong és Ellis 1996). Eredményeim restaurációs szempontból is fontosak, mivel bizonyítást nyert, hogy a néhány éves tárolás nem csökkenti a magok felhasználhatóságát, így a magok betárolásával áthidalhatók egyrészt a gyenge maghozamú évek, másrészt a honos magpiac szűkösségéből eredő maghiány (Merritt és Dixon 2011).

Molnár V. és mtsai (2015) *Astragalus contortuplicatus* magok hosszú-távú tárolásának (több, mint 100 éves magok) vizsgálata során mutattak ki negatív összefüggést a magok kora és a csírázási százaléka között. A magbanki tárolásra szánt magtétel életképességének vizsgálata előírás (FAO/IPGRI 1994; Rao és mtsai 2006; ENSCONET 2009b; FAO 2014; Málnási és mtsai 2014) mind a mezőgazdasági és élelmiszeripari (FAO/IPGRI 1994; FAO 2014), mind az őshonos növények (ENSCONET 2009b) magjai esetében. Az életképességi vizsgálat elvégzésének időpontja a tárolás előtt és alatt rendszeres időközönként ajánlott (FAO/IPGRI 1994; Rao és mtsai 2006; FAO 2014; Málnási és mtsai 2014). A különböző ideig tárolt magok csíráképeségét laboratóriumi csíráztatással tesztelik a különböző protokollok alapján, azonban a terepi kísérlettel egybekötött vizsgálatot ezek nem írják elő, így ezzel kapcsolatban az ismereteink igen hiányosak. Összehasonlítva a 2011-es és 2012-es gyűjtési adatokat láthatjuk, hogy mindkét esetben a 2013-as vetést követő első két év túlélési rátája volt a legsikeresebb a tárolás hosszától függetlenül. Mindkét esetben nagyon sikeresen csírázott a *Dianthus serotinus* és a *Scabiosa ochroleuca*. Elvárásainkkal szemben a mátrix fajként nagy mennyiségben vetett *Festuca vaginata* nem élt túl olyan nagy mértékben (0,09 % és 1,37% között). A kapott eredményeket Peti és mtsai (2017) adata alátámasztja: vizsgálatukban a *F. vaginata* 8 %-kal csírázott egy egyhetes KNO₃ előkezelést követően, szemben az RBGK (2018) adatbázissal, mely a faj 100%-os csírázását írta le laboratóriumi körülmények között. Vizsgálatunkban az *Echinops ruthenicus*, és a *Gypsophila arenaria* szinte egyáltalán nem csírázott. Peti és mtsai (2017) viszonylag jó csíráképeségükről számol be, vizsgálatukban az *E. ruthenicus* esetében 38 %-os, míg a *G. arenaria* 46 %-os csírázást figyeltek meg. Ezzel szemben a RBGK (2018) ez utóbbi faj esetében

100%-s csírázást detektált a laboratóriumban. A két faj általunk megfigyelt gyenge csírákéességének okait további kutatás fedheti fel.

A vizsgált fajok 2011-es gyűjtésű magjai esetében a két évig tárolt magok túlélése volt a legnagyobb, szemben a 2012-es gyűjtésű magokkal, melyeknél a két évig tárolt magok túlélési rátája jóval alacsonyabb és az egyéves magok túlélési sikere pedig a legmagasabb volt. A legnagyobb túlélési ráta mindkét esetben ugyanarra az évre esett (2014), ezért a kapott eredmények a vetést követő év időjárásával magyarázhatóak, ami a 2014-ben igen magas csapadékmennyiséggel (817 mm) és magas átlaghőmérséklettel (12 °C) volt jellemezhető (12. táblázat). Más vizsgálatok is alátámasztották a csapadék, valamint a hőmérséklet (Khurana és Singh 2001; Fenner és Thompson 2005; James és mtsai 2013) terepi túlélésben betöltött szerepét. A 2011-es gyűjtésű friss magoknál tapasztalt legalacsonyabb túlélés a 2012. évi erős aszály (Pálfai-index: 8,58; 12. táblázat) hatásával magyarázható, melynek jelentőségét Stampfli és Zeiter (2008) vizsgálata is megerősítette. A *F. vaginata* esetében a vetést követő első és második évben tapasztalt túlélési arányok jelentősen eltértek, az első évben általában nagyobbak voltak, mint a második évben. A kapott eredményre magyarázat lehet (ahogy már fentebb is említettük) a vetést követő felvételezési évek időjárása. A kísérletes csíráztatási vizsgálatomban (5.1.1.1. fejezet) igazoltam, hogy a hidegkezeléssel csökkenthető volt a fűfajok csírázása, vagyis az amúgy magbankot nem annyira képző homoki fajaink esetében, ezzel a kezeléssel tárolhatóvá, hosszabb távon megőrizhetővé válnak ezeknek a fűfajoknak a magvai, anélkül, hogy a későbbi csírákéességük romlana (legalábbis rövid távon).

12. táblázat Csapadék, hőmérséklet és aszályindex értékek a vizsgált időszakban a fülöpházi LTER mérőállomás adatai alapján. A legmagasabb értékeket félkövér betűvel jelöltük. PAI aszályindex 2012-ben közepes erősségű aszályt jelzett.

	Csapadék (mm)	Átlaghőmérséklet (°C)	PAI index
2011	409,8	10,83	4,61
2012	438,7	11,5	8,58
2013	592	11,35	5,37
2014	817,3	12,03	3,48
2015	523	11,78	5,81
2016	741,8	11,29	3,3

5.1.2.2 Vetési év hatása

Összességében elmondható, hogy nemcsak a vetési éveknek, hanem a vetést követő éveknek is jelentős hatása volt a túlélési rátára. A legnagyobb túlélési rátát mind a friss magok, mind az egyéves magok esetében 2013-as vetést követő első és második évben tapasztaltuk. A friss magok esetében a *D. serotinus* és a *Centaurea arenaria*, míg az egy évig tárolt magoknál a *D. serotinus* és a *S. ochroleuca* mutatott a legnagyobb túlélési rátát. Az előbbi fajok magas csírákéességét Peti és mtsai (2017) és RBGK (2018) is megerősíti. A *D. serotinus* esetében mind a friss, mind az egy évig tárolt magoknál a 2012-es és 2013-as vetést követő első év bizonyult meghatározónak. Ezzel szemben a *C. arenaria* és *S. ochroleuca* esetében csupán a 2013-as vetési év volt a meghatározó. A *F. vaginata* elemzések során a legnagyobb túlélést a friss magok esetén a 2012-es és 2013-as vetést követő első évben, míg az egy évig tárolt magok esetében a 2013-as vetést követő első évben tapasztaltuk. A vetést követő első és második évi túlélési ráták különböztek, szinte mindig az első évben volt megfigyelhető a magasabb túlélési ráta (kiv. *S. ochroleuca*), mely ugyancsak magyarázható a felvételezési év időjárásával (12. táblázat), vagy a vizsgált fajok csírázási szokásaival.

A kapott eredmények összefüggnek a magtárolás hatását vizsgáló (5.1.2.1) fejezet eredményeivel. A sikeres élőhely-helyreállítás során fontos figyelembe venni az egyes abiotikus tényezők szerepét (Leishman 1999; Khurana és Singh 2001; Clarke és Davidson 2004; Fenner és Thompson 2005; Stampfli és Zeiter 2008; Carrington 2014; Oliveira és mtsai 2014), melyek kontrollálásával növelhető a restaurációs siker. A vetést követő évek időjárása, többek közt a magasabb átlaghőmérséklet, nagy mennyiségű csapadék, valamint az aszály szerepe meghatározónak bizonyult a restauráció sikeressége szempontjából (alátámasztva az 1. ábrán bemutatottakat). Az időjárás negatív hatásainak a kiküszöbölésére és a restaurációs siker növelése érdekében ajánljuk az adott restaurációs terület ütemezett telepítését, a célfajok magjainak nem egyszerre, hanem több éven keresztül a szomszédos parcellákba történő vetését. A sikerebb parcellákról, hasonlóan Valkó és mtsai (2016b) kolonizációs ablakaihoz, a célfajoknak lehetősége van a kevésbé sikeresen vetett parcellák későbbi benépesítésére. A klímaváltozás során bekövetkező hőmérséklet-emelkedés, csapadékmennyiség változás, valamint gyakoribb extrém klimatikus események kialakulása (Anders és mtsai 2014) a predikciók alapján a szárazságtűrő fajok borítására (Thuiller és mtsai 2005), valamint a nyíltabb élőhelyek, többek közt a száraz gyepek területének növekedésére lesz előnyös hatással (IPCC 2014; Török és mtsai 2018b). A *F. vaginata* a magas hőmérsékletet megfelelő csapadékmennyiség esetén jól bírta, míg az erősebben aszályos évben jóval alacsonyabb túlélést tapasztaltuk, alátámasztva Mojzes és mtsai (2018) eredményeit, miszerint aszály idején az egyévesek borítása nő, míg az évelő fajok abundanciája csökken. A homoki gyepek a talaj alacsony vízmegtartó kapacitása miatt száraz viszonyokhoz is alkalmazkodtak (Kovács-Láng és mtsai 2000), azonban az

utóbbi időben tapasztalt aszályokra nincsenek felkészülve, melyek igen komoly károkat okozhatnak. A homoki gyepek védelmére ezért is figyelmet kell fordítani.

5.2 Különböző magbeviteli módszerek eredményessége a gyeprestaurációban

5.2.1 Homoki gyepek vegetációjának időbeli változása a restaurációs kezeléseket követően

5.2.1.1 Restaurált gyep fejlődésének iránya

A magbevitelnek alkalmazásának köszönhetően két év alatt sikerült felgyorsítanunk a másodlagos szukcessziót, és elérni, hogy a restaurált gyepeket a referencia gyepekre jellemző évelő fajok dominálják. A kétéves restaurált gyepek összetétele teljesen különbözött az egyéves fajokban gazdag extenzíven kezelt és nem vetett kontroll gyepektől, melyek szukcessziója megrekedt a restaurált gyepek alapállapotnál. Alapállapotban a restaurációs területeket az egyéves gyomfajok dominálták, melyek viszonylag alacsonyabb borítással rendelkeztek az általunk 2013-ban vetett dajkanövények miatt a kontroll területekhez viszonyítva. A dajkanövényként használt *Medicago sativa* borítása az első évben volt a legnagyobb, melynek köszönhetően az inváziós *Ambrosia artemisiifolia* kezdeti borításbeli dominanciája egy év alatt viszonylag alacsony borításra esett vissza. A kapott eredmény alátámasztja azokat a megfigyeléseket (Szigetvári és Benkő 2004; Pinke és mtsai 2011), melyek szerint ennek az amerikai fajnak ideális a zavart, csupasz talajfelszín, és a gyep záródásával, valamint évi két kaszálással borítása könnyen redukálható. A dajkanövény borításának csökkentése érdekében azonban további beavatkozások (például legeltetés, felületés, szénaráhordás, vagy kaszálás) alkalmazása ajánlatos (Török és mtsai 2010). A magbevitelt követő évben mind a gyomok, mind a dajkanövények borítása jelentősen hozzájárult a vetőmaggal és szénával bevitt fajok csíranövényeinek a védelméhez, valamint az egyenes mikroklima biztosításához, mely elősegítette a vetett fajok megerősödését és sikeres megtelepedését. A második évre uralkodóvá váltak a nagy mennyiségben vetett évelő fűfajok (akár 47 %-ot is elérve) és bizonyos kétszikű fajok is. Eredményeink alátámasztották a szikes és löszgyepek restaurációs kutatásában megfigyelteket, melyek szerint a különböző magbeviteli módszerek alkalmazásával jelentősen csökken az egyéves gyomok borítása, és a második évre a vetett évelő fűfajok válnak uralkodóvá a restaurált gyepben (Deák és mtsai 2008; Török és mtsai 2010; Vida és mtsai 2010).

5.2.1.2 Restaurált gyep borításának és fajgazdagságának időbeli változása

Az általunk alkalmazott módszerekkel két év alatt mind az összborításban, mind a fajszámban jelentős növekedést értünk el az alapállapothoz képest a restaurált területeken. A magbevitelt követően a vegetáció borítása az első évben jelentősen megugrott, majd a második évben is, ha nem

is jelentős mértékben, de megfigyelhető volt a további összborításbeli növekedés. Más vizsgálatokban is igazolták a restaurált vegetáció borításának két év alatti jelentős megnövekedését (Deák és mtsai 2008; Török és mtsai 2011). Bár a restaurált gyepek összborítása jelentősen nem különbözött sem a referencia, sem a kontroll gyepétől, a restaurált területeken a különböző magbevitelnek köszönhetően jelentős fajcsere történt szemben a kontroll gyepekkel, ahogyan az előző *5.2.1.1 fejezetben* bemutattam. Feltehetően a 2015-ös szárazabb időjárás (<http://nyiregymet.hu/nyiregymet/>) jelentős borításbeli csökkenést okozott az extenzíven kezelt kontroll területen, szemben a restaurált és referencia területekkel. Ez azt mutatja, hogy az általános kereskedelmi keverék kevésbé tolerálta az extrém szárazságot, mint a honos homokgyepi fajok, ami alátámasztja a honos fajok alkalmazásának fontosságát városi-ipari környezetben történő „zöldítésekben”, különösen a klímaváltozási scénáriók ismeretében (Thuiller és mtsai 2005).

Bár a restaurált terület fajgazdagsága nem különbözött jelentősen a kontroll és a referencia területektől, időben jelentős fajszámnövekedést tapasztaltam a magbevitel előtti állapothoz képest. Spontán szukcesszióval (kontroll területek) hasonló fajszámnövekedés nem történt, ami mutatja a területek diszperzál limitáltságát. A jelentősen átalakított tájban az őshonos fajok bevitelével történő gyeprestaurációnak köszönhetően nagyobb, összefüggő területek alakíthatók ki, melyek segítségével számos természetvédelmi problémát enyhíthetünk, többek között elősegítjük a propagulum transzfert (Halassy és mtsai 2016), csökkentjük a fragmentációt (Bakker és mtsai 1996; Levey és mtsai 2008), valamint mérsékelhetjük az inváziós növények térhódítását is (Middleton és mtsai 2010).

5.2.2 A különböző magbeviteli módszerek eredményességének összehasonlítása többféle referencia területtel

5.2.2.1 Összborítás és fajgazdagság

Kutatási eredményeim igazolják a nyílt és zárt referencia gyepek közötti borításbeli eltéréseket mind az elsődleges, mind a másodlagos referencia gyeptípus esetében. A vetett területek borítása inkább a zárt referenciákhoz, a szénával terített területek a nyílt referenciákhoz álltak közelebb. A kereskedelmi magkeverékek fajainak gyors megtelepedése igen magas növényzeti borítást eredményezett (85%) Török és mtsai (2011) eredményeihez hasonlóan. A domináns fajjal bevetett terület 70%-nál magasabb átlagos borítással rendelkezett a harmadik évben, ami megegyezett más kutatások alacsony diverzitású magkeverékeinek eredményeivel (Török és mtsai 2010; Vida és mtsai 2010). Ez a módszer a kereskedelmi magkeverék vetésénél jóval költséghatékonyabb (Török és mtsai 2011), mindemellett fajszegényebb közösséget eredményez. Vizsgálataim alapján (*5.1.1.3 fejezet*) a domináns faj vetésének eredményéhez a terített mulcs is alacsony mennyiségű kétszikű

maggal hozzájárulhatott. A szénaterítés eredményezte a legalacsonyabb összborítást, feltehetően a már bemutatott alacsony magtartalom következtében (5.1.1.3. fejezet).

Számos szerző (Molnár és Botta-Dukát 1998; Prach és mtsai 2016) szerint a specialista fajok sikeres kolonizációja több száz évig is eltarthat, ami a másodlagos gyepek (azaz a parlagok gyepei) jóval alacsonyabb fajgazdagságát magyarázza. Ezzel szemben az általam végzett vizsgálatban az elsődleges és a másodlagos referencia gyepeink a fajszámot tekintve jelentősen nem különböztek egymástól. A másodlagos gyepek magas fajszámának egyik magyarázó tényezője lehet, hogy a nagymértékű tájbeli fragmentációt a specialista fajoknak sikerült a szegélyterületeken túlélniük (Hackett és Lawrence 2014), ahonnan könnyebben kolonizálták az adott területet, hozzájárulva a magasabb fajgazdagsághoz. Emellett feltehetően a mérsékelt legeltetés ugyancsak elősegítette a fajgazdagság növekedését a másodlagos referencia területen a propagulumtranszfer elősegítése révén (Török és mtsai 2016c). További magyarázat lehet a referencia gyepek kiegyenlített fajszámára az elsődleges gyepek elszegényedése is, akár fragmentáltságuk következményeként (Rédei és mtsai 2014).

A restaurált területeken a különböző magbeviteli módszerek a referencia gyepekhez hasonló fajgazdagságot eredményeztek. A szénaterítés esetében voltak megfigyelhetőek a legmagasabb (bár szignifikánsan a vetésektől nem különböző) fajszám értékek. Más vizsgálatokban (Kiehl és mtsai 2006; Kiehl és mtsai 2010; Török és mtsai 2011) a szénaterítés még magasabb fajgazdagságot eredményezett. Ennek lehetséges magyarázatát korábban már bemutattam (5.1.1.3. fejezet). Annak ellenére, hogy a kereskedelmi magkeverék tartalmazta a legtöbb vetett fajt (25 faj), ez a magbeviteli módszer alacsonyabb fajgazdagságot eredményezett, mint a szénaterítés. Ennek oka részben az alkalmazott generalista fajok kisebb adaptivitása lehetett a szélsőséges körülményekhez, részben egyes fajok (pl. zsályák) késleltetett megjelenése, ill. más, elsősorban egyéves fajok visszaszorulása (pl. *Papaver rhoeas*). Érthető módon az alapvetően egyetlen domináns fűfaj vetése eredményezte a leginkább fajszegény vegetációt. A fűfajok korai sikere hosszútávon ellentmondásos lehet, csökkentve a további fajok megtelepedésének a hatékonyságát (Lepš és mtsai 2007; Deák és mtsai 2008; García-Palacios és mtsai 2010; Török és mtsai 2010; 2011). A domináns évelő fűfaj sűrű borítása a ritka fajok spontán betelepülését nagymértékben lelassítja abban az esetben is, ha a környezet megfelelő mennyiségű propagulummal rendelkezik (Török és mtsai 2010; Vida és mtsai 2010). A fajok megtelepedésének ilyen jellegű korlátjai további beavatkozásokat igényelhetnek, beleértve a gyepek gazdagítását is, így például javasolt magas diverzitású magkeverék vetése ún. kolonizációs ablakokban (Valkó és mtsai 2016b). Vizsgálatomban a domináns faj vetése nem vezetett szignifikánsan alacsonyabb fajgazdagsághoz a nyílt referenciákhoz és a vetésekhez képest. Ennek magyarázata lehet, hogy a természetben gyűjtött, és nem vetőmag tisztaságú maganyaggal

dolgoztunk, ami szennyezett lehetett egyéb magvakkal. A vetésre terített mulcs is tartalmazhatott kis mennyiségben színező fajokat. Végezetül a telepítés kezdeti fázisában még nem alakult ki zárt gyepek, a szabad talajfelszíneken pedig spontán megjelenhettek színező fajok. Eredményeink alapján további restaurációkhoz ajánljuk a magban gazdag széna kombinációját egy- vagy több fajú magkeveréssel, ahol a kaszálék lehetőleg késői, kétszikű magokban gazdag széna legyen (vö. Török és mtsai 2012).

5.2.2.2 *Szociális viselkedési típusok*

A beavatkozások célja a nyílt és zárt homokpusztagyep fajkészletének a restaurálandó területekre történő bevitele, és a fajok megtelepedésének elősegítése volt. A különböző magbeviteli technikákkal elért természetességet Borhidi szociális viselkedés típusai alapján vizsgáltuk. Magvetéssel korlátozott mennyiségű természetes társulásalkotó fajt sikerült a restaurált területre bevinni, de ezeknek a borítása igen hasonló volt a referencia gyepek borításához. A kaszálék terítéssel nagyobb mennyiségű, de kisebb borítású természetes társulásalkotó fajt sikerült a restaurált területekre bevinni. Ez a módszer tehát kiegészíti a vetéses kezeléseket (Török és mtsai 2011; 2012). Annak ellenére, hogy a restaurált területek a szukcesszió korai szakaszában vannak, a zavarástűrő fajok és gyomok borítása nem magasabb a referencia területekhez képest. A gyomfajok száma magasabb volt a kaszálék terítéses és kereskedelmi magkeverék vetéses területeken, mint a referencia területeken. Ennek magyarázata, hogy a kaszálék terítéses területek a többenél sokkal nyitottabbak voltak, mely biztosította a megfelelő helyet a gyomfajok talaj-magbankból történő csírázásának és megtelepedésének (Török és mtsai 2009). Ezzel a problémával gyakran találkozhatunk az egykori mezőgazdasági területeken, ahol a talaj-magbank gyomfajok magjaival töltődött fel (Bakker és Berendse 1999). Ez kevésbé várható el az ipari területeken, ahol tapasztalataink alapján a talaj-magbank gyakorlatilag teljesen megsemmisül. A kereskedelmi magkeverék esetében a keverék összetételében rejlik a magyarázat, mivel ebben alapvetően generalista virágos növényeket alkalmaztak színező fajként. A természetes társulásalkotó fajok borítása a restaurált területeken tovább növelhető a rendszeres, de nem túl gyakori, megfelelően időzített kaszálással, mely a többi vizsgálat alapján (Halassy és Török 2004; Kiehl és mtsai 2010; Török és mtsai 2011) csökkenti a gyomok borítását és fajgazdagságát.

5.2.2.3 *Restaurációs siker értékelése*

Összességében elmondható, hogy három évvel a beavatkozásokat követően a domináns fajjal és kereskedelmi magkeveréssel vetett területek vegetációjának az összetétele jelentősen hasonlított a másodlagos nyílt és a zárt referencia területekhez. Ezzel szemben a kaszálék terítéses területeken a növényzet elsősorban az elsődleges nyílt referencia területekre hasonlított. Számos vizsgálat (Molnár

és Botta-Dukát 1998; Csecserits és Rédei 2001; Halassy 2001; Ruprecht 2006; Csecserits és mtsai 2011; Albert és mtsai 2014) kimutatta, hogy a parlagokon végbemenő spontán szukcesszió a pannon régióbeli bolygatott területeken 10-20 éven belül érheti el a természetközeli gyepek fajkészletét. Ugyanakkor a specialista fajok borítása bizonyos esetekben igen alacsony marad (Molnár és Botta-Dukát 1998; Prach és mtsai 2016), míg az idegenhonos fajok borítása jóval nagyobb lehet, mint a természetes gyepekben (Csecserits és mtsai 2011; Csecserits és mtsai 2016). Mitchley és mtsai (2012) szerint 10-60 év sem elég a fajgazdag gyepek restaurálásához. Vizsgálatunk szerint ez az időigényes szukcessziós folyamat jelentősen felgyorsítható különböző magbeviteli módszerek segítségével. Esetünkben a vizsgált három év alatt a vegetáció természetessége a restaurált területeken megközelítette a 30-60 éves másodlagos gyepek állapotát.

A 13. táblázatban bemutatom az általunk alkalmazott magbeviteli módszerek előnyeit és hátrányait hat kritérium alapján, ami segíthet kiválasztani a megfelelő módszert a hasznosítatlan ipari területek, üres telkek restaurálására kapcsolódva az Európai Unió zöldinfrastruktúra politikájához (European Commission 2013). Vizsgálatom bebizonyította, hogy nincs kizárólagosan legjobb módszer a helyreállításra, a választás során az adott körülményeket és igényeket is figyelembe kell venni (Shackelford és mtsai 2013; Adams és mtsai 2016), ill. esetenként a módszerek kombinálása javasolt (vö. Török és mtsai 2012). Városi és iparterületeken elsődleges szempont lehet a gyors zöld felület kialakítása pl. eróziócsökkentés, pormegkötés, allergizáló gyomok visszaszorítása érdekében. Erre a célra a kereskedelmi magkeverék alkalmazása a legmegfelelőbb, mely nem csak a legnagyobb borítást eredményezi, de a színező fajok miatt kedvezőbb esztétikai képet mutathat. Amennyiben alacsony költségvetés áll rendelkezésre, az egyfajos vetést ajánljuk, mivel még ezáltal is elérhető a referencia gephez hasonló borítás. Abban az esetben, ha korlátozott magforrással rendelkezünk, jó megoldás lehet a kaszálék terítés alkalmazása, amennyiben van megfelelő donor terület a környéken. Fontos azonban, hogy biodiverzitás növelési cél ne sérüljön (Standish és mtsai 2013), így törekedni kell a természetközeli élőhely helyreállítására a restaurációs kontinuum mentén (restorative continuum; McDonald és mtsai 2016). Esetünkben az általunk alkalmazott módszerek jelentősen növelték a fajgazdagságot, borítást és fajösszetételbeli hasonlóságot a referencia területekkel összevetve, de a restaurációs kezelések között mérsékelt eltérés volt megfigyelhető.

13. táblázat: Útmutató a megfelelő restaurációs beavatkozás kiválasztásához hat prioritás figyelembevételével (természetesség = megfelelő aránya a szociális viselkedési típusoknak, összborításnak, fajgazdagságnak) vagy kényszerek (kezelési erőfeszítés költséghatékonyság, helyi propagulumok hiánya). A kezeléseket az alábbi skálán értékeltük: nagyon megfelelő/hatékony (+++); mérsékelten megfelelő/hatékony (++) vagy kevésbé megfelelő/hatékony (+). Az értékelés a dolgozatban bemutatott kutatási eredményeken alapul (26., 27. és 28. ábra) kiegészítve szakértői ismeretekkel. (* Az alacsonyabb kezelési erőfeszítés nagyobb hatékonyságot feltételez; a mulcs a vetés után növelte a KER és DOM esetében az erőfeszítéseket).

Kezelés	Természetesség	Összborítás	Fajgazdagság	Kezelési erőfeszítés*	Költség-hatékonyság	Helyi propagulumok hiánya
Kereskedelmi magkeverék vetése	++	+++	++	++	+++	+++
Domináns faj vetése	++	++	+	++	+	++
Kaszálék terítés	+	+	+++	+++	++	+

Homoki gyepek természetvédelmi célú restaurációjával korábban is foglalkoztak hazánkban kísérletes szinten (például Halassy és Török 2004; Török és mtsai 2000; Szitár és mtsai 2008; Török és mtsai 2014a; Halassy és mtsai 2016), azonban iparterületen végzett kutatásunk hiánypótló. Az intenzív kezelést igénylő, fajszegény gyepek, zöld területek létrehozása helyett a be nem épített városi-ipari területek nagyon jól hasznosíthatóak restaurációs célból, önfenntartó, őshonos biodiverzitási refúgiumként, fontos szerepük van a biodiverzitás csökkenésének megállításában, a természetvédelemben (Klaus 2013; Deák és mtsai 2016; Hüse és mtsai 2016), a zöldinfrastruktúra fejlesztésben (Hostetler és mtsai 2011; Deák és mtsai 2016; Hüse és mtsai 2016), valamint ökoszisztéma-szolgáltatások, például a pollináció fenntartásában (Kovács-Hostyánszki és mtsai 2017), ezzel az emberi jólét sokszor figyelmen kívül hagyott elemeinek a javításában (Martens és mtsai 2011).

Az ipari területek helyreállítása során is igazoltam, hogy nem szabad figyelmen kívül hagyni a restauráció mögött zajló fenológiai állapotokat, valamint ökológiai folyamatokat és környezeti feltételeket, melyek figyelembevétele elengedhetetlen a gyepek sikeres restaurációjához (1. ábra; James és mtsai 2013). Az ipari területen történő restaurációnak eredményeim alapján biztató a kimenetele, a különböző magbeviteli módszerek alkalmazásával sikeresen áthidaltuk a diszperziós

kényszereket. Összefoglalóan elmondható, hogy új perspektívát nyithat az élőhelyrestauráció számára a használaton kívül eső mezőgazdasági (parlag), vagy városi-ipari területek honos fajokkal való betelepítése, és a biodiverzitás gyors növelésével egyben jelentősen hozzájárulhatunk a 15 %-s restaurációs cél megvalósításához (Török és mtsai kézirat), valamint az európai zöldinfrastruktúra fejlesztéshez is. Korunkban a biodiverzitás csökkenése és a degradáció túllépett az emberiség biztonságos túlélési zónáján (Steffen és mtsai 2015), ezért minden, a biodiverzitás restaurációját támogató beavatkozás felértékelődik (Scholes és mtsai 2018), amihez kísérleteim eredményeivel, bár kis lépéssel, én is hozzájárultam.

6 Általános összegzés és kitekintés

Doktori disszertációm során fontosnak tartottam a magminőség (tárolt és nem tárolt mag, ill. széna) és a különböző magbeviteli technikák (szénaterítés, kereskedelmi magkeverék- és domináns faj magjának vetése) *in situ* megtelepedésre gyakorolt hatásának vizsgálatát. Új adatokkal járultam egyes őshonos növényfajok csírázási képességéről való ismereteinkhez, ezek hiánypótlóak a magbankban tárolt magok restauráció során történő felhasználásával kapcsolatban, valamint új ismereteket nyújtanak a bevitt kaszálék magtartalma és a kétéves restaurált gyepek fajösszetétele közötti összefüggés tekintetében. A különböző magbeviteli módszerek eredményességének vizsgálata során igazoltam, hogy ezek a módszerek alkalmazhatók ipari területen is a honos gyepek restaurálására. Főbb eredményeim és konklúzióim alapján egy javaslati listát állítottam össze a homoki gyepek ökológiai restaurációja során kapott eredmények gyakorlati hasznosítására (14. táblázat).

Vizsgálataimat azonban korántsem tartom lezártnak, kutatási eredményeim újabb kérdéseket vetnek fel. Az őshonos fajok magjainak kísérletes csíráztatásában továbbra is jelentős ismeret- és adathiánnyal rendelkezünk. Az alacsony csíráképeségű fajok esetében nehéz megjósolni a terepi teljesítményt, ezért további vizsgálat tárgya lehet, hogy e fajok esetében megoldást jelenhet-e a nagyobb mintaszámon alapuló, többszöri ismételt csíráztatás alkalmazása? A hidegkezelésen kívül más módszereket is tesztelni kellene a dormancia megtörésére. A csírázási siker és a terepi megtelepedés eredményessége között pozitív összefüggést figyeltem meg a telepítést követő második évben. További monitorozás szükséges azonban annak eldöntésére, hogy ez az összefüggés hosszú távon is fennáll-e? A bevitt kaszálék magtartalmára vonatkozó vizsgálatok alapján friss széna alkalmazását javaslom. További vizsgálatok tárgya lehet, hogy milyen eredmények érhetőek el friss széna terítésével? Hogyan befolyásolható a széna magtartalma a kaszálás időzítésével? Kutatásommal igazoltam, hogy a rövid-távú magtárolás nem befolyásolja a vizsgált homoki fajok sikerességét az élőhely-helyreállításban. További kérdésként felmerül, hogy a vizsgált időszaknál hosszabb magbanki tárolásnak van-e hatása a restaurációs sikerre? A magbanki tárolásnak milyen hatása van más élőhelyekhez kötődő fajok esetén? S ennek megfelelően, a magbankban tárolt magok alkalmazhatóak-e más élőhelyek restaurációja során? Vizsgálatomban a vetést követő évek időjárása meghatározónak bizonyult, kérdés, hogy a klímaváltozás milyen irányba befolyásolja a homoki gyepek restaurációjának sikerét?

Dolgozatom második felében igazoltam, hogy az ökológiai restaurációban leggyakrabban használt magbeviteli módszerek iparterületeken is alkalmazhatóak természetközeli gyepek kialakítására. Tehát ki lehetne aknázni a használaton kívül eső városi-ipari területekben rejlő lehetőségeket a honos fajokkal történő restauráció és a zöld-infrastruktúra növelése céljából. Azonban

a kapott eredmények alapján további kérdések merülnek fel bennem. Hosszú távon mennyire lesznek sikeresek az általunk alkalmazott különböző magbeviteli módszerek? A restaurált gyepek biodiverzitásának növelése érdekében ipari területen mennyire sikeresen alkalmazható a színező fajok vetése? Milyen hatással vannak a restaurációs beavatkozások az ipari terület talaj-magbankjára, s ezáltal a restaurált gyepek fenntarthatóságára? A különböző magbeviteli módszerek alkalmazása hogyan hat az állatvilág fajgazdagságára? Hogyan járul hozzá az ipari területek helyreállítása a hazai és Európai Unió restaurációs célok eléréséhez? A homoki gyepek ipari-városi területeken történő restaurálásához szükséges ismereteink még számos területen hiányosak, azonban e területek restaurálásának kiemelkedő szerepe van a biodiverzitás csökkenésének megállításában, valamint az ökoszisztéma-szolgáltatások javításában, és ezért mindenképp javasolnám jövőbeli kutatási témaként.

14. táblázat: Gyakorlati hasznosítási javaslatok a dolgozat főbb eredményei alapján

Vizsgálati kérdések		Főbb eredmények	Javaslatok a gyakorlat számára
Magok minőségének a szerepe	Kísérletes csíráztatás és terepi megtelepedés összevetése	Magok csíráztatása	Pozitív összefüggés a labori csírázás és terepi megtelepedés között
		Kaszálék csíráztatása	Alacsony becsült magmennyiség, és kevés faj sikeres terepi megtelepedése
	Rövid-távú magtárolás hatása a magcsírázásra és túlélésre		Rövid-távú tárolásnak nincs jelentős hatása a célfajok megtelepedésére, szemben a vetést követő évek időjárásának meghatározó hatásával
			<ul style="list-style-type: none"> • Magbankban tárolt és felszaporított minták használata a restaurációban • Több éven keresztül ütemezett telepítése az időjárás negatív hatásának elkerülése végett

<p>Különböző magbeviteli módszerek eredményessége iparterületen</p>	<ul style="list-style-type: none"> • A különböző magbevitellel a kezelt parcellák vegetációja két éven belül a referencia területek növényzetéhez vált hasonlóvá, míg a kontroll területek növényzete eltérővé alakult. • Az ipari területen restaurált gyepek fajainak mind a borítása, mind a fajszáma két év alatt jelentősen növekedett a különböző magbeviteli módszerek alkalmazásának köszönhetően. • Három év alatt a restaurált vegetáció hasonló állapotot ért el, mint a parlagok spontán szukcesszióval 30 év alatt az összborítás, fajgazdagság és a szociális viselkedési típusok alapján 	<ul style="list-style-type: none"> • Ipari területen nagy lehetőség a biodiverzitás növelésére, önfenntartó ökoszisztéma kialakítására, a zöldinfrastruktúra-fejlesztésre • Dajkanövény és magbeviteli módszerek alkalmazása gyorsan kiszorítja a rövidéletű gyom- és inváziós fajokat • Gyors zöldfelület létrehozására magvetés alkalmazása ajánlott • Többféle magbeviteli módszer választható a céloknak megfelelően (lásd Útmutató 13. táblázat)
---	--	---

7 Összefoglalás

Doktori disszertációm célja a magminőség és különböző magbeviteli technikák *in situ* megtelepedésre gyakorolt hatásának vizsgálata. Dolgozatom két fő fejezetből áll, az első rész a magok minőségének az *in situ* megtelepedésre gyakorolt hatását, míg a második rész a különböző magbeviteli módszerek (szénaterítés, kereskedelmi magkeverék és domináns faj magjának vetése) eredményességét vizsgálta a homoki gyepék ipari területen történő restaurálása során.

A magminőség megtelepedésre gyakorolt hatását két kísérletben vizsgáltam. Elsőként a vetésre alkalmazott, ill. kaszálékkal bevihető magok csírázási sikerét hasonlítottam össze a terepi megtelepedéssel a nyíregyházi LEGO gyár zöldfelületének honos fajokkal történő betelepítése keretében. A laboratóriumi magcsíráztatás során az alkalmazott hidegkezelés a 12 vizsgált fajtából a fűfajok esetében jelentősen csökkentette a csírázási százalékot, csupán egy kétszikű faj (*Silene vulgaris*) esetén volt jelentős szerepe a dormancia megtörésében. A laboratóriumban mért csírázási siker és a terepi megtelepedés második évben kimutatott eredményessége között pozitív összefüggés volt megfigyelhető. Ennek alapján a csíráképeség ismerete segít a terepi megtelepedés predikciójában és a sikeres megtelepedéshez szükséges vetési ráták becslésében. Kaszálék minták (széna és mulcs) csíráztatása alapján megállapítottam, hogy széna a céltársulás fajainak magjait alacsony mennyiségben biztosította. Ennek ellenére a szénaterítés után kialakult vegetáció jelentős borítással és fajszámmal rendelkezett a vizsgált ipari területen. Ebben az esetben tehát előzetes csíráztatással nem volt becsülhető a terepi megtelepedés. Második lépésben a rövid-távú magtárolás hatását vizsgáltam *in situ* megtelepedésére 10 homoki fajra a Pannon Magbank Projekt keretében. Ennek során a Pannon Magbankban rövid ideig (0-2 évig) tárolt magok vetést követő túlélési sikerét vizsgáltam egy felhagyott fülöpházi szántó területén. A magtárolás hossza és a terepi megtelepedés között nem tapasztaltam összefüggést. A homokgyepi fajok túlélésében a vetési év és a vetést követő évek időjárásának volt kimutatható szerepe. Vizsgálattal alátámasztottam, hogy a néhány éves tárolás nem csökkenti a magok felhasználhatóságát, így a magok betárolásával áthidalhatók egyrészt a gyenge maghozamú évek, másrészt a honos magpiac szűkösségéből eredő maghiány. Az időjárás negatív hatásainak a kiküszöbölésére és a restaurációs siker növelése érdekében több éven áthúzódó, ütemezett telepítés javasolható.

Disszertációm második részében különböző magbeviteli módszerek (szénaterítés, kereskedelmi magkeverék és domináns faj magjának vetése) eredményességét vizsgáltam a homoki gyepék ipari területen történő restaurálásában. A helyszín a nyíregyházi LEGO gyár volt. A vegetáció összetételének a magbevitelt követő időbeli változását a kezelt parcellákat összevonva, kontroll (egy

extenzíven kezelt és egy nem vetett terület) és természet-közeli nyílt és zárt referencia gyepekkel való összevetésben elemeztem. A magbevitelnek köszönhetően a kezelt parcellák vegetációja már két éven belül a referencia területek növényzetéhez vált hasonlónak, míg a kontroll területek növényzete eltérő összetételűvé alakult. Az ipari területen restaurált gyep fajainak mind a borítása, mind a fajszáma két év alatt jelentősen növekedett a különböző magbeviteli módszerek alkalmazásának köszönhetően. Második lépésben a különböző magbeviteli módszereket vettem össze egymással, ill. nyílt és zárt elsődleges (természetközeli) és másodlagos (parlagokon spontán kialakult) referencia gyepekkel. Három év alatt a restaurált vegetáció összetételét, borítását, fajszámát és természetességét tekintve hasonló állapotot ért el ipari területen, mint a parlagok spontán szukcesszióval 30 év alatt. Mindkét magvetési módszerrel a referenciákhoz hasonló összborítás, míg a kereskedelmi magkeverék és széna alkalmazásával hasonló fajgazdagság érhető el. A természetes társulásalkotó fajok borítása a vetett területeken elérte a referencia gyepékét, míg szénaterítéssel bár alacsonyabb borítást, de magasabb természetes társulásalkotó fajszámot mértem.

Összefoglalva elmondható, hogy új perspektívát nyithat az élőhelyrestauráció számára a használaton kívül eső mezőgazdasági (parlag), vagy városi-ipari területek honos fajokkal való betelepítése, amely egyben jelentősen hozzájárulhat az európai zöldinfrastruktúra fejlesztésekhez is. Eredményeim alapján, különböző prioritások figyelembevételével egy útmutatót ajánlok a megfelelő restaurációs beavatkozás kiválasztásához, ill. javaslati listát állítottam össze a homoki gyepök ökológiai restaurációja során kapott eredményeim gyakorlati hasznosítására.

8 Summary

The aim of my doctoral dissertation is to investigate the effect of seed quality and different seed introduction methods on *in situ* establishment of restored dry grassland. My study consists of two main parts. The first chapter investigates the relationship between seed quality and germination of native species, and their *in situ* establishment. The second chapter deals with the comparison of the performance of different seed introduction methods (sowing of commercial seed mixture; seeds of a single dominant species and hay transfer) with the aim of restoring sandy grassland at an unused urban-industrial area.

I investigated the effect of seed quality on *in situ* establishment in two studies. I studied experimental germination and second year field establishment of sown native species and transferred hay in the frame of sandy grassland recreation at Lego factory in Nyíregyháza. Laboratory germination of 12 native species was studied with and without cold-stratification. Cold-stratification decreased significantly the germination of four grass species and was important to break dormancy for one dicot (*Silene vulgaris*). Field establishment was positively correlated with germination under both germination treatments. Therefore, I conclude that a laboratory germination test has high predictive value on the establishment success of seeded species and on estimation of sowing rates required for successful restoration. Transferred hay (hay and mulch) provided low amount of seeds of target species based on the hay germination test. However, the species richness and total cover in the second year were rather high at the restored factory area after hay transfer. In this case, therefore, field establishment could not be estimated by experimental germination. In a second study, I investigated the effect of short-storage (0-2 years) of seeds on the survival rate of ten sandy species in Fülöpháza. I tested the use of seed accessions of the Pannon Seed Bank for the reintroduction at an abandoned field in the Hungarian lowland with the aim to restore sandy grassland. The storage of seeds had no significant effect on the survival rate of studied species. The sowing time and the following years had the highest influence on restoration outcome through the impact of the weather of the first two growing seasons. My study has proved that short-term seed storage does not reduce the usability of seeds of native species, so the weak seed yields and the paucity of the native seed market can be bridged by using stored seeds. It is recommended to use multi-year, scheduled seeding to eliminate the negative impacts of weather and to increase the restoration success.

In the second chapter, I present the results of the restoration of sandy grassland by using different seed introduction methods (sowing of commercial seed mixture; seeds of a single dominant species and hay transfer) at the same urban-industrial area, Nyíregyháza, Hungary. First, I examined the change of species composition of merged restoration sites in the first two years after the applied

seed introduction methods and compared the restored grassland with two types of control (an extensive park grassland and a non-seeded control site) and with primary open and closed reference sites. The vegetation of seeded parcels became similar to the reference steppes in two years and their composition differed from that of untreated control areas. Restoration treatments significantly increased the total cover and the species richness of restored sites. In a final study, the results of three plant introduction treatments (sowing of commercial seed mixture; seeds of a single dominant species and hay transfer) were compared to different reference grasslands: open and closed primary (semi-natural) and secondary (old-field) reference sites. The introduction of propagules into degraded industrial areas can after three years result in vegetation similar to secondary reference grasslands of 30 years of age. Two types of seeding resulted in similar cover, whereas seeding of commercial seed mixture and hay transfer resulted in similar species richness to reference grasslands. The cover of natural constituents of seeded plots also reached that of reference grasslands, while hay addition resulted in lower cover and higher number of natural constituents than other methods.

I conclude that investing in the restoration of native grasslands at unused urban-industrial sites can be a great opportunity to enhance biodiversity in a short period of time and can contribute to the development of the European green infrastructure network. I produced a guideline for helping to choose the best suited method for a given restoration situation, and I have prepared a proposal list for the practical use based on my results obtained during the ecological restoration of sand grasslands.

9 Irodalomjegyzék

- 86/2012. (VIII. 15.) VM rendelet (2012). A természetes környezet megőrzésére szánt takarmánynövényvetőmagkeverékek kereskedelmi célú begyűjtéséről és forgalmazásáról. *Magyar közlöny* **108**: 18490–19498.
- Adams W.M., Hodge I.D., Macgregor N.A. & Sandbrook L. (2016). Creating restoration landscapes: partnerships in large-scale conservation in the UK. *Ecology and Society* **21**: 1.
- Albert Á.J., Kelemen A., Valkó O., Miglécz T., Csecserits A., Rédei T., Deák B., Tóthmérész B. & Török P. (2014). Secondary succession in sandy old-fields: a promising example of spontaneous grassland recovery. *Applied Vegetation Science* **17**: 214–224.
- Albert Á.J., Mudrák O., Jongepierová I., Fajmon K., Frei I., Ševčíková M., Klimešová J. & Doležal J. (2019). Grassland restoration on ex-arable land by transfer of brush-harvested propagules and green hay. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **272**: 74–82.
- Allison S.K. (2002). When is a restoration successful? Results from a 45-year-old tallgrass prairie restoration. *Ecological Restoration* **20**: 10–17.
- Anders I., Stagl J., Auer I. & Pavlik D. (2014). Climate change in Central and Eastern Europe. In: Martin Beniston (főszerk.) *Managing protected areas in Central and Eastern Europe under climate change*. Springer, Dordrecht. pp. 17–30.
- Anderson E.C. & Minor E.S. (2017). Vacant lots: An underexplored resource for ecological and social benefits in cities. *Urban Forestry & Urban Greening* **21**: 146–152.
- Anderson R.C. (2009). History and progress of ecological restoration in tallgrass prairie. *Canaries in the Catbird Seat, INHS Special Publication* **30**: 217–228.
- Aronson J. & Alexander S. (2013). Ecosystem restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. *Restoration Ecology* **21**: 293–296.
- Aszód L. (1935). Adatok a nyírségi vegetáció ökológiájához és szociológiájához. *Tiscia* **1**: 75–107.
- Babai D. & Molnár Zs. (2014). Small-scale traditional management of highly species-rich grasslands in the Carpathians. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **182**: 123–130.
- Babai D. (2014). Azt nem lehet elmondani, mennyi szép színű virág van, egyik szebb a másiknál... *Ethno-lore: A Magyar Tudományos Akadémia Néprajzi Kutatóintézetének évkönyve* **31**: 339–378.
- Babai D., Valkó O., Török P., Albert Á., Tóth K., Deák B., Kelemen A., Miglécz T., Tóthmérész B. & Molnár Zs. (2014). A szénamurha (szénatörök) szórásának hatása irtásrétek fajgazdagságára Gyimesben (Keleti- Kárpátok, Románia). In: Schmidt D., Kovács M. & Bartha D. X. *Aktuális Flóra-és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében*. pp. 104.

- Bakker J.P. & Berendse F. (1999). Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology & Evolution* **14**: 63–68.
- Bakker J.P. (1989). *Nature management by grazing and cutting*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 392 p.
- Bakker J.P., Poschlod P., Strykstra R.J., Bekker R.M. & Thompson K. (1996). Seed banks and seed dispersal: Important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica* **45**: 461–490.
- Bartha S., Meiners S.J., Pickett S.T. & Cadenasso M.L. (2003). Plant colonization windows in a mesic old field succession. *Applied Vegetation Science* **6**: 205–212.
- Bartholy J., Pongrácz R. & Pieczka I. (2014). How the climate will change in this century? *Hungarian Geographical Bulletin* **63**: 55–67.
- Baskin C.C., & Baskin J.M. (2001). *Seeds: Ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. Academic Press, San Diego, 666 p.
- Baskin J.M. & Baskin C.C. (2004). A classification system for seed dormancy. *Seed Science Research* **14**: 1–16.
- Benjamini Y. & Hochberg Y. (1995). Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. *Journal of the Royal Statistical Society Series B* **57**: 289–300.
- Bihari Z., Babolcsai Gy., Bartholy J., Ferenczi Z., Gerhátné Kerényi J., Haszpra L., Homokiné Ujváry K., Kovács T., Lakatos M., Németh Á., Pongrácz R., Putsay M., Szabó P. & Szépszó G. (2018). Éghajlat. In: Kocsis Károly (főszerk.) *Magyarország Nemzeti Atlasza: természeti környezet*. MTA CSFK Földrajztudományi Intézet, Budapest, pp. 58–69.
- Biró M., Czúcz B., Horváth F., Révész A., Csatári B. & Molnár Zs. (2013). Drivers of grassland loss in Hungary during the post-socialist transformation (1987–1999). *Landscape Ecology* **28**: 789–803.
- Biró M., Molnár Zs., Horváth F. & Révész A. (2008a). Measuring habitat loss in the Kiskunság based on historical and actual habitat maps. In: Kovács-Láng E., Molnár E., Kröel-Dulay Gy. & Barabás S. (szerk.). *The KISKUN LTER: Long-term ecological research in the Kiskunság, Hungary*. IEB HAS, Vácrátót, pp. 13–14.
- Biró M., Révész A., Molnár Zs., Horváth F. & Czúcz B. (2008b). Regional habitat pattern of the Danube-Tisza Interfluve in Hungary II: The sand, the steppe and the riverine vegetation, degraded and regenerating habitats, regional habitat destruction. *Acta Botanica Hungarica* **50**: 19–60.
- Bischoff A., Crémieux L., Smilauerova M., Lawson C.S., Mortimer S.R., Dolezal J., Lanta V., Edwards A.R., Brook A.J., Macel M., Leps J., Steinger T. & Müller-Schärer H. (2006).

- Detecting local adaptation in widespread grassland species - the importance of scale and local plant community. *Journal of Ecology* **94**: 1130–1142.
- Bissels S., Donath T.W., Hölzel N. & Otte A. (2006). Effects of different mowing regimes on seedling recruitment in alluvial grasslands. *Basic and Applied Ecology* **7**: 433–442.
- Bond W.J. (2016). Ancient grasslands at risk. *Science* **351**: 120–122.
- Borhidi A. (1995). Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. *Acta Botanica Hungarica* **39**: 97–181.
- Borhidi A. (1996). An annotated checklist of the Hungarian plant communities I. The non-forest communities. In: Borhidi A. (szerk.). *Critical revision of the Hungarian plant communities*. Janus Pannonius University, Pécs. pp. 43–94.
- Boros Á. (1929). Die Flora und die Planzengeographien verhältnisse des Nyírség. - Mathematischer und Naturwissenschaftlicher Anzeiger der Ungarischen Akademie der Wissenschaften *XLVI. Sonderabdruck* 48–59.
- Bossuyt B. & Honnay O. (2008). Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European Communities. *Journal of Vegetation Science* **19**: 875–884.
- Botta-Dukát Z. (2008). Invasion of alien species to Hungarian (semi-)natural habitats. *Acta Botanica Hungarica* **50**: 219–227.
- Böloni J., Molnár Z. & Kun A. (2011). *Magyarország élőhelyei. Vegetációtípusok leírása és határozója, ÁNÉR*. MTA ÖBKI, Vácrátót, 441 p.
- Breed M.F., Harrison P.A., Bischoff A., Durruty P., Gellie N.J., Gonzales E.K., Havens K., Karmann M., Kilkenny F.F., Krauss S.L., Lowe A.J., Marques P., Nevill P.G., Vitt P.L. & Bucharova A. (2018). Priority actions to improve provenance decision-making. *Bioscience* **68**: 510–516.
- Bucharova A., Michalski S., Hermann J.M., Heveling K., Durka W., Hölzel N., Kollmann J. & Bossdorf O. (2017). Genetic differentiation and regional adaptation among seed origins used for grassland restoration: lessons from a multispecies transplant experiment. *Journal of Applied Ecology* **54**: 127–136.
- Bullock J.M. (1998). Community translocation in Britain: setting objectives and measuring consequences. *Biological Conservation* **84**: 199–214.
- Carrington M.E. (2014). Seed size and recruitment limitation influence seedling establishment in three tallgrass prairie species. *Plant Ecology* **215**: 1163–1172.
- CBD (Convention on Biological Diversity) (2010). Aichi biodiversity targets of the strategic plan 2011–2020. Secretariat of the convention on biological diversity. Montreal, Quebec, Canada. <http://www.cbd.int/sp/targets/>.

- Celaya R., Jáuregui B.M., Rosa García R., Benavides R., García U. & Osoro K. (2010). Changes in heathland vegetation under goat grazing: effects of breed and stocking rate. *Applied Vegetation Science* **13**: 125–134.
- Chapman T., Miles S. & Trivedi C. (in press). Capturing, protecting and restoring plant diversity in the UK: RBG Kew and the Millennium Seed Bank. *Plant Diversity* <https://doi.org/10.1016/j.pld.2018.06.001>.
- Clarke K.R. (1993). Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* **18**: 117–143.
- Clarke P.J. & Davison E.A. (2004). Emergence and survival of herbaceous seedlings in temperate grassy woodlands: recruitment limitations and regeneration niche. *Austral Ecology* **29**: 320–331.
- Commander L.E., Merritt D.J., Rokich D.P. & Dixon K.W. (2009). Seed biology of Australian arid zone species: germination of 18 species used for rehabilitation. *Journal of Arid Environments* **73**: 617–625.
- Cooke J.A. & Johnson M.S. (2002). Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environmental Reviews* **10**: 41–71.
- Cortina-Segarra J., Decler K. & Kollmann J. (2016). Biodiversity: Speed restoration of EU ecosystems. *Nature* **535**: 231.
- Cramer V., Hobbs R. & Standish R. (2008). What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in Ecology & Evolution* **23**: 104–112.
- Crémieux L., Bischoff A., Müller-Schärer H. & Steinger T. (2010). Gene flow from foreign provenances into local plant populations: Fitness consequences and implications for biodiversity restoration. *American Journal of Botany* **97**: 94–100.
- Csapody V. (1968). *Keimlings-bestimmungsbuch der Dikotyledonen*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 286. p.
- Csecserits A. & Rédei T. (2001). Secondary succession on sandy old-fields in Hungary. *Applied Vegetation Science* **4**: 63–74.
- Csecserits A., Botta-Dukát Z., Kröel-Dulay G., Lhotsky B., Ónodi G., Rédei T., Szitár K. & Halassy M. (2016). Tree plantations are hot-spots of plant invasion in a landscape with heterogeneous land-use. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **226**: 88–98.
- Csecserits A., Czucz B., Halassy M., Kröel-Dulay G., Rédei T., Szabó R., Szitár K. & Török K. (2011). Regeneration of sandy old-fields in the forest steppe region of Hungary. *Plant Biosystems* **145**: 715–729.

- Csontos P. (2001). *A természetes magbank kutatásának módszerei*. Scientia, Budapest, 155 p.
- Csontos P. (2007). Dolomitgyepek magbankja ültetett feketefenyvesek talajában. *Journal of Landscape Ecology* **5**: 117–129.
- Csontos P., Rucinska A. & Puchalski J.T. (2010). Germination of *Erysimum pieninicum* and *Erysimum odoratum* seeds after various storage conditions. *Tájökológiai Lapok* **8**: 389–394.
- Csontos P., Tamás J. & Balogh L. (2003). Thousand seed weight records of species from the flora of Hungary, I. Monocotyledonopsida. *Studia botanica hungarica* **34**: 121–126.
- Csontos P., Tamás J., Balogh L. & Papp B. (2007). Thousand seed weight records of species from the flora of Hungary, II. Dicotyledonopsida. *Studia botanica hungarica* **38**: 179–189.
- De Vitis M., Abbandonato H., Dixon K., Laverack G., Bonomi C. & Pedrini S. (2017). The European native seed industry: Characterization and perspectives in grassland restoration. *Sustainability* **9**: 1682.
- Deák B., Hüse B. & Tóthmérész B. (2016). Grassland vegetation in urban habitats—testing ecological theories. *Tuexenia* **36**: 379–393.
- Deák B., Török P., Kapocsi I., Lontay L., Vida E., Valkó O., Lengyel Sz. & Tóthmérész B. (2008). Szik-és löszgyep-rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti Park területén (Egyek-Pusztakócs). *Tájökológiai Lapok* **6**: 323–332.
- Dengler J., Janišová M., Török P. & Wellstein C. (2014). Biodiversity of Palearctic grasslands: a synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **182**: 1–14.
- Donath T. W., Hölzel N. & Otte A. (2006). Influence of competition by sown grass, disturbance and litter on recruitment of rare flood-meadow species. *Biological Conservation* **130**: 315–323.
- Donath T.W., Bissels S., Hölzel N. & Otte A. (2007). Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice – Impact of seed and microsite limitation. *Biological Conservation* **138**: 224–234.
- Dostálek J. & Frantík T. (2008). Dry grassland plant diversity conservation using low-intensity sheep and goat grazing management: case study in Prague (Czech Republic). *Biodiversity and Conservation* **17**: 1439–1454.
- Edwards A.R., Mortimer S.R., Lawson C.S., Westbury D.B., Harris S.J., Woodcock B.A. & Brown V.K. (2007). Hay strewing, brush harvesting of seed and soil disturbance as tools for the enhancement of botanical diversity in grasslands. *Biological Conservation* **134**: 372–382.
- Endrédi A., Molnár A. & Nagy J. (2012). A kunsági bükköny (*Vicia biennis* L.) ex-situ védelme. *Természetvédelmi Közlemények* **18**: 150–158.

- ENSCONET (2009a). ENSCONET *Seed collecting manual for wild species*. Royal Botanic Gardens, Kew (UK) & Universidad Politécnica de Madrid (Spain), 32 p. (http://ensconet.maich.gr/PDF/Collecting_protocol_English.pdf)
- ENSCONET (2009b). ENSCONET *Curation protocols & recommendations*. Royal Botanic Gardens, Kew, 53 p. (http://ensconet.maich.gr/PDF/Curation_protocol_English.pdf)
- European Commission (2011). Communication from the commission to the european parliament, the council, the economic and social committee and the committee of the regions. Brussels, 17 p. (http://ec.europa.eu/environment/marine/pdf/1_EN_ACT.pdf).
- European Commission (1996). *Interpretation manual of European Union habitats*. EUR 15, 148 p. (<http://aei.pitt.edu/33244/1/A3.pdf>)
- European Commission (2013). *Building a green infrastructure for Europe*. European Union, 24 p.
- Falk D.A., Palmer M.A. & Zedler J.B. (2006). *Foundation of restoration ecology*. Island Press, Washington, 355 p.
- FAO (2014). *Genebank standards for plant genetic resources for food and agriculture*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rev. ed., Rome, 182 p.
- FAO/IPGRI (1994). *Genebank standards. Food and agriculture organization of the United Nations, Rome*. International Plant Genetic Resources Institute, Rome, 13 p.
- Fenner M. & Thompson K. (2005). *The ecology of seeds*. Cambridge University Press, Cambridge, 276 p.
- Fischer S.F., Poschod P. & Beinlich B. (1996). Experimental studies on the dispersal of plants and animals on sheep in calcareous grasslands. *The Journal of Applied Ecology* **33**: 1206–1222.
- Führer E., Mátyás C., Csóka G., Lakatos F., Bordács S., Nagy L. & Rasztoivits E. (2010). Current status of European beech (*Fagus sylvatica* L.) genetic resources in Hungary. *Communicationes Instituti Forestalis Bohemicae* **25**: 152–163.
- Gallagher M.K. & Wagenius S. (2016). Seed source impacts germination and early establishment of grasses in prairie restorations. *Journal of Applied Ecology* **53**: 251–263.
- García-Palacios P., Soliveres S., Maestre F.T., Escudero A., Castillo-Monroy A.P. & Valladares F. (2010). Dominant plant species modulate responses to hydroseeding, irrigation and fertilization during the restoration of semiarid motorway slopes. *Ecological Engineering* **36**: 1290–1298.
- Gibson D.J. (2009). *Grasses and grassland ecology*. Oxford University Press, New York, 320 p.
- Grime J.P., Mason G., Curtis A.V., Rodman J. & Band S.R. (1981). A comparative study of germination characteristics in a local flora. *The Journal of Ecology* **69**: 1017–1059.

- Groot S.P.C., de Groot L., Kodde J. & van Treuren R. (2015). Prolonging the longevity of ex situ conserved seeds by storage under anoxia. *Plant Genetic Resources* **13**: 18–26.
- Hackett M. & Lawrence A. (2014). *Multifunctional role of field margins in arable farming*. CEA report. Cambridge Environmental Assessments, Cambridge, 52 p.
- Hagen D., Svavarsdottir K., Nilsson C., Tolvanen A.K., Raulund-Rasmussen K., Aradóttir Á.L., Fosaa A.M. & Halldorsson G. (2013). Ecological and social dimensions of ecosystem restoration in the Nordic Countries. *Ecology and Society* **18**: 34.
- Halassy M. & Török K. (2004). Combination of treatments to restore native sand grassland species to Black locust plantations (Hungary). *Ecological Restoration* **22**: 217–218.
- Halassy M. (2001). Possible role of the seed bank in the restoration of open sand grassland in old fields. *Community Ecology* **2**: 101–108.
- Halassy M., Singh A.N., Szabó R., Szili-Kovács T., Szitár K. & Török K. (2016). The application of a filter-based assembly model to develop best practices for Pannonian sand grassland restoration. *Journal of Applied Ecology* **53**: 765–773.
- Hardegree S.P., Sheley R.L., Duke S.E., James J.J., Boehm A.R. & Flerchinger G.N. (2016). Temporal variability in microclimatic conditions for grass germination and emergence in the Sagebrush steppe. *Rangeland Ecology & Management* **69**: 123–128.
- Haslgrübler P., Krautzer B., Blaschka A., Graiss W. & Pötsch E.M. (2013). Quality and germination capacity of seed material harvested from an arrhenatherion meadow. *Grass and Forage Science* **69**: 454–461.
- Hedberg P. & Kotowski W. (2010). New nature by sowing? The current state of species introduction in grassland restoration, and the road ahead. *Journal for Nature Conservation* **18**: 304–308.
- Hendry G.A. & Grime J.P. (1993). *Methods in comparative plant ecology: a laboratory manual*. Chapman and Hall, London, 252 p.
- Hintze C., Heydel F., Hoppe C., Cunze S., König A. & Tackenberg O. (2013). D3: the dispersal and diaspora database—baseline data and statistics on seed dispersal. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **15**: 180–192.
- Hjältén J., Hägglund R., Löfroth T., Roberge J.M., Dynesius M. & Olsson J. (2017). Forest restoration by burning and gap cutting of voluntary set-asides yield distinct immediate effects on saproxylic beetles. *Biodiversity and Conservation* **26**: 1623–1640.
- Hoekstra J.M., Boucher T.M., Ricketts T.H. & Roberts C. (2005). Confronting a biome crisis: Global disparities of habitat loss and protection: Confronting a biome crisis. *Ecology Letters* **8**: 23–29.

- Hong T.D. & Ellis R.H. (1996). *A protocol to determine seed storage behaviour* (No. 1). International Plant Genetic Resources Institute, Rome, 62 p.
- Hostetler M., Allen W. & Meurk C. (2011). Conserving urban biodiversity? Creating green infrastructure is only the first step. *Landscape and Urban Planning* **100**: 369–371.
- Hothorn T., Bretz F. & Westfall P. (2008). Simultaneous inference in general parametric models. *Biometrical Journal* **50**: 346–363.
- Hölzel N. & Otte A. (2003). Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. *Applied Vegetation Science* **6**: 131–140.
- Hüse B., Szabó S., Deák B. & Tóthmérész B. (2016). Mapping an ecological network of green habitat patches and their role in maintaining urban biodiversity in and around Debrecen city (Eastern Hungary). *Land Use Policy* **57**: 574–581.
- IPCC (2014). *Climate Change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Part B: Regional aspects. Contribution of working group II to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, 34 p.
- ISTA (2015). *International rules for seed testing*. International Seed Testing Association, Bassersdorf, <https://www.seedtest.org/en/home.html>
- James J.J., Sheley R.L., Erickson T., Rollins K.S., Taylor M.H. & Dixon K.W. (2013). A systems approach to restoring degraded drylands. *Journal of Applied Ecology* **50**: 730–739.
- James J.J., Svejcar T.J. & Rinella M.J. (2011). Demographic processes limiting seedling recruitment in arid grassland restoration. *Journal of Applied Ecology* **48**: 961–969.
- John H., Dullau S., Baasch A. & Tischew S. (2016). Re-introduction of target species into degraded lowland hay meadows: How to manage the crucial first year? *Ecological Engineering* **86**: 223–230.
- Jones K.D. & Kaye T.N. (2014). Factors influencing germination of a functionally important grassland plant, *Iris tenax*. *PloS One* **9**: e90084.
- Jones K.D. & Kaye T.N. (2015). Growing native seeds for restoration: seed dormancy and germination of *Sidalcea malviflora* ssp. *virgata* (Malvaceae). *Natural Areas Journal* **35**: 26–28.
- Jørgensen D. (2015). Ecological restoration as objective, target, and tool in international biodiversity policy. *Ecology and Society* **20**: 43.
- Jørgensen M.H., Elameen A., Hofman N., Klemsdal S., Malaval S. & Fjellheim S. (2016). What's the meaning of local? Using molecular markers to define seed transfer zones for ecological restoration in Norway. *Evolutionary Applications* **9**: 673–684.

- Kahmen S. & Poschlod P. (2008). Does germination success differ with respect to seed mass and germination season? Experimental testing of plant functional responses to grassland management. *Annals of Botany* **101**: 541–548.
- Kaur J., Schoonmaker A.L. & Sobze J.M. (2016). Length of cold stratification period affects germination in green alder (*Alnus viridis* (Chaix) DC. subsp. *crispa* (Aiton) Turrill) seed collected from northwestern Alberta. *Native Plants Journal* **17**: 95–102.
- Kelemen A., Török P., Valkó O., Deák B., Miglécz T., Tóth K., Ölvedi T. & Tóthmérész B. (2014). Sustaining recovered grasslands is not likely without proper management: vegetation changes after cessation of mowing. *Biodiversity and Conservation* **23**: 741–751.
- Kettenring K.M., Mercer K.L., Reinhardt Adams C. & Hines J. (2014). Editor's choice: Application of genetic diversity–ecosystem function research to ecological restoration. *Journal of Applied Ecology* **51**: 339–348.
- Khurana E. & Singh J.S. (2001). Ecology of seed and seedling growth for conservation and restoration of tropical dry forest: A review. *Environmental Conservation* **28**: 39–52.
- Kiehl K. & Wagner C. (2006). Effect of hay transfer on long-term establishment of vegetation and grasshoppers on former arable fields. *Restoration Ecology* **14**: 157–166.
- 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.
- Kiehl K., Kirmer A., Shaw N. & Tischew S. (2014). *Guidelines for Native Seed Production and Grassland Restoration*. Cambridge Scholars Publishing, Newcastle upon Tyne, 304 p.
- Kiehl K., Thormann A. & Pfadenhauer J. (2006). Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields. *Restoration Ecology* **14**: 148–156.
- Király G. (2009). *Új magyar fűvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcs. Ábrák* [New Hungarian herbal. Vascular plants of Hungary. Identification keys]. Jósvafő, Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, 628 p.
- Kirmer A. & Mahn E.G. (2001). Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite-mining area of Goitsche, Germany. *Applied Vegetation Science* **4**: 19–27.
- Kirmer A., Baasch A. & Tischew S. (2012). Sowing of low and high diversity seed mixtures in ecological restoration of surface mined-land. *Applied Vegetation Science* **15**: 198–207.
- Kiss R., Sonkoly J., Török P., Tóthmérész B., Deák B., Tóth K., Lukács K., Godó L., Kelemen A., Miglécz T., Radócz Sz., Tóth E., Balogh N. & Valkó O. (2018). Germination capacity of 75

- herbaceous species of the pannonian flora and implications for restoration. *Acta Botanica Hungarica* **60**: 357–368.
- Kiss R., Valkó O., Tóthmérész B. & Török P. (2016). Seed bank research in central-European grasslands—An overview. In: Murphy, J. (szerk.) *Seed banks: Types, roles and research*. Plant science research and practices. Novinka, New York, pp.1-34.
- Klaus V.H. (2013). Urban grassland restoration: A neglected opportunity for biodiversity conservation. *Restoration Ecology* **21**: 665–669.
- Kleyer M., Bekker R.M., Knevel, I.C., Bakker J.P, Thompson K., Sonnenschein M., Poschlod P., Van Groenendael J. M., Klimes L., Klimesová J., Klotz S., Rusch G.M., Hermy M., Adriaens D., Boedeltje G., Bossuyt B., Dannemann A., Endels P., Götzenberger L., Hodgson J.G., Jackel A.K., Kühn I., Kunzmann D., Ozinga W.A., Römermann C., Stadler M., Schlegelmilch J., Steendam H.J., Tackenberg O., Wilmann B., Cornelissen J.H.C., Eriksson O., Garnier E. & Peco B. (2008). The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of Northwest European flora. *Journal of Ecology* **96**: 1266–1274.
- Klimkowska A., Kotowski W., Van Diggelen R., Grootjans A.P., Dzierża P. & Brzezińska K. (2010). Vegetation re-development after fen meadow restoration by topsoil removal and hay transfer. *Restoration Ecology* **18**: 924–933.
- Kotorová I. & Lepš J. (1999). Comparative ecology of seedling recruitment in an oligotrophic wet meadow. *Journal of Vegetation Science* **10**: 175–186.
- Kovács-Hostyánszki A., Espíndola A., Vanbergen A.J., Settele J., Kremen C. & Dicks L.V. (2017). Ecological intensification to mitigate impacts of conventional intensive land use on pollinators and pollination. *Ecology Letters* **20**: 673–689.
- Kovács-Láng E., Kröel-Dulay G., Kertész M., Fekete G., Bartha S., Mika J., Dobi-Wantuch I., Rédei T., Rajkai K. & Hahn I. (2000). Changes in the composition of sand grasslands along a climatic gradient in Hungary and implications for climate change. *Phytocoenologia* **30**: 385–407.
- Kövendi-Jakó A., Csecserits A., Halassy M., Halász K., Szitár K. & Török K. (2017). Relationship of germination and establishment for twelve plant species in restored dry grassland. *Applied Ecology and Environmental Research* **15**: 227–239.
- Kövendi-Jakó A., Halassy M., Csecserits A., Hülber K., Szitár K., Wrбка T. & Török K. (2019). Three years of vegetation development worth 30 years of secondary succession in urban-industrial grassland restoration. *Applied Vegetation Science* accepted (29.10.2018). <https://doi.org/10.1111/avsc.12410>

- Kramer A.T. & Havens K. (2009). Plant conservation genetics in a changing world. *Trends in Plant Science* **14**: 599–607.
- Krock S., Smith S., Elliott C., Kennedy A. & Hamman S.T. (2016). Using smoke-water and cold-moist stratification to improve germination of native prairie species. *Native Plants Journal* **17**: 19–27.
- Kröel-Dulay Gy. & Kovács-Láng E. (2008). General characteristics of the Kiskunság. In: Kovács-Láng E., Molnár E., Kröel-Dulay Gy. & Barabás S. (szerk.) *The KISKUN LTER: Long-term ecological research in the Kiskunság, Hungary*. IEB HAS, Vácátót, pp. 7–10.
- Kuhn M., Weston S., Wing J. & Forester J. (2013). The Contrast Package. <http://cran.ma.ic.ac.uk/web/packages/contrast/vignettes/contrast.pdf>.
- Larson J.E., Sheley R.L., Hardegree S.P., Doescher P.S. & James J.J. (2015). Seed and seedling traits affecting critical life stage transitions and recruitment outcomes in dryland grasses. *Journal of Applied Ecology* **52**: 199–209.
- Legendre P. & Legendre L. (1998). *Numerical ecology*. Elsevier, Amsterdam, 853 p.
- Leimu R. & Fischer M. (2008). A meta-analysis of local adaptation in plants. *PLoS ONE* **3**: e4010.
- Leishman M.R. (1999). How well do plant traits correlate with establishment ability? Evidence from a study of 16 calcareous grassland species. *New Phytologist* **141**: 487–496.
- Lengyel S., Varga K., Kosztyi B., Lontay L., Déri E., Török P. & Tóthmérész B. (2012). Grassland restoration to conserve landscape-level biodiversity: a synthesis of early results from a large-scale project. *Applied Vegetation Science* **15**: 264–276.
- Lepš J., Doležal J., Bezemer T.M., Brown V.K., Hedlund K., Igual A.M., Jørgensen H.B., Lawson C.S., Mortimer S.R., Geldart A.P., Rodríguez B.C., Santa R.I., Smilauer 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.
- Levey D.J., Tewksbury J.J. & Bolker B.M. (2008). Modelling long-distance seed dispersal in heterogeneous landscapes. *Journal of Ecology* **96**: 599–608.
- Lima M. de J., Hong T.D., Arruda Y.M.B.C., Mendes A.M.S. & Ellis R.H. (2014). Classification of seed storage behaviour of 67 Amazonian tree species. *Seed Science and Technology* **42**: 363–392.
- Mace G.M., Barrett M., Burgess ND., Cornell S.E., Freeman R., Grooten M. & Purvis A. (2018). Aiming higher to bend the curve of biodiversity loss. *Nature Sustainability* **1**: 448.
- Maes J., Barbosa A., Baranzelli C., Zulian G., e Silva F.B., Vandecasteele I., Hiederer R., Liqueste C., Luisa Paracchini M., Mubareka S., Jacobs-Crisioni C., Perpiña Castillo C. & Lavallo C.

- (2015). More green infrastructure is required to maintain ecosystem services under current trends in land-use change in Europe. *Landscape Ecology* **30**: 517–534.
- Málnási Csizmadia G., Holly L., Tóth Z., Oláh I., Peti E. & Schellenberger J. (2014). *Pannon Magbank Projekt Magtárolási Útmutató*. Növényi Diverzitás Központ 21 p.
- 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.
- Martens D., Gutscher H. & Bauer N. (2011). Walking in ‘wild’ and ‘tended’ urban forests: the impact on psychological well-being. *Journal of Environmental Psychology* **31**: 36–44.
- McDonald T., Gann G., Jonson J. & Dixon K. (2016). International standards for the practice of ecological restoration—including principles and key concepts. Society for Ecological Restoration, Washington, DC, USA, 48 p.
- McKay J.K., Christian C.E., Harrison S. & Rice K.J. (2005). „How local is local?”—a review of practical and conceptual issues in the genetics of restoration. *Restoration Ecology* **13**: 432–440.
- Merritt D.J. & Dixon K.W. (2011). Restoration seedbanks—a matter of scale. *Science* **332**: 424–425.
- Middleton E.L., Bever J.D. & Schultz P.A. (2010). The effect of restoration methods on the quality of the restoration and resistance to invasion by exotics. *Restoration Ecology* **18**: 181–187.
- Miguel M.F., Lortie C.J., Callaway R.M. & Hierro J.L. (2017). Competition does not come at the expense of colonization in seed morphs with increased size and dispersal. *American Journal of Botany* **104**: 1323–1333.
- Mihók B., Kovács E., Balázs B., Pataki G., Ambrus A., Bartha D., Czirák Z., Csányi S., Csépanyi P., Csőszi M., Dudás G., Egri C., Erős T., Góri S., Halmos G., Kopek A., Margóczi K., Miklay G., Milon L., Podmaniczky L., Sárvári J., Schmidt A., Sipos K., Siposs V., Standovár T., Szigetvári C., Szemethy L., Tóth B., Tóth L., Tóth P., Török K., Török P., Vadász C., Varga I., Sutherland W.J. & Báldi A. (2015). Bridging the research-practice gap: Conservation research priorities in a Central and Eastern European country. *Journal for Nature Conservation* **28**: 133–148.
- Mitchley J., Jongepierová I. & Fajmon K. (2012). Regional seed mixtures for the re-creation of species-rich meadows in the White Carpathian Mountains: results of a 10-yr experiment. *Applied Vegetation Science* **15**: 253–263.
- Mojzes A., Ónodi G., Lhotsky B., Kalapos T., Csontos P. & Kröel-Dulay G. (2018). Within-generation and transgenerational plasticity in growth and regeneration of a subordinate annual grass in a rainfall experiment. *Oecologia* **188**: 1059–1068.

- Molnár V.A., Sonkoly J., Lovas-Kiss A., Fekete R., Takács A., Somlyay L. & Török P. (2015). Seed of the threatened annual legume, *Astragalus contortuplicatus*, can survive over 130 years of dry storage. *Preslia* **87**: 319–328.
- Molnár Zs. & 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.
- Molnár Zs., Biró M., Bartha S. & Fekete G. (2012). Past Trends, Present State and Future Prospects of Hungarian Forest-Steppes. In: Werger, M.J.A. & van Staalduinen, M.A. (szerk.). *Eurasian steppes. Ecological problems and livelihoods in a changing world*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 209–252.
- Molnár Zs., Bölöni J. & Horváth F. (2008). Threatening factors encountered: Actual endangerment of the Hungarian (semi-)natural habitats. *Acta Botanica Hungarica* **50**: 199–217.
- Molnár Zs., Király G., Fekete G., Aszalós R., Barina Z., Bartha D., Biró M., Borhidi A., Bölöni J., Czúcz B., Csiky J., Dancza I., Dobor L., Farkas E., Farkas S., Horváth F., Kevey B., Lőkös L., Magyar E., Molnár V. A., Németh Cs., Papp B., Pinke Gy., Schmidt D., Schmotzer A., Solt A., Sümegi P., Szmorad F., Szurdoki E., Tiborcz V., Varga Z. & Vojtkó A. (2018). Növényzet. In: Kocsis Károly (főszerk.) *Magyarország Nemzeti Atlasza: természeti környezet*. MTA CSFK Földrajztudományi Intézet, Budapest, pp. 94–103.
- Mondoni A., Tazzari E.R., Zubani L., Orsenigo S. & Rossi G. (2013). Percussion as an effective seed treatment for herbaceous legumes (Fabaceae): implications for habitat restoration and agriculture. *Seed Science and Technology* **41**: 175–187.
- Nagy L., Nagy I. & Rév Sz. (2018). Az Ócsai Tájvédelmi Körzet gyepterületeinek természetvédelmi kezelési tapasztalatai. In: *Természetvédelem és kutatás a Turjánvidék északi részén*. In: Korda M. (szerk.) *Természetvédelem és kutatás a Turjánvidék északi részén*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 319–348.
- Nyárádi-Szabady J., Dános B. & Bernáth J. (1992). Data concerning the germination biology of *Salvia* species native in Hungary. *Acta Horticulturae* **306**: 313–318.
- Nyíregyháza időjárás (2014-2018). <http://nyiregyomet.hu/nyiregyomet/> (2018.10.15.)
- O'Donnell K. & Sharrock S. (2017). The contribution of botanic gardens to ex situ conservation through seed banking. *Plant Diversity* **39**: 373–378.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlinn D., Minchin P.R., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H., Szoecs E. & Wagner H. (2018). vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-1. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

- Oliveira G., Clemente A., Nunes A. & Correia O. (2014). Suitability and limitations of native species for seed mixtures to revegetate degraded areas. *Applied Vegetation Science* **17**: 726–736.
- Oliveira G., Nunes A., Clemente A. & Correia O. (2012). Testing germination of species for hydroseeding degraded Mediterranean areas. *Restoration Ecology* **20**: 623–630.
- Papp L. & Dudás M. (1989). Adatok a Közép-, a Dél-Nyírség és környékének botanikai értékeiről. *Calandrella* **2**: 5–25.
- Papp L. (2013). Hazai vadon élő növények szaporítási és előnevelési vizsgálatai. MSc Szakdolgozat, Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest, 72 p.
- Partzsch M. (2010). Zur Keimungsbiologie von zehn ausgewählten xerothermen Grasarten. *Hercynia* **43**: 299–317.
- Partzsch M. (2011). Zur Keimungsbiologie ausgewählter Xerothermrasenarten-Teil 2: Caryophyllaceae. *Hercynia* **44**: 127–144.
- Patzelt A., Wild U. & Pfadenhauer J. (2001). Restoration of wet fen meadows by topsoil removal: Vegetation development and germination biology of fen species. *Restoration Ecology* **9**: 127–136.
- Pausas J.G. (1999). Response of plant functional types to changes in the fire regime in Mediterranean ecosystems: A simulation approach. *Journal of Vegetation Science* **10**: 717–722.
- Pereira H.M., Navarro L.M. & Martins I.S. (2012). Global biodiversity change: The bad, the good, and the unknown. *Annual Review of Environment and Resources* **37**: 25–50.
- Perring M.P., Standish R.J., Price J.N., Craig M.D., Erickson T.E., Ruthrof K.X., Whiteley A.S., Valentine L.E. & Hobbs R.J. (2015). Advances in restoration ecology: rising to the challenges of the coming decades. *Ecosphere* **6**: 1–25.
- Peti E., Málnási Csizmadia G., Oláh I., Schellenberger J., Török K., Halász K. & Baktay B. (2015). A Pannon Magbank program (2010–2014) maggyűjtési, tárolási, előzetes életképesség vizsgálati eredményei és módszerei. *Természetvédelmi Közlemények* **21**: 215–231.
- Peti E., Schellenberger J., Németh G., Málnási Csizmadia G., Oláh I., Török K., Czóbel Sz. & Baktay B. (2017). Presentation of the HUSEEDwild – a seed weight and germination database of the Pannonian flora – through analysing life forms and social behaviour types. *Applied Ecology and Environmental Research* **15**: 225–244.
- Pfadenhauer J. & Grootjans A. (1999). Wetland restoration in Central Europe: aims and methods. *Applied Vegetation Science* **2**: 95–106.
- Pinheiro J., Bates D., DebRoy S., Sarkar D. & R Core Team (2017). nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-129, <https://CRAN.R-project.org/package=nlme>

- Pinke G., Karácsony P., Czúcz B. & Botta-Dukát Z. (2011). Environmental and land-use variables determining the abundance of *Ambrosia artemisiifolia* in arable fields in Hungary. *Preslia* **83**: 219–235.
- Piper J.K., Schmidt E.S. & Janzen A.J. (2007). Effects of species richness on resident and target species components in a prairie restoration. *Restoration Ecology* **15**: 189–198.
pmb/wp-content/uploads/2013/06/PMB_Maggyujtesi-utmutato.pdf)
- Podani J. (1997). *Bevezetés a többváltozós biológiai adatfeltárás rejtelmeibe*. Scientia Kiadó, Budapest, 412 p.
- Poschlod P. & WallisDeVries M.F. (2002). The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands—lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation* **104**: 361–376.
- Prach K. & Hobbs R.J. (2008). Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* **16**: 363–366.
- Prach K., Fajmon K., Jongepierová I. & Řehouňková K. (2015). Landscape context in colonization of restored dry grasslands by target species. *Applied Vegetation Science* **18**: 181–189.
- Prach K., Tichý L., Lencová K., Adámek M., Koutecký T., Sádlo J., Bartošová A., Novák J., Kovář P., Alena Jírová, Smilauer P. & Řehouňková K. (2016). Does succession run towards potential natural vegetation? An analysis across seres. *Journal of Vegetation Science* **27**: 515–523.
- Prasse R., Kunzmann D. & Schroder R. (2010). *Entwicklung und praktische Umsetzung naturschutzfachlicher Mindestanforderungen an einen Herkunftsnachweis für gebietseigenes Wildpflanzensaatgut krautiger Pflanzen*. Abschlussbericht, Leibniz Universität, Hannover, 168 p.
- Pywell R.F., Bullock J.M., Hopkins A., Walker K.J., Sparks T.H., Burke M.J. & 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.
- R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Retrieved from <https://www.R-project.org/>.
- Rao N.K., Hanson J., Dulloo M.E., Ghosh K., Novell D. & Larinde M. (2006). *Manual of seed handling in genebanks*. Handbooks for genebanks No. 8. Bioversity International, Rome, 148 p.
- Rasran L., Vogt K. & Jensen K. (2006). Seed content and conservation evaluation of hay material of fen grasslands. *Journal for Nature Conservation* **14**: 34–45.
- RBGK (Royal Botanic Gardens Kew) (2018). Seed Information Database (SID). Version 7.1. Available from: <http://data.kew.org/sid/> (2018 október)

- Rédei T., Szitár K., Czúcz B., Barabás S., Lellei-Kovács E., Pándi I., Somay L. & Csecserits A. (2014). Weak evidence of long-term extinction debt in Pannonian dry sand grasslands. *Agriculture, ecosystems & environment* **182**: 137–143.
- Rook A.J., Dumont B., Isselstein J., Osoro K., WallisDeVries M.F., Parente G. & Mills J. (2004). Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological Conservation* **119**: 137–150.
- Ruprecht E. (2006). Successfully recovered grassland: a promising example from Romanian old-fields. *Restoration Ecology* **14**: 473–480.
- Russell M. (2011). Dormancy and germination pre-treatments in Willamette Valley native plants. *Northwest Science* **85**: 389–402.
- Schäffer B. (2007). *Compaction of restored soil by heavy agricultural machinery*. Dissertation, Swiss Federal Institute of Technology Zürich, 205 p.
- Scholes R., Montanarella L., Brainich A., Barger N., ten Brink B., Cantele M., Erasmus B., Fisher J., Gardner T., Holland T.G., F. Kohler F., Kotiaho J.S., Von Maltitz G., Nangendo G., Pandit R., Parrotta J., Potts M.D., Prince S., Sankaran M. & Willemen L. (szerk.) (2018). *Summary for policymakers of the thematic assessment report on land degradation and restoration of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services*. IPBES Secretariat: Bonn, Germany, 44 p.
- Schröder R. & Prasse R. (2013). Do cultivated varieties of native plants have the ability to outperform their wild relatives? *PLoS ONE* **8**: e71066.
- Šeffler J., Stanová V., & Mertanová S. (1999). Restoration of species-rich floodplain meadows—Experimental approach. In Šeffler J. & Stanová V. (szerk.). *Morava river flood-plain meadows – Importance, restoration and management*. DAPHNE–Centre for Applied Ecology, Bratislava pp. 119–128
- Sengl P., Magnes M., Weithenthaler K., Wagner V., Erdős L. & Berg C. (2017). Restoration of lowland meadows in Austria: A comparison of five techniques. *Basic and Applied Ecology* **24**: 19–29.
- SER (Society for Ecological Restoration International) Science and Policy Working Group. (2004). *The SER International Primer on Ecological Restoration*. www.ser.org
- Shackelford N., Hobbs R., Burgar J.M., Erickson T.E., Fontaine J.B., Laliberte E., Ramalho C.E., Perring M.P. & Standish R. (2013). Primed for change: Developing ecological restoration for the 21st century. *Restoration Ecology* **21**: 297–304.
- Singmann H., Bolker B., Westfall J. & Aust F. (2018). Afex: Analysis of Factorial Experiments. R package version 0.20-1. Retrieved from <https://CRAN.R-project.org/package=afex>

- Smith P. (2016). Guest essay: building a global system for the conservation of all plant diversity: a vision for botanic gardens and Botanic Gardens Conservation International. *Sibbaldia* **14**: 5–13.
- Soó R. (1939). *A Nyírség természeti kincsei*. Budapest, Merkantil-nyomda, 48 p.
- Soó R. (1940). Vergangenheit und Gegenwart der pannonischen Flora und Vegetation. *Nova Acta Leopoldina* **9**: 1–49.
- Stampfli A. & Zeiter M. (2008). Mechanisms of structural change derived from patterns of seedling emergence and mortality in a semi-natural meadow. *Journal of Vegetation Science* **19**: 563–574.
- Standish R., Hobbs R. & Miller J.R. (2013). Improving city life: options for ecological restoration in urban landscapes and how these might influence interactions between people and nature. *Landscape Ecology* **28**: 1213–1221.
- Standovár T. & Primack R.B. (2001). *A természetvédelmi biológia alapjai*. Nemzeti Tankönyvkiadó Rt., Budapest, 542 p.
- Steffen W., Richardson K., Rockström J., Cornell S.E., Fetzer I., Bennett E.M., Biggs R., Carpenter S.R., de Vries W., de Wit C.A., Folke C., Gerten D., Heinke J., Mace G.M., Persson L.M., Ramanathan V., Reyers B. & Sörlin S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* **347**: 1259855.
- Stroh M., Storm C., Zehm A. & Schwabe A. (2002). Restorative grazing as a tool for directed succession with diaspore inoculation: the model of sand ecosystems. *Phytocoenologia* **32**(4): 595–625.
- Suding K., Higgs E., Palmer M., Callicott J. B., Anderson C.B., Baker M., Gutrich J.J., Hondula K.L., LaFevor M.C., Larson B.M.H., Randall A., Ruhl J.B. & Schwartz K.Z.S. (2015). Committing to ecological restoration. *Science* **348**: 638–640.
- Szigetvári C. & Benkő Z.R. (2004). Üromlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L). In: Botta-Dukát Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények*. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 337–370.
- Szitár K., Török K. & Szabó R. (2008). Vegetation composition changes in ex-arable fields following glyphosate application: the role of soil seed bank and timing of seed production. *Cereal Research Communications* **36**: 1587–1590.
- Tallowin J.R.B. & Smith R.E.N. (2001). Restoration of a *Cirsio-Molinietum* fen meadow on an agriculturally improved pasture. *Restoration Ecology* **9**: 167–178.

- Ter Braak C. & Šmilauer P. (2002). CANOCO Reference manual and CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). Ithaca, NY, USA (www.canoco.com): Microcomputer Power.
- Thuiller W., Lavorel S., Araujo M.B., Sykes M.T. & Prentice I.C. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **102**: 8245–8250.
- Tischew S., Youtie B., Kirmer A. & Shaw N. (2011). Farming for restoration: building bridges for native seeds. *Ecological Restoration* **29**: 219–222.
- Tolvanen A. & Aronson J. (2016). Ecological restoration, ecosystem services, and land use: a European perspective. *Ecology and Society* **21**: 47.
- Tóth E., Deák B., Valkó O., Kelemen A., Miglécz T., Tóthmérész B. & Török P. (2018). Livestock type is more crucial than grazing intensity: Traditional cattle and sheep grazing in short-grass steppes. *Land Degradation & Development* **29**: 231–239.
- Török K., Botta-Dukát Z., Dancza I., Németh I., Kiss J., Mihály B. & Magyar D. (2003). Invasion gateways and corridors in the Carpathian Basin: Biological invasions in Hungary. *Biological Invasions* **5**: 349–356.
- Török K., Bölöni, J., Kövendi-Jakó, A., Halassy, M., Szitár K. & Horváth F. (in submission). Meeting Aichi Target 15: Efforts and further needs of ecological restoration in Hungary. *Biological Conservation*.
- Török K., Csecserits A., Somodi I., Kövendi-Jakó A., Halász K., Rédei T. & Halassy M. (2018a). Restoration prioritization for industrial area applying multiple potential natural vegetation modeling. *Restoration Ecology* **26**: 476–488.
- Török K., Szilágyi K., Halász K., Zsigmond V., Kósa G., Rédei T., Peti E., Schellenberger J., Tóth Z. & Szitár K. (2016a). Seed collection data encompassing half of the vascular flora of the Pannonian ecoregion stored by the Pannon Seed Bank. *Acta Botanica Hungarica* **58**: 435–445.
- Török K., Szili-Kovács T., Halassy M., Tóth T., Hayek Z., Paschke M.W. & Wardell L.J. (2000). Immobilization of soil nitrogen as a possible method for the restoration of sandy grassland. *Applied Vegetation Science* **3**: 7–14.
- Török K., Szitár K., Halassy M., Szabó R., Szili-Kovács T., Baráth N. & Paschke M.W. (2014a). Long-term outcome of nitrogen immobilization to restore endemic sand grassland in Hungary. *Journal of Applied Ecology* **51**: 756–765.
- Török P., Deák B., Vida E., Valkó O., Lengyel S. & Tóthmérész B. (2010). Restoring grassland biodiversity: Sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation* **143**: 806–812.

- Török P., Janišová M., Kuzemko A., Rūsiņa S. & Stevanović Z.D. (2018b). Grasslands, their threats and management in Eastern Europe. In: Squires V.R., Dengler J., Feng H., Hua L. (szerk.) *Grasslands of the world: diversity, management and conservation*. CRC Press, Boca Raton, pp. 64–88.
- 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., Miglécz T., Valkó O., Kelemen A., Tóth K., Lengyel S. & Tóthmérész B. (2012). Fast restoration of grassland vegetation by a combination of seed mixture sowing and low-diversity hay transfer. *Ecological Engineering* **44**: 133–138.
- Török P., Miglécz T., Valkó O., Tóth K., Kelemen A., Albert Á.J., Matus G., Molnár V.A., Ruprecht E., Papp L., Deák B., Horváth O.O., Takács A., Hüse B. & Tóthmérész B. (2013). New thousand-seed weight records of the Pannonian flora and their application in analysing social behaviour types. *Acta Botanica Hungarica* **55**: 429–472.
- Török P., Tóth E., Tóth K., Valkó O., Deák B., Kelbert B., Bálint P., Radócz S., Kelemen A., Sonkoly J., Miglécz T., Matus G., Takács A., Molnár V.A., Süveges K., Papp L., Papp Jr. L., Tóth Z., Baktay B., Málnási Csizmadia G., Oláh I., Peti E., Schellenberger J., Szalkovszki O., Kiss R. & Tóthmérész B. (2016b). New measurements of thousand-seed weights of species in the Pannonian flora. *Acta Botanica Hungarica* **58**: 187–198.
- Török P., Valkó O., Deák B., Kelemen A. & Tóthmérész B. (2014b). Traditional cattle grazing in a mosaic alkali landscape: Effects on grassland biodiversity along a moisture gradient. *PLoS ONE* **9**: e97095.
- Török P., Valkó O., Deák B., Kelemen A., Tóth E. & Tóthmérész B. (2016c). Managing for species composition or diversity? Pastoral and free grazing systems in alkali steppes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **234**: 23–30.
- Török P., Vida E., Deák B., Lengyel Sz. & Tóthmérész B. (2011). Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity and Conservation* **20**: 2311–2332.
- Tzoulas K., Korpela K., Venn S., Yli-Pelkonen V., Kaźmierczak A., Niemela J. & James P. (2007). Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: a literature review. *Landscape and urban planning* **81**: 167–178.
- Vadász Cs., Máté A. & Molnár J. (2018). Természetvédelmi területkezelési rendszerek és az azokat megalapozó kutatások a Táborfalvai Lő- és Gyakorlótér kunpeszéri biztonsági zónájában. In: Korda M. (szerk.) *Természetvédelem és kutatás a Turjánvidék északi részén*. Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, Budapest, pp. 375–407.

- Valkó O., Deák B., Török P., Kelemen A., Miglécz T., Tóth K. & Tóthmérész B. (2016a). Abandonment of croplands: problem or chance for grassland restoration? Case studies from Hungary. *Ecosystem Health and Sustainability* **2**: e01208.
- Valkó O., Deák B., Török P., Kirmer A., Tischew S., Kelemen A., Tóth K., Miglécz T., Radócz Sz., Sonkoly J., Tóth E., Kiss R., Kapocsi I. & Tóthmérész B. (2016b). High-diversity sowing in establishment windows: a promising new tool for enhancing grassland biodiversity. *Tuexenia* **36**: 359–378.
- Valkó O., Török P., Deák B. & Tóthmérész B. (2014). Review: Prospects and limitations of prescribed burning as a management tool in European grasslands. *Basic and Applied Ecology* **15**: 26–33.
- 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 - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants* **207**: 303–309.
- Valkó O., Török P., Vida E., Arany I., Tóthmérész B. & Matus G. (2009). A magkészlet szerepe két hegyi kaszálórét közösség helyreállításában. *Természetvédelmi Közlemények* (15) 147–159.
- Vander Mijnsbrugge K., Bischoff A. & Smith B. (2010). A question of origin: Where and how to collect seed for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology* **11**: 300–311.
- Varga A., Molnár Zs., Biró M., Demeter L., Gellény K., Miókovics E., Molnár Á., Molnár K., Ujházy N., Ulicsni V. & Babai D. (2016). Changing year-round habitat use of extensively grazing cattle, sheep and pigs in East-Central Europe between 1940 and 2014: Consequences for conservation and policy. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **234**: 142–153.
- 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**: 226–235.
- Vitt P., Havens K., Kramer A.T., Sollenberger D. & Yates E. (2010). Assisted migration of plants: Changes in latitudes, changes in attitudes. *Biological Conservation* **143**: 18–27.
- Walker K.J., Stevens P.A., Stevens D.P., Mountford J.O., Manchester S.J. & Pywell R.F. (2004). The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation* **119**: 1–18.
- Williams D.W., Jackson L.L. & Smith D.D. (2007). Effects of frequent mowing on survival and persistence of forbs seeded into a species-poor grassland. *Restoration Ecology* **15**: 24–33.
- Willis C.G., Baskin C.C., Baskin J.M., Auld J.R., Venable D.L., Cavender-Bares J., Donohue K., Rubio de Casas R. & The NESCent Germination Working Group (2014). The evolution of

seed dormancy: environmental cues, evolutionary hubs, and diversification of the seed plants. *New Phytologist* **203**: 300–309.

wp-content/uploads/2013/06/PMB_Maggyujtesi-utmutato.pdf)

Zavodna M., Abdelkrim J., Pellissier V. & Machon N. (2015). A long-term genetic study reveals complex population dynamics of multiple-source plant reintroductions. *Biological Conservation* **192**: 1–9.

Zechmeister H., Schmitzberger I., Steurer B., Peterseil J. & Wrбка T. (2003). The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biological Conservation* **114**: 165–177.

Zuur A.F. (szerk.) (2009). Mixed effects models and extensions in ecology with R, Statistics for biology and health. New York, US: Springer, 574 p.

Zsigmond V. (2011). Maggyűjtési Útmutató. Kézirat, 16 p. (<http://www.pannonmagbank.hu/>)

10 A disszertáció anyagával kapcsolatos publikációk

10.1 A disszertáció anyagát képező, referált tudományos folyóiratban megjelent publikációk

- Kövendi-Jakó A., Halassy M., Csecserits A., Hülber K., Szitár K., Wrška T. & Török K. (2019). Three years of vegetation development worth 30 years of secondary succession in urban-industrial grassland restoration. *Applied Vegetation Science*, accepted (29.10.2018). <https://doi.org/10.1111/avsc.12410>. IF= 2.331
- Török K., Csecserits A., Somodi I., Kövendi-Jakó A., Halász K., Rédei T. & Halassy M. (2018a). Restoration prioritization for industrial area applying multiple potential natural vegetation modeling. *Restoration Ecology* **26**: 476–488. IF= 2.544
- Kövendi-Jakó A., Csecserits A., Halassy M., Halász K., Szitár K. & Török K. (2017). Relationship of germination and establishment for twelve plant species in restored dry grassland. *Applied Ecology and Environmental Research* **15**: 227–239. IF= 0.721

10.2 A disszertáció anyagát képező konferencia-előadás vagy poszter kivonatok

10.2.1 Konferencia-előadások

- Kövendi-Jakó A., Halassy M., Szitár K., Csecserits A. & Török K. (2018). Restoration potential of sand grasslands, SER Europe Summer School on Ecological Restoration (2018.08.20.-08.24. Vácraátót)
- Kövendi-Jakó A., Halassy M., Csecserits A., Szitár K., Hülber K., Wrška T. & Török K. (2018). Száraz gyepek restaurációja iparterületen. (2018.04.13.-04.14. Kolozsvár, Románia)
- Kövendi-Jakó A., Csecserits A., Halassy M., Hülber K., Wrška T. & Török K. (2017). Restoring vegetation cover or richness? Seed introduction methods matters. SCCS Hungary 2017 (2017.08.29.-09.02. Tihany)
- Kövendi-Jakó A., Csecserits A., Halassy M. & Török K. (2017). Homoki gyepek természetvédelmi célú restaurációja iparterületen. VII. Magyar Tájökológiai Konferencia. Program- és absztraktfüzet. pp. 82. (2017.05.25-05.27. Szeged)
- Kövendi-Jakó A., Csecserits A., Halassy M. & Török K. (2016). Restoration of open steppe grassland: comparison of initial and target vegetation. Student Conference on Conservation Science SCCS Hungary - Connecting Eastern and Western Europe in conservation biology. (2016.08.30-09.02. Tihany)

- Kövendi-Jakó A., Csecserits A., Halassy M. & Török K. (2016). Hidegkezelés hatása a restaurációban felhasznált honos fajok csírázására. (The impact of cold treatment on germination of native species used in restoration experiment.) Aktuális flóra- és vegetációkutatás a Kárpát-medencében XI. (2016. 02.12–02.14. Budapest)
- Török K., Csecserits A., Halassy M., Somodi I., Kövendi-Jakó A. & Dezsényi P. (2015). Renaturalization of an industrial area: restoring oak forest steppe - sand grassland mosaic in Hungary. In: 6th World Conference on Ecological Restoration. “Towards resilient ecosystems: restoring the urban, the rural and the wild”: SER. Paper O9.4. pp. 17. (2015.08.23-08.27. Manchester: University of Manchester, Manchester, Anglia)
- Török K., Csecserits A., Halassy M., Kövendi-Jakó A., Somodi I. & Dezsényi P. (2015). Természetközeli élőhelyek létrehozása iparterületen. In: Padisák Judit, Liker András, Stenger-Kovács Csilla (szerk.) X. Magyar Ökológus Kongresszus. pp. 153. (2015.08.12-08.14. Veszprém)
- Halassy M., Csecserits A., Dezsényi P., Kövendi-Jakó A., Somodi I. & Török K. (2015). Restoration of oak forest steppe - grassland mosaic at an industrial field. „Szárasgyepek helyreállítása” (2015.05.20-05.21, Kisalföldi Homokpuszta LIFE+ (LIFE08 NAT/H/000289), Győr)
- Török K, Csecserits A, Halassy M., Kövendi-Jakó A., Somodi I. & Dezsényi P. (2014). Reconstruction of native habitat in urban industrial area: the Nyíregyháza LEGO project. Alternet (2015.05.19., Ghent, Belgium)

10.2.2 Posztterek

- Kövendi-Jakó A., Szitár K., Halász K., Mojzes A., Halassy M. & Török K. (2018). Seed banks as sources for reintroduction of species: a case study in the Pannonian ecoregion SER Europe Conference 2018 (2018.09.09.-09.13. Reykjavik, Izland)
- Kövendi-Jakó A., Szitár K., Halász K., Mojzes A. & Török K. (2017). Magbanki tárolás tesztelése homoki gyepek restaurációja céljából In: Mizsei E, Szepesváry Cs (szerk.) XI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia „Sikerek és tanulságok a természetvédelemben”. pp. 96. (2017.11.02-11.05. Eger)
- Kövendi-Jakó A., Csecserits A., Halassy M., Halász K. & Török K. (2016). Thousand-seed-weight, germination ability and establishment rate of native species used in grassland restoration in Hungary. Management and Conservation of Semi-natural grasslands: from theory to practice. Book of Abstracts. pp.33. (2016.09.20-09.24. Segesvár, Románia)
- Halassy M., Csecserits A., Kövendi-Jakó A., Somodi I. & Török K. (2016). Re-naturalization of an industrial area: Restoring dry sandy grassland – open oak forest steppe. 13th Eurasian

- Grassland Conference. Management and Conservation of Semi-natural grasslands: from theory to practice. Book of Abstracts. pp.21. (2016.09.20-09.24. Segesvár, Románia)
- Kövendi-Jakó A., Csecserits A., Halassy M., Halász K. & Török K. (2016). Thousand-seed-weight and germination ability of native species used in grassland restoration in Hungary 10th European Conf. on Ecological Restoration. Best Practice in Restoration. The 10th European Conference on Ecological Restoration. Abstract Volume. pp. 263. (2016.08.22.-08.26. Freising, Németország)
- Kövendi-Jakó A., Csecserits A., Halassy M. & Török K. (2015). Germination of species used for restoration of open sand grasslands. Student Conference on Conservation Science SCCS Hungary - Connecting Eastern and Western Europe in conservation biology. (2015.09.01-09.05. Tihany)
- Kövendi-Jakó A., Csecserits A., Halassy M. & Török K. (2015). Homoki gyepek restaurációja során felhasznált fajok csíráképességének elemzése. In: Padisák Judit, Liker András, Stenger-Kovács Csilla (szerk.) X. Magyar Ökológus Kongresszus. pp. 91. (2015.08.12-08.14. Veszprém)
- Csecserits A., Dezsényi P., Halassy M., Kövendi-Jakó A., Somodi I. & Török K. (2015). Restoration of oak forest steppe-sand grassland mosaic in Hungary in an industrial area. In: 12th European Dry Grassland Meeting. Book of Abstracts. European Dry Grassland Group (EDGG), pp. 37. (2015.05.22-05.27. Mainz, Németország)
- Török K., Halassy M., Csecserits A., Szitár K., Dimitrievits D., Dezsényi P., Somodi I., Kövendi-Jakó A. & Pinke Zs. (2014). Pusztai tölgyes – gyeptömbök rekonstrukció iparterületen: a nyíregyházi LEGO projekt. In: Lengyel Sz (szerk.) IX. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia: "Tudományoktól a döntéshozatalig": absztrakt-kötet. pp. 131. (2014.11.20-11.23. Szeged)

10.3 A disszertáció anyagát is magában foglaló projekt során megjelent egyéb publikációk

- Halassy M., Csecserits A., Kövendi-Jakó A. & Török K. A gyárudvar, mint az ökológiai restauráció célterülete. Beküldve: Magyar Tudomány
- Kovacsics-Vári G., Csecserits A., Kövendi-Jakó A., Török K. & Halassy M. (2017). Természetes erdő telepítése, mint a parkosítás alternatív lehetősége iparterületeken. In: Blanka, V. és Ladányi, Zs. (szerk.) Interdiszciplináris táj kutatás a XXI. században. A VII. Magyar

- Tájökológiai Konferencia Tanulmányai, Szegedi Tudományegyetem Földrajzi és Földtudományi Intézet, Szeged, 2017.05.25-05.27. ISBN 978-963-306-542-6, pp. 338-392.
- Halassy M., Csecserits A., Kovacsics-Vári G., Kövendi-Jakó A. & Török K. (2017). Természetközeli erdő telepítése alternatív megoldásként az ipari területek parkosítására. In: Mizsei E, Szepesváry Cs (szerk.) XI. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia „Sikerek és tanulságok a természetvédelemben”, pp. 77. (2017.11.02-11.05. Eger) (poszter-előadás)
- Kovacsics-Vári G., Csecserits A., Kövendi-Jakó A., Török K. & Halassy M. (2017). Természetes erdő telepítése, mint a parkosítás alternatív lehetősége iparterületeken. VII. Magyar Tájökológiai Konferencia. Interdiszciplináris táj kutatás a XXI. században. A Szegedi Tudományegyetem Természettudományi és Informatikai Karának Földrajzi és Földtudományi Intézete, Program- és absztraktfüzet. pp. 100. (2017.05.25-05.27. Szeged) (poszter előadás)

11 Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom mindenekelőtt témavezetőmnek, Török Katalinnak, aki doktori kutatásom és a dolgozat írása során is türelemmel és szakértő támogatással kísérte fejlődésem, s mindvégig készséggel biztosította a munkámhoz szükséges szakmai, szervezési, eszközbeli és anyagi háttérrel.

Köszönöm Halassy Melindának a sok türelmét, segítségét és szakmai támogatását, mellyel az egész doktori kutatásomat, publikációk és disszertáció megírását elősegítette.

Csecserits Anikónak, Szitár Katalinnak, Mojzes Andreának szeretném megköszönni mindazt a segítséget, amit a doktori kutatásaim, a tudományos publikációk, valamint a disszertációm megírása során nyújtottak.

Továbbá köszönettel tartozom Halász Krisztiánnak, Thomas Wrbkanak valamint Karl Hülbernek is az egyes kísérletek kivitelezésében, az adatelemzésben, valamint a disszertáció alapjául szolgáló publikációk írása során nyújtott segítségét. Hálás vagyok annak a számos kollegának, hallgatónak, akik segítettek a terepi adatgyűjtésben, terepi vagy szakirodalmi ismereteiket, adataikat vagy eszközeiket a rendelkezésemre bocsájtották, tanácsaikkal dolgozatom megírásában segítséget nyújtottak.

Szeretnék köszönetet mondani az MTA Ökológiai Kutatóközpont Ökológiai és Botanikai Intézetének, az ELTE Növényrendszertani, Ökológiai és Elméleti Biológiai Tanszéknek, a Bécsi Egyetem, Botanikai és Biodiverzitási Tanszék, Konzervációbiológiai, Vegetációökológiai és Tájökológiai csoportjának, valamint a Pannon Magbank Projekt résztvevőinek, illetve az ott dolgozóknak, hogy kutatásaim során közösségi és infrastrukturális támogatásukat élvezhettem. Köszönettel tartozom a Deep Forest Kft. munkatársainak a mérnöki tervezésért és az ipari területen történő élőhely-helyreállítás kivitelezésért. Köszönöm továbbá a Hortobágyi Nemzeti Parknak, valamint a Kiskunsági Nemzeti Parknak a restaurációban nyújtott segítséget.

Végezetül családomnak, elsősorban férjemnek is hálával tartozom, hogy kutatói munkámat türelemmel, támogatással követte, segítette.

A vizsgálatot a nyíregyházi LEGO csoport és a kutatást az LIFE08 NAT/H/000288 támogatta. A disszertáció megírása az Emberi Erőforrások Minisztériuma ÚNKP-18-3 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának támogatásával készült.

12 Melléklet

A disszertáció alapját képező adatok az alábbi linken érhetőek el:

<https://drive.google.com/drive/folders/1cI5fS1teC0V0PUQyVsNhlvCW6fjJbFLT?usp=sharing>

*1. melléklet Restaurált és referencia területek talaj tulajdonságainak a bemutatása (helyreállított terület esetében: restaurációs beavatkozást megelőzően). Minden mérés a magyar szabványoknak megfelelően történt. $K(A)$ azt a vízmennyiséget jelöli, hogy 100 g száraz talajnak mekkora a vízmegkötő kapacitása (az értékek általában a homoki talaj esetében 25-30 közötti értékre esnek). H a vizsgált talaj humusztartalmát jelöli. Rövidítések: *adathiány* (n.a., oka, hogy nem volt elegendő talajunk az adott tényező vizsgálatához.), *EZR*: elsődleges zárt referenciák, *ENYR*: elsődleges nyílt referenciák, *MZR*: másodlagos zárt referenciák, *MNYR*: másodlagos nyílt referenciák, valamint a *ÉNY1*, *D*, *DK*, *DNY* restaurációs területek.*

Típus	terület	felvételezett év	talajmélység cm	pH-H ₂ O	K _A	EC μS/cm	só m/m %	H m/m %	CaCO ₃ m/m %	Al - K ₂ O mg/kg	Al - P ₂ O ₅ mg/kg	NH ₄ -N mg/kg	NO ₃ -N mg/kg
Restaurált területek	ÉNY1	2013	0-20	7	28	97,83	< 0,02	0,17	0,36	48,48	46,85	3,73	1,62
	ÉNY1	2013	20-40	6,97	28,67	86,33	< 0,02	0,04	0,38	46,8	51,08	3,74	0,92
	D	2014	0-20	6,48	27,2	108	< 0,02	0,71	n.a.	99,35	78,19	5,40	3,15
	D	2014	20-40	6,64	27,6	158	< 0,02	0,65	n.a.	103,43	60,92	5,09	6,02
	DK	2014	0-20	7,55	27,2	132	< 0,02	0,39	0,24	34,75	31,03	3,70	0,93
	DK	2014	20-40	7,51	27	145	< 0,02	0,52	0,22	40,05	41,16	4,17	1,39
	DNY	2014	0-20	7,12	27	119,5	< 0,02	0,42	0,06	46,32	67,56	3,88	1,14
	DNY	2014	20-40	7,15	26,8	123,5	< 0,02	0,38	0,06	54,53	74,05	4,95	1,58
Elsődleges referencia területek	EZR	2015, 2016	0-20	6,83	31	n.a.	n.a.	1,84	4,03	76,97	40,59	12,59	2,37
	EZR	2015, 2016	20-40	7,1	28	n.a.	n.a.	1,02	3,01	59,28	32,43	11,76	1,52
	ENYR	2015, 2016	0-20	5,84	31	n.a.	n.a.	0,87	0	68,81	40,56	15,10	0,90
	ENYR	2015, 2016	20-40	5,94	26,5	n.a.	n.a.	0,49	0	54,32	48,21	11,79	0,74
Másodlagos referencia területek	MZR	2017	0-20	6,21	35	n.a.	< 0,02	1,02	0,06	120,16	38,18	8,02	0,95
	MZR	2017	20-40	6,27	32	n.a.	< 0,02	0,69	0,04	101,51	42,65	7,1	0,72
	MNYR	2017	0-20	6,29	31,5	n.a.	< 0,02	0,57	0,08	71,50	44,96	7,68	0,47
	MNYR	2017	20-40	6,33	30,5	n.a.	< 0,02	0,39	0,06	67,75	46,90	5,28	0,69

2. melléklet A terített széna csíráztatási kísérlet alapján becsült magmennyiségnek (g/ha), 2016-s terepi borításának (%), valamint donor területi fajlistájának (van/nincs) bemutatása. Gávavencsellőről 2014 júniusi/júliusi kaszálásból származó, feltételezéseink szerint egyszikűben gazdag széna került a DK-i területre, Tiszakerecsenyről júniusi/júliusi (füben gazdag) széna került a DNY-i területre. Napkorról feltételezéseink szerint kétszikűben gazdag széna került mindkét területre 2014 augusztusában. A *Festuca rupicola*, *F. pseudovina*, és *F. valesiaca* fajokat összevontan *Festuca spp.*-ként kezeltük a fiatal egyedek fajazonosítási nehézségei miatt. Az adott faj jelenlétét a donor területen „1”-sel jelöltük.

Fajnév	DK terület				DNY terület			
	Csíráztatási kísérlet – becsült magmennyiség (g/ha)	Terepi összborítás (%)	Napkor donor terület fajlista (van/nincs)	Gávavencsellő donor terület fajlista (van/nincs)	Csíráztatási kísérlet – becsült magmennyiség (g/ha)	Terepi összborítás (%)	Napkor donor terület fajlista (van/nincs)	Tiszakerecseny donor terület fajlista (van/nincs)
<i>Achillea setacea</i>				1	0,241			1
<i>Achillea sp.</i>		1,505	1	1		1	1	
<i>Agrimonia eupatoria ssp. eupatoria</i>								1
<i>Agropyron elongatum</i>				1				
<i>Agrostis stolonifera</i>					0,895			1
<i>Allium vineale</i>								1
<i>Alopecurus pratensis</i>	1,026			1	4,696	2		1
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>		0,01				0,01		
<i>Anchusa officinalis</i>		0,01	1	1			1	
<i>Anthemis ruthenica</i>	2,525	0,046	1		10,684	0,906	1	
<i>Apera spica venti</i>		3	1	1	4,341		1	1
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0,087	0,206	1		0,062	0,706	1	
<i>Arrhenatherum elatius</i>		0,5						
<i>Asclepias syriaca</i>			1	1			1	

<i>Asparagus officinalis</i>				1				
<i>Asperula cynanchica</i>				1				
<i>Astragalus glycyphyllos</i>								1
<i>Berteroa incana</i>	6,613	3,125	1	1	8,046	5	1	
<i>Betonica officinalis</i>								1
<i>Brassica</i> sp.				1				
<i>Bromus inermis</i>				1				
<i>Bromus arvensis</i>						0,01		1
<i>Bromus hordeaceus</i>	1681,262	2,9	1	1	87,852	0,01	1	
<i>Bromus tectorum</i>		2,505	1			0,505	1	
<i>Calamagrostis epigeios</i>				1				
<i>Capsella bursa-pastoris</i>				1				
<i>Carduus acanthoides</i>	0,749				0,529			1
<i>Carex hirta</i>			1	1			1	1
<i>Carex repens</i>				1				
<i>Carex</i> sp.						0,01		
<i>Carex spicata</i>								1
<i>Carex stenophylla</i>			1	1			1	1
<i>Centaurea jacea</i> ssp. <i>angustifolia</i>								1
<i>Centaurea scabiosa</i> ssp. <i>sadleriana</i>				1				
<i>Centaurea</i> sp.				1				
<i>Cerastium brachypetalum</i>								1
<i>Cerastium semidecandrum</i>	0,048	0,07	1		0,267	0,38	1	
<i>Cerastium</i> sp.				1				
<i>Chenopodium album</i>		0,01						

<i>Cichorium intybus</i>		0,01				1		1
<i>Cirsium arvense</i>	1,072				0,756			1
<i>Cirsium vulgare</i>	1,668		1	1	1,178		1	
<i>Clinopodium vulgare</i>								1
<i>Convolvulus arvensis</i>		0,01	1	1			1	1
<i>Conyza canadensis</i>		0,055	1			0,258	1	
<i>Crataegus sp.</i>								1
<i>Crepis rhoeadifolia</i>		0,055			0,62	0,01		
<i>Crepis setosa</i>								1
<i>Crepis tectorum</i>		0,01	1				1	
<i>Cruciata pedemontana</i>					7,533			1
<i>Cynodon dactylon</i>			1				1	
<i>Cynoglossum officinale</i>		1		1				1
<i>Dactylis glomerata</i>		2,5	1	1	1,829	0,5	1	1
<i>Daucus carota</i>			1				1	1
<i>Descurainia sophia</i>		0,01		1				
<i>Dianthus armeria</i>								1
<i>Dianthus pontederæ</i>		0,803		1				
<i>Dipsacus laciniatus</i>								1
<i>Echinochloa crus-galli</i>		0,033				0,033		
<i>Echium vulgare</i>			1	1		0,01	1	
<i>Elaeagnus angustifolia</i>				1				
<i>Elymus repens</i>			1			0,53	1	1
<i>Epilobium tetragonum</i> <i>ssp. tetragonum</i>								1
<i>Equisetum arvense</i>				1		0,505		
<i>Equisetum</i> <i>ramosissimum</i>			1			3,5	1	
<i>Eragrostis minor</i>					0,063			

<i>Erigeron annuus</i>			1				1	1
<i>Erodium cicutarium</i>		2						
<i>Erygeron annuus</i>						0,1		
<i>Eryngium campestre</i>		0,01		1				1
<i>Eryngium planum</i>								1
<i>Erysimum diffusum</i>	1,029	3	1	1	8,63	4,1	1	
<i>Euphorbia cyparissias</i>				1				
<i>Euphorbia esula</i>				1				
<i>Euphorbia sp.</i>				1				
<i>Euphorbia virgata</i>				1				1
<i>Falcaria vulgaris</i>				1				
<i>Fallopia convolvulus</i>	4,226				15,953			1
<i>Festuca pratensis</i>		0,01				0,01		1
<i>Festuca ssp.</i>	23,695	1,85	1	1	286,818	12,6	1	1
<i>Fragaria viridis</i>				1				1
<i>Galium aparine</i>	26,268							
<i>Galium mollugo</i>								1
<i>Galium verum</i>				1				1
<i>Geranium pusillum</i>	0,921	0,01			0,65			
<i>Geranium sp.</i>				1				
<i>Glechoma hederacea</i>								1
<i>Glechoma hirsuta</i>								1
<i>Helictotrichon pubescens</i>				1				
<i>Holosteum umbellatum</i>		0,01				0,01		
<i>Hypericum perforatum</i>								1
<i>Knautia arvensis</i>				1				
<i>Koeleria cristata</i>		0,255						
<i>Koeleria glauca</i>				1				

<i>Lamium amplexicaule</i>				1				
<i>Lamium purpureum</i>				1				
<i>Lathyrus nissolia</i>						0,01		
<i>Lathyrus pratensis</i>								1
<i>Lathyrus sp.</i>				1				
<i>Lathyrus tuberosus</i>								1
<i>Leontodon hispidus</i>								1
<i>Leucanthemum vulgare</i>					0,494			
<i>Linaria vulgaris</i>								1
<i>Lithospermum arvense</i>	26,952							
<i>Lithospermum officinale</i>				1				
<i>Lolium multiflorum</i>						0,01		
<i>Lolium perenne</i>		1				0,5		
<i>Lotus corniculatus</i>				1				1
<i>Luzula campestris</i>				1				
<i>Lychnis flos-cuculi</i>								1
<i>Lysimachia nummularia</i>								1
<i>Lythrum virgatum</i>								1
<i>Malva sp.</i>				1				
<i>Medicago falcata</i>				1				
<i>Medicago sativa</i>		19,6				8,37		
<i>Muscari comosum</i>				1				
<i>Myosotis arvensis</i>								1
<i>Myosotis ramosissima</i>	2,794			1	1,248			1
<i>Nonea pulla</i>				1				
<i>Ononis spinosa</i>								1
<i>Onopordum acanthium</i>								1

<i>Ornithogalum boucheanum</i>				1				
<i>Ornithogalum umbellatum</i>				1				
<i>Oxalis dillenii</i>						0,1		
<i>Papaver rhoeas</i>	0,227				0,161			
<i>Petrorhagia prolifera</i>	1,403	0,01	1		0,99	0,1	1	
<i>Phleum bertolonii</i>								1
<i>Picris hieracioides</i>		0,01						1
<i>Pimpinella saxifraga</i>				1				1
<i>Plantago lanceolata</i>	3,748	1,425	1	1	2,646	1,92	1	1
<i>Plantago media</i>			1				1	
<i>Poa angustifolia</i>	21,676	0,5		1	37,268	0,173		1
<i>Poa compressa</i>	2,476				0,05	0,1		
<i>Poa pratensis</i>			1	1			1	1
<i>Poa sp.</i>								1
<i>Poa trivialis</i>	38,769				28,843			
<i>Polygonum aviculare</i>		0,01						
<i>Portulaca oleracea</i>		0,01						
<i>Potentilla arenaria</i>			1	1			1	
<i>Potentilla argentea</i>		3,24	1	1		0,704	1	1
<i>Potentilla reptans</i>						0,01		1
<i>Prunella vulgaris</i>								1
<i>Prunus cerasifera</i>								1
<i>Prunus spinosa</i>				1				1
<i>Pseudolysimachion longifolium</i>								1
<i>Ranunculus polyanthemos</i>				1				

<i>Ranunculus strigosus</i>								1
<i>Rhinanthus minor</i>								1
<i>Rhinanthus serotinus</i>						0,5		
<i>Robinia pseudoacacia</i>			1					
<i>Rorippa austriaca</i>								1
<i>Rosa canina</i>								1
<i>Rumex acetosa</i>			1	1			1	1
<i>Rumex acetosella</i>			1	1		0,01	1	
<i>Rumex crispus</i>			1			1,003	1	1
<i>Salix</i> sp.								1
<i>Salvia nemorosa</i>				1				1
<i>Salvia pratensis</i>				1				
<i>Sambucus ebulus</i>				1				
<i>Saponaria officinalis</i>				1				
<i>Scleranthus polycarpus</i>		0,055				0,758		
<i>Secale cereale</i>		0,01			264,146			
<i>Securigera varia</i>				1				
<i>Seseli annuum</i>				1				
<i>Seseli</i> sp.								1
<i>Seseli varium</i>				1				
<i>Silene alba</i>			1			0,505	1	1
<i>Silene borysthena/otites</i>				1				
<i>Silene</i> sp.				1				
<i>Silene viscosum</i>				1				
<i>Silene vulgaris</i>				1				
<i>Solidago</i> sp.								1
<i>Stellaria graminea</i>				1				

<i>Symphytum officinale</i> <i>ssp. officinalis</i>								1
<i>Tanacetum vulgare</i>				1				1
<i>Taraxacum officinale</i>			1	1	10,085		1	1
<i>Thesium linophyllum</i>				1				
<i>Thymus sp.</i>		3,367		1				
<i>Tragopogon orientalis</i>								1
<i>Trifolium arvense</i>		0,055	1			4	1	
<i>Trifolium campestre</i>		0,255	1			0,505	1	1
<i>Trifolium hybridum</i>				1				
<i>Trifolium montanum</i>				1				
<i>Trifolium pratense</i>			1			0,1	1	1
<i>Trifolium repens</i>			1			0,5	1	1
<i>Trifolium striatum</i>		0,07		1				1
<i>Trifolium vesiculosum</i>				1				
<i>Tripleurospermum</i> <i>perforatum</i>								1
<i>Urtica dioica</i>				1				
<i>Valerianella locusta</i>				1	6,52			
<i>Verbascum blattaria</i>								1
<i>Verbascum sp.</i>				1				
<i>Veronica arvensis</i>	12,898	0,01	1	1	2,202	0,5	1	1
<i>Veronica chamaedrys</i>				1		0,01		
<i>Veronica hederifolia</i>				1				
<i>Veronica sp.</i>				1				
<i>Veronica vindobonensis</i>								1
<i>Vicia angustifolia</i>		0,01	1	1		0,126	1	1
<i>Vicia grandiflora</i>						0,255		1
<i>Vicia hirsuta</i>		0,01		1		3,3		1

<i>Vicia tetrosperma</i>								1
<i>Vicia villosa</i>		1,525		1				1
<i>Viola arvensis</i>				1				1
<i>Xanthium italicum</i>				1				
Összesen (db)	23	49	42	100	32	50	42	96

3. melléklet A mulcs csíráztatási kísérlet alapján becsült magmennyiségnek (g/ha), 2016-s terepi borítsának (%), valamint donor területi fajlistájának (van/nincs) bemutatása. További tiszakerecsenyi kaszálék került mulcsként 2014 ősszel a D, és ÉNYI területre. A *Festuca rupicola*, *F. pseudovina*, és *F. valesiaca* fajokat összevontan *Festuca spp.*-ként kezeltük a fiatal egyedek fajazonosítási nehézségei miatt. Az adott faj jelenlétét a donor területen „1”-sel jelöltük.

Fajok	ÉNYI terület			D területet		
	Csíráztatási kísérlet – becsült magmennyiség (g/ha)	Terepi összborítás (%)	Tiszakerecseny donor terület fajlista (van/nincs)	Csíráztatási kísérlet – becsült magmennyiség (g/ha)	Terepi összborítás (%)	Tiszakerecseny donor terület fajlista (van/nincs)
<i>Achillea collina</i>					2,033	
<i>Achillea setacea</i>			1			1
<i>Agrimonia eupatoria</i> ssp. <i>eupatoria</i>			1			1
<i>Agrostemma githago</i>		0,01				
<i>Agrostis stolonifera</i>			1			1
<i>Allium vineale</i>			1			1
<i>Alopecurus pratensis</i>	1,496		1			1
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>		0,01			0,01	
<i>Anthemis ruthenica</i>		1,304		3,333	0,033	
<i>Anthemis tinctoria</i>		1				
<i>Anthyllis vulneraria</i>		2				
<i>Apera spica venti</i>		0,01	1		0,01	1
<i>Arenaria serpyllifolia</i>		0,5			0,01	
<i>Astragalus glycyphyllos</i>			1			1
<i>Berteroa incana</i>	0,98			3,385		
<i>Betonica officinalis</i>			1			1
<i>Bromus arvensis</i>			1			1

<i>Bromus hordeaceus</i>		0,01			1,5	
<i>Bromus tectorum</i>		22,525			0,53	
<i>Capsella bursa-pastoris</i>		0,01				
<i>Carduus acanthoides</i>			1			1
<i>Carex hirta</i>			1			1
<i>Carex spicata</i>			1			1
<i>Carex stenophylla</i>			1			1
<i>Centaurea cyanus</i>		0,073				
<i>Centaurea jacea</i>		0,55	1			1
<i>Cerastium brachypetalum</i>			1			1
<i>Cerastium semidecandrum</i>		0,01		0,183	0,133	
<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>		0,01				
<i>Cichorium intybus</i>			1	4,693	0,2	1
<i>Cirsium arvense</i>			1			1
<i>Clinopodium vulgare</i>			1			1
<i>Consolida regalis</i>		0,01				
<i>Convolvulus arvensis</i>			1		0,2	1
<i>Conyza canadensis</i>					0,01	
<i>Crataegus sp.</i>			1			1
<i>Crepis setosa</i>			1			1
<i>Crepis tectorum</i>		0,01				
<i>Cruciata pedemontana</i>			1	91,577		1
<i>Cynodon dactylon</i>					1	
<i>Cynoglossum officinale</i>			1			1
<i>Dactylis glomerata</i>			1			1
<i>Daucus carota</i>		0,5	1			1

<i>Delphinium orientalis</i>		0,01				
<i>Dianthus armeria</i>			1			1
<i>Dipsacus laciniatus</i>			1			1
<i>Echinochloa crus-galli</i>					0,01	
<i>Elymus repens</i>			1		0,01	1
<i>Epilobium tetragonum</i> <i>ssp. tetragonum</i>			1			1
<i>Equisetum ramosissimum</i>					7	
<i>Erygeron annuus</i>			1			1
<i>Eryngium campestre</i>			1			1
<i>Eryngium planum</i>			1			1
<i>Euphorbia virgata</i>			1			1
<i>Fallopia convolvulus</i>			1	15,846		1
<i>Festuca spp.</i>		47	1	6,62	46,5	1
<i>Festuca pratensis</i>			1			1
<i>Fragaria viridis</i>			1			1
<i>Galium mollugo</i>			1			1
<i>Galium verum</i>			1		0,1	1
<i>Glechoma hederacea</i>			1			1
<i>Glechoma hirsuta</i>			1			1
<i>Holosteum umbellatum</i>		0,04			0,01	
<i>Hordeum murinum</i>		0,01				
<i>Hypericum perforatum</i>			1		0,01	1
<i>Koeleria cristata</i>					0,867	
<i>Lathyrus pratensis</i>			1			1
<i>Lathyrus tuberosus</i>			1			1
<i>Leontodon hispidus</i>			1			1
<i>Lepidium densiflorum</i>					0,01	
<i>Linaria vulgaris</i>			1			1

<i>Linum perenne</i>		2				
<i>Lotus corniculatus</i>			1			1
<i>Lychnis flos-cuculi</i>			1			1
<i>Lysimachia nummularia</i>			1			1
<i>Lythrum virgatum</i>			1			1
<i>Medicago lupulina</i>					0,01	
<i>Medicago sativa</i>		35			4,5	
<i>Myosotis arvensis</i>			1			1
<i>Myosotis ramosissima</i>			1	0,482		1
<i>Ononis spinosa</i>			1			1
<i>Onopordum acanthium</i>			1			1
<i>Papaver rhoeas</i>		0,503				
<i>Phleum bertolonii</i>			1			1
<i>Picris hieracioides</i>			1			1
<i>Pimpinella saxifraga</i>			1			1
<i>Plantago lanceolata</i>		10,4	1			1
<i>Poa angustifolia</i>	1,819		1		0,04	1
<i>Poa compressa</i>	0,708					
<i>Poa pratensis</i>	13,51		1			1
<i>Poa sp.</i>			1			1
<i>Poa trivialis</i>	4,602					
<i>Polygonum aviculare</i>					0,01	
<i>Potentilla argentea</i>			1			1
<i>Potentilla reptans</i>			1			1
<i>Prunella vulgaris</i>			1			1
<i>Prunus cerasifera</i>			1			1
<i>Prunus spinosa</i>			1			1
<i>Pseudolysimachion longifolium</i>			1			1

<i>Ranunculus strigulosus</i>			1			1
<i>Rhinanthus minor</i>			1			1
<i>Rhinanthus serotinus</i>		0,1			0,01	
<i>Rorippa austriaca</i>			1			1
<i>Rosa canina</i>			1			1
<i>Rumex acetosa</i>		2	1			1
<i>Rumex crispus</i>			1			1
<i>Salix</i> sp.			1			1
<i>Salvia nemorosa</i>		0,01	1			1
<i>Securigera varia</i>		0,01				
<i>Seseli</i> sp.			1			1
<i>Silene alba</i>		3,402	1		0,1	1
<i>Silene vulgaris</i>		0,505				
<i>Sisymbrium altissimum</i>		0,1				
<i>Solidago</i> sp.			1			1
<i>Symphytum officinale</i> ssp. <i>officinale</i>			1			1
<i>Tanacetum vulgare</i>			1			1
<i>Taraxacum officinale</i>	2,09		1	7,159	0,1	1
<i>Tragopogon orientalis</i>			1			1
<i>Trifolium arvense</i>		0,058				
<i>Trifolium campestre</i>		0,01	1		0,01	1
<i>Trifolium pratense</i>			1			1
<i>Trifolium repens</i>			1			1
<i>Trifolium striatum</i>			1		8,2	1
<i>Tripleurospermum perforatum</i>			1			1
<i>Verbascum blattaria</i>			1			1
<i>Veronica arvensis</i>	1,699	0,673	1	5,387	0,01	1

<i>Veronica vindobonensis</i>			1			1
<i>Vicia angustifolia</i>		0,01	1		0,1	1
<i>Vicia grandiflora</i>		0,1	1			1
<i>Vicia hirsuta</i>		1	1		1,14	1
<i>Vicia tetrosperma</i>			1			1
<i>Vicia villosa</i>		17,602	1		2	1
<i>Viola arvensis</i>			1			1
Összesen (db)	8	39	96	10	34	96

4. melléklet 2014-ben vetett fajok listája és terepi borításuk 2016-ban. A *Festuca rupicola*, *F. pseudovina*, és *F. valesiaca* fajokat összevontan *Festuca* spp.-ként kezeltük a fiatal egyedek fajazonosítási nehézségei miatt. A kaszálékkal bevitt magmennyiséget a csíráztatási kísérlet alapján becsültük, A mulcs magmennyiségét félkövérrel emeltük ki. A D-i területnél a *Festuca* fajokat vetettük és a mulccsal is bevittük a területre (ez utóbbit jelöli +). Az adatok a csíráztatási kísérletből és a restaurált területről g/ha és az átlagos borítás százalékban értendők.

Fajok	D-i terület		DK-i terület		DNY-i terület		ÉNY1-i terület	
	Vetési ráta (g/ha)	Összborítás (%)	Vetési ráta (g/ha)	Összborítás (%)	Vetési ráta (g/ha)	Összborítás (%)	Vetési ráta (g/ha)	Összborítás (%)
<i>Achillea collina</i>		2,03333						
<i>Achillea millefolium</i>							370	
<i>Achillea setacea</i>					0,24112			
<i>Achillea</i> sp.				1,505		1		
<i>Agrimonia eupatoria</i>							839	
<i>Agrostemma githago</i>								0,01
<i>Agrostis stolonifera</i>					0,89465			
<i>Alopecurus pratensis</i>			1,02632		4,69636	2	1,49619	
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>		0,01		0,01		0,01		0,01
<i>Anchusa officinalis</i>				0,01				
<i>Anthemis ruthenica</i>	3,33307	0,0325	2,52459	0,046	10,6843	0,906	730	1,304
<i>Anthemis tinctoria</i>							730	1
<i>Anthyllis vulneraria</i>							370	2
<i>Apera spica venti</i>		0,01		3	4,34074			0,01

<i>Arenaria serpyllifolia</i>		0,01	0,08734	0,206	0,06165	0,706		0,5
<i>Arrhenatherum elatius</i>				0,5				
<i>Berteroa incana</i>	3,38534		6,61288	3,125	8,04572	5	0,98003	
<i>Bromus arvensis</i>						0,01		
<i>Bromus hordeaceus</i>		1,5	1681,26	2,9	87,8525	0,01		0,01
<i>Bromus tectorum</i>		0,53		2,505		0,505		22,525
<i>Capsella bursa-pastoris</i>								0,01
<i>Carduus acanthoides</i>			0,74936		0,52896			
<i>Carex</i> sp.						0,01		
<i>Centaurea cyanus</i>							730	0,07333
<i>Centaurea jacea</i>							730	0,55
<i>Cerastium semidecandrum</i>	0,18338	0,1325	0,04759	0,07	0,26693	0,38		0,01
<i>Chenopodium album</i>				0,01				
<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>								0,01
<i>Cichorium intybus</i>	4,69308	0,2		0,01		1		
<i>Cirsium arvense</i>			1,07166		0,75646			
<i>Cirsium vulgare</i>			1,66839		1,17769			
<i>Consolida orientalis</i>							730	0
<i>Consolida regalis</i>							730	0,01
<i>Convolvulus arvensis</i>		0,2		0,01				
<i>Conyza canadensis</i>		0,01		0,055		0,2575		
<i>Crepis rhoeadifolia</i>				0,055	0,62005	0,01		
<i>Crepis tectorum</i>				0,01				0,01

<i>Cruciata pedemontana</i>	91,5772				7,53306			
<i>Cynodon dactylon</i>		1						
<i>Cynoglossum officinale</i>				1				
<i>Dactylis glomerata</i>				2,5	1,82902	0,5		
<i>Daucus carota</i>								0,5
<i>Delphinium orientale</i>								0,01
<i>Descurainia sophia</i>				0,01				
<i>Dianthus ponederae</i>				0,8025				
<i>Echinochloa crus-galli</i>		0,01		0,0325		0,0325		
<i>Echium vulgare</i>						0,01		
<i>Elymus repens</i>		0,01				0,53		
<i>Equisetum arvense</i>						0,505		
<i>Equisetum ramosissimum</i>		7				3,5		
<i>Eragrostis minor</i>					0,06293			
<i>Erodium cicutarium</i>				2				
<i>Erygeron annuus</i>						0,1		
<i>Eryngium campestre</i>				0,01				
<i>Erysimum diffusum</i>			1,02945	3	8,6296	4,1		
<i>Fallopia convolvulus</i>	15,8457		4,22568		15,9531			
<i>Festuca spp.</i>	60 000 + 6,62	46,5	23,695	1,85	286,818	12,6	30 000	47
<i>Festuca pratensis</i>				0,01		0,01		
<i>Galium aparine</i>			26,2681					

<i>Galium verum</i>		0,1					440	
<i>Geranium pusillum</i>			0,92102	0,01	0,65013			
<i>Gypsophila paniculata</i>							370	
<i>Holosteum umbellatum</i>		0,01		0,01		0,01		0,04
<i>Hordeum murinum</i>								0,01
<i>Hypericum perforatum</i>		0,01						
<i>Koeleria cristata</i>		0,86667		0,255				
<i>Lathyrus nissolia</i>						0,01		
<i>Lathyrus tuberosus</i>							730	
<i>Lepidium densiflorum</i>		0,01						
<i>Leucanthemum vulgare</i>					0,49432		1100	
<i>Linum perenne</i>							1100	2
<i>Lithospermum arvense</i>			26,9521					
<i>Lolium multiflorum</i>						0,01		
<i>Lolium perenne</i>				1		0,5		
<i>Medicago lupulina</i>		0,01						
<i>Medicago sativa</i>		4,5		19,6		8,37		35
<i>Myosotis ramosissima</i>	0,48245		2,79398		1,24783			
<i>Onobrychis arenaria</i>							110	
<i>Origanum vulgare</i>							370	
<i>Oxalis dillenii</i>						0,1		
<i>Papaver rhoeas</i>			0,22744		0,16055		730	0,50333

<i>Petrorhagia prolifera</i>			1,40252	0,01	0,99002	0,1		
<i>Picris hieracioides</i>				0,01				
<i>Plantago lanceolata</i>			3,74826	1,425	2,64583	1,92		10,4
<i>Poa angustifolia</i>		0,04	21,6761	0,5	37,2681	0,17333	1,81899	
<i>Poa compressa</i>			2,47564		0,05021	0,1	0,70822	
<i>Poa pratensis</i>							13,5104	
<i>Poa trivialis</i>			38,7695		28,8427		4,60217	
<i>Polygonum aviculare</i>		0,01		0,01				
<i>Portulaca oleracea</i>				0,01				
<i>Potentilla argentea</i>				3,24		0,704		
<i>Potentilla reptans</i>						0,01		
<i>Rhinanthus serotinus</i>		0,01				0,5		0,1
<i>Rumex acetosa</i>								2
<i>Rumex acetosella</i>						0,01		
<i>Rumex crispus</i>						1,00333		
<i>Salvia austriaca</i>							150	
<i>Salvia nemorosa</i>							1000	0,01
<i>Salvia pratensis</i>							1100	
<i>Scleranthus polycarpus</i>				0,055		0,7575		
<i>Secale cereale</i>				0,01	264,146			
<i>Securigera varia</i>							730	0,01
<i>Silene alba</i>		0,1				0,505	370	3,402
<i>Silene vulgaris</i>							730	0,505
<i>Sisymbrium altissimum</i>								0,1

<i>Taraxacum officinale</i>	7,1589	0,1			10,0851		90 + 2,09	
<i>Thymus sp.</i>				3,36667				
<i>Trifolium arvense</i>				0,055		4		0,0575
<i>Trifolium campestre</i>		0,01		0,255		0,505		0,01
<i>Trifolium pratense</i>						0,1		
<i>Trifolium repens</i>						0,5		
<i>Trifolium striatum</i>		8,2		0,07				
<i>Valerianella locusta</i>					6,52043			
<i>Veronica arvensis</i>	5,38695	0,01	12,8977	0,01	2,20185	0,5	1,69925	0,67333
<i>Veronica chamaedrys</i>						0,01		
<i>Vicia angustifolia</i>		0,1		0,01		0,126		0,01
<i>Vicia grandiflora</i>						0,255		0,1
<i>Vicia hirsuta</i>		1,14		0,01		3,3		1
<i>Vicia villosa</i>		2		1,525				17,602
Összesen	138,666	76,415	1862,13	56,6887	796,296	57,7712	26,9053	149,086

5. melléklet A kaszálék (széna és mulcs) tömegének (g) bemutatása a donor terület függvényében. A friss öszminta tömegét követően lemértük külön a mag tömegét és maradék széna tömegét is.

Donor terület	Friss össz minta tömege (g) (átlag ± SE)	Friss mag (és törmelék) tömege (g) (átlag ± SE)	Friss maradék kaszálék tömege (g) (átlag ± SE)	Mintaszám (db)	Felhasználás
Gávavencsellő	89,28± 7,99	8,34±1,29	81,16±6,94	15	szénaterítés
Napkor	157,14± 9,78	8,04±1,63	147,14±8,72	6	szénaterítés
Tiszkerecseny	91,24±3,69	5,61±0,6	84,76±3,64	34	szénaterítés
Tiszkerecseny	80,36±8,27	2,56±0,44	77,36±7,83	10	mulcs
Tiszkerecseny	89,7±5,79	1,69±0,54	87,69±5,58	10	mulcs

6. melléklet A restaurált (2017-s adatok alapján) és elsődleges és másodlagos referencia területek fajlistája a szociális viselkedési típusokkal. A szociális viselkedési típusokat (Borhidi 1995) három fő kategóriába soroltuk: 1) NC: természetes társulásalkotó fajok (S: specialista, C: kompetitorok, G: generalisták és NP: természetes pionírok kombinálásából), 2) DT: zavarástűrő fajok, és 3) W: gyomok (W: honos gyomfajok, I: kivadult haszonnövények, RC: rudeális kompetitorok és AC: tájidegen, agresszív kompetitorok). Az adathiányt csillaggal jelöltük. Bizonyos fajok azonosítása csak génusz szintig történt meg (15 esetben), ezeket kizártuk a további elemzésekből.

	Fajok	Borhidi kategória	Összevont szociális viselkedési típusok
1	<i>Achillea collina</i>	DT	DT
2	<i>Achillea pannonica</i>	DT	DT
3	<i>Achillea setacea</i>	G	NC
4	<i>Achillea sp.</i>		
5	<i>Agrostis capillaris</i>	C	NC
6	<i>Agrostis stolonifera</i>	C	NC
7	<i>Allium vineale</i>	W	W
8	<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	AC	W
9	<i>Anchusa officinalis</i>	DT	DT
10	<i>Anthemis ruthenica</i>	NP	NC
11	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	C	NC
12	<i>Apera spica venti</i>	W	W
13	<i>Arabis glabra</i>	G	NC
14	<i>Arenaria serpyllifolia</i>	NP	NC
15	<i>Aristolochia clematitis</i>	W	W
16	<i>Arrhenatherum elatius</i>	DT	DT
17	<i>Artemisia vulgaris</i>	W	W
18	<i>Asclepias syriaca</i>	AC	W
19	<i>Asparagus officinalis</i>	G	NC
20	<i>Asperula cynanchica</i>	G	NC
21	<i>Berteroa incana</i>	W	W
22	<i>Bromus arvensis</i>	W	W
23	<i>Bromus erectus</i>	C	NC
24	<i>Bromus hordeaceus</i>	DT	DT
25	<i>Bromus inermis</i>	C	NC
26	<i>Bromus tectorum</i>	DT	DT
27	<i>Buglossoides arvensis</i>	NP	NC
28	<i>Calamagrostis epigeios</i>	RC	W
29	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	W	W
30	<i>Carex flacca</i>	G	NC
31	<i>Carex hirta</i>	DT	DT
32	<i>Carex humilis</i>	C	NC
33	<i>Carex liparicarpos</i>	G	NC

34	<i>Carex stenophylla</i>	G	NC
35	<i>Carex supina</i>	G	NC
36	<i>Carlina vulgaris</i>	DT	DT
37	<i>Centaurea arenaria</i>	G	NC
38	<i>Centaurea cyanus</i>	W	W
39	<i>Centaurea jacea</i>	G	NC
40	<i>Centaurea stoebe</i> ssp. <i>micranthos</i>		DT*
41	<i>Cerastium semidecandrum</i>	NP	NC
42	<i>Chondrilla juncea</i>	DT	DT
43	<i>Cichorium intybus</i>	W	W
44	<i>Cirsium vulgare</i>	W	W
45	<i>Consolida regalis</i>	W	W
46	<i>Convolvulus arvensis</i>	RC	W
47	<i>Conyza canadensis</i>	AC	W
48	<i>Corynephorus canescens</i>	C	NC
49	<i>Crataegus monogyna</i>	G	NC
50	<i>Crataegus</i> sp.		
51	<i>Crepis rhoeadifolia</i>	W	W
52	<i>Crepis tectorum</i>	W	W
53	<i>Cruciata pedemontana</i>	G	NC
54	<i>Cynodon dactylon</i>	RC	W
55	<i>Cynoglossum officinale</i>	W	W
56	<i>Dactylis glomerata</i>	DT	DT
57	<i>Daucus carota</i>	DT	DT
58	<i>Dianthus pontederiae</i>	G	NC
59	<i>Draba nemorosa</i>	NP	NC
60	<i>Echium vulgare</i>	W	W
61	<i>Elymus hispidus</i>	DT	DT
62	<i>Elymus repens</i>	RC	W
63	<i>Elymus</i> sp.		
64	<i>Equisetum arvense</i>	DT	DT
65	<i>Equisetum ramosissimum</i>	S	NC
66	<i>Erophila verna</i>	NP	NC
67	<i>Eryngium campestre</i>	DT	DT
68	<i>Erysimum diffusum</i>	NP	NC
69	<i>Euphorbia cyparissias</i>	DT	DT
70	<i>Euphorbia seguieriana</i>	S	NC
71	<i>Falcaria vulgaris</i>	W	W
72	<i>Fallopia convolvulus</i>	W	W
73	<i>Festuca pratensis</i>	C	NC
74	<i>Festuca</i> spp.	C	NC
75	<i>Festuca vaginata</i>	C	NC
76	<i>Filago minima</i>	NP	NC
77	<i>Filago</i> sp.		
75	<i>Fragaria viridis</i>	G	NC

76	<i>Galium verum</i>	DT	DT
77	<i>Geranium pusillum</i>	DT	DT
78	<i>Hieracium pilosella</i>	DT	DT
79	<i>Holosteum umbellatum</i>	W	W
80	<i>Hypericum perforatum</i>	DT	DT
81	<i>Hypochoeris radicata</i>	G	NC
82	<i>Jasione montana</i>	S	NC
83	<i>Knautia arvensis</i>	DT	DT
84	<i>Kochia laniflora</i>	NP	NC
85	<i>Koeleria cristata</i>	G	NC
86	<i>Koeleria grandis</i>		NC*
87	<i>Koeleria sp.</i>		
88	<i>Lamium amplexicaule</i>	W	W
89	<i>Leontodon hispidus</i>	DT	DT
90	<i>Leucanthemum vulgare</i>	G	NC
91	<i>Linum perenne</i>	DT	DT
92	<i>Luzula campestris</i>	DT	DT
93	<i>Luzula sp.</i>		
94	<i>Medicago falcata</i>	DT	DT
95	<i>Medicago lupulina</i>	DT	DT
96	<i>Medicago minima</i>	G	NC
97	<i>Medicago sativa</i>	I	W
98	<i>Melica transylvanica</i>	G	NC
99	<i>Mentha sp.</i>		
100	<i>Muscari comosum</i>	DT	DT
101	<i>Myosotis arvensis</i>	DT	DT
102	<i>Myosotis ramosissima</i>	NP	NC
103	<i>Myosotis stricta</i>	NP	NC
104	<i>Mysotis sp.</i>		
105	<i>Ononis spinosa</i>	DT	DT
106	<i>Petrorhagia prolifera</i>	G	NC
107	<i>Peucedanum oreoselinum</i>	G	NC
108	<i>Plantago indica</i>	NP	NC
109	<i>Plantago lanceolata</i>	DT	DT
110	<i>Poa angustifolia</i>	DT	DT
111	<i>Poa bulbosa</i>	NP	NC
112	<i>Polygonum arenarium</i>	NP	NC
113	<i>Potentilla arenaria</i>	G	NC
114	<i>Potentilla argentea</i>	DT	DT
115	<i>Pseudolysimachion spicatum</i>	G	NC
116	<i>Rhinanthus serotinus</i>		NC*
117	<i>Rhinanthus sp.</i>		
118	<i>Rumex acetosa</i>	DT	DT
119	<i>Rumex acetosella</i>	NP	NC
120	<i>Rumex crispus</i>	W	W

121	<i>Salsola kali</i>	DT	DT
122	<i>Salvia nemorosa</i>	DT	DT
123	<i>Salvia</i> sp.		
124	<i>Scleranthus annuus</i>	W	W
125	<i>Scleranthus polycarpos</i>	NP	NC
126	<i>Secale cereale</i>		W*
127	<i>Securigera varia</i>	DT	DT
128	<i>Seseli osseum</i>	G	NC
129	<i>Setaria</i> sp.		
130	<i>Silene alba</i>	W	W
131	<i>Silene borysthena</i>	G	NC
132	<i>Silene conica</i>	NP	NC
133	<i>Silene vulgaris</i>	DT	DT
134	<i>Sisymbrium altissimum</i>	W	W
135	<i>Spergula pentandra</i>	NP	NC
136	<i>Taraxacum officinale</i> (agg.)	RC	W
137	<i>Taraxacum</i> sp.		
138	<i>Tetragonolobus maritimus</i> ssp. <i>siliquosus</i>	DT	DT
139	<i>Teucrium chamaedrys</i>	G	NC
140	<i>Thlaspi arvense</i>	W	W
141	<i>Thrincia nudicaulis</i>	G	NC
142	<i>Thymus glabrescens</i>	G	NC
143	<i>Thymus</i> sp.		
144	<i>Tragopogon dubius</i>	DT	DT
145	<i>Tragopogon floccosus</i>	S	NC
146	<i>Trifolium alpestre</i>	G	NC
147	<i>Trifolium arvense</i>	DT	DT
148	<i>Trifolium campestre</i>	DT	DT
149	<i>Trifolium pratense</i>	DT	DT
150	<i>Trifolium repens</i>	DT	DT
151	<i>Trifolium striatum</i>	NP	NC
152	<i>Verbascum phoeniceum</i>	G	NC
153	<i>Verbascum</i> sp.		
154	<i>Veronica arvensis</i>	DT	DT
155	<i>Veronica dillenii</i>	NP	NC
156	<i>Veronica prostrata</i>	G	NC
157	<i>Veronica verna</i>	NP	NC
158	<i>Vicia angustifolia</i>	DT	DT
159	<i>Vicia grandiflora</i>	DT	DT
160	<i>Vicia hirsuta</i>	DT	DT
161	<i>Vicia lathyroides</i>	NP	NC
162	<i>Vicia</i> sp.		
163	<i>Vicia villosa</i>	W	W
164	<i>Viola kitaibeliana</i>	NP	NC

ADATLAP

a doktori értekezés nyilvánosságra hozatalához*

I. A doktori értekezés adatai

A szerző neve: **Kövendi-Jakó Anna**.....

MTMT-azonosító: **10052428**.....

A doktori értekezés címe és alcíme: **Magbeviteli módszerek eredményessége homoki gyepök ökológiai restaurációja során**.....

DOI-azonosító⁴⁶: **10.15476/ELTE.2019.008**.....

A doktori iskola neve: **Biológia Doktori Iskola**.....

A doktori iskolán belüli doktori program neve: **Ökológia, Konzervációbiológia és Szisztematika Doktori Program**

A témavezető neve és tudományos fokozata: **Török Katalin, Ph.D., tudományos főmunkatárs**.....

A témavezető munkahelye: **MTA Ökológiai Kutatóközpont, Ökológiai és Botanikai Intézet**.....

II. Nyilatkozatok

1. A doktori értekezés szerzőjeként

a) hozzájárulok, hogy a doktori fokozat megszerzését követően a doktori értekezésem és a tézisek nyilvánosságra kerüljenek az ELTE Digitális Intézményi Tudástárban. Felhatalmazom a Természettudományi kar Dékáni Hivatal Doktori, Habilitációs és Nemzetközi Ügyek Csoportjának ügyintézőjét Biró Évát, hogy az értekezést és a téziseket feltöltse az ELTE Digitális Intézményi Tudástárba, és ennek során kitöltse a feltöltéshez szükséges nyilatkozatokat.

b) kérem, hogy a mellékelt kérelemben részletezett szabadalmi, illetőleg oltalmi bejelentés közzétételéig a doktori értekezést ne bocsássák nyilvánosságra az Egyetemi Könyvtárban és az ELTE Digitális Intézményi Tudástárban;

c) kérem, hogy a nemzetbiztonsági okból minősített adatot tartalmazó doktori értekezést a minősítés (dátum)-ig tartó időtartama alatt ne bocsássák nyilvánosságra az Egyetemi Könyvtárban és az ELTE Digitális Intézményi Tudástárban;

d) kérem, hogy a mű kiadására vonatkozó mellékelt kiadó szerződésre tekintettel a doktori értekezést a könyv megjelenéséig ne bocsássák nyilvánosságra az Egyetemi Könyvtárban, és az ELTE Digitális Intézményi Tudástárban csak a könyv bibliográfiai adatait tegyék közzé. Ha a könyv a fokozatszerzést követően egy évig nem jelenik meg, hozzájárulok, hogy a doktori értekezésem és a tézisek nyilvánosságra kerüljenek az Egyetemi Könyvtárban és az ELTE Digitális Intézményi Tudástárban.

2. A doktori értekezés szerzőjeként kijelentem, hogy

a) az ELTE Digitális Intézményi Tudástárba feltöltendő doktori értekezés és a tézisek saját eredeti, önálló szellemi munkám és legjobb tudásom szerint nem sértem vele senki szerzői jogait;

b) a doktori értekezés és a tézisek nyomtatott változatai és az elektronikus adathordozón benyújtott tartalmak (szöveg és ábrák) mindenben megegyeznek.

3. A doktori értekezés szerzőjeként hozzájárulok a doktori értekezés és a tézisek szövegének plágiumkereső adatbázisba helyezéséhez és plágiumellenőrző vizsgálatok lefuttatásához.

Kelt: Budapest, 2019.01.15.


.....
a doktori értekezés szerzőjének aláírása