

Egyetemi doktori (PhD) értekezés tézisei

**SPONTÁN SZUKCESSZIÓ, KASZÁLÁS, ÉS MAGVETÉS
SEGÍTSÉGÉVEL TÖRTÉNŐ GYEPREKONSTRUKCIÓ
SIKERESSÉGÉNEK VIZSGÁLATA ELTÉRŐ GYEPTÍPUSOKBAN**

**GRASSLAND RECOVERY USING SPONTANEOUS SUCCESSION
AND TECHNICAL RECLAMATION: ANALYSIS OF
RESTORATION SUCCESS IN SEVERAL GRASSLANDS TYPES**

Valkó Orsolya

Témavezetők

Dr. Tóthmérész Béla
egyetemi tanár

Dr. Matus Gábor
egyetemi docens



DEBRECENI EGYETEM
Juhász Nagy Pál Doktori Iskola
Debrecen, 2011

Bevezetés

A gyepek fontos szerepet játszanak a faj és tájszintű biodiverzitás megőrzésében és fenntartásában. A biodiverzitás fenntartása mellett a gyepek jelentős gazdasági jelentőséggel bírnak (állattenyésztés) illetve jelentős ökoszisztéma-szolgáltatásokat is biztosítanak (szabadidős tevékenységek, sport, turizmus). Az agrár-ökoszisztémák biodiverzitásának egyik legfontosabb elemét szintén a gyepek által fenntartott biodiverzitás képezi (Pullin et al. 2009).

A gyepek területe az elmúlt évtizedekben Európa-szerte jelentős mértékben csökkent. Ennek legfőbb okai a hagyományos kezelés (kaszálás, legeltetés) felhagyása illetve intenzitásának megváltozása, a beerdősítés, vizes élőhelyek lecsapolása és a gyepterületek szántóföldekké alakítása (Poschlod & WallisDeVries 2002). Míg Európa nyugati felén a művelés intenzívebbé válása és a gyepterületek beépítése és szántókká alakítása a meghatározó, addig Európa keleti felén az utóbbi két évtizedben inkább a korábbi művelés felhagyása a jellemző.

Nyugat-Európában az egyre intenzívebbé váló mezőgazdasági művelés miatt természetközeli gyepek területe és számos gyepekhez kötődő faj állománya jelentősen csökkent. A biomassza produkció növelése érdekében végzett megnövekedett műtrágya és növényvédő szer használat, a gazdasági célú felületés (kommersz magkeverékekkel vagy energianövényekkel történő) illetve az intenzívebbé váló légköri nitrogén depozíció a gyepek biodiverzitását csökkentették (Bakker & Berendse 1999). Az intenzív mezőgazdasági technikák átvétele a Közép-Kelet Európai EU tagállamokban a gyepek fajgazdagságára nézve jövőbeli potenciális veszélyforrást jelenthet. Az egyre intenzívebb urbanizáció, az utak és egyéb vonalas létesítmények számának exponenciális növekedése, az gyepek fragmentációjához vezetett (Pullin et al. 2009). Számos térségben a korábban jellemzően összefüggő gyepterületeknek mindössze apró fragmentumai maradtak meg. Az élőhely-fragmentálódás járulékos hatásaként a megmaradt kis

területű gyepek diverzitása csökken és nő a gyepekhez kötődő fajok populációinak eltűnési esélye (Eriksson et al. 2002).

Közép- és Kelet-Európában a rendszerváltást megelőzően a kollektivizált mezőgazdaság termelési hatékonyságát intenzív növényvédő szer és műtrágya használattal kívánták fokozni. A rendszerváltást követő társadalmi és gazdasági változások, a termelő szövetkezetek megszűnése, a helyi forráshiány és a mezőgazdasági termények olcsó importja miatt nagy kiterjedésű szántó és gyepterületek korábbi művelését hagyták fel. Az állatállomány 50-70%-kal csökkent a térségben 1989 óta, ami a korábbi kaszálórétek és legelők művelésének felhagyását eredményezte (Isselstein et al. 2005). Magyarországon a rendszerváltást követően, 2007-ig a gyepek területe 14,2%-kal csökkent melynek egyik fő oka a korábbi művelés felhagyását követő cserjésedés és beerdősülés.

A gyepek helyreállítása az európai biodiverzitás megőrzési stratégia legfőbb elemei közé tartozik (Bakker & Berendse 1999; Pullin et al. 2009). Ennek a stratégiának fontos elemét képezik a gyepek biodiverzitásának megőrzését és a gazdálkodók érdekeinek összehangolását célzó agrár-környezetvédelmi támogatások (Isselstein et al. 2005). Európában a mezőgazdasági területek már mintegy 20%-án agrár környezetvédelmi szempontú gazdálkodást folytatnak (Rounsewell et al. 2005). A gazdálkodás és a biodiverzitás védelem összehangolását célozzák a Európai Unió által támogatott LIFE Nature keretében kiírt a hagyományos tájhasználatba illeszkedő gyepek helyreállítását támogató programok is (Török et al. 2011).

A gyepesítési programok általános célja a (i) korábban jellemző fajgazdagság helyreállítása, (ii) a gyp-fragmentumok biodiverzitásának fenntartása és a degradálódás megakadályozása és csökkentése érdekében pufferzónák létesítése (iii) illetve a fragmentumok összekapcsolása zöld folyosók létrehozásával (Critchley et al. 2003).

A felhagyott és elszegényedett fajkészletű gyepekben korábban jellemző fajgazdagság helyreállítását leggyakrabban a hagyományos kezelés (kaszálás vagy extenzív legeltetés) visszaállításával érhetjük el. A gyepekre jellemző ritka kísérő fajok terjedése azonban gyakran korlátozott és legtöbbjük nem rendelkezik perzisztens magkészlettel

(Bossuyt & Honnay 2008; Valkó et al. 2011). Számos esetben azonban nem elegendő csupán a korábbi kezelés visszaállítása. Ebben az esetben a ritka gyepi kísérő fajokat aktív beavatkozásokkal kell a területre visszajuttatnunk.

Gyakran teljesen hiányzó gyepek helyreállítására van szükség (pl. szántóterületek gyepesítése, Török et al. 2011). A szántóföldi művelés alól kivont területeken történő gyeprekonstrukció Európában egyike a leggyakrabban alkalmazott restaurációs ökológiai beavatkozásoknak (Hobbs & Cramer 2007). Európa keleti felén évről évre nő a szántóföldi művelésből kivont területek nagysága (Török et al. 2011). Magyarországon 1990 és 2004 között a szántó művelési ágba tartozó területek 10%-án (600.000 ha) hagyták fel a művelést, és hasonló a helyzet számos Közép- és Kelet Európai országban (Hobbs & Cramer 2007). A gyepterületek degradálódásának és a biodiverzitás csökkenésének megállítására tehát kézenfekvő lehetőség a felhagyott szántóterületek gyepesítése (Török et al. 2011). A gyeprekonstrukció során használt módszerek közé tartozik a spontán szukcesszió folyamatainak támogatása és eltérő diverzitású magkeverékek vetése. A megfelelő gyepesítési módszer kiválasztása függ a (i) termőhelyi viszonyoktól, (ii) a kiindulási állapottól (utolsó szántóföldi kultúra), (iii) az elérni kívánt célállapottól, (iv) a rendelkezésre álló anyagi és emberi erőforrásoktól, valamint (v) a kitűzött célállapot eléréséhez rendelkezésre álló időtől.

A legolcsóbb gyepesítési módszer a szántóterületek felhagyását követő *spontán szukcesszió* (old-field szukcesszió) folyamatainak támogatása (Prach & Hobbs 2008). A módszer sikeresen alkalmazható kisebb területű felhagyott szántókon, ahol a környező vegetációban megtalálhatóak természetes élőhelyek, amelyek propagulum forrásként szolgálhatnak a gyepesedés során (Ruprecht 2006). Fragmentált táji környezetben ahol a propagulum források és terjesztő ágensek gyakran hiányoznak a spontán szukcesszió gyakran lassú és a gyepesedés sikertelen (Manchester et al. 1999). Agresszív kompetítorok és invazív fajok tömeges megjelenésekor a spontán szukcesszió megrekedhet valamely korai stádiumban (Prach & Pyšek 2001). A spontán szukceszió így gyakran lassú és végkimenetele nehezen megjósolható. Ilyen

esetekben célszerű aktív beavatkozásokkal segíteni a gyepesedési folyamatot (Török et al. 2011).

Az aktív beavatkozásokat igénylő gyeprekonstrukciós módszerek közül a *magkeverékek vetése* jelenleg a legelterjedtebb (Török et al. 2011). A magkeverékek összetétele függ (i) a céltársulástól, (ii) a gyepesítendő terület nagyságától, (iii) a rendelkezésre álló forrásoktól és (iv) a célfajok magjainak elérhetőségétől. Az alacsony diverzitású magkeverékek általában a céltársulás domináns fajainak (2-8 faj) magjait tartalmazzák, míg a magas diverzitású magkeverékekben kísérő fajok (akár 40 faj is lehet) magjai is megtalálhatóak (Kiehl et al. 2010; Török et al. 2011). A magok beszerezhetőek kereskedelmi forgalomból vagy begyűjthetőek helyi forrásokból. A gyepesítés sikerét növeli, ha a magok közeli természetes gyepekből származnak, azaz a gyepesítés során az adott termőhelyi viszonyokhoz adaptálódott ökotípusokat használunk (van der Mijnsbrugge et al. 2010).

Az alacsony diverzitású magkeverékek vetése megfelelő módszer a céltársulásra jellemző fűfajokból álló fajszegény gyep létrehozására akár néhány év alatt is (Manchester et al. 1999). A gyepekre jellemző ritka célfajok megjelenése és a fajgazdag gyepek kialakítása azonban hosszabb ideig tartó folyamat (Walker et al. 2004). Megfelelő megoldást jelenthet, ha nagy kiterjedésű területen alacsony diverzitású magkeveréket vetünk, míg kisebb foltokban magas diverzitású magkeveréket alkalmazunk, hogy biztosítsuk a célfajok terjedéséhez a megfelelő propagulum forrásokat. A kívánt célállapot (fajgazdag természetközeli gyep) eléréséhez megfelelő utókezelések (kaszálás, legeltetés, felülvetés vagy szénaráhordás) alkalmazása szükséges.

Célkitűzések

A doktori értekezés négy fejezete a szerző impakt faktoros lapokban leközölt cikkeinek eredményein alapul. Munkám során gyepek helyreállításának különböző aspektusait vizsgálva az alábbi kérdésekre kerestem a választ:

1. *fejezet:* A vizsgálat célja a magkészlet kékperjés láprétek és mezofil gyepek regenerációjában betöltött szerepének értékelése volt. A vizsgálat a során az alábbi kérdésekre kerestem a választ: (i) A földfelszín feletti vegetáció fajai milyen arányban jelennek meg az egyes gyeptípusok magkészletében? (ii) A magkészlet fajainak mindegyike megtalálható a földfelszín feletti vegetációban? (iii) A célfajok milyen magkészlettel rendelkeznek? (iv) Mennyiben tér el a kaszált és kontroll állományok magkészlete egy gyeptípuson belül? (v) A kezelésnek vagy a gyeptípusnak van jelentősebb hatása a magkészlet fajszáma és denzitására?

2. *fejezet:* Vizsgálatunkban a spontán szukcesszió mint alacsony költségű gyeprekonstrukciós módszer alkalmazhatóságát értékeltük extenzíven kezelt lucernások esetében. Eltérő korú extenzíven kezelt lucernások spontán szukcesszióját vizsgáltuk tér-idő helyettesítéses módszerrel. Kutatásunkban az alábbi kérdésekre kerestük a választ: (i) Milyen hatékony a lucerna a gyomok visszaszorításában? (ii) A telepítést követően, extenzív művelés esetén milyen gyorsan tűnik el a lucerna a vegetációból? (iii) Milyen gyors a löszgyepek spontán regenerációja lucernások helyén?

3. *fejezet:* Vizsgálatunkban alacsony diverzitású magkeverékek vetésével történő gyeprekonstrukció sikerességét vizsgáltuk szikes és löszgyepek helyreállításában egykori lucernások helyén. Az alábbi kérdésekre kerestük a választ: (i) Milyen hatással van az alacsony diverzitású magkeverék vetése a rövid életű gyomok tömegességére? (ii) Milyen gyors a vetett fűfajokból álló évelő gyepek kialakulása az alacsony diverzitású magkeverék vetését követően? (iii) Milyen gyors a szikes és löszgyepek alacsony diverzitású magkeverékek vetését követő regenerációja a spontán szukcesszióhoz képest?

4. fejezet: Az avarfelhalmozódás szerepét vizsgáltuk a korai gyomközösségek viaszorításában alacsony diverzitású magkeverékekkel gyepesített egykori lucernaföldek esetében. Kutatásunkban az alábbi kérdésekre kerestük a választ: (i) Milyen hatással van a felhalmozódott egyszikű és holt fitomassza a korai kolonizáló gyomközösségek fitomasszájára? (ii) Mennyiben tér el az egyszikű és holt fitomassza mennyisége és egyenletessége a gyepesített szántók és a természetes szikes és löszgyepek esetében? (iii) Mennyiben különbözik a kétszikű fitomassza mennyisége a gyepesített szántókon és a természetes gyekben?

Anyag és módszer

Gyertyánkúti-rétek

A mintavételi terület a Zempléni-hegységben, Regéc és Telkibánya települések között, egy 640-720 m magasságú fennsíkon helyezkedik el. Az egykor mintegy 100 ha kiterjedésű réteket hagyományosan évente egyszer, júliusban, kézzel kaszálták. A hagyományos kezelésnek köszönhetően a réteken több mint 350 edényes növényfaj fordul elő. Az 1960-as évektől kezdve a kaszálás a rét mind nagyobb részén megszűnt, de a hagyományos kezelést 1985 óta újrakezdték. A területen előforduló két legelterjedtebb mészkerülő gyeptípust, a kékperjés lápréteket (*Junco-Molinion*) és a mezofil szálkaperjés gyepeket (*Cirsio pannonicae-Brachypodium pinnati*) vizsgáltuk. Gyeptípusonként négy (az 1960-as években felhagyott) állományt vizsgáltunk: két-két kaszált állományban a hagyományos kezelést újrakezdték, míg a két-két felhagyott állományban nem végeztünk kaszálást.

Állományonként 5 db 2×2 m-es állandó jelölésű kvadrátban 2004 júliusában rögzítettük a fajszámokat és a virágzó hajtásszámokat. A kékperjés lápréteken 2005-ben, a mezofil gyepekben pedig 2006-ban kora tavasszal kvadrátonként 6 fűrt, 4 cm átmérőjű, 10 cm mélységű talajmintát vettünk. A talajmintákat két vertikális szegmensre (0–5 cm és 5–10 cm) osztottuk, az azonos kvadrátból és mélységből származó mintákat együtt kezeltük. A mosással koncentrált talajmintákat sterilizált virágföldet tartalmazó csíráztató ládák felszínére rétegeztük. A csíráztatást üvegházban, természetes megvilágítás mellett áprilistól október végéig folytattuk. Július elejétől szeptember elejéig a minták öntözését szüneteltettük, hogy a hőstresszt igénylő magok csírázását segítsük. A csíranövényeket rendszeresen számoltuk, határoztuk és eltávolítottuk, szükség esetén átültettük és határozható állapotig neveltük.

Extenzíven kezelt lucernások Hortobágyi Nemzeti Park területén

Mintaterületeink – a Hortobágyi Nemzeti Park területén található extenzíven kezelt lucernások – Egyek, Tiszacsege, Karcag és Nádudvar települések mellett, 87-94 m magasságban, egy 25 km sugarú körön belül helyezkednek el. Lőszgyepek spontán regenerációját vizsgáltuk 1, 3, 5 és 10 éves extenzíven kezelt lucernások (korcsoportonként 3 lucernás) helyén tér-idő helyettesítéses (*space for time substitution*) módszerrel. A mintaterületek közelében megtalálhatóak lőszgyepek, szikes mocsarak, szikes rétek és szikes gyepek kisebb kiterjedésben.

Minden lucernásban 3 random módon kijelölt 25 m²-es blokkban, blokkonként 4 kvadrátban rögzítettük a fajonkénti borítás százalékos értékeit, 2009 júniusában, még az első kaszálás előtt. Minden lucernásban blokkonként 10 darab 20×20 cm-es négyzetben begyűjtöttük a teljes földfelszín feletti fitomasszáit. Mintáinkat tömegállandóságig szárítottuk majd avar, egyszikű és kétszikű csoportokra válogattuk. A minták száraz tömegét 0,01 g-os pontossággal mértük. Referenciaként lőszgyepek három különböző természetességű állományát vizsgáltuk: (i) egy intenzív legeltetés után felhagyott, degradált lőszlegelőt (*Cynodonti-Poëtum angustifoliae*), (ii) egy jobb természetességű, *Bromus inermis* dominanciájú lőszmezsgyét és (iii) fajgazdag, természetközeli állapotú lőszpusztarétet (*Salvia nemorosae-Festucetum rupicola*). A referencia gyepekben a vegetáció és fitomassza mintavételt a lucernásokkal megegyező elrendezésben végeztük.

Szántókon végzett gyeprekonstrukció Egyek-Pusztakócs térségében

Vizsgálatainkat a Hortobágyi Nemzeti Parkban, az Egyek-Pusztakócsi mocsárrendszer területén végeztük. A térségben 760 ha-on végeztek gyeprekonstrukciót alacsony diverzitású magkeverékek vetésével. Az alacsonyabb térszíneken szikes- (*Festucion pseudovinae*), míg a magasabb térszíneken lőszgyepek (*Festucion rupicola*)

helyreállítását tűzték ki célul. Vizsgálatainkat tíz, korábbi lucernások helyén szik (4 terület) és lösz (6 terület) magkeverékekkel vetett gyepterületen végeztük. A szik magkeveréket *Festuca pseudovina* és *Poa angustifolia* magjai alkották, míg a lösz magkeverékben *Festuca rupicola*, *Poa angustifolia* és *Bromus inermis* magjai voltak. A talajelőkészítést követően 2005 októberében került sor a magkeverékek vetésére. A gyepesített szántókat évi egyszeri, június eleji kaszálással kezelték.

Minden gyepesített szántón egy 25m²-es random módon elhelyezett területen belül négy 1m²-es állandó kvadrátot jelöltünk ki. A növényfajok százalékos borításértékeit a vetést követő három évben (2006-2008) június elején vettük fel. Területenként tíz darab 20×20cm-es földfelszín feletti fitomassza mintát vettünk a kaszálást megelőzően. A szárított fitomassza minták válogatása és a száraztömegek mérése az extenzíven kezelt lucernásoknál leírt módon történt. Referenciaként szikes- (Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae) és löszgyepek (Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae) három-három állományában felvételeztük a vegetációt és a fitomasszát a gyepesített szántókkal megegyező mintavételi elrendezésben.

Statistikai elemzések

A kezeléseknek és a gyeptípusnak a vegetáció és magkészlet változóira gyakorolt hatását kétutas ANOVA-val elemeztük, a változók $\ln(x+1)$ transzformálását követően. A gyakori fajok virágzó hajtásszámainak és magsűrűségének átlagait a kaszált és felhagyottállományok között t-tesztel vetettük össze $\ln(x+1)$ transzformált adatokat használva. A kaszált és felhagyott állományok vegetációnak és magkészletének fajösszetételét Sørensen hasonlóságokon alapuló MDS ordinációval vetettük össze (Legendre & Legendre 1998). Spearman rangkorrelációval elemeztük a virágzó fajok (és ezen belül a kétszikűek) fajszáma illetve a magkészlet (és ezen belül a kétszikűek magkészletének) fajszáma közötti összefüggéseket.

A különböző korú extenzíven kezelt lucernások esetében a borításértékeket, a fajsámokat és a fitomassza tömegeket GLMM segítségével vetettük össze. A lucernások korát tekintettük fix hatásnak,

míg a terület/blokk hatását random hatásnak. Az egyes fitomassza frakciók és területek közötti összefüggést DCA ordinációval elemeztük, négyzetgyök transzformált adatokon CANOCO 4.5 programcsomaggal. A vegetáció diverzitását borítás alapú Shannon diverzitással, míg a vegetációs változásokat Sørensen disszimilitási index-szel jellemeztük. A különböző korú extenzíven kezelt lucernások és gypesített szántók illetve a referencia gyepek karakter (indikátor) fajait IndVal eljárással határoztuk meg, a számítások során 10000 random permutációt használtunk.

A gypesített szántók és a referencia gyepek vegetációját borítás adatokon alapuló MDS ordinációval vetettük össze Bray-Curtis hasonlóságot alkalmazva. A vegan R-csomag metaMDS függvényét használtuk. A borítás és fajszám időbeli változásait egyutas RM ANOVA segítségével elemeztük a F-teszt (varianciaegyezőség) és a Kolmogorov-Smirnov teszt (normalitás) eredményétől függően. A referencia gyepek fitomassza adatait Kruskal-Wallis tesztel elemeztük. A fitomassza tömegek átlagait RM ANOVA-val vetettük össze. A szik és lősz magkeverékkel gypesített szántók és a referencia gyepek fitomasszáját egyutas ANOVA-val hasonlítottuk össze (a szik magkeverékkel gypesített szántókat a szikes gyepekkel, míg a lősz magkeverékkel gypesített szántókat a lőszgyepekkel tesztelve). Ginikoefficienssel jellemeztük az egyszikű és holt fitomassza heterogenitását (Zar 1999). A holt és egyszikű fitomassza illetve a kétszikű gyomok fitomasszája és fajgazdagsága közötti korreláció vizsgálata Spearman rangkorrelációval történt.

Eredmények

Hegi kaszálóréték újrakezdett kezelést követő regenerációja

A fajszám, a kétszikűek fajszáma és a kétszikűek virágzó hajtásszáma mindkét gyeptípus esetében szignifikánsan magasabb volt a kaszált állományokban, mint a felhagyott állományokban. A kékperjés lápréteken a földfelszín feletti vegetáció fajainak 44%-a rendelkezett tartós magkészlettel, ugyanez az érték a mezofil gyepek esetében 26% volt. A két gyeptípus magkészletének fajszáma hasonló volt, de kevesebb kétszikű fajt mutattunk ki a mezofil gyepek magkészletében, mint a kékperjés lápréteken. Az átlagos magdenzitás mintegy 10-20-szor nagyobb volt a kékperjés lápréteken, mint a mezofil gyepekben. A gyeptípus a magkészlet minden vizsgált jellemzőjére szignifikáns hatással volt. A kezelésnek nem volt szignifikáns hatása a magkészlet denzitására. A fajok vegetációban és magkészletben detektált tömegessége alapján a kékperjés lápréteken 84, míg a mezofil gyepekben 88 faj magkészlet típusát tudtuk egyértelműen megállapítani. Bár néhány cél faj csak a magkészletből került elő (pl. *Carex pilulifera*, *C. nigra*), a legtöbb cél faj kizárólag a földfelszín feletti vegetációban fordult elő. A kékperjés láprét magkészletében a vegetációban csak elvétve előforduló (*J. conglomeratus* and *J. effuses*) voltak a dominánsak és a teljes magkészlet 50-94%-át e fajok tették ki.

Extenzíven kezelt lucernások spontán szukcessziója

Az 1 és 3 éves lucernásokra a lucerna magas borítása volt jellemző, a gyomok átlagos borítása 5%-nál alacsonyabb volt. A lucerna átlagborítása az idősebb állományokban a kezdeti 75,2%-ról 2,2%-ra csökkent. Ugyanakkor az évelő füvek átlagborítása a kezdeti 0,5%-ról 50,2%-ra nőtt. Az átlagos fajszám, az átlagos évelő fajszám, és a Shannon diverzitás értékek magasabbak voltak az idősebb állományokban. Negatív korrelációt tapasztaltunk a lucerna fitomasszája és az egyszikű fitomassza között. Az idősebb lucernások fajösszetétele kevésbé tért el a

referencia gyepekétől, mint a fiatalabb lucernásoké (1 éves lucernás és referencia gyepek esetében a Sørensen disszimilitási index 0,96; 10 éves lucernások és referencia gyepek esetében 0,76). Leginkább a 10 éves lucernások növényzete hasonlított a referencia gyepekre. A löszgyepekre jellemző kétszikű célfajok csak az 5 és 10 éves lucernásokban fordultak elő. A lucernásokban gyakoribbak voltak egyes zavarástűrő vagy gyom stratégiájú évelő.

Gyeprekonstrukció alacsony diverzitású magkeverék vetésével

A gyepesített szántók növényzetében a vetést követő első évben magas borításban voltak jelen a rövidéletű kétszikűek és néhány rövidéletű pionír fűfaj. A második évre a korai gyomközösségeket évelő füvek által dominált növényzet váltotta fel mindkét magkeveréssel gyepesített szántókon. A rövidéletű kétszikűek aránya és fajszáma szignifikánsan csökkent, míg az évelő füveké szignifikánsan nőtt az első és harmadik év között. A referencia gyepekre jellemző célfajok kis borítással a harmadik évre megjelentek a területek többségén. Az össz fajszám az első és harmadik év között szignifikánsan csökkent mindkét magkeveréssel gyepesített szántókon. A sokváltozós statisztikai elemzés azt mutatja, hogy a gyepesített területeken a vegetációfejlődés iránya a korai gyomközösségektől a referencia-gyepek irányába mutatott. A hároméves gyepesítések felvételeinek pontfelhőí részben át is fednek a referencia gyepek pontfelhőivel. A két- és hároméves gyepesített szántók fajkészletének hasonlósága nagyobb a referencia gyepekkel, mint az egyéves gyepesített szántókkal. A szik magkeveréssel gyepesített szántók és a szikes gyepek fajösszetételének hasonlósága nagyobb volt, mint a lösz magkeveréssel gyepesített szántóké és a löszgyepeké.

A vetett füvek fitomassza tömege az első évről a harmadikra mintegy kétszeresére nőtt. Az első évről a másodikra jelentős avarfelhalmozódást tapasztaltunk, a holt fitomassza tömege minden területen egy nagyságrenddel nőtt. A kezdetben rövidéletű gyomok által dominált kétszikű fitomassza tömege a magkeveréktől függetlenül az első évről a másodikra mintegy két nagyságrenddel csökkent. A

kétszikűek fajszáma szignifikánsan csökkent az első évről a másodikra mind a szik mind a lősz magkeveréssel gyepesített szántókon. A területek többségén szignifikáns negative korrelációt tapasztaltunk az egyszikű és holt fitomassza illetve a kétszikűek fajgazdagsága és fitomasszája között. A szik magkeveréssel gyepesített szántókon a harmadik évre szignifikánsan nagyobb volt az egyszikű és holt fitomassza tömege, mint a referencia szikes gyepekben. A lősz magkeveréssel gyepesített szántók és lőszgyepek egyszikű és holt fitomassza tömegei nem különböztek szignifikánsan. Az egyszikű és holt fitomassza heterogenitása az első évben volt a legnagyobb és mindkét magkeverék esetében évről évre csökkent. Az egyszikű és holt fitomassza heterogenitása nem különbözött szignifikánsan a három éves gyepesített szántókon és a referencia gyepekben.

Következtetések

A disszertációban hagyományos kezelés, spontán szukcesszió és aktív gyeperősítés sikerességét vizsgáltam eltérő gyeptípusok helyreállítása esetében. Elsőként a magkészlet szerepét értékeltem felhagyott kékperjés láprétek és mezofil gyepek helyreállításában. A második fejezetben löszgyepek spontán regenerálódását vizsgáltam extenzíven kezelt lucernásokban. A harmadik fejezetben lucernások helyén, alacsony diverzitású magkeverék vetésével történő szikes és löszgyep rekonstrukció hatékonyságát elemeztem. Végezetül a negyedik fejezetben az avar és egyszikű fitomassza felhalmozódásának a korai gyomközösségekre gyakorolt hatását értékeltem alacsony diverzitású magkeverékkel gyeperősített korábbi lucernások helyén.

Eredményeim azt mutatják, hogy a felhagyott kaszálórétek korábbi fajgazdagságának teljes helyreállítása nem lehetséges csupán a lokális magkészletre támaszkodva. Mindkét vizsgált gyeptípusban a gyepekre jellemző célfajoknak csupán töredéke rendelkezett tartós magkészlettel. Eredményeink alapján megállapítható, hogy a kékperjés láprétek és mezofil gyepek helyreállításához eltérő természetvédelmi kezelések szükségesek. A két gyeptípus hasonló fajkészletű, egymáshoz közeli állományaiban a magkészlet sűrűsége és fajösszetétele jelentősen különbözik. A kékperjés lápréteken a korábbi fajgazdagság helyreállítása sikeres lehet pusztán a hagyományos kaszálás felújításával. A domináns fű- és sásfajok és számos gyakori kétszikű faj képes a lokális magkészletből regenerálódni. A mezofil gyepek alacsony sűrűségű magkészletéből azonban nem várható a korábbi fajgazdag vegetáció regenerálódása. A korábban jellemző fajgazdagság visszaállításához kiegészítő kezelések, magvetés vagy fajgazdag gyepekből származó széna ráhordása szükséges. Eredményeink alapján javasoljuk a hegyi kaszálórétek megmaradt fajgazdag állományaiban a hagyományos kezelés fenntartását, hiszen ezek az állományok propagulum forrásként szolgálhatnak a degradált gyepek helyreállításához.

Eredményeink alapján az extenzíven kezelt lucernások spontán regenerációja gazdaságos és hatékony módszer a löszgyepek helyreállítására. Eredményeink alapján fontos kihangsúlyozni, hogy a spontán szukcesszió folyamatainak támogatását, mint fontos restaurációs ökológiai beavatkozást kiemelten kell kezelni további gyeprekonstrukciós beavatkozások tervezése során. A löszgyepek vázfajait tartalmazó gyepek regenerációja lucernások helyén aktív beavatkozások nélkül is sikeres lehet, abban az esetben, ha a közelben találhatóak olyan gyepek, amelyek propagulum forrásként szolgálhatnak. A kaszálással extenzíven kezelt lucernások már tíz év alatt élő füvek által dominált gyepekké alakultak át. A löszgyepekre jellemző kétszikű célfajok jelentős része azonban még nem jelent meg a területeken. Vizsgálataink során igazoltuk, hogy extenzíven kezelt lucernásokban zajló spontán gypesedés az aktív gypesítési beavatkozásokkal összevetve számos előnyös sajátsággal jellemezhető. Kimutattuk, hogy (i) Nincsen gyomok által dominált stádium és avarfelhalmozódás. (ii) A lucerna tömegessége az intenzív művelés felhagyását követően (újratetés és vegyszer és műtrágya alkalmazása) fokozatosan csökken. (iii) Kisebb mikro-élőhely limitáltsággal kell számolni, mint a magvetéses gypesítés esetében így a kísérőfajok spontán betelepülése kevésbé limitált, mint magvetéses gypesítés esetében. (iv) A spontán szukcesszió gazdasági szempontból is előnyös. A gypesedés folyamata spontán – tehát alacsony költségigényű – valamint a lucerna jelenléte miatt az első években kiváló minőségű szénát nyerhetünk, így (v) a gazdálkodók is hatékonyabban bevonhatók a gypesedő területek kezelésébe.

Eredményeink jól mutatják, hogy a gypesedés folyamata felhagyott szatókon gyorsítható kompetitor fűfajok magjait tartalmazó magkeverékek vetésével. Az élő füvek által dominált növényzet gyorsan, már a vetést követő harmadik évre kialakult, ami jóval gyorsabb, mint ami a hasonló körülmények mellett zajló spontán gyepregeneráció esetében várható. Az alacsony diverzitású magkeverékek vetése hatékonyan segítette a korai gyomközösségek visszaszorítását. A rövidéletű gyomok borítása és fitomasszája szignifikánsan csökkent a vetést követő években. Az élő gyomok közül

azonban az *Elymus repens* megjelenése a gyepesített szántókon problémát jelenthet a későbbiekben. Vizsgálataink során igazoltuk, hogy az alacsony diverzitású magkeverékek vetése alkalmas a fajszegény, főleg füvek által dominált gyeptípusok (pl. szikes gyepek) létrehozására, azonban a fajgazdagabb gyepek kialakulásához további kezelések és beavatkozások lehetnek szükségesek.

A gyepesített szántókon az egyszikű és holt fitomassza intenzívebb felhalmozódását tapasztaltuk, mint a referencia gyepek esetében, illetve spontán regenerálódó szántók esetében, ami segítette a rövidéletű kétszikű gyomok visszaszorítását. A tapasztalt magasabb fitomassza- és avarprodukciónak lehetséges oka a korábbi szántóföldi művelés során a talajban felhalmozódott tápanyagtöbblet lehetett. A felhalmozódott nagy mennyiségű egyszikű és holt fitomassza azonban gátolhatja a gyepekre jellemző célfajok megtelepedését kompetitív kizárás és a megtelepedést szolgáló mikro-élőhelyek számának csökkentése révén. Vizsgálataink igazolták, hogy a természetközeli gyepekre jellemző fajösszetétel kialakulásához a vetett gyepekben szükséges lehet a megnövekedett fitomassza mennyiségének csökkentése.

Kimutattuk, hogy korábbi lucernások helyén spontán szukcesszió támogatásával és magkeverékek vetésével is sikeresen helyreállíthatóak fajszegény, főként füvek által dominált szikes és löszgyepek. A fajgazdag gyepek kialakulása azonban vizsgálataink időtartamánál hosszabb időt vesz igénybe. A gyepesedés folyamata gyorsítható a célfajok propagulumainak vetésével illetve megfelelően megválasztott kezelés segítségével (szénaráhordás, extenzív legeltetéssel, kaszálás). A kaszálás és a természetes gyepekből származó széna terítés kombinálása hatékonyan segítheti a propagulumok bejutását és a célfajok megtelepedését a fajszegény gyepekben is. A célfajok propagulumait direkt magvetéssel is bejuttathatjuk a területre. Legeltetés alkalmazása esetén a legelő állatok számos célfaj propagulumát ekto- és endozoochoria segítségével bevihetik a területre, továbbá taposásukkal mozaikosabb növényzeti struktúrát hozhatnak létre, ami segíti a bevitt fajok megtelepedését. Ezért érdemes a legeltetési rendszert úgy meghatározni, hogy a természetes gyepekben induljon a nap elején a

legeltetés, majd az állatok innen vonuljanak a helyreállítani kívánt területekre, segítve a célfajok propagulumainak bejuttatását.

Introduction

Grasslands are vital elements of the historical landscape of Europe and of crucial importance in biodiversity conservation. Most of the European grasslands are traditionally managed by mowing or grazing which is essential for animal husbandry. Grasslands provide important ecosystem services such as recreation, sport and tourism. Grassland biodiversity is a crucial element of the total biodiversity of rural landscapes (Pullin et al. 2009). The species richness of plants is very high in many grassland types, both in the form of a high overall richness and a high richness at small spatial scales (Eriksson et al. 2002).

Considerable decline of traditionally managed grasslands is caused mostly by abandonment, afforestation, drainage, conversion into cropland, and intensification of management (Poschlod & WallisDeVries 2002). In Western Europe industrialization of the agricultural sector has resulted in considerable changes in land-use patterns and rapidly transformed extent areas to croplands. Seminatual grasslands and their associated species have rapidly declined as a result of intensification. The frequent application of fertilizers, substantial nitrogen input from atmospheric deposition and seeding (commercial seed mixtures and/or energy grasses) result in an increased biomass production but decreased species richness (Bakker & Berendse 1999). The use of these types of intensive management in the Eastern and Central European countries of the European Union (EU) can be a further major threat to grassland biodiversity in the near future. Beyond agriculture, rapid urban development and the exponential growth of linear infrastructures fragmented the landscape (Pullin et al. 2009). In many regions only small fragments of grasslands have remained, which are isolated by intensively cultivated agricultural lands and linear infrastructures. For several species characteristic to grasslands, fragmentation increases the risk of extinction of fragmented populations (Eriksson et al. 2002).

In Central and Eastern Europe in the former socialist era many grasslands were ploughed up, and the use of fertilisers increased. After the collapse of the state-owned agricultural cooperatives the socio-

economical changes associated with cheap import and insufficient funds of the new land owners resulted in a large-scale abandonment of croplands. Since 1989 livestock numbers decreased by 50-70% in this region, which had a key impact on semi natural grasslands, large areas of former pastures and hay meadows were abandoned resulting in the loss of grassland biodiversity (Isselstein et al. 2005). The extension of grasslands was decreased by 14.2% in Hungary between 1989 and 2007 caused mainly by abandonment.

The restoration of grasslands is a top priority of nature conservation activities in Europe since the 1970s (Bakker & Berendse 1999; Pullin et al. 2009). There is an increasing social awareness to maintain and enhance grassland biodiversity which resulted in the establishment of agri-environmental schemes (Isselstein et al. 2005). Nowadays, 20% of the agriculturally used area in the European Union is managed under agri-environmental schemes (Rounsewell et al. 2005). Many LIFE Nature programs funded by the European Commission are concerned with grassland restoration (Török et al. 2011).

Grassland restoration is generally applied to (i) recover former biodiversity, (ii) establish novel grasslands and increase the area of grassland fragments, (iii) create connections between and buffer zones around grassland fragments, thereby negative influences from surrounding agricultural areas (infiltration/runoff of chemicals, disturbance etc.) can be reduced (Critchley et al. 2003). Several grassland restoration techniques are used depending on the type of human disturbance and level of degradation of the subjected area. If basic grassland vegetation is still present but former management altered and the grassland is impoverished or abandoned, the major aim is to recover its former species richness by restoration. One of the most frequently applied restoration methods is to resume the traditional management (e.g. mowing or low levels of grazing). Some techniques are used to decrease nutrient availability by topsoil removal or restore former hydrological state of the area e.g. by rewetting (Kiehl et al. 2010). Many cases, such measures alone are not sufficient to re-establish target communities without active introduction of target grassland species (Bakker & Berendse 1999). Target species, e.g. several

characteristic grassland specialists, often have limited dispersal patterns and transient seed banks (Bossuyt & Honnay 2008; Valkó et al. 2011). In this case the increase of species richness is only possible by direct reintroduction of species either by seed sowing, hay or topsoil transfer or planting of individuals (Török et al. 2011).

Grassland restoration on abandoned cropland is one of the most frequently used habitat restoration actions in Europe (Hobbs & Cramer 2007). In contrast with agricultural intensification, large-scale abandonment of low-productivity croplands is common in certain parts of Europe and the world (Török et al. 2011). For example, 10% of all croplands (600,000 hectares) were abandoned in Hungary between 1990 and 2004, and the rate of abandonment was similar (10-20%) in four other Central and Eastern European countries (Hobbs & Cramer 2007). Thus, the restoration of grasslands on former croplands offers a great opportunity to mitigate or halt the processes that threaten grassland biodiversity (Török et al. 2011). The most frequently applied methods of grassland restoration are spontaneous succession and sowing seed mixtures, which will be discussed below. Selection of the proper methodology regarding its cost efficiency, the required manpower and agricultural machinery and the targeted grassland is a key issue in grassland restoration.

The least expensive way of grassland restoration is spontaneous grassland recovery based on *spontaneous succession* (old-field succession, Prach & Hobbs 2008). This method is applied worldwide and warranted promising at smaller croplands where propagule sources are available in the adjacent natural vegetation (Ruprecht 2006). In fragmented landscapes with low availability of propagules of target species and dispersing agents, the spontaneous recovery of grasslands is often slow or hindered (Manchester et al. 1999). Succession can stop in an early stage due to the increased dominance of noxious competitors (Prach & Pyšek 2001). Grassland restoration by spontaneous succession can be slow or unpredictable in several cases, thus, it is often necessary to direct vegetation changes with more active restoration measures (Török et al. 2011).

Sowing seeds of characteristic species of the target community is a widely used restoration method in conservation practice (Török et al. 2011). The composition of a seed mixture depends generally on (i) the targeted vegetation, (ii) the extension of the former cropland, (iii) the budget and manpower background of planned restoration, and (iv) the availability of seed sources of target species. Low-diversity seed mixtures typically contain seeds of 2-8 species, which are usually the dominant species of the target vegetation, while high-diversity seed mixtures usually contain seeds of more than 10 species (Kiehl et al. 2010; Török et al. 2011). The seeds for restoration can be purchased from commercial sources or collected by local harvesting. It is advisable to use seeds sourced local provenance (van der Mijnsbrugge et al. 2010) as local ecotypes are better adapted to the local environmental conditions. Low diversity seed mixtures can be effective in the restoration of basic grassland vegetation dominated by perennial grasses as fast as in several years (Manchester et al. 1999). However the immigration of rare target species can be very slow, so restoration of diverse grasslands can last much longer than basic grassland vegetation (Walker et al. 2004). Sowing high diversity seed mixtures in small patches (to establish potential sources of colonizing propagules) within a larger area sown with low diversity seed mixture can be a solution to this problem (Török et al. 2011). For the total recovery of species-rich vegetation further post-restoration management (e.g. mowing, grazing, overseeding or hay transfer) is often needed.

There is an urgent need for evidence based and well documented restoration projects to provide useful information for conservation practitioners and site managers. Designed case studies are necessary to evaluate the success of each method used for grassland restoration (Török et al. 2011).

Aims of the study

The present Ph.D. dissertation contains four chapters altogether. Each chapter is based on results published as an impacted paper of the author. The four chapters concern with different aspects of grassland restoration as follows:

Chapter 1: We studied mown and abandoned stands of acidic fen- and dry-mesophilous hay making meadows to evaluate the potential role of soil seed banks in the recovery of these grassland types. The following questions were asked: (i) To what extent is aboveground vegetation represented in the seed banks of different meadow types? (ii) Do the soil seed banks contain species that are not represented in the above-ground vegetation? (iii) What is the size of the seed bank for restoration target species? (iv) Do the density and species richness of the seed banks differ between mown and abandoned stands within the same meadow type? (v) Does management status or vegetation type have more of an effect on seed bank richness and density?

Chapter 2: The overall aim of this study was to examine the role of spontaneous succession in the restoration of loess grasslands in former lucerne fields as a cost-effective strategy for grassland recovery. We studied the spontaneous regeneration of loess grasslands in extensively managed lucerne fields using space for time substitution, addressing the following questions: (i) How effective is lucerne in weed control? (ii) How quickly does lucerne disappear? (iii) How fast does grassland recover in extensively managed lucerne fields?

Chapter 3: We evaluated the use of low diversity seed mixtures recovering basic loess and alkali grassland vegetation. We sowed two types of low-diversity seed mixtures on croplands formerly used as lucerne fields. We asked three questions: (i) Can weeds be suppressed by sowing competitive native grasses, followed up by management by mowing? (ii) How fast does the cover of sown grasses develop after sowing low diversity seed mixtures? (iii) Can succession towards the target native grasslands be accelerated by sowing only low-diversity seed mixtures compared to set-aside old-field succession?

Chapter 4: We studied the role of litter accumulation in weed suppression and early vegetation dynamics in grassland restoration using the sowing of low diversity seed mixtures on former lucerne fields. The following study questions were selected: (i) What is the effect of the accumulating phytomass of graminoids and litter on the phytomass of early colonisers? (ii) Are the amount of graminoid phytomass and litter higher, and the heterogeneity of these scores lower in sown fields than in natural grasslands? (iii) Is the amount of forbs lower in restored fields than in native grasslands?

Materials and methods

Gyertyánkút meadows

The study site “Gyertyánkúti-rétek” is located in the Zemplén Mountains between the villages of Telkibánya and Regéc, on a plateau with a height of 640-720-m a.s.l. The meadows (100 hectares) in the past were mown with scythe once a year, in July. Traditional management created and maintained species-rich vegetation which harboured over 350 vascular plant species. Management has gradually been abandoned since the 1960s and was resumed since 1985. Widespread acidic meadow types, fen- (*Junco-Molinion*) and dry-mesophilous meadows (*Cirsio pannonicae-Brachypodium pinnati*) were studied. Four stands (each abandoned in the late 1960s) of the two meadow types were studied. In two mown stands traditional management was resumed in 1993 while two abandoned stands were left unmanaged. The species lists of vascular plants and the number of flowering shoots was recorded in five 2×2-m sized permanent plots per stand, in July 2004. Soil seed banks were studied with the seedling emergence method. Six soil cores (4-cm in diameter and 10-cm in depth) per plot were drilled after snowmelt in 2005 (fen meadows) and in 2006 (dry-mesophilous meadows). Two vertical segments (0-5-cm, 5-10-cm) were separated; then identical segments from the same plot were pooled. Sample concentration was used to reduce sample volume and to promote germination. Concentrated samples were spread on trays filled with steam-sterilized potting soil. Trays were illuminated with natural light in a greenhouse from April to October. From early July till early September, emerged, regular watering was stopped, and the dried sample layers were crumbled and turned. Seedlings were regularly counted, identified then removed.

Extensively managed lucerne fields in Hortobágy region

The study area is located in the Hortobágy National Park, in East-Hungary. Spontaneous recovery of loess grassland vegetation was studied using space for time substitution in 1, 3, 5 and 10-year-old extensively managed lucerne fields (three fields in each age group). The study fields were situated on loess plateaux between 87-94 m a.s.l., within a 25 km radius, near Egyek, Tiszacsege, Karcag and Nádudvar. Small patches of loess grasslands, alkali marshes, alkali wet meadows and alkali short grasslands were present in proximity to most of the fields.

In each field three 25-m² sample sites were chosen randomly. Within each site, the percentage cover of vascular plants was recorded in four 1-m² plots, in early June 2009. Ten 20×20-cm-sized aboveground phytomass samples per site were collected before mowing. Phytomass samples were dried, and then sorted to litter, graminoids and forbs. Dry weights were measured with an accuracy of 0.01g. We recorded the vegetation and phytomass of three variously degraded stands of loess grasslands for baseline vegetation reference: (i) a formerly heavily grazed *Cynodonti-Poëtum* stand, (ii) a species rich loess balk stand with *Bromus inermis* dominance, and (iii) a regularly mown species rich stand of *Salvia nemorosae-Festucetum rupicolae* grassland. We used the same sampling design as in extensively managed lucerne fields.

Grassland restoration fields in Egyek-Pusztakócs

The study site was the 'Egyek-Pusztakócsi-mocsarak' (42 km²) in Hortobágy National Park. In this region 760ha of grasslands were restored by sowing low diversity seed mixtures between 2004-2008. Grasslands targeted by the restoration were short alkali grasslands (*Festucion pseudovinae*) in the lower and loess grasslands (*Festucion rupicolae*) in the higher elevated sites. Ten former lucerne fields were chosen for study. Sowing was conducted using either a loess seed mixture (six fields) or an alkali seed mixture (four fields). The loess seed mixture contained *Festuca rupicola*, *Poa angustifolia* and *Bromus*

inermis, whereas the alkali seed mixture contained *Festuca pseudovina* and *Poa angustifolia*. Soil preparation and sowing was conducted in October 2005. The sown fields were mown once per year in the second part of June and the hay was carried away. No other weed control was applied.

In each field, a 25-m² site was chosen randomly. Within each site, four 1-m² permanent plots were selected for study. The percentage cover of vascular plant species were recorded in the first three years after sowing (2006-2008) in early June. Ten 20×20-cm-sized aboveground phytomass samples per site were collected before mowing in every sampling period. Phytomass samples were dried, sorted and the dry weights were measured the same way as in case of extensively managed lucerne fields. For a baseline vegetation reference, we also sampled the vegetation and phytomass of nearby natural stands of *Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae* (three sites) and *Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae* with *Bromus inermis* dominance (three sites) using the same design as described above.

Statistical analyses

The effects of management and meadow type on vegetation and seed bank variables were analyzed using two-way ANOVA; these variables were $\ln(x+1)$ transformed prior to statistical analyses. The mean numbers of flowering shoots and seed densities of frequent species were compared with t-test on $\ln(x+1)$ transformed data, between mown and abandoned meadow stands. Vegetation and seed bank composition were compared between mown and abandoned stands of the two meadow types with Sørensen similarity using MDS ordination (Legendre & Legendre 1998). Correlations between the number of flowering species in the vegetation and the species richness in the seed banks, as well as the correlation for the number of flowering forbs and the number of forb species in seed banks were analyzed by Spearman rank-correlation.

The cover, species richness and phytomass data of the differently aged extensively managed lucerne fields were compared using GLMM. Field age (time) was included as a fixed effect and field/block structure as a random effect. To analyse correlations between the different phytomass groups and sites we used DCA ordination, with square root transformed datasets. DCA was calculated by CANOCO 4.5. We used cover based Shannon diversity to characterise vegetation diversity, and Sørensen dissimilarity for vegetation changes. Characteristic (indicator) species of differently aged lucerne fields and reference grasslands and of different restored fields and years were identified by the IndVal procedure; during the calculations 10,000 random permutations were used. The IndVal procedure was executed by a revised version of the R code.

To explore similarities between restored and reference sites we used NMDS ordination with Bray-Curtis similarity based on percentage cover data. We used the metaMDS function of the package “vegan” in R 2.9.0 which provides an NMDS with stable solution from random starts. Species scores were added to the final solution as weighted averages using function wascores. Temporal changes in cover and species richness were analyzed using one-way repeated measures ANOVA or Friedman’s RM ANOVA on ranks depending on whether the data met the assumptions of homoscedasticity (F-test) and normality (Kolmogorov-Smirnov test). We used Kruskal-Wallis tests to analyse phytomass data that were not from repeated measures. The mean values of phytomass were compared using RM ANOVA on datasets pooled at the field level.

The differences of phytomass between alkali and loess seed mixtures sown fields and reference grasslands were analysed using one-way ANOVA (datasets of alkali seed mixture sown fields and alkali grasslands were separately tested from loess seed mixtures sown fields and loess grasslands). We calculated the heterogeneity of graminoid phytomass and litter using the Gini-coefficient (Zar 1999). Correlation between the litter, graminoid phytomass, and phytomass and species richness of weedy forbs were calculated by Spearman’s rank-correlation.

Results

Restoration of hay meadows by resumed mowing

In both meadow types species richness, richness of forb species and flowering shoots of forbs proved to be significantly higher in mown stands than in abandoned ones. In fen meadows 44% of aboveground species possessed any seed banks whereas in dry-mesophilous meadows the same figure was 26%. Samples from different meadow types proved to be similarly rich in species, but a lower number of forbs was detected in the seed banks of dry-mesophilous meadows compared to fen meadows. Mean seed densities were about ten to twenty times higher in fen meadows than in dry-mesophilous ones. All studied seed bank characteristics were significantly affected by the meadow type. No overall effect of management on the seed banks was revealed on the density of persistent seed banks. Based on specific vegetation and seed bank data we were able to classify seed longevity of 84 species in fen- and 88 species in dry-mesophilous meadows, respectively. Though some target species were only found in seed banks (e.g. *Carex pilulifera*, *C. nigra*) these were significantly outnumbered by those ones which were exclusively found in vegetation. Conversely, common rushes (*J. conglomeratus* and *J. effusus*), that were mostly missing from the vegetation, dominated the seed banks in all fen meadow plots (50-94% of total seed densities).

Spontaneous grassland recovery

The vegetation of 1 and 3-year-old lucerne fields was characterized by the high cover of lucerne and several weed species were present, their mean cover was less than 5%. The mean cover of lucerne decreased from 75.2% to 2.2% with increasing field age. Conversely, the mean cover of perennial graminoids increased from 0.5% to 50.2% with increasing field age. The mean total species richness (from 8.5 to 13.9-14.7), the mean species richness of perennials (from 2.4 to 5.8-6.0), and

the mean Shannon diversity scores (from 0.5 to 1.5-1.6) were increased with field age.

A negative correlation was detected between the phytomass of lucerne and that of graminoids. Decreasing mean dissimilarity of species composition of lucerne fields and reference grasslands was detected with increasing field age (from a mean of 0.96 in 1-year-old fields to a mean of 0.76 in 10-year-old fields). The vegetation of the 10-year-old fields showed the most similarity with the vegetation of reference grasslands. Characteristic forb species of native loess grasslands were only present in 5 and 10-year-old lucerne fields. Several disturbance tolerant and weedy perennial forbs were more frequent in the lucerne fields than in reference grasslands.

Grassland restoration by seed sowing

In Year 1 short-lived weedy forb species dominated the restored fields and pioneer and weedy short-lived grasses were also detected with considerable cover. The short-lived, weedy species have been replaced by perennial graminoids by Year 2 in every site regardless to the seed mixture sown. The relative proportion and the species richness of short-lived forbs have decreased significantly during the three years of secondary vegetation development, whereas that of perennial grasses increased. A slow immigration of species characteristic to reference grasslands was detected, however, their cover was not high even in Year 3. Total species richness decreased significantly from Year 1 to 3 in both types of restoration. There was a continuous shift in the species composition from the weed-dominated stages towards the reference grasslands. The species composition of both plots in Year 2 and 3 was more similar to that of reference grasslands than to species composition in Year 1. We observed higher similarity between the alkali plots and the reference alkali grasslands than between the loess plots and the loess reference grasslands.

The phytomass of the sown graminoids increased continuously, and the detected scores were typically more than two times higher in Year 3 than in Year 1. A significant litter accumulation was observed from Year

1 to Year 2 in every restored field, litter scores increased by one order of magnitude. Forb phytomass in Year 1 was dominated by short-lived weeds and decreased significantly in every restored field from Year 1 to the Year 2, typically by two orders of magnitude, regardless of seed mixture. The species numbers of forbs also decreased both in alkali and loess restorations from Year 1 to Year 2, and remained stable and low from Year 2 onwards. In most fields, graminoid phytomass and litter were negatively correlated with forb species richness and phytomass. In Year 3, we observed significantly higher graminoid phytomass and litter in alkali restorations compared to alkali grasslands. In loess restorations, graminoid phytomass and litter scores were not significantly higher than that of loess grasslands. The heterogeneity of graminoid phytomass and litter was highest in Year 1, and much lower scores were typical in both restorations in later years. No significant differences were found between the heterogeneity of graminoid phytomass and litter in Year 3 in restorations and in target grasslands.

Conclusions

In the dissertation the success of grassland recovery using spontaneous succession and technical reclamation in various grasslands types was assessed. First, the restoration potential of local seed banks in the restoration of abandoned fen- and dry-mesophilous hay-making meadows was evaluated. Second, the spontaneous recovery of loess grasslands on extensively managed lucerne fields was studied. Third, the applicability of alkali and loess grassland restoration by sowing low diversity seed mixtures on former lucerne fields was studied. Finally, the role of litter and graminoid biomass accumulation on species richness and biomass of early colonising forbs in former lucerne fields sown with low-diversity seed mixtures was evaluated.

In abandoned hay meadows we found that the recovery of former species richness cannot be based exclusively on the local seed banks using resumed management. Regardless the vegetation type only a small number of target species and hardly any protected species build up detectable seed banks. Consequently, these species become extinct locally when they disappear from the above-ground vegetation. Our results demonstrate that even closely positioned stands of dry-mesophilous and fen meadows require distinct restoration measures. In spite of similar site conditions and vegetation, the density and species composition of seed banks in the two meadow types are different. In fen meadows one can rely on a spontaneous recovery of relatively species-rich stands applying the former management. Regeneration of dominant grasses, sedges and several common forbs from local seed banks is promising in fen meadows. Poorly developed seed banks of dry-mesophilous meadows do not guarantee the regeneration of species-rich vegetation. Thus, introduction of propagules is a further requirement for dry-mesophilous meadows (e.g. hay transfer from remaining species-rich stands). Our results stress the importance of regular management for species-rich hay meadows, as the most economic way of conservation. These stands can also serve as donor sites for improving degraded ones.

We found in abandoned lucerne fields that spontaneous recovery of basic grassland vegetation is promising, which offers an effective solution from the economic (agricultural) and conservation management point of view. We conclude that spontaneous recovery of grasslands should be increasingly integrated in ecological restoration. Our results suggest that the recovery of initial loess grasslands in former lucerne fields may not require technical reclamation (by sowing of competitor grasses and/or forbs) where nearby grasslands provide propagule sources. We found that during spontaneous succession facilitated by regular mowing, lucerne fields were transformed into grasslands dominated by native perennial grasses within a decade. However, most of the characteristic forbs of loess grasslands were missing. The spontaneous succession has several advantages over technical reclamation. In particular, there is no weed dominated stage and no intensive litter accumulation. Lucerne gradually decreases in abundance once re-sowing and/or fertilizing stops so there might be a lower microsite limitation rate compared to technical reclamation sites where competitor grasses are sown. Finally, spontaneous succession is cheaper than technical reclamation, and provides a high value hay harvest in the first few years in lucerne fields. However, further case studies are needed to explore in which other communities and circumstances could restoration actions be based exclusively on spontaneous regeneration.

We found that grassland restoration on former lucerne fields can be accelerated by technical reclamation. Our results suggest that sowing seeds of a few competitive grass species can be a useful conservation tool to restore grasslands following the abandonment of crop production. Vegetation dominated by perennial grasses developed rather quickly, in three years, which was more rapid than in case of spontaneous regeneration of former croplands reported in other studies. Our results suggested that sowing low diversity seed mixtures is an effective tool to eliminate early weed dominance typical after ploughing up. The cover and biomass of short-lived weeds decreased significantly after sowing. However, the perennial weed *Elymus repens* established in the restored fields which can hamper the success of

grassland restoration. It can be concluded that sowing low diversity seed mixtures can speed up the restoration of species-poor grasslands with grass dominated physiognomy (e.g. alkali grasslands), but for the restoration of species-rich grasslands, further management is needed.

We detected an increased amount of graminoid phytomass and litter in restored fields compared to these scores in the reference grasslands, which is beneficial for the suppression of short-lived weedy forbs. This higher phytomass and litter production was probably supported by the residual surplus of soil nutrients typical after the termination of agricultural cultivation. We found that the increased levels of litter and graminoid phytomass can hamper the establishment of several characteristic grassland species by competitive exclusion and/or by decreasing the availability of suitable microsites. To facilitate the development of a natural species composition typical in targeted seminatural grasslands, the reduction of litter and graminoid phytomass may be necessary.

It can be concluded, that spontaneous succession and sowing low diversity seed mixtures in former lucerne fields proved to be effective in the restoration of species-poor grasslands dominated by grasses (e.g. alkali grasslands). We found that the full recovery of species richness in restored grasslands requires more time and/or should be facilitated by direct introduction of propagules of several target species. The transfer of hay, low intensity grazing or continued mowing can be options to facilitate the establishment of target species. Traditional mowing regimes in the restored fields and the transfer of hay from natural grasslands introduce effectively the target species in the restored fields and eliminate the negative effects of limited spontaneous dispersal. We can also directly introduce the propagules of target species by sowing. Traditional grazing by sheep or cattle can transfer propagules of the target species and can enhance their establishment in the restored fields creating gaps. If grazing starts in the morning in seminatural grasslands and continues in the restored grasslands thereafter, livestock can facilitate the immigration of propagules in their gut or attached to their fur.

Irodalom – References

- Bakker, J. P. & Berendse, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology and Evolution* 14: 63-68.
- 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.
- Critchley, C. N. R., Burke, M. J. W. & Stevens, D. P. (2003): Conservation of lowland semi natural grasslands in the UK: a review of botanical monitoring results from agri-environment schemes. *Biological Conservation* 115: 263-268.
- Eriksson, O., Cousins, S. A. O. & Bruun, H. H. (2002): Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. *Journal of Vegetation Science* 13: 743-748.
- Hobbs, R. J. & Cramer, V. A. (2007): Why Old Fields? Socioeconomic and ecological causes and consequences of land abandonment. Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland (eds Cramer, V. A. & Hobbs, R. J.), pp. 1-15. Island Press, Washington.
- Isselstein, J., Jeangros, B. & Pavlů, V. (2005): Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe- A review. *Agronomy Research* 3: 139-151.
- 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.
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998): Numerical Ecology. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands.
- 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.

- van der 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.
- 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.
- Pullin, A. S., Báldi, A., Can, O. E., Dieterich, M., Kati, V., Livoreil, B., Lövei, G., Mihók, B., Nevin, O., Selva, N. & Sousa-Pinto, I. (2009): Conservation focus on Europe: Major conservation policy issues that need to be informed by Conservation Science. *Conservation Biology* 23: 818-824.
- Prach, K. & Pyšek, P. (2001): Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55-62.
- Rounsewell, M. D. A., Ewert, F., Reginster, I., Leemans, R & Carter, T. R. (2005): Future scenarios of European agricultural land use – II. Projecting changes in cropland and grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 107: 117-135.
- Ruprecht, E. (2006): Successfully Recovered Grassland: A Promising Example from Romanian Old-Fields. *Restoration Ecology* 14: 473-480.
- 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*, doi:10.1007/s10531-011-9992-4.
- Valkó, O., Török, P., Tóthmérész, B. & Matus, G. (2011): Restoration potential in seed banks of acidic fen and dry-mesophilous meadows: Can restoration be based on local seed banks? *Restoration Ecology* 19: 9-15.
- Walker, K. J., Pywell, R. F., Warman, E. A., Fowbert, J. A., Bhogal, A. & Chambers, B. J. (2004): The importance of former land use in determining successful re-creation of lowland heath in southern England. *Biological Conservation* 116: 289-303.
- Zar, J. H. (1999): Biostatistical Analysis. Prentice Hall International, London.

Valkó Orsolya publikációi

Publications of Orsolya Valkó

Impakt faktoros közlemények – Papers with impact factor

- Valkó O.**, Török P., Tóthmérész B. & Matus G. (2011): Restoration potential in seed banks of acidic fen and dry-mesophilous meadows: Can restoration be based on local seed banks? *Restoration Ecology* 19: 9-15. IF (2009): 1,665.
- Török P., Kelemen A., **Valkó O.**, Deák B., Lukács B. & Tóthmérész B. (2011): Lucerne dominated fields recover native grass diversity without intensive management actions. *Journal of Applied Ecology* 48: 257-264. IF (2009): 4,197.
- Deák B., **Valkó O.**, Kelemen A., Török P., Miglécz T., Ölvedi T., Lengyel Sz. & Tóthmérész B. (2011): Litter and graminoid biomass accumulation suppresses weedy forbs in grassland restoration. *Plant Biosystems* (in press). IF (2009): 0,744.
- 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 (Suppl.): 246-255. IF (2009): 0,551.
- Török P., Deák B., Vida E., **Valkó O.**, Lengyel Sz. & Tóthmérész B. (2010): Restoring grassland biodiversity: Sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation* 143: 806-812. IF (2009): 3,167.

Egyéb referált közlemények – Other papers

- Valkó O.**, Vida E., Kelemen A., Török P., Deák B., Miglécz T., Lengyel Sz. & Tóthmérész B. (2010): Gyeprekonstrukció napraforgó- és gabonátáblák helyén alacsony diverzitású magkeverék vetésével. *Tájökológiai Lapok* 8: 53-64.

- Kelemen A., Török P., Deák B., **Valkó O.**, Lukács B. A., Lengyel Sz. & Tóthmérész B. (2010): Spontán gyepregeneráció extenzíven kezelt lucernásokban. *Tájökológiai Lapok* 8: 33-44.
- Török P., Arany I., Prommer M., **Valkó O.**, Balogh A., Vida E., Tóthmérész B. & Matus G. (2009): Vegetation, phytomass and seed bank of strictly protected hay-making Molinion meadows in Zemplén Mountains (Hungary) after restored management. *Thaiszia - Journal of Botany* 19: 67-77.
- Valkó O.**, Török P., Vida E., Arany I., Tóthmérész B. & Matus G. (2008): A magkészlet szerepe felhagyott hegyi kaszálórétek helyreállításában. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 147-159.
- Török P., Kelemen A., **Valkó O.**, Miglécz T., Vida E., Deák B., Lengyel Sz. & Tóthmérész B. (2008): Avar-felhalmozódás szerepe a gyepesítést követő vegetáció-dinamikában. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 160-170.
- Deák B., **Valkó O.**, Vida E. & Miglécz T. (2008): Restoration of arable lands in Egyek-Pusztakócs LIFE project area *Acta Pericemonologica* 3: 172-177.
- 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.
- Török P., Arany I., Prommer M., **Valkó O.**, Balogh A., Vida E., Tóthmérész B. & Matus G. (2007): Újrakezdett kezelés hatása fokozottan védett kékerperjés láprét fitomasszájára, faj-és virággazdagságára. *Természetvédelmi Közlemények* 13: 187-198.

Konferenciák -- Conferences

- Matus G., Papp M., Tóth T., Kéki S., Török P., **Valkó O.**, Vida E., Kelemen A., Miglécz T. & Tatár B. (2010): Application of plastic seed mimics to model seed bank formation of weeds in pastures in relation to soil type and land use. 15th European Weed Research Society Symposium, Kaposvár, 2010. július 12-15. (poszter)

- Matus G., Papp M., Török P., **Valkó O.** & Vida E. (2010): Restoration potential of soil seed banks in dry acidic grasslands. The 7th European Dry Grassland Meeting, Smolenice, 2010. május 28-31. (előadás)
- Tóthmérész B., Kelemen A., **Valkó O.**, Vida E., Lengyel Sz. & Török P. (2010): Accumulated litter suppresses weeds in grassland restoration. The 7th European Dry Grassland Meeting, Smolenice, 2010. május 28-31. (előadás)
- Török P., Vida E., Valkó O., Deák B., Miglécz T., Lengyel Sz. & Tóthmérész B. (2010): Grassland restoration with sowing of low-diversity seed mixtures in former sunflower and cereal fields. The 7th European Dry Grassland Meeting, Smolenice, 2010. május 28-31. (előadás)
- Matus G., **Valkó O.**, Török P., Papp M., Vida E., Kelemen A., Miglécz T., Tatár B., Kéki S. & Tóth T. (2009): Using propagule mimics to model seed bank formation in salinized soils. IUSS Salinization Conference, Budapest, 2009. szeptember 20-22. (poszter)
- Valkó O.**, Török P., Kelemen A., Tóthmérész B. & Matus G. (2009): Possible role of soil seed bank sin restoration of hay-making meadows. 2nd European Conference of Conservation Biology, Prága, 2009. szeptember 1-5. (poszter)
- Török P., Vida E., **Valkó O.**, Deák B., Lengyel Sz. & Tóthmérész B. (2009): Conserving grassland biodiversity by restoration: low-diversity seed mixtures, weed control, rapid changes, and landscape effects. 2nd European Conference of Conservation Biology, Prága, 2009. szeptember 1-5. (előadás)
- Deák B., **Valkó O.**, Vida E., Kelemen A., Miglécz T., Török P., Lengyel Sz., Tóthmérész B. (2009): Gyepesítés alacsony diverzitású magkeverékek vetésével korábbi lucernások helyén. 8. Magyar Ökológus Konferencia, Szeged, 2009. augusztus 26-28. (előadás)
- Valkó O.**, Török P., Papp M., Vida E., Kelemen A., Miglécz T., Tatár B., Kéki S., Tóth T. & Matus G. (2009): A talaj magkészlet fejlődésének modellezése: Propagulum helyettesítők fejlesztése és tesztelése eltérő talajtípusokon. Magyar Ökológus Kongresszus, Szeged, 2009. augusztus 26-28. (poszter)

- Valkó O.**, Török P., Vida E., Arany I., Tóthmérész B. & Matus G. (2008): A talaj-magkészlet szerepe felhagyott hegyi kaszálórétek helyreállításában. V. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Nyíregyháza, 2008. november 6-9. (poszter)
- Deák B., Kapocsi I., Török P., Lontay L., Vida E., **Valkó O.**, Lengyel Sz. & Tóthmérész B. (2008): Gyeprekonstrukciós munkálatok az Egyek-Pusztakőcsi mocsárrendszer területén. V. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Nyíregyháza, 2008. november 6-9. (előadás)
- Vida E., Miglécz T., Deák B., Török P., **Valkó O.**, Kelemen A., Lengyel Sz. & Tóthmérész B. (2008): Gyepok létesítése lucernások helyén sziki és löszgyepi vázfajokat tartalmazó magkeverékekkel Egyek-Pusztakőcson (HNP) V. Magyar Természetvédelmi Biológiai Konferencia, Nyíregyháza, 2008. november 6-9. (előadás)
- Vida E. E., Deák B., Török P., **Valkó O.**, Miglécz T., Lengyel Sz. & Tóthmérész B. (2008): Löszös és szikes gyepok rekonstrukciója a HNP területén. VIII. Aktuális Flóra és Vegetációkutatás a Kárpát-medencében. Gödöllő, 2008. február 29-március 2. (előadás)
- Török P., **Valkó O.**, Vida E. E., Arany I., Tóthmérész B. & Matus G. (2007): Helyreállítható-e a hegyi rétek fajgazdagsága? – szemlélni képerjés gyepok és mezofil hegyi kaszálók fajösszetétele és fitomasszája. IV MTBK Műhelytalálkozó, Tokaj, 2007. március 29-31. (előadás)
- Vida E. E., **Valkó O.**, Balogh A., Arany I., Török P., Tóthmérész B. & Matus G. (2007): Időjárási fluktuációk hatása felszín feletti fitomasszára képerjés láprét állományokban. 1429. előadóülés, Budapest 20.07. december 10. (előadás)
- Valkó O.**, Török P., Vida E. E., Balogh A., Tóthmérész B. & Matus G. (2006): Fitomassza produkció és fajgazdagság változása újrakezdett kaszálás hatására felhagyott hegyi kaszálókon. MBT Botanikai Szakosztály 1422-ik előadóülés. Absztrakt, *Botanikai Közlemények* **93**. (előadás)
- Török P., Arany I., **Valkó O.**, Balogh A., Vida E. E., Tóthmérész B. & Matus G. (2006): Újrakezdett kaszálás hatása felhagyott szemlélni képerjés láprétek vegetációjára és talajának magkészletére. 7. Magyar Ökológus Kongresszus, Budapest, 2006. szeptember 4-6. (előadás)