

S Z E M L E

KÖZÉP-EURÓPAI PARLAGOKON ZAJLÓ SPONTÁN GYEPESEDÉSI FOLYAMATOK RESTAURÁCIÓS ÖKOLÓGIAI SZEMPONTÚ ÉRTÉKELÉSE

ALBERT ÁGNES-JÚLIA, TÓTHMÉRÉSZ BÉLA, TÖRÖK PÉTER*

Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1.

*molinia@gmail.com

Elfogadva: 2013. február 8.

Kulcsszavak: gyeprekonstrukció, magbank, felhagyott szántó, spontán szukcesszió, vegetációdinamika

Összefoglalás: A gyepek területe Európa-szerte csökken; degradálódásuk és az ezzel járó biodiverzitás veszteség fontos szerepet kap a restaurációs ökológiai és a természetvédelmi kutatásokban. Közép-Európában a mezőgazdasági művelésbe vont területek mintegy 10–20%-át felhagyták az elmúlt mintegy két évtizedben, így a parlagokon zajló spontán szukcessziós folyamatok restaurációs ökológiai szempontú vizsgálata kiemelten fontos kutatási területté vált. Áttekintésünkben széleskörű irodalmi adatokra támaszkodva arra kerestük a választ, hogy a spontán szukcessziós vizsgálatok mely eredményei használhatók fel a restaurációs beavatkozások tervezése és kivitelezése során. Olyan kérdéseket érintünk, mint: a másodlagos gyeperedés általános menete és sebessége, a növényi tulajdonságok szerepe a gyeperedési folyamatban, valamint a propagulum-limitáltság, a térbeli terjedés és a magbank szerepe a spontán gyeperedésben. Megállapíthatjuk, hogy viszonylag gyors és sikeres spontán gyeperedésre elsősorban azokon a többnyire kis kiterjedésű parlagokon támaszkodhatunk, ahol (1) a mezőgazdasági művelés csak rövid ideig tartott, (2) a gyepregenerációt biztosító propagulum-források a közelben jelen vannak, (3) az invazív fajok megtelepedésének lehetősége elhanyagolható, illetve (4) a gyomfajok közül többnyire a gyorsan és hatékonyan visszaszorítható, rövidéletű fajok megtelepedésére számíthatunk. Számos célfaj spontán betelepülése még a rendelkezésre álló magforrások mellett is csak korlátozott; ilyen esetben a célfajok megtelepedéséhez aktív, célzott betelepítésre vagy propagulumbevitelre is szükség van. Az áttekintett irodalmak alapján a spontán szukcessziós folyamatok propagulumbevitel segítségével történő gyorsítását (1) az évelő gyomok és klonális fajok megtelepedése előtti szakaszban, illetve (2) a mezőgazdasági művelés során felhalmozódott többlet-tápanyagok kimerülését követően, a klonális gyomok és zavarástűrőfajok visszaszorulását követő késői szakaszban tartjuk hatékonynak.

Bevezetés

A gyepek területe Európa-szerte csökken (PULLIN et al. 2009). Elsősorban az intenzív mezőgazdasági művelésnek van ebben szerepe: számos gyepterületet beszántottak, az eredeti összefüggő gyepeknek csupán fragmentumai maradtak meg (ÖSTER et al. 2009). A kisméretű, izolált gyeppragmentumok fajkészletének további elszegényedését okozhatja a mezőgazdasági művelésben használt műtrágyák és növényvédőszeres bemosódása és a biomaszra produkció növelése céljából a gyepekben közvetlenül is alkalmazott tápanyagbevitel (BAKKER és BERENDSE 1999). A gyepek degradálódása és az ezzel együtt járó biodiverzitás veszteség hangsúlyos szerepet kap a restaurációs ökológiai és a természetvédelmi kutatásokban, tekintettel arra, hogy Európa biodiverzitásának jelentős hányadát a gyepi biodiverzitás képezi (WALKER et al. 2004, STADLER et al.

2007, TSCHARNTKE et al. 2011). Az egyre intenzívebbé váló mezőgazdasági műveléssel párhuzamosan a világ számos pontján, így Európa számos térségében is a művelt területek felhagyása a jellemző. Az erre vonatkozó adatok globális elemzését RAMANKUTTY és FOLEY (1999) munkájában találjuk; eredményeik szerint a felhagyott területek nagysága a 20. század végén világviszonylatban is rohamosan növekszik. Egy közelmúltban készült elemzés szerint Közép- és Kelet-Európa országaiban a szántóföldi területek 10–20%-a parlag (HOBBS és CRAMER 2007). Magyarországon a szántóparlagok mintegy 351 000 hektár kiterjedésben találhatók meg (SEREGÉLYES et al. 2008). Egyes becslések a felhagyott mezőgazdasági parlagterületek teljes kiterjedését ennek közel kétszeresére teszik (mintegy 600 000 ha). A felhagyások túlnyomóan a rossz minőségű termőföldeket és egyéb mezőgazdasági területeket érintették.

A parlagok gyepesítése fontos szerepet játszik a restaurációs ökológiai beavatkozások során napjainkban. A gyepok helyreállításában többnyire a technikai gyepesítési módszerek terjedtek el. Ez leggyakrabban magkeverékek vetését vagy növényi anyag ráhordását jelenti. Ezt gyakran kombinálják, vagy kiegészítik egyéb beavatkozásokkal, például feltalaj eltávolítással vagy tápanyag immobilizációval (TÖRÖK et al. 2011b, TASI 2007a,b). A technikai gyeprekonstrukció mellett egyre nagyobb hangsúlyt kap a spontán gyepesedés tapasztalatainak beépítése a gyeprekonstrukciós beavatkozásokba. A spontán gyepesedés legfőbb előnye, hogy igen költséghatékony módszer a gyepok helyreállítására (PRACH és HOBBS 2008; TÖRÖK et al. 2011b). Közép- és Kelet-Európában igencsak szűkösek a természetvédelmi célú gyepkezelésekre, rekonstrukciókra vagy ezeket megalapozó kutatásokra költethető anyagi források. Éppen ezért igen fontos a költséghatékony spontán folyamatok figyelembe vétele a beavatkozások tervezésekor és megvalósítása során. Érdeemes figyelembe venni, hogy milyen folyamatok mehetnek végbe spontán módon, illetve milyen esetekben szükséges valamilyen költségesebb beavatkozást tervezni, illetve kivitelezni (pl. gyomirtó kaszálás, magvetés vagy épp talajmunka).

A felhagyott parlagokon zajló szukcesszió vagy más néven „old-field” szukcesszió vizsgálatával nyert adatok közül kiemelt fontosságúak a gyepesedés menetére, sebességére és sikerességére vonatkozó eredmények (BARTHA et al. 2000, PRACH et al. 2001a, 2007a; PRACH 2003, BARTHA 2010). Ezen túlmenően a spontán gyepesedési folyamatok vizsgálatának jelentőségét PRACH és WALKER (2011) abban is látják, hogy választ kaphatunk a biodiverzitás csökkenésével, klímaváltozással, valamint invazív fajok megtelepedésével és terjedésével kapcsolatos kérdésekre is. Annak ellenére, hogy a spontán szekunder szukcessziós vizsgálatok irodalma igen széleskörű (lásd REJMÁNEK és VAN KATWYK 2005 bibliográfiájában közölt több mint 1500 tanulmányt), csak az utóbbi évtizedben született tanulmányok fogalmaztak meg a spontán szukcessziós eredmények tükrében gyeprekonstrukciós szempontú következtetéseket (lásd például PRACH és PYŠEK 2001, BARTHA et al. 2003, MARGÓCZI 2003, PRACH 2003, STADLER et al. 2007, RUPRECHT et al. 2009, CSECSERITS et al. 2011, PRACH és WALKER 2011).

Tanulmányunkban célul tűztük ki a közép-európai parlagokon zajló spontán gyep-szukcessziós vizsgálatok restaurációs ökológiai szempontú áttekintését. Áttekintésünkben széleskörű irodalmi adatokra támaszkodva arra kerestük a választ, hogy a spontán szukcessziós vizsgálatok mely eredményei használhatók fel a restaurációs beavatkozások tervezése és kivitelezése során. Az áttekintésben olyan kérdéseket érintünk, mint (1) a másodlagos gyepesedés általános menete és sebessége; (2) a növényi tulajdonságok szerepe a gyepesedési folyamatban; (3) a propagulum-limitáltság, térbeli terjedés és a magbank

szerepe a spontán gyepesedésben. Adatgyűjtésünk során REJMÁNEK és VAN KATWYK (2005) több mint 1500 bibliográfiai tételt tartalmazó összegzésére támaszkodtunk, kiegészítve azt a bibliográfia megjelenését követő évek publikációival. Ezek után egyrészt a cikkek irodalomjegyzékének áttekintésével, másrészt a témakörben elismert hazai és nemzetközi szakemberek publikációinak áttekintésével tovább bővítettük a vizsgálatunkba vont tanulmányok körét. Törekedtünk a terjedelmi korlátok és a realitás határain belül minél szélesebb körű áttekintést adni a spontán gyepesedéses vizsgálatok restaurációs ökológiai eredményeiről. Az áttekintésben szereplő fajok nevezéktana SIMON (2000) munkáját követi.

A másodlagos gyepesedés általános menete és a növényi tulajdonságok

Kezdeti szakasz: rövidéletű gyomok és természetes pionírok

Számos vizsgálatban azt találták, hogy a szántóföldi művelés felhagyását követően néhány évig (rendszerint az első 3–5 évben) rövidéletű ruderális fajok és szélel terjedő pionírok válnak legalább időlegesen dominánssá a vegetációban (MOLNÁR és BOTTA-DUKÁT 1998, CSECSERITS és RÉDEI 2001, PRACH et al. 2001ab, PRACH és PYSEK 2001, MATUS et al. 2003, 2005; RUPRECHT 2005, 2006; CSECSERITS et al. 2007, PRACH et al. 2007a, BARTHA et al. 2010, PRÉVOSTO et al. 2011). A legtöbb esetben megfigyelhető egy rövid, túlnyomóan a korábbi mezőgazdasági művelésből visszamaradt gyomok és újrachajtó természetű növényekből álló ún. szegétális fázis, illetve egy ezt követő, jól terjedő rövidéletű ruderális és természetes pionír fajok által dominált ruderális fázis (BARTHA et al. 2010). A szegétális és a ruderális fázis közötti átmenet általában folyamatos, így a legtöbb vizsgálatban egységesen rövidéletű fajok által dominált gyomfázisként kezelik. A jelen cikkben a szegétális és a ruderális fázist összevontan, kezdeti fázisként tárgyaljuk. A kezdeti fázis gyakori fajai voltak a teljesség igénye nélkül az eddigi vizsgálatokban meszes homoktalajokon az *Apera spica-venti*, *Capsella bursa-pastoris*, *Descurainia sophia*, *Lithospermum arvense*, *Medicago minima*, *Papaver rhoeas*, *Polygonum aviculare*, *Senecio vernalis*, *Sisymbrium orientale* (CSECSERITS és RÉDEI 2001, HALASSY 2004). Savanyú homokon az *Amaranthus albus*, *A. retroflexus*, *Capsella bursa-pastoris*, *Descurainia sophia*, *Digitaria sanguinalis*, *Erodium cicutarium*, *Polygonum aviculare*, *Portulaca oleracea*, *Sisymbrium altissimum* (MATUS és TÓTHMÉRÉS 1995, TÖRÖK et al. 2008, 2009). Lőszparlagokon az *Anthemis arvensis*, *Asperugo procumbens*, *Capsella bursa-pastoris*, *Chenopodium album*, *Consolida regalis*, *Crepis rhoeadifolia*, *Crepis setosa*, *Descurainia sophia*, *Echium vulgare*, *Fallopia convolvulus*, *Hibiscus trionum*, *Lactuca serriola*, *Lamium amplexicaule*, *L. purpureum*, *Lapsana communis*, *Matricaria inodora*, *Medicago lupulina*, *Setaria pumila*, *Sinapis arvensis*, *Stachys annua*, *Thlaspi arvense* és a *Vicia villosa* korai megjelenését tapasztalták (MOLNÁR és BOTTA-DUKÁT 1998, RUPRECHT 2005, 2006; RUPRECHT et al. 2007, TÖRÖK et al. publikálatlan adatok). Szubmontán, mezofil gyepek által határolt parlagokon a kezdeti periódusban a rövidéletű fajok közül az *Adonis aestivalis*, *Arctium tomentosum*, *Atriplex nitens*, *Carduus acanthoides*, *Chenopodium* spp., *Fallopia convolvulus*, *Melilotus alba*, *Myosotis arvensis*, *Papaver rhoeas*, *Persicaria* sp., *Polygonum aviculare*, *Sinapis arvensis*, *Sisymbrium loeselii*, *Stellaria media*, *Veronica arvensis*, *Viola arvensis* fordult elő jelentősebb borításban (PRACH et al. 2001b, JONGEPIEROVÁ et al. 2004, LENCOVÁ és PRACH 2011, JIROVÁ et al. 2012).

A pionírok közül meszes homokon az *Anthemis ruthenica*, *Arenaria serpyllifolia*, *Bromus squarrosus*, *Bromus tectorum*, *Crepis rhoeadifolia*, *Plantago arenaria*, *Polygonum arenarium*, *Secale sylvestre*, *Silene conica* és *Stipa borysthenica* korai betelepülését mutatták ki (CSECSERITS és RÉDEI 2001, HALASSY 2001, BARTHA et al. 2010). Mésztelen homokon az *Anthemis ruthenica*, *Bromus mollis*, *B. tectorum*, *Cerastium semidecandrum*, *Crepis tectorum*, *Erysimum diffusum* és a *Lepidium densiflorum* betelepülését, illetve borításának növekedését tapasztalták a lúdlegelést követően kialakult csupasz felszíneken induló szekunder gypszukcesszió első néhány évében (MATUS és TÓTHMÉRÉS 1995, MATUS et al. 2003, TÖRÖK et al. 2008, 2009). Löszös és szikes parlagokon a *Gypsophila muralis*, *Matricaria chamomilla* volt jellemző (MOLNÁR és BOTTA-DUKÁT 1998, TÖRÖK et al. publikálatlan adatok).

A felhagyást követő első évben természetett fajok elszórt egyedei is megtelepedhetnek a vegetációban (szeptális fázis), tartósabban a vegetációban azonban csak évelő természetett fajok maradnak meg [pl. *Medicago sativa* (HALASSY 2001, RUPRECHT 2005, TÖRÖK et al. 2011a), felhagyott szőlőkben például a *Vitis vinifera* (BARTHA et al. 2010)]. A kezdeti szakasz első néhány évében a közeli propagulum-forrásoktól, termőhelyi és időjárási viszonyoktól függően számos eltérő talajtípusra vagy növényközösségre jellemző faj megtelepedhet a spontán gypesedő parlagokon. OSBORNOVÁ et al. (1990) például erdőállományok által határolt parlagokon erdei aljnövényzetre jellemző fajok, úgymint a *Cephalanthera damasonium* vagy *Viola mirabilis*, rövidtávú megtelepedését mutatták ki a szukcesszió első két évében. Hasonlóan az előbbi példához pionír szikes felszíneken gyakori fajok (*Ceratocephala orthoceras*, *Pholiurus pannonicus*) és egy többnyire hegyvidéki vágásnövényzetben jellemző faj (*Chamaenerion angustifolium*) megtelepedését mutatták ki drasztikus denudációig tartó libalegeletetés után savanyú homoktalajon indult másodlagos vegetációfejlődés első három évében a Nyírségben (MATUS és TÓTHMÉRÉS 1995). Gyakori lehet, különösen akkor, ha a felhagyást követő évek csapadékosak, hogy rövidéletű higrofitonok (LATZEL et al. 2011) vagy egyéb nedvességkedvelő fajok telepednek meg a csupasz felszíneken (pl. *Symphytum officinale*, RUPRECHT 2005).

Fontos kiemelni, hogy a felhagyott parlagokon a kezdeti időszakban több rövidéletű inváziós faj is megtelepedhet. Hazánkban a Duna-Tisza közti homoki parlagokon megfigyelhető, egyes helyeken magas borításban a *Cenchrus incertus* és a *Tragus racemosus* is (CSECSERITS és RÉDEI 2001, SZIGETVÁRI 2002, 2006; SIPOS 2004). A vizsgálatokban a leggyakrabban megtelepedett rövidéletű idegenhonos fajok az *Ambrosia artemisiifolia* (HALASSY 2001) és a *Conyza canadensis* voltak (TÖRÖK et al. 2008, 2009; CSECSERITS et al. 2011), melyek gyakorisága és borítása igen nagy lehet a felhagyást követő első néhány évben, főként laza talajú homoki parlagokon. Szántóföldi vizsgálatokban megfigyelték, hogy az *Ambrosia artemisiifolia* tömegessége a laza-homokos és savanyú talajon szignifikánsan nagyobb volt, mint a többi talajtípuson, mindezekből következően magasabb borításra ilyen talajú parlagok esetében számíthatunk leginkább (PINKE et al. 2011, 2012). A rövidéletű inváziós fajok sikerességét – a többi rövidéletű fajhoz hasonlóan – főként a fényért folytatott versengés határozza meg (FENESI és BOTTA-DUKÁT 2010). Így az évelő fajok betelepülését követően borításuk gyakran lecsökken, és a gyeppel záródásával kiszorulhatnak a vegetációból (CSECSERITS et al. 2011).

Középszakasz: Élvelő gyomok és tarackos füvek

A rövidéletű fajok által dominált stádiumot főként gyors és hatékony klonális terjedésre is képes élvelő gyomok és tarackos füvek, valamint zavarástűrő, rendszerint a vegetációfejlődés 3–10 évében (HALASSY 2001, PRACH et al. 2001b, RUPRECHT 2005, 2006; CSECSERITS et al. 2007, TÖRÖK et al. 2009, 2011a; LATZEL et al. 2011). A közép-európai parlagokon klímától és talajtípustól függetlenül az eddig publikált vizsgálatokban a leggyakoribb megjelenő élvelő klonális gyomnak az *Elymus repens*-t találták. Az *Elymus* mellett magas borítással figyelhető meg a *Calamagrostis epigeios*, *C. villosa*, *Cirsium arvense*, *Cynodon dactylon*, *Poa angustifolia* vagy az *Artemisia vulgaris*, *Bromus inermis* (PRACH et al. 2001b, PRACH 2003, RUPRECHT 2005, RUPRECHT et al. 2007, TÖRÖK et al. 2008, 2009; BARTHA et al. 2010, HÁZI et al. 2011, TÖRÖK et al. publikálatlan adatok). A domináns élvelők mellett gyakran jelenik meg (a teljesség igénye nélkül) a *Convolvulus arvensis*, több kúszó *Hieracium* faj, az *Aristolochia clematitis*, *Carlina vulgaris*, *Cichorium intybus*, *Daucus carota*, *Eryngium campestre*, *Lathyrus tuberosus*, *Picris hieracioides*, *Plantago lanceolata*, *Tanacetum vulgare*, *Trifolium repens* (MATUS et al. 2003, RUPRECHT 2005, RUPRECHT et al. 2007, CSECSERITS et al. 2011, TÖRÖK et al. publikálatlan adatok). Az *Asteraceae* család kétéves vagy élvelő szélterjesztésű fajai közül több faj (*Artemisia vulgaris*, *Carduus acanthoides*, *Taraxacum officinalis*) szintén képes, legalább átmenetileg a szukcesszió középszakaszában dominánssá válni (PRACH et al. 2007a).

Mezofil és nedvesebb parlagokon gyakran nagy borításban jelentkezhet az *Arrhenatherum elatius*, *Holcus lanatus*, *Phragmites communis*, *Rumex acetosa*, *R. obtusifolius* és a *Taraxacum officinale*, *Trifolium pratense*, *Trisetum flavescens*, *Typha* fajok, valamint az *Urtica dioica* (PRACH és PYSEK 1999, LENCOVÁ és PRACH 2011, TÖRÖK et al. publikálatlan adatok). A nedves parlagokon hegyvidéki klímában azt találták, hogy a középszakaszban nem a fentiekben felsorolt élvelő klonális gyomok jelentek meg, hanem nedvességkedvelő klonális gyepi fajok úgymint az *Agrostis capillaris*, *A. stolonifera*, *Carex gracilis*, *Galium palustre*, *Glyceria fluitans* vagy a *Juncus effusus* (PRACH et al. 2001b, MATUS et al. 2003, JONGEPIEROVÁ et al. 2004, TÖRÖK et al. publikálatlan adatok).

A rövidéletű stádiumot követően több idegenhonos élvelő faj megtelepedésével lehet fokozottabban számolni a parlagokon. Homoki területeken végzett vizsgálatok arra mutattak rá, hogy az *Asclepias syriaca* parlagokon könnyen megtelepedik, és nem szorul ki teljesen az idős parlagokról sem. Borítása sokkal magasabb parlagokon, mint a környező vegetációban, így a parlagok gócpontokként szolgálhatnak a faj terjedéséhez (CSONTOS et al. 2009, CSECSERITS et al. 2011, TÖRÖK et al. publikálatlan adatok). Hegyvidéki és csapadékosabb klímában a *Solidago canadensis*-t is magas borításban figyelték meg középkorú parlagokon (REJMÁNEK és ROSÉN 1992). A klonális füvek, élvelő kétszikű gyomok és nagytermetű zavarástűrő fajok hosszabb-rövidebb időre konzerválják a vegetáció összetételét és tömegességi viszonyait. Ezek a fajok hatékonyan megtelepedve és terjedve bizonyos időre meghatározzák a vegetáció összetételét, hatékonyan megakadályozva a kísérőfajok és csomós füvek betelepülését [ilyen faj például a *Calamagrostis epigeios* (PRACH és PYSEK 2001, PRACH 2003, HÁZI et al. 2011)]. Terjedésük nagyban függ a területet érő bolygatás típusától (pl. kaszálás vagy legelés) és nagyságától, valamint a talajban található, a mezőgazdasági művelésből visszamaradt talajtápanyag tartalomtól. Optimális esetben az élvelő gyomfajok borítása a felhagyást követő első évtized után lecsökken

(MOLNÁR és BOTTA-DUKÁT 1998, PRACH és PYŠEK 2001). Más esetekben hosszabb ideig, akár 20–40 évig is meghatározóak lehetnek a vegetációban, úgymint azt a *Solidago canadensis* vagy a *Calamagrostis epigeios* esetében kimutatták (REJMÁNEK és ROSÉN 1992, PRACH és PYŠEK 2001). A középső és késői szakasz általában nem válik el egymástól élesen, de a késői szakaszban gyeptípustól függően a tarackoló fajok aránya alacsonyabb lesz.

Megfigyelték, hogy gyakran a nagytermetű, szélmegporzású és erős laterális terjeszkedést mutató fajok válnak dominánssá a másodlagos gyepesedés középszakasza során (PRACH és PYŠEK 1999). Erre jó példa az *Artemisia vulgaris*, *Calamagrostis epigeios* vagy a *Cirsium arvense* (PRACH és PYŠEK 1999). A csomós fűvek közül több *Festuca* faj már a középszakaszbán betelepülhet, úgymint a *Festuca rupicola*, *F. wagneri*, a *F. pseudovina*, vagy a mélyebben fekvő parlagok esetében a *F. pratensis* (MOLNÁR és BOTTA-DUKÁT 1998, TÖRÖK et al. 2011a). Megfigyelték, hogy a *Festuca rupicola* mellett a *Poa angustifolia* is erős kompetitorként viselkedett száraz parlagokon, Csehországban végzett vizsgálatokban (PRACH 1990a). A nedves parlagokon a *Festuca rubra* és *F. pratensis* fajok kerültek előtérbe a *Poa angustifolia*-val együtt (PRACH 1990a). A *Festuca rupicola* kompetíciós képességét hangsúlyozza RUPRECHT (2005) erdélyi, agyagos talajú parlagokon végzett vizsgálatában.

Késői szakasz: Élő csomós fűneműek és élő kétszikű specialisták

A zavarástűrő generalista csenkeszfajokkal szemben a stressztűrő *F. vaginata* inkább csak a késői szakaszban települ be a parlagokra (CSECSERITS et al. 2001, ALBERT et al. publikálatlan adatok). A *Festuca vaginata*-hoz hasonlóan a *Koeleria cristata* vagy a *Botriochloa ischaemum* is többnyire az idős parlagokra jellemző (MOLNÁR 1998, MOLNÁR és BOTTA-DUKÁT 1998). Parlagokon a *Stipa capillata*, a *S. borysthénica* az idősebb homoki parlagokra (HALASSY 2001, TÖRÖK et al. publikálatlan adatok), míg a *S. tirsá* az idősebb löszparlagokra jellemző (RUPRECHT 2005). Számos specialista kétszikű faj homokon: *Alkanna tinctoria*, *Dianthus serotinus*, *Fumana procumbens* (CSECSERITS et al. 2001, HALASSY 2001); löszös parlagokon: *Adonis vernalis*, *Ajuga genevensis*, *Astragalus austriacus*, *Centaurea phrygia*, *Euphorbia cyparissias*, *Ornithogalum orthophyllum*, *Pimpinella saxifraga*, *Salvia austriaca*, *S. nemorosa*, *S. verticillata*, *Thymus degenianus*, *Thymus marschallianus*, *Veronica prostrata* (MOLNÁR 1998, RUPRECHT 2005, TÖRÖK et al. 2011a) csak a késői szakaszban jelennek meg nagyobb borításban, vagy csak ekkor települnek be. Egyes kísérfajok (a teljesség igénye nélkül) homokon a *Dianthus diutinus*, *Helichrysum arenarium*, *Iris arenaria*, *Onosma arenaria*, *Pulsatilla pratensis* subsp. *hungarica* vagy löszparlagokon az *Asparagus officinalis*, *Asperula cynanchica*, *Nonea pulla*, *Phlomis tuberosa*, *Sternbergia colchiciflora*, *Thalictrum minus* jelenlétét még idős parlagokon sem mutatták ki (MOLNÁR 1998, MOLNÁR és BOTTA-DUKÁT 1998, TÖRÖK et al. 2009). MOLNÁR (1998) azonban arra is rámutatott, hogy egyazon faj kolonizációs képessége igen eltérő lehet különböző talajtípusok esetében (példaként említhetjük, hogy homoki parlagokon a gyakran kolonizáló fajok között szerepelt az idézett vizsgálatban az *Asparagus officinalis*).

A gyepesedés sebessége és sikeressége

A gyepesedés sebessége a legkönnyebben jellemezhető egyrészt (1) a gyepi fajok százalékos borításának időbeli változásával, valamint (2) egy adott referenciaállapotra (célállapotnak tekinthető gyepe) jellemző fajösszetétel eléréséhez szükséges idővel (LEPŠ 1987,

PRACH 2003). Ez utóbbi referenciaállapot az a közösség, amit helyreállítani kívánunk a restaurációs ökológiai beavatkozások során.

A gyepesedés során a fajösszetételben bekövetkező spontán változásokat rendszerint két ellentétes folyamat határozza meg, a kolonizáció és a kompetitív kizárás (PRACH et al. 2007a). Kisléptékű térskálán (általában mikro-léptékben, $<0,25 \text{ m}^2$) a fajösszetételben bekövetkező változásokat főképpen a fajok együttélési, társulási képessége határozza meg (BARTHA 2001, BARTHA et al. 2004), míg nagyobb léptékű térskálán ($> 0,25 \text{ m}^2$) a térbeli heterogenitás, valamint a térbeli terjedés limitáltságának szerepe válik hangsúlyossá (PRACH et al. 2007a).

A gyepesedési folyamatok esetében általánosságban elmondható, hogy viszonylag gyorsan kialakulhat egy fajszegény pázsitfű mátrix, melyből többnyire hiányoznak a kísérőfajok, vagy ha jelen is vannak, általában zavarástűrő, generalista fajok jellemzőek. A kísérő fajok a kialakult pázsitfű mátrixba történő betelepüléséhez rendszerint hosszabb időre van szükség (MATUS et al. 2005, TÖRÖK et al. 2008, 2009). Kevés vizsgálatban közöltek konkrét számadatokat a gyepesedés sebességére vonatkozóan. Az áttekintett vizsgálatok alapján úgy tűnik, hogy az évelő, többnyire kompetitív fűfajok által dominált fajszegény gyepok a felhagyást követő első évtizedben kialakulhatnak, míg a kísérő fajok többségének betelepülése hosszabb időt vesz igénybe, illetve bizonyos jellemző gyepi fajok jelenlétét még több évtizeddel a felhagyást követően sem mutatták ki (MOLNÁR és BOTTA-DUKÁT 1998).

Az évelő gyepi fajok térhódítása már a talajművelés felhagyását követő 2–5. évben bekövetkezhet, különösen olyan esetekben, amikor a felhagyást megelőzően jellemző mezőgazdasági művelés csupán rövidtávú volt [JONGEPIEROVÁ et al. (2004) az *Agrostis capillaris* dominanciáját figyelte meg már a szukcesszió második évében, amit néhány év múlva fokozatosan a *Festuca rubra* helyettesített]. Az évelő pázsitfűfajokból álló gyep kialakulása az előbbi példától eltérően rendszerint hosszabb időt igénylő folyamat (CSECSERITS és RÉDEI 2001, HALASSY 2001, MATUS et al. 2005, RUPRECHT 2005, CSECSERITS et al. 2007, TÖRÖK et al. 2011a).

Egy Németországban végzett vizsgálatban száraz parlagokon az évelő fűborítást a szukcesszió 15. évétől figyelték meg (*Arrhenatherum elatius*, *Festuca rupicola* és *Poa angustifolia*; LATZEL et al. 2011). Magyarországi nyílt homoki gyepterületek regenerálódásával kapcsolatban CSECSERITS et al. (2011) azt találták, hogy a felhagyott homoki parlagokon zajló gypszukcesszió viszonylag gyors. A nyílt homoki gyep specialista fajai a talajművelés felhagyását követően kevesebb, mint 10 év alatt betelepülnek. A természetes állapotú gyephez hasonló megjelenésű, *Festuca vaginata*, *Stipa borysthena* pázsitfűfajok által alkotott, viszont fajszegény gyepvegetáció jön létre (CSECSERITS és RÉDEI 2001, CSECSERITS et al. 2007, 2011). Nyírségi savanyú homoki területeken zajló szekunder gyepregenerációs vizsgálatokban is hasonló következtetésre jutott MATUS és TÓTHMÉRÉSZ (1990ab, 1994, 1995). TÖRÖK et al. (2008, 2009) az intenzív lúdlegeltetés felhagyását követő szekunder szukcessziót vizsgálta. Megállapították, hogy az alsó buckaoldali helyzetű területeken évelő generalista pázsitfűfajokból (*Cynodon dactylon*, *Poa angustifolia*, *P. pratensis*) álló zárt homoki gyepvegetáció alakult ki a lúdlegeltetés felhagyását követő 8–10. évben (TÖRÖK et al. 2008, 2009). MOLNÁR és BOTTA-DUKÁT (1998) vizsgálatában azt találta, hogy az eredeti gyephez megjelenésében hasonló, de fajszegény, zárt löszgyep vegetáció alakulhat ki a felhagyást követő mintegy egy évtized alatt. A gyepet alkotó pázsitfűfajok a *Festuca* nemzetség évelő generalista fajai, valamint a *Koeleria cristata* és

Poa angustifolia fajok voltak (MOLNÁR és BOTTA-DUKÁT 1998). Egy másik németországi vizsgálatban, STADLER et al. (2007) a savanyútól gyengén lúgosig változó kémhatású (4,6–7,4 pH) ranker talajokon vizsgálták a spontán gyeptelepülések regenerálódás sebességét. Eredményeik szerint a szárazgyepi fűvek többsége (*Agrostis tenuis*, *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*) már a szukcesszió első évtizedében betelepült a felhagyott szántókra, azonban számottevő különbségek adódtak a vizsgált másodlagos gyep fajösszetételében a referencia gyephez képest (STADLER et al. 2007). TÖRÖK et al. (2011a) egy-, három-, öt- és tízéves löszös talajú lucernásokban végzett vizsgálatukban azt találták, hogy a referencia löszgyepeket alkotó fűnemű vázfajok, úgymint a *Bromus inermis* és a *Festuca rupicola* tömegesen volt jelen az idősebb, 5–10 éves lucernásokban. Ezek mellett egyéb domináns fűfajok jelenlétét is kimutatták (*Alopecurus pratensis*, *Elymus repens*, *Festuca pseudovina*, *Poa angustifolia*), melyek a tízéves lucernásokban alacsony lucerna-borítású zárt gyepet alkottak (TÖRÖK et al. 2011a). MOLNÁR és BOTTA-DUKÁT (1998) békési löszparlagokat érintő, korábban is idézett vizsgálatukban azt találták, hogy néhány kétszikű kísérfaj (*Astragalus austriacus*, *Thymus glabrescens*, *Th. marschallianus*) már a felhagyást követő 11. évben betelepült kis borítással, míg más évelő löszgyepi fajok, mint például a *Salvia nemorosa*, amelyek a környező vegetációban jelen voltak, csupán a felhagyást követő 38. évben települt be. A vizsgálati területen, a természetes löszgyepekre jellemző fajok közül az *Elymus hispidus*, *Ornithogalum orthophyllum*, *Phlomis tuberosa*, *Thalictrium minus* fajok előfordulását a vizsgálatba bevont legidősebb, 38 éves parlagokon sem figyelték meg (MOLNÁR és BOTTA-DUKÁT 1998). RUPRECHT (2005) számos, a környező vegetációban jelenlévő kétszikű faj (*Achillea collina*, *Cichorium intybus*, *Dorycnium pentaphyllum* subsp. *herbaceum*, *Hieracium bauhinii*, *H. pilosella*, *Leontodon hispidus*, *Lotus corniculatus*, *Mentha longifolia*, *Plantago lanceolata*, *Potentilla argentea*, *Rapistrum perenne*, *Trifolium campestre*, *T. repens*) jelenlétét észlelte az általa vizsgált agyagos talajú parlagokon már a szukcesszió 10. évében. TÖRÖK et al. (2011a) a tízéves, rendszeresen kaszált lucernásokban a gyepi vázfajok mellett csak néhány további, többnyire zavarástűrő kísérfaj jelenlétét mutatták ki (*Galium verum*, *Koeleria cristata*, *Lathyrus tuberosus*, *Medicago minima*, *Trifolium angulatum*, *T. retusum*, *Vicia angustifolia*, *V. hirsuta*), míg egy sor, a környező löszgyepekben jellemző kísérfaj jelenlétét nem tapasztalták (*Ajuga genevensis*, *Euphorbia cyparissias*, *Pimpinella saxifraga*, *Salvia austriaca*, *S. nemorosa*, *Thymus degenianus*, *Veronica prostrata*).

RUPRECHT (2005, 2006) 1–40 éve felhagyott, agyag alapkőzetten képződött csernozjom barna erdőtalajú parlagokon zajló spontán gyeptelepülést vizsgált az Erdélyi Mézőségeken. A parlagokon kialakult természetközeli gyep fajösszetételében és mennyiségi viszonyaiban nagyon hasonlónak vált a referencia gyepterülethez a felhagyást követő második évtizedben (14–20 év). A szukcesszió korai időszakában jellemző *Elymus repens*-t váltotta fel a szukcesszió 14. évét követően a löszgyepekben jellemző vázfaj, a *Festuca rupicola* (RUPRECHT 2005). Egy homoki vizsgálatban azt figyelték meg, hogy az évelő fűvek betelepülése után, rendszerint a felhagyást követő első évtizedet követően a spontán gyeptelepülés lelassul, és további kísérő fajok betelepülése erősen korlátozottá válik (MATUS et al. 2005). Lúdlegeltetés felhagyását követő mintegy 11–20 évet figyelemmel kísérve azt találták, hogy az első évtizedet követően, az évelő fűvek betelepülését követően a homokterületen zajló gyeptelepülés nagyon lelassul, és legalább 15–20 év szükséges a részleges spontán gyeptelepüléshez (MATUS et al. 2005). Míg az évelő vázfajok megjelenése viszonylag gyorsan megtörtént, addig jellegzetes homoki fajok, úgymint *Iris*

humilis subsp. *arenaria*, vagy *Onosma arenaria* subsp. *tuberculata* betelepülését nem tapasztalták. Egy másik becslés szerint úgyszintén legalább 20 év szükséges a természetközeli állapotú száraz gyeptípusok regenerálódásához korábbi szántóterületeken (*Brachypodium pinnati* – pH: 7,4; *Euphorbio-Callunetum* – 4,8; *Festucetum rupicolae* – 5,8; és *Thymo-Festucetum* – 4,6; STADLER et al. 2007). Hasonló időtávlatban látták kielégítőnek Csehországban a mezofil gyepek regenerálódását szántóterületeken (LENCOVÁ és PRACH 2011). Ebben a vizsgálatban azt találták, hogy a felhagyott szántón kialakult másodlagos mezofil gyepek fajösszetétele a felhagyást követő 20. évben már nagyon hasonló a természetközeli állapotú gyepek fajösszetételéhez (LENCOVÁ és PRACH 2011).

A vizsgálatok zömében a fajkicserélődés mértéke csökkenő tendenciát mutatott a szukcesszió kezdete óta eltelt idővel (a „lassuló szukcesszió” jelensége; LEPS 1987, PRACH 1993). Ezt a tendenciát nyírségi mészmentes homoktalajokon zajló szekunder szukcessziós vizsgálatokban is bizonyították (TÖRÖK et al. 2008). BARTHA et al. (2003) hasonlóan lassuló szukcessziót figyeltek meg állandó kvadrátos vizsgálatukban. Kimutatták, hogy az évelő fajok borításának növekedésével csökkent a fajkicserélődés mértéke. Ugyanakkor a fajkicserélődés mértéke erősen fluktuált: egy, az extinkciós ráta lokális maximumát eredményező aszály után általában egy immigrációs maximum jelentkezett.

A gyepesedés sebességét az abiotikus környezeti háttér, illetve az eltérő makroklimatikus környezet erőteljesen befolyásolhatja. OSBORNOVÁ et al. (1990) egy csehországi vizsgálat sorozat eredményeire támaszkodva összegezte a csehországi száraz és nedves parlagok szukcessziós mintázatait és kialakításukért felelős biotikus és abiotikus tényezőket. Ebben a tanulmánykötetben a tápanyag elérhetőségét és a talaj nedvességtartalmát találták a másodlagos szukcessziót irányító két legfontosabb tényezőnek (PRACH 1990a,b; PRACH 2003). Ezekhez a vizsgálatokhoz hasonló eredményeket összegeztek JENTSCH és BEYSCHLAG (2003) savanyú homoktalajok spontán primer szukcessziója kapcsán, SZABÓ és PRACH (2009) homoki és kötött talajú parlagokon zajló szekunder szukcesszió vizsgálata során, illetve MARGÓCZI et al. (2009) kötöttebb talajú, eltérő nedvességviszonyokkal jellemezhető tiszántúli parlagokon végzett vizsgálatait során is.

PRACH et al. (2007b) egy másik vizsgálatukban azt találták, hogy a szukcesszió sebessége domináns fajok fajkicserélődésében mérve nagyobb volt síkvidéki területeken, mint hegyvidéken. Ugyanebben a vizsgálatban a szukcessziós folyamatok pH függésére is rámutattak. Ebben a vizsgálatban meglepő módon a talaj tápanyagtartalom alárendelt szerepet töltött be a klimatikus hatások és a talaj kémhatásához képest.

Propagulum-limitáltság: térbeli terjedés és magbank

A spontán szukcesszió irányát és sebességét jelentősen befolyásolja, hogy milyen a területre jutó és a lokálisan jelenlevő propagulum-készlet (HALASSY 2001, 2004). Egy ősgyepekben végzett kutatásban, melynek során kis területen, herbicidek által kiváltott bolygatást követő gyepregenerációt vizsgáltak, rámutattak arra, hogy a bolygatást követő kezdeti szakaszban kialakuló fajösszetételt elsősorban a lokális, talajban található propagulum-készlet határozza meg (VIRÁGH és GERENCSÉR 1988). Ezt LATZEL et al. (2011) annyiban árnyalták spontán szekunder szukcessziós folyamatok esetében, hogy a térbeli terjedés szerepe a kezdeti kolonizáció folyamataiban a hangsúlyosabb, míg a lokális propagulum bank (különösen a vegetatív propagulumbank) szerepe inkább a későbbi vegetációfejlődési folyamatokban válik hangsúlyossá. A vegetatív és generatív propagulumbank szerepe

azonban a kezdeti szeptetális fázisban is hangsúlyos lehet. Az előveteménytől és a korábbi szántóföldi műveléstől függően eltérő szeptetális gyomnövényzet jelenhet meg már a szukcesszió legkorábbi időszakában is (KOVÁCS-HOSTYÁNSZKY et al. 2011a,b). Az eltérő összetételű kezdeti gyomnövényzet befolyásolhatja a gyepszukcesszió menetét, melynek szerepét a magvetéses gyepesítés során korábban már értékelték (TÖRÖK et al. 2012).

Meddőhányók esetében azt találták, hogy a gyepi fajok propagulumainak bejutása a felhagyott területre a környező vegetációból egy mintegy 100 m-es távolságon belül hatékony (PRACH és HOBBS 2008, REHOUNKOVÁ és PRACH 2010). Mivel a magterjesztés hatékonysága számos környezeti tényező és fajspecifikus sajátosság függvénye, illetve nagyon kevés vizsgálat áll rendelkezésre, így általános érvényű terjesztési távolság nem adható meg (KÖRMÖCZI 1995–1996, MARGÓCZI et al. 1996). A korlátozott térbeli terjedés miatt a térbeli terjesztésre támaszkodó spontán gyepregeneráció akkor hatékony, ha a parlag kis kiterjedésű (keskeny, és néhány hektár kiterjedésű), és a közelben természetközeli állapotú gyepfoltok találhatóak (PRACH és PYSEK 2001). A nagy kiterjedésű parlagok hátránya az, hogy a gyepi évelő specialista célfajok csak lassan (akár 50 évnél is hosszabb idő alatt), kezdetben a széleken meglepedve fokozatosan kolonizálhatják a parlag egész területét, és így jelentős hátrányba kerülnek a szukcesszió során a ruderalisokhoz és természetes pionirokhoz és generalista fajokhoz képest, melyek hatékony propagulum-terjesztési mechanizmusokkal rendelkeznek (PRACH 2003, LINDBORG et al. 2011). Természetesen a terjesztési mechanizmusokon túlmenően a meglepedést a magtermelési éves ingadozásai is erőteljesen befolyásolják. Az erre vonatkozó regionális vizsgálatok azonban nagyon ritkák (de lásd például KINCSEK és KÖRMÖCZI 2001).

A magbank szerepe és megítélése a spontán gyepregeneráció során kettős. Egyrészt, ha a szántóföldi művelés rövid ideig tart, akkor a magbankra támaszkodva a gyepi fajok egy része könnyen regenerálódhat (JONGEPIEROVÁ et al. 2004). Másrészt számos zavarástűrő és gyomfaj magja jelentős sűrűségű lehet a magbankban, és ezek a többnyire gyors növekedésű fajok, amelyek kicsírázva és meglepedve gátolhatják a gyepregenerációs folyamatot (PRACH et al. 2007a). JONGEPIEROVÁ et al. (2004) azt tapasztalták, hogy a rövid időtartamú szántóföldi művelés következtében mindösszesen két egyéves (*Persicaria* sp., *Veronica arvensis*) és egy évelő gyomfaj (*Cirsium arvense*) jelent meg a vegetációban. Gyors spontán gyepregenerálódást észleltek és hiányoztak a gyomok által dominált stádiumok (JONGEPIEROVÁ et al. 2004). A hosszantartó szántóföldi művelés általában elszegényíti vagy elpusztítja a gyepi fajok magbankját, míg számos gyomfaj magbankja feldősul a talajban (HUTCHINGS és BOOTH 1996, BISSELS et al. 2005, TÖRÖK et al. 2012). Nyílt homoki gyep regenerálódása során figyelték meg, hogy még a felhagyást követő 5. évben is gyomfajok domináltak a magbankban, annak ellenére, hogy már számos gyepalkotó faj magja is jelen volt (HALASSY 2001). DÖLLE és SCHMIDT (2009) németországi vizsgálata szerint felhagyott szántóföld esetében a szukcesszió kezdeti stádiumaiban elsősorban zavarástűrő fajok csíráztak a talaj magbankjából. Bizonyos esetben azoknak a fajoknak a magsűrűsége növekedett meg idővel, amelyek nem célfajokként szerepeltek a restaurációs kezelésben. Ezek a fajok gyakran ruderalis vagy jó kompetíciós képességű fajok voltak, melyek a szántóföldeken vagy egyéb zavart élőhelyeken fordulnak elő, és jellemző rájuk a tartós magbank képzés (BOSSUYT és HERMY 2003). Ilyen fajok például a *Juncus effusus*, *J. bufonius*, melyeknek magjait nagy számban találták meg az európai nedves gyepek magbankjában is. Ezzel szemben bizonyos veszélyeztetett fajok, miközben nagy

számban voltak jelen a vegetációban, a magbankból magjaik hiányoztak, vagy kis számban jelentek meg (BAKKER ÉS BERENDSE 1999, VALKÓ et al. 2011, 2012).

A spontán szukcesszió eredményeinek felhasználása a restaurációs ökológiában

Az eddigi közép-európai vizsgálatok alapján többnyire az látható, hogy a spontán szukcesszió számos esetben sikeres lehet a restaurációs beavatkozások során. Néhány vizsgálat azonban arra is rámutat, hogy ez a folyamat akadályozott, vagy lassú is lehet (MATUS et al. 2005; RUPRECHT 2005, 2006; STADLER et al. 2007; LENCOVÁ ÉS PRACH 2011). Ezzel összefüggésben PRACH ÉS HOBBS (2008) a produktivitás–stressz grádiens vizsgálva megállapította, hogy a spontán szukcesszió sebessége a produktivitás–stressz grádiens szélső értékei közelében (igen száraz tápanyagszegény és igen nedves tápanyagban gazdag élőhelyek esetében) a lelassabb, így a célállapot elérésének lehetősége ezekben az esetekben a legalacsonyabb. Az igen száraz, tápanyagszegény élőhelyek esetében a specialista célfajok spontán megtelepedése és túlélése igen alacsony mértékű (PRACH ÉS PYŠEK 2001), ezzel ellentétben a magas tápanyagtartalmú nedves területeken az intenzíven jelentkező gyomosodás akadályozhatja a megtelepedést. A spontán szukcessziós folyamatok táji szintű értékelésére eddigiekben csak kevés kísérlet történt. Ennek oka főként a nagy területre kiterjedő és nagy ismétlésszámmal dolgozó vizsgálatok hiánya (de lásd például BARTHA et al. 2010 vagy JIROVÁ 2012). Az ilyen jellegű vizsgálatok és elemzések, valamint az elemzések elvégzésekre szükséges országos és regionális adatbázisok kiépítése gyakorlati és tudományos szempontból is fontos feladat.

Gyors és sikeres spontán gyepesedési folyamatokra elsősorban azokon a többnyire kis kiterjedésű parlagokon támaszkodhatunk, ahol (1) a mezőgazdasági művelés csak rövid ideig tartott, (2) a gyepregenerációt biztosító propagulum-források a közelben jelen vannak, (3) az invazív fajok megtelepedésének lehetősége elhanyagolható, illetve (4) a gyomfajok közül többnyire a gyorsan és hatékonyan visszaszoruló rövidéletű fajok megtelepedésére számíthatunk. Számos célfaj spontán betelepülésére még rendelkezésre álló magforrások mellett is csak korlátozottan számíthatunk. Ilyen esetben ezeknek a célfajoknak a megtelepedéséhez aktív célzott betelepítés, illetve propagulumbevitel lehet szükséges. A spontán szukcessziós folyamatok sikeréhez természetesen jelentős mértékben hozzájárulhat a terület legeltetése, illetve rendszeres kaszálása is. A legeltetés különösen hatékony lehet abban az esetben, ha a legeltetési rend úgy kerül megtervezésre, hogy a nap elején a legelő állatállományt a természetközeli állapotú gyepekről hajtják át a gyepesedő parlagokra (DEÁK et al. 2008). Ennek megfelelően nagy fontossággal bír a kolonizációban fontos szerepet betöltő, a tájban elszórtan elhelyezkedő természetes állapotú gyepfoltok megőrzése, melyek területe egyes tájegységeken belül (például hazánkban a Körös-Maros vidéke) szinte kizárólag a szántók mellett található mezsgyékre korlátozódik (CSATHÓ 2009). Kiemelhető továbbá, hogy mivel a felhagyások túlnyomóan a rossz minőségű termőföldeket és egyéb mezőgazdasági területeket érintették, így a legjobb minőségű talajokon (például a zonális mezősségi talajokon) zajló spontán gyepesedési folyamatokról igen kevés információval rendelkezünk.

Az eddigi vizsgálatok alapján feltételezhető, hogy a spontán szukcessziós folyamatok propagulumbevitel segítségével történő gyorsítása a leghatékonyabban (1) az évelő gyomok és klonális fajok megtelepedése előtti szakaszban vagy (2) a mezőgazdasági műve-

lés során felhalmozódott többlet-tápanyagok kimerülését követően, a klonális gyomok és zavarástűrőfajok visszaszorulását követő, késői szakaszban lehetséges. Ennek a kérdés-körnek további, alaposabb vizsgálata a későbbiekben feltétlenül szükséges.

Köszönetnyilvánítás

Köszönjük a kézirat elkészítése során BARTHA SÁNDOR, KÖRMÖCZI LÁSZLÓ, MOLNÁR ZSOLT, KAREL PRACH és RUPRECHT ESZTER tanácsait és segítségét. Az utolsó szerző munkáját az OTKA PD 100 192 pályázat és a Bolyai János Kutatási Ösztöndíj támogatta. A kézirat elkészítését a TÁMOP 4.2.1./B-09/1/KONV-2010-0007 pályázat támogatta.

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.
- BARTHA, S. 2001: Spatial relationships between plant litter, gopher disturbance and vegetation at different stages of old-field succession. *Applied Vegetation Science* 4: 53–62.
- BARTHA S. 2010: A természetvédelmi kezeléseket megalapozó vegetációkutatásokról. In: *Válogatás az első tizenhárom MÉTA-túrafüzetből 2003 – 2009* (szerk.: MOLNÁR CS., MOLNÁR ZS., VARGA A.). MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 42–70.
- BARTHA, S., CAMPETELLA, G., CANULLO, R., BÓDIS, J., MUCINA, L. 2004: On the importance of fine-scale spatial complexity in vegetation restoration studies. *International Journal of Ecology and Environmental Sciences* 30: 101–116.
- BARTHA S., DANCZA I., HÁZI J., HORVÁTH A., MARGÓCZI K., MOLNÁR CS., MOLNÁR ZS., ÓVÁRI M., PURGER D., SCHMIDT D. 2010: A parlagszükszesszítő jellegzetességei: ismétlődés és változatosság. In: *Válogatás az első tizenhárom MÉTA-túrafüzetből 2003 – 2009* (szerk.: MOLNÁR CS., MOLNÁR ZS., VARGA A.). MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 480–482.
- BARTHA S., KERTÉSZ M., MOLNÁR ZS., CSECSERITS A., HENEBRY G., KOVÁCS-LÁNG E. 2000: Homoki gyepek dinamikájának rekonstrukciója felhagyott szántóföldek és zavart „ösgyepék” mintázaiból. *Botanikai Közlemények* 86-87: 248–249.
- BARTHA, S., MEINERS, S. J., PICKETT, S. T. A., CADENASSO, M. L. 2003: Plant colonization windows in a mesic old field succession. *Applied Vegetation Science* 6: 205–212.
- BISSELS, S., DONATH, T. W., HÖLZEL, N., OTTE, A. 2005: Ephemeral wetland vegetation in irregularly flooded arable fields along the northern Upper Rhine: The importance of persistent seed banks. *Phytocoenologia* 35: 469–488.
- BOSSUYT, B., HERMY, M. 2003: The potential of soil seedbanks in the ecological restoration of grassland and heathland communities. *Belgian Journal of Botany* 136: 23–34.
- CSATHÓ A. I. 2009: A mezsgyék természetvédelmi jelentősége és védelmük időszerűsége. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 171–181.
- CSECSERITS, A., CZÚCZ, 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.
- CSECSERITS, A., RÉDEI, T. 2001: Secondary succession on sandy old-fields in Hungary. *Applied Vegetation Science* 4: 63–74.
- CSECSERITS, A., SZABÓ, R., HALASSY, M., RÉDEI, T. 2007: Testing the validity of successional predictions on an old-field chronosequence in Hungary. *Community Ecology* 8: 195–207.
- CSONTOS, P., BÓZSING, E., CSERESNYÉS, I., PENKSZA, K. 2009: Reproductive potential of the alien species *Asclepias syriaca* (Asclepiadaceae) in the rural landscape. *Polish Journal of Ecology* 57: 383–388.
- DEÁK B., TÖRÖK P., KAPOCSI I., LONTAY L., VIDA E., VALKÓ O., LENGVEL S., TÓTHMÉRÉSZ B. 2008: Szik- és löszgyep-rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti Park területén (Egyek-Pusztaköcs). *Tájökológiai Lapok* 6: 323–332.
- DÖLLE, M., SCHMIDT, W. 2009: The relationship between soil seed bank, above-ground vegetation and disturbance intensity on old-field successional permanent plots. *Applied Vegetation Science* 12: 415–428.
- FENESI, A., BOTTA-DUKÁT, Z. 2010: Do short-lived and long-lived alien plant species differ regarding the traits associated with their success in the introduced range? *Biological Invasions* 12: 611–623.

- 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. 2004: Crossing the edge: Colonisation dynamics of fallow land in the sandy regions of Hungary. In: *Proceedings of the 16th International Conference of the Society for Ecological Restoration*, Victoria, Canada: 1–10.
- HÁZI, J., BARTHA, S., SZENTES, S., WICHMANN, B., PENKSZA, K. 2011: Seminaturlalás gyepesedés kezelése a mocsári sztyepén Magyarországon. *Plant Biosystems* 145: 699–707.
- HOBBS, R.J., CRAMER, V. A. 2007: Why old fields? Socioeconomic and ecological causes and consequences of land abandonment. In: *Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland* (Eds.: CRAMER V. A., HOBBS R. J.). Island Press, Washington, DC: 1–15.
- HUTCHINGS, M. J., BOOTH, K. D. 1996: Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and the seed rain. *Journal of Applied Ecology* 33: 1171–1181.
- JENTSCH, A., BEYSLAG, W. 2003: Vegetation ecology of dry acidic grasslands in the lowland area of Central Europe. *Flora* 198: 3–25.
- JÍROVÁ, A. 2012: *Vegetation succession in old fields at broad landscape scales*. Department of Botany, Faculty of Science, University of South Bohemia in České Budějovice. Ph.D. Thesis, 125 pp.
- JÍROVÁ, A., KLAUDISOVÁ, A., PRACH, K. 2012: Spontaneous restoration of target vegetation in old-fields in a central European landscape: a repeated analysis after three decades. *Applied Vegetation Science* 15: 245–252.
- JONGEPIEROVÁ, I., JONGEPIER, J. W., KLIMES, L. 2004: Restoring grassland on arable land: an example of a fast spontaneous succession without weed-dominated stages. *Preslia* 76: 361–369.
- KINCSEK I., KÖRMÖCZI L. 2001: Adatok homoki gyepék magdiszperzió változásához egy tízéves periódus alatt. In: *Gyepgazdálkodásunk helyzete és kilátásai* (szerk.: NAGY G., PETŐ K., VINCZEFFY I.). Debrecen, pp. 93–97.
- KÖRMÖCZI, L. 1995/1996: Spatio-temporal patterns and pattern transformations in sand grassland communities. *Acta Biologica Szegedensis* 41: 103–108.
- KOVÁCS-HOSTYÁNSZKY, A., BATÁRY, P., BÁLDI, A., HARNOS, A. 2011a: Interaction of local and landscape features in the conservation of Hungarian arable weed diversity. *Applied Vegetation Science* 14: 40–48.
- KOVÁCS-HOSTYÁNSZKY, A., KÖRÖSI, Á., ORCI, K.M., BATÁRY, P., BÁLDI, A. 2011b: Set-aside promotes insect and plant diversity in a Central European country. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 141: 296–301.
- LATZEL, V., KLIMEŠOVÁ, J., DOLEŽAL, J., PYŠEK, P., TACKENBERG, O., PRACH, K. 2011: The association of dispersal and persistence traits of plants with different stages of succession in Central European man-made habitats. *Folia Geobotanica* 46: 289–302.
- LENCOVÁ, K., PRACH, K. 2011: Restoration of hay meadows on ex-arable land: commercial seed mixtures vs. spontaneous succession. *Grass and Forage Science* 66: 265–271.
- LEPŠ, J. 1987: Vegetation dynamics in early old field succession: a quantitative approach. *Vegetatio* 72: 95–102.
- LINDBORG, R., HELM, A., BOMMARCO, R., HEIKKINEN, R. K., KÜHN, I., PYKÄLÄ, J., PARTEL, M. 2011: Effect of habitat area and isolation on plant trait distribution in European forests and grasslands. *Ecography* 34: 1–8.
- MARGÓCZI K. 2003: Természetközeli gyepék regenerációja és restaurációja. In: *Gyepgazdálkodás 2001*. (szerk.: NAGY G.). Debrecen, DE ATC AVK, pp. 50–56.
- MARGÓCZI K., FEHÉR M., HRTYAN M., GRADZIKIEWICZ M. 2009: Parlagok és természetvédelmi célú gyepesítések értékelése Ásotthalom, Tiszaalpár és Kardoskút határában. *Természetvédelmi Közlemények* 15: 182–192.
- MARGÓCZI, K., KÖRMÖCZI, L., KINCSEK, I. 1996: Regeneration of sand grasslands: case studies in two different scales. In: *“Research, Conservation, Management”: Methods, Results and Problems*. (Eds.: TÓTH, E., HORVÁTH, R.). Aggtelek, Hungary, pp. 233–239.
- MATUS, G., PAPP, M., TÓTHMÉRÉSZ, B. 2005: Impact of management on vegetation dynamics and seed bank formation of inland dune grassland in Hungary. *Flora* 200: 296–306.
- MATUS, G., TÓTHMÉRÉSZ, B. 1990a: The effect of cattle grazing on a sandy grassland. *Acta Biologica Debrecina* 22: 67–68.
- MATUS, G., TÓTHMÉRÉSZ, B. 1990b: Study of the vegetation of a sandy grassland after goose breeding: A preliminary study. *Acta Biologica Debrecina* 22: 77–78.
- MATUS, G., TÓTHMÉRÉSZ, B. 1994: Correlation of indicator values with meteorological and pedological records in ruderal succession. *Abstracta Botanica* 18: 7–12.
- MATUS, G., TÓTHMÉRÉSZ, B. 1995: Pioneer phase of succession in a ruderal weed community. *Acta Botanica Hungarica* 39: 51–70.

- MATUS, G., TÓTHMÉRÉSZ, B., PAPP, M. 2003: Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. *Applied Vegetation Science* 6: 169–178.
- MOLNÁR Zs. 1998. Másodlagos löszpusztagyeppek fejlődése felhagyott szántókon II. fajkészlet. *Crisicum* 1: 84–99.
- 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.
- OSBORNOVÁ, J., KOVÁROVÁ, M., LEPSŠ, J., PRACH, K. (eds.) 1990: *Succession in Abandoned Fields. Studies in Central Bohemia, Czechoslovakia*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 170 pp.
- ÖSTER, M., ASK, K., COUSINS, S. A. O., ERIKSSON, O. 2009: Dispersal and establishment limitation reduces the potential for successful restoration of semi-natural grassland communities on former arable fields. *Journal of Applied Ecology* 46: 1266–1274.
- PINKE, GY., KARÁCSONY, P., CZÚCZ, B., BOTTA-DUKÁT, Z. 2011: Determining the importance of environmental and land-use variables for the abundance of *Ambrosia artemisiifolia* in arable fields of Hungary. *Preslia* 83: 219–235.
- PINKE, GY., KARÁCSONY, P., CZÚCZ, B., BOTTA-DUKÁT, Z., LENGYEL, A. 2012: The influence of environment, management and site context on species composition of summer arable weed vegetation in Hungary. *Applied Vegetation Science* 15: 136–144.
- PRACH, K. 1990a: Plant populations. In: *Succession in Abandoned Fields: Studies in Central Bohemia, Czechoslovakia* (Eds.: OSBORNOVÁ, J., KOVÁROVÁ, M., LEPSŠ, J., PRACH, K.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 23–32.
- PRACH, K. 1990b: Vegetational dynamics. In: *Succession in Abandoned Fields: Studies in Central Bohemia, Czechoslovakia* (Eds.: OSBORNOVÁ, J., KOVÁROVÁ, M., LEPSŠ, J., PRACH, K.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 127–134.
- PRACH, K. 2003: Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: What information can be used in restoration practice? *Applied Vegetation Science* 6: 125–129.
- PRACH, K., BARTHA, S., JOYCE, C.B., PYŠEK, P., VAN DIGGELEN, R., WIEGLEB, G. 2001a: The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: A perspective. *Applied Vegetation Science* 4: 111–114.
- PRACH, K., HOBBS, R. J. 2008: Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* 16: 363–366.
- PRACH, K., LEPSŠ, J., REJMÁNEK, M. 2007a: Old field succession in Central Europe: Local and regional patterns. In: *Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland* (Eds.: CRAMER, V. A., HOBBS, R. J.). Island Press, Washington DC, pp. 180–202.
- PRACH, K., PYŠEK, P. 1999: How do species dominating in succession differ from others? *Journal of Vegetation Science* 10: 383–392.
- PRACH, K., PYŠEK, P. 2001: Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55–62.
- PRACH, K., PYŠEK, P., BASTL, M. 2001b: Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. *Applied Vegetation Science* 4: 83–88.
- PRACH, K., PYŠEK, P., JAROŠÍK, V. 2007b: Climate and pH as determinants of vegetation succession in Central European man-made habitats. *Journal of Vegetation Science* 18: 701–710.
- PRACH, K., WALKER, K. J. 2011: Four opportunities for studies of ecological succession. *Trends in Ecology and Evolution* 26: 119–123.
- PRÉVOSTO, B., KUITERS, L., BERNHARDT-RÖRMERMANN, M., DÖLLE, M., SCHMIDT, W., HOFFMANN, M., VAN UYTVANCK, J., BOHNER, A., KREINER, D., STADLER, J., KLOTZ, S., BRANDL, R. 2011: Impacts of land abandonment on vegetation: successional pathways in European habitats. *Folia Geobotanica* 46: 303–325.
- PULLIN, A. S., BÁLDI, A., CAN, O. E., DIETERICH, M., KATI, V., LIVOREIL, B., LÓVEI, G., MÍHÓK, 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.
- RAMANKUTTY, N., FOLEY, J. A. 1999: Estimating historical changes in global land cover: croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochemical Cycles* 13: 997–1027.
- ŘEHOUNKOVÁ, K., PRACH, K. 2010: Life-history traits and habitat preferences of colonizing plant species in long-term spontaneous succession in abandoned gravel-sand pits. *Basic and Applied Ecology* 11: 45–53.
- REJMÁNEK, M., ROSÉN, E. 1992: Cycles of heterogeneity during succession: a premature generalization? *Ecology* 73: 2329–2331.
- REJMÁNEK, M., VAN KATWYK, P. 2005: <http://botanika.bf.jcu.cz/suspa/pdf/BiblioOF.pdf>.
- RUPRECHT, E. 2005: Secondary succession in old-fields in the Transylvanian Lowland (Romania). *Preslia* 77: 145–157.

- RUPRECHT, E. 2006: Successfully recovered grassland: A promising example from Romanian old-fields. *Restoration Ecology* 14: 473–480.
- RUPRECHT, E., BARTHA, S., BOTTA-DUKÁT, Z., SZABÓ, A. 2007: Assembly rules during old field succession in two contrasting environments. *Community Ecology* 8: 31–40.
- RUPRECHT, E., ENYEDI, M. Z., ECKSTEIN, R. L., DONATH, T. W. 2009: Restorative removal of plant litter and vegetation 40 years after abandonment enhances re-emergence of steppe grassland vegetation. *Biological Conservation* 143: 449–456.
- SEREGÉLYES, T., MOLNÁR, ZS., BARTHA, S., CSOMÓS, Á. 2008: Regeneration potential of the Hungarian (semi-) natural habitats. *Acta Botanica Hungarica* 50: 229–248.
- SIMON T. 2000: *A magyarországi edényesflóra határozója. Harasztok, virágos növények*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 846.
- SIPOS F. 2004: Inváziós növények elleni tevékenységek a nemzeti park igazgatóságokban: Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság. In: *Őzönnövények* (szerk.: MIHÁLY B. és BOTTA-DUKÁT Z.). A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 9., Budapest, pp. 399–405.
- STADLER, J., TREFFLICH, A., BRANDL, R., KLOTZ, S. 2007: Spontaneous regeneration of dry grasslands on set-aside fields. *Biodiversity and Conservation* 16: 621–631.
- SZABÓ, R., PRACH, K. 2009: Old-field succession related to soil nitrogen and moisture, and the importance of plant species traits. *Community Ecology* 10: 65–73.
- SZIGETVÁRI, Cs. 2002: Distribution and phytosociological relations of two introduced plant species in an open sand grassland area in the Great Hungarian Plain. *Acta Botanica Hungarica* 44: 163–183.
- SZIGETVÁRI Cs. 2006: Átoktüske (*Cenchrus incertus* M. A. Curtis). In: *Őzönnövények II* (szerk.: BOTTA-DUKÁT Z. és MIHÁLY B.). A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 10., Budapest, pp. 385–394.
- TASI J. 2007a: A magyar gyepgazdálkodás elmúlt 50 évének legfontosabb eredményei, tanulságai. In: *A magyar gyepgazdálkodás 50 éve-tanulságai a mai gyakorlat számára* (szerk.: TASI J.). Gyepgazdálkodási ankét, Gödöllő, pp. 17–24.
- TASI, J. 2007b: Diverse impacts of nature conservation grassland management. *Cereal Research Communications* 35: 1205–1209.
- TÖRÖK, P., KELEMEN, A., VALKÓ, O., DEÁK, B., LUKÁCS, B., TÓTHMÉRÉSZ, B. 2011a: Lucerne dominated fields recover native grass diversity without intensive management actions. *Journal of Applied Ecology* 48: 257–264.
- TÖRÖK, P., MATUS, G., PAPP, M., TÓTHMÉRÉSZ, B. 2008: Secondary succession in overgrazed Pannonian sandy grasslands. *Preslia* 80: 73–85.
- TÖRÖK, P., MATUS, G., PAPP, M., TÓTHMÉRÉSZ, B. 2009: Seed bank and vegetation development of sandy grasslands after goose breeding. *Folia Geobotanica* 44: 31–46.
- TÖRÖK, P., MIGLÉCZ, T., VALKÓ, O., KELEMEN, A., DEÁK, B., LENGYEL, SZ., TÓTHMÉRÉSZ, B. 2012: Recovery of native grass biodiversity by sowing on former croplands: Is weed suppression a feasible goal for grassland restoration? *Journal for Nature Conservation* 20: 41–48.
- TÖRÖK, P., VIDA, E., DEÁK, B., LENGYEL, SZ., TÓTHMÉRÉSZ, B. 2011b: Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity and Conservation* 20: 2311–2332.
- TSCHARNTKE, T., BATÁRY, P., DORMANN, C. F. 2011: Set-aside management: How do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 143: 37–44.
- VALKÓ, O., TÖRÖK, P., MATUS, G., TÓTHMÉRÉSZ, B. 2012: Is regular mowing the most appropriate and cost-effective management maintaining diversity and biomass of target forbs in mountain hay meadows? *Flora* 207: 303–309.
- VALKÓ, O., 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.
- VIRÁGH, K., GERENCSÉR, L. 1988: Seed bank in the soil and its role during secondary successions induced by some herbicides in a perennial grassland community. *Acta Botanica Hungarica* 34: 77–121.
- 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.

PROSPECTS AND LIMITATIONS OF SPONTANEOUS SUCCESSION
FOR GRASSLAND RECOVERY IN CENTRAL EUROPE

Á. J. Albert, B. Tóthmérész and P. Török*

University of Debrecen, Department of Ecology, Debrecen, Egyetem tér 1., H- 4032, Hungary
*molinia@gmail.com

Accepted: 8 February 2013

Keywords: grassland restoration, seed bank, old-field, vegetation recovery, vegetation dynamics

Grassland degradation and the loss of biodiversity are key issues in restoration ecology and nature conservation. In Central-Europe 10-20% of the agricultural lands is abandoned; therefore studying spontaneous succession in former croplands became a focal issue in restoration ecology. In our review based on a broad literature survey, we aimed at to integrate the findings of spontaneous successional studies into planning and managing restoration actions. We specifically focused on the following topics: (i) direction and the rate of secondary grassland recovery, (ii) role of plant-traits in the recovery of grasslands, and (iii) role of propagule limitation, spatial colonisation processes and seed banks in spontaneous grassland recovery. We found that a fast and successful grassland recovery can be expected in those old-fields where (i) crop production lasted for a short time (ii) propagule sources of target species are nearby and (iii) the risk of invasion by unwanted species was low. The spontaneous immigration of several target species is limited by the low availability of propagule sources; thus, some active restoration actions like planting individuals or sowing seeds are required. Introducing propagules by sowing could be the most effective solution to speed-up spontaneous grassland succession. The proper time is at (i) the early stages of succession, before the high-cover establishment of perennial weeds and other clonal species or (ii) at the late stages after the depletion of residual nutrients accumulated during the agricultural land-use, and when the cover of clonal weeds and ruderal species decreased.