

## DOLOMITGYEPEK MAGBANKJA ÜLTETETT FEKETEFENYVESEK TALAJÁBAN

CSONTOS PÉTER

MTA-ELTE Elméleti Biológiai és Ökológiai Kutatócsoport  
1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1/c., e-mail: cspeter@ludens.elte.hu

**Kulcsszavak:** élőhely restauráció, dolomitgyepek, fenyvesítés, magbank, magtúlélés

**Összefoglalás.** A középhegységi dolomitlejtkön a legeltetés visszaszorulását követően jelentős területeken létesítettek feketefenyves ültetvényeket. A XX. század végén, az egyre jobban megerősödő természetvédelmi szemlélet következtében előtérbe került a tájidegen feketefenyvesek felszámolása, és helyettük a meredek lejtőkön az értékes dolomitsziklagyepek visszaállítása. A vegetáció restaurációjának egyik fontos eleme lehet a talajban elfekvő magbank, ezért célul tűztük ki a fenyvesek alatt túlélő magbank minőségi és mennyiségi vizsgálatát.

Talajmintákat gyűjtöttünk a Budai-hg. két területén, az Ördög-torony környékén és a Fehér-hegyen, 45–80 éves feketefenyves állományok alól. Egy-egy mintaterületről 17 500 cm<sup>3</sup> talajt emeltünk ki a felső 6 cm-es rétegből, amelyek magtartalmát fűtetlen üvegházban a hajtatasos módszerrel vizsgáltuk egy teljes vegetációs időszakon keresztül.

Vizsgálataink eredményeként összesen 28 fajt mutattunk ki, a valamelyest nyitottabb lombsátrú Ördög-toronyi terület magbankjában 18, a zártabb Fehér-hegyi területen 13 faj fordult elő. A magbank denzitása 105,6 mag/m<sup>2</sup>, illetve 66 mag/m<sup>2</sup> volt, az említés sorrendjében. A magbankot alkotó három jellegzetes fajcsoport az alábbi megoszlást mutatta: sziklagyep eredeti fajkészletének fajai 43%, egyéb természetközeli élőhelyek fajai 18% és gyomok vagy behurcolt fajok 39%. Az eredeti sziklagyepi fajok közül hosszú távú perzisztens magbankot az alábbiaknál igazoltunk: *Campanula sibirica*, *Colutea arborescens*, *Filipendula vulgaris*, *Polygala amara*, *Teucrium chamaedrys* és *Viola rupestris*.

Eredményeink alapján az alábbi következtetések vonhatók le. i) A sziklagyepi fajok közül csak kevés képes több évtizedet átvészelni magbank segítségével, és az erre képes fajok nem tartoznak a társulásépítő, nagy abundanciájú fajok közé. ii) Ezért a dolomitgyepek restaurációjában a természetes szukcesszió segítségére javasolható a felülvetés, különösen a társulásépítő fűvek magkeverékének alkalmazásával. iii) A magbankból kialakuló növényzetnek nem csak a „jó” fajokból álló komponense hasznos a restaurációban, hanem a többi, esetleg gyomjellegű faj is. Utóbbiak ugyanis képesek rövid idő alatt jelentős borítást létrehozni, s ezáltal megakadályozni a talaj lehordódását a meredek lejtőkről, majd később – mivel gyenge kompetitorok, és kevésbé stressztűrők mint a dolomitgyepek fajai – néhány év alatt természetes módon visszahúzódnak.

### Bevezetés

A dolomitlejtkön kialakult gyepek természetvédelmi jelentősége jól ismert a hazai botanikusok körében. Az endemikus fajok nagy száma, valamint a glaciális és interglaciális korokból egyaránt fennmaradt reliktum növények különleges botanikai arculatot adnak ezeknek a területeknek (ZÓLYOMI 1942, 1958, 1987). Egy-egy jobb állapotú dolomitos területünkön a védett edényes növények fajszáma és egyedszáma, valamint a vegetáció kompozicionális változatossága (florális diverzitás; JUHÁSZ-NAGY 1973) szintén igen magas lehet (DEBRECZY 1973, CSONTOS és LÓKÖS 1992, KOVÁCS és TAKÁCS 1995, LENCSES 1996, PENKSZA et al. 1996, 2000, BARTHA et al. 1998).

A fentiek ellenére, a 19. század végétől, több hullámban történtek erdőtelepítések e tájakon a flóraidegen *Pinus nigra* felhasználásával (TAMÁS 2003). Az eredeti termőhelyén laza szerkezetű, elegyes állományokat alkotó fenyőfajt (FEKETE 1959, HORVAT et al. 1974) nálunk zárt monokultúrákban ültették, aminek hatására a korábban ott meg-

található gyeptársulások drasztikusan átalakultak, legtöbbször teljesen megszűntek (BORHIDI 1956, BÓDIS 1993). Az időződő állományokban később növényvédelmi problémák is felmerültek (KOLTAY 1997, 1998), valamint a tűavar egyre jelentősebb akkumulálódása következtében (amely 15-18 t/ha is lehet) az amúgy is fenyegető erdőtüzek kialakulásának esélye is fokozódott (CSERESNYÉS et al. 2003, CSERESNYÉS és CSONTOS 2004, CSERESNYÉS et al. 2006). Ha mindezekhez hozzávesszük, hogy a feketefenyő fája iránti piaci kereslet visszaesett és az állományok talajjavító hatása sem nyert egyértelmű bizonyítást, akkor érthető törekvésnek tekinthetjük, hogy e területekkel kapcsolatban egyre gyakrabban felmerül a tájrekonstrukció igénye, amely a gyepevetáció visszaállításának a lehetőségével is foglalkozik.

Egy restaurációs ökológiai beavatkozás megtervezésekor az egyik fontos lépés a cél-növényzet kialakítását segítő *in situ* magbank minőségének és mennyiségének felderítése (BAKKER et al. 1996). Ismeretes, hogy számos faj magvai képesek sok évtizedes túlélésre a talajban. Ezért, jelen esetben legalább az 1950-es évek kopárfásítási hullámában létesült állományok alatt elvileg számíthatunk a korábbi gyepevetáció fajainak túlélő magbankjára. Az egyes fajok magvainak (és terméseinek) perzisztencia képességei azonban – eltekintve néhány rendszertani koherenciától (CZIMBER 1970, BASKIN és BASKIN 1998) – nehezen megjósolhatóak, s így célzott vizsgálatok nélkül egy-egy vegetációtípusra, vagy növénytársulásra vonatkozóan csak bizonytalan becsléseket tehetnénk. Ezért elhatároztuk, hogy a feketefenyvesítéssel leginkább érintett ősmátrai dolomitgyepek magbankjának túlélőképességét kísérletes úton vizsgáljuk meg.

### Anyag és módszer

A főváros környékének triász földolomitján kialakult kopárokat többségükben a 20. század középső évtizedeiben fásították, és a Budai TK újabban „Európa Diplomás” területének kezelése révén itt mutatkozik a legerősebb törekvés a feketefenyvesek visszaszorítására (SIPOS 2004). Tehát ezen szempontokból nézve a Budai-hegység Nagy-Szénás csoportjának dolomitlejti ideális helyszínek vizsgálataink elvégzéséhez. A továbbiakban még arra fordítottunk figyelmet, hogy a mintaterületül választott feketefenyvesek helyén az erdőstést megelőzően a gyepevetáció jelenléte bizonyítható legyen. (Egyes területeken ugyanis letermelt karsztbokorerdők helyén létesítettek fenyeseket.) Így esett a választásunk a solymári Ördög-torony környékére, amely a *Linum dolomiticum* ismert lelőhelye volt, és a Pilisszentiván melletti Fehér-hegyre, amelynek régebbi kopár voltáról neve is árulkodik. Mindkét mintaterület korábbi gyepevetációval való borítottságát HORÁNSZKY ANDRÁS szóbeli közlése is megerősítette.

A mintaterületeken a magbank mintavételezésének idején az alábbiak szerint jellemezhető kiterjedt feketefenyvesek álltak:

1. Az Ördög-torony feletti mintaterületen, északias kitétséggű, 20–25°-os lejtőn a fenyőállomány kora 45-50 év, az átlagos fmagasság 10 m, a mellmagassági átmérő 20,3 cm (S.d. 4,6) volt.

A lombkoronaszintben 50%-os borítással volt jelen az uralkodó feketefenyő, további 25%-ot pedig a virágos kőris (*Fraxinus ornus*) tett ki, amely morfológiai és fiziológiai plaszticitása révén (CSONTOS et al. 2001, KALAPOS és CSONTOS 2003) spontán alátelepüléssel vegyeskorú, második lombkoronaszintet alkotott. A kőrisek átlagos kora 25 év

volt (S.d. 12,3). A két fafaj együttesen 65 százalékos záródású lombsátrat alkotott, amely alatt gyér aljnövényzet fejlődött.

2. A Fehér-hegyi mintaterület észak-keleti kitétséggű, 25°-os lejtőn helyezkedett el. A fenyőállomány kora 45–50 év, átlagos fmagassága 16 m, mellmagassági átmérője 17,1 cm (S.d. 4,2) volt. A lombkoronaszint borítása 80 százalékos volt, amelyet kizárólag feketefenyő alkotott. Az aljnövényzet az előző területnél is gyengébb kifejlődésű volt, szórványosan, szálánként előforduló, általában csak a vegetatív életszakaszig eljutó példányokból állt.

A magbank mintavételezésére 1991. 10. 24.-én került sor. Mintaterületenként összesen 17 500 cm<sup>3</sup> talajt gyűjtöttünk be, ami jóval meghaladta azt a talajtérfogatot (2000 cm<sup>3</sup>), amit HAYASHI és NUMATA (1971) két mérsékelt övi gyepező vizsgálatokor a minták fajszámának telítési értékéhez szükségesnek talált. A magbank becslésének pontosságát növelendő, az 1-1 mintához szükséges talajt 36 rész minta formájában gyűjtöttük be, mivel korábbi vizsgálatokból már ismert, hogy a legtöbb faj magbankja aggregált eloszlást mutat a talajban (THOMPSON 1986, WARR et al. 1993). A részmintákat egy 100 négyzetméteres mintaterületen random eloszlásban vágtuk ki a talajból, 6 cm mélységig, a tűavar előzetes eltávolítása után. A magbank talajmélység szerinti eloszlásával kapcsolatos számos tanulmány alapján – amelyek a magbank denzitásának gyors csökkenését mutatták ki a talajprofil mentén – várható, hogy a fenti módon gyűjtött mintáink a terület magbankjának legalább 80%-át tartalmazzák. A talajmintákat 1991/92 telén szabadban tároltuk, ez idő alatt fóliatakarással védtük a fénytől, az állatok bolygatásától és a nem kívánt magcsótól. Ezután magtartalmukat hajtatasos módszerrel vizsgáltuk az ELTE Botanikus kertjének üvegházában, 1992. áprilistól novemberig. A teljes vegetációs időszakot átívelő üvegházi hajtattal a különböző fény- és hőmérséklet-igényű fajok csírázását kívántuk minél jobban elősegíteni. A csíranövények azonosítása heti rendszerességgel történt CSAPODY (1968) és MULLER (1978) határozókönyveinek és a MTM Növénytára csíranövény-herbáriumának segítségével. Az azonosított csíranövényeket minden esetben eltávolítottuk. Azoknál a fajoknál, ahol a pontos azonosításhoz fejlettebb egyedek szükségesek, a csíranövényeket virágcserepekbe átültetve tovább neveltük és meghatározásukat a következő vegetációs időszakban végeztük el.

Ahhoz, hogy a magbankból esetleg kimutatásra kerülő fajok eredetéről véleményt alkothassunk, szükségünk volt a feketefenyvesek aljnövényzetének pontos ismeretére is. Ezért mindkét mintaterületen 5–5 db, 5×5 m<sup>2</sup>-es kvadrát alkalmazásával cönológiai felvételt készítettünk két alkalommal (május 4.-én és június 25.-én). A fajok borítását százalékban adtuk meg, úgy, hogy a két felvételezési időpontban regisztrált értékek közül mindig a nagyobbat vettük figyelembe. Végül az öt kvadrát alapján kapott átlagos borításokkal jellemeztük az adott mintaterület aljnövényzetét. A fajok elnevezése SIMON (2000) munkáját követi.

### Eredmények és megvitatásuk

A feketefenyvesek alól gyűjtött talajmintákból összesen 52 csíranövényt mutattunk ki, amelyek 28 fajhoz tartoztak (1. és 2. táblázat). A valamelyest nyitottabb lombsátrú Ördög-toronyi terület magbankját 18, a zártabb Fehér-hegyiét 13 faj alkotta, és a magdenzitás arányai is hasonlóan alakultak (105,6 mag/m<sup>2</sup>, illetve 66 mag/m<sup>2</sup> az említés sor-

rendjében). Külföldi szerzők mészkő- és dolomitgyepekre vonatkozóan – amelyek lehetnek természetesek, vagy legettetettek, de nem erdősítettek – minden esetben a fentiekénél nagyobb, olykor jóval nagyobb fajszám és egyedszám adatokat közöltek (RYSER és GIGON 1985, MILBERG és HANSSON 1994, KALAMEES és ZOBEL 1998, STARK et al. 2003). A hazai sziklagyepek magbankját korábban senki sem vizsgálta, így közvetlen összehasonlítás nem tehető, de a feketefenyvesek alól kimutatható maradvány magbanknál néhány más jellegzetes szárazgyepünk magbankja szintén bőségesebbnek mutatkozott (VIRÁGH és GERENCSÉR 1988, HALASSY 2001, MATUS et al. 2003).

1. táblázat A solymári Ördög-torony feletti feketefenyves talajából kimutatott magbank egyedszámai, valamint a föld feletti vegetáció borításértékei (A magbank fajcsoportjainak rövidítései: G= dolomitgyepi faj, N= más, természetközeli növénytársulás faja, W= gyom, illetve hurcolt faj, B= feltehetőleg a botanikus kertből származó faj.)

Table 1. Results of the seed bank investigation of the soil taken from the *Pinus nigra* plantation at Ördög-torony near village Solymár. Species group (1), number of seedlings (2) and average cover in the above-ground vegetation (3) are given for each species. (Abbreviations for species groups are: G= member of dolomite grasslands, N= member of further natural or seminatural habitats, W= weeds and alien species, B= species presumably colonizing the soil samples during the germination tests in the botanical garden.)

<i>Fajnév</i>	<i>Fajcsoport (1)</i>	<i>Csíránövények száma (2)</i>	<i>Átlagos borítás, % (3)</i>
<b>Csak a magbankban előforduló fajok</b>			
<i>Calamagrostis epigeios</i>	N	4	
<i>Campanula sibirica</i>	G	2	
<i>Cardamine impatiens</i>	N	1	
<i>Colutea arborescens</i>	G	1	
<i>Epilobium tetragonum</i>	N	1	
<i>Filipendula vulgaris</i>	G	1	
<i>Poa annua</i>	B	1	
<i>Polygala amara</i>	G	1	
<i>Salix caprea</i>	B	3	
<i>Solidago canadensis</i>	W	1	
<i>Sonchus asper</i>	W	1	
<i>Viola rupestris</i>	G	2	
ismeretlen pázsitfű		1	
ismeretlen kétszikű		1	
<b>A magbankban és a vegetációban is meglévő fajok</b>			
<i>Asperula tinctoria</i>	G	1	0,7
<i>Carex humilis</i>	G	8	5
<i>Reseda lutea</i>	G(W)	1	0,4
<i>Taraxacum officinale s.l.</i>	W	1	0,05
<b>Csak a vegetációból kimutatott fajok</b>			
<i>Lombkoronaszint (összborítás: 65%)</i>			
<i>Pinus nigra</i>			50
<i>Fraxinus ornus</i>			25

1. táblázat folytatása  
Contd Table 1.

<i>Fajnév</i>	<i>Fajcsoport (1)</i>	<i>Csíránövények száma (2)</i>	<i>Átlagos borítás, % (3)</i>
<i>Cserjeszint (összborítás: 10%)</i>			
Berberis vulgaris			0,25
Fraxinus ornus			8
Pinus nigra			2
Quercus petraea			0,25
<i>Gyepszint (összborítás: 25%)</i>			
Allium senescens ssp. montanum			0,1
Anthericum ramosum			1,5
Berberis vulgaris			0,3
Biscutella laevigata			0,05
Brachypodium sylvaticum			0,2
Bromus pannonicus			13
Campanula rapunculoides			0,05
Campanula rotundifolia			0,7
Cardaminopsis arenosa			0,05
Chamaecytisus supinus			0,25
Euphorbia cyparissias			0,4
Fraxinus ornus			2,5
Galium glaucum			0,05
Galium mollugo			0,2
Geum urbanum			0,05
Hieracium murorum			0,04
Peucedanum oreoselinum			0,05
Phyteuma orbiculare			0,25
Poa nemoralis			2,5
Polygonatum odoratum			0,3
Quercus cerris			0,05
Rosa canina s.l.			0,04
Solidago virga-aurea			0,05
Stachys recta			0,1
Teucrium chamaedrys			0,05
Thalictrum minus ssp. pseudominus			0,05
Veronica officinalis			0,1
Veronica spicatum			0,1
Viola odorata			0,1
Viola reichenbachiana			0,05
A magbank fajszáma		18 (16)*	
A magbank összegyedszáma		32 (28)	
I négyzetméterre számított magszám	105,6 (92,4)		

\* = A zárójelben álló számok a „B” csoport nélkül vett összegeket mutatják.

2. táblázat A Fehér-hegy feketefenyvesének talajából kimutatott magbank, valamint a föld feletti vegetáció adatai (A rövidítések azonosak az 1. táblázatban alkalmazottakkal.)

Table 2. Results of the seed bank investigation of the soil taken from the *Pinus nigra* plantation at Fehér-hegy. Species group (1), number of seedlings (2) and average cover in the above-ground vegetation (3) are given for each species. (See Table 1 for abbreviations.)

<i>Fajnév</i>	<i>Fajcsoport</i> (1)	<i>Csíránövények</i> száma (2)	<i>Átlagos</i> <i>borítás, % (3)</i>
<b>Csak a magbankban előforduló fajok</b>			
<i>Artemisia vulgaris</i>	W	1	
<i>Berteroa incana</i>	W	1	
<i>Cardamine impatiens</i>	N	1	
<i>Chenopodium album</i>	W	1	
<i>Conyza canadensis</i>	W	2	
<i>Poa annua</i>	B	1	
<i>Populus alba</i>	B	1	
<i>Populus nigra</i> (ssp. <i>pyramidalis</i> )	B	4	
<i>Stellaria media</i>	B	2	
<i>Teucrium montanum</i>	G	3	
ismeretlen kétszikű-1		1	
ismeretlen kétszikű-2		1	
<b>A magbankban és a vegetációban is meglévő fajok</b>			
<i>Carex humilis</i>	G	1	0,50
<b>Csak a vegetációból kimutatott fajok</b>			
<i>Lombkoronaszint (összborítás: 80%)</i>			
<i>Pinus nigra</i>			80
<i>Gyepszint (összborítás: 2%)</i>			
<i>Allium senescens</i> ssp. <i>montanum</i>			0,10
<i>Anthericum ramosum</i>			0,30
<i>Bromus pannonicus</i>			0,05
<i>Campanula rotundifolia</i>			0,50
<i>Campanula sibirica</i>			0,05
<i>Euphorbia cyparissias</i>			0,10
<i>Festuca pallens</i>			0,30
<i>Galium aparine</i>			0,05
<i>Galium austriacum</i>			0,10
<i>Koeleria cristata</i>			0,05
<i>Prunus mahaleb</i>			0,10
<i>Quercus petraea</i>			0,10
<i>Quercus pubescens</i>			0,10
<i>Taraxacum officinale</i> s.l.			0,10
<i>Thalictrum minus</i> ssp. <i>pseudominus</i>			0,10
<i>Veronica spicatum</i>			0,10
<i>Vincetoxicum officinale</i>			0,05
<i>Viola reichenbachiana</i>			0,05
<i>A magbank fajszáma</i>		13 (9)*	
<i>A magbank összegyedszáma</i>		20 (12)	
<i>1 négyzetméterre számított magszám</i>	66 (39,6)		

\* = A zárójelben álló számok a „B” csoport nélkül vett összegeket mutatják.

A fentiek alapján azt mondhatjuk, hogy a több évtizedes feketefenyvesítés a dolomitgyepek magbankjának jelentős elszegényedéséhez vezetett. Ez abban is megnyilvánult, hogy a megfigyelt fajoknak több mint kétharmadát csak 1–1 életképes mag képviselte.

A fenyvesítés magbank-degradáló hatását közvetlenül is kimutatta Toscana-ban MACCHERINI és DOMINICIS (2003), akik kétféle cédrussal (*Cedrus atlantica* és *C. deodara*) beültetett mészkő-sziklagyepek magbankját elemezték. Eredményeik szerint az érintetlen gyepehez képest a 25 éves cédrus állományok alatt a fajsám az eredeti érték 66 százalékára, az egyedszám pedig 59 százalékára esett vissza. Egy mészkő-sziklagyepnek töviskes-bozótos stádiumon át lezajló spontán befásodásának hatását még részletesebben elemezte Angliában DAVIES és WAITE (1998). Adataikat Spearman-féle rangkorrelációval vizsgálva szignifikáns negatív kapcsolatot igazoltak a fászárú vegetáció fennállásának időtartama és a magbank mennyisége között. Szintén e gyepek magbankjának korlátozott túlélőképességét jelzi az az Overtonban (Anglia) elvégzett kísérlet, ahol egy sziklagyepet 1,6–1,8 m vastag földréteggel fedtek be, majd 32 év elteltével megvizsgálták a felszínre hozott eredeti talaj magbankját (HENDRY et al. 1995). (A nagyszabású kísérletet egyébként régészeti céllal, fa- és cseréptárgyak földalatti öregedésének vizsgálatára indították, de a magbank kutatók is lecsaptak a lehetőségre.) A vizsgálat eredménye még a Fehér-hegyi területen kimutatottnál is szegényesebb, mindössze 35 mag/m<sup>2</sup> denzitású magbankot mutatott.

Az egyes fajok vonatkozásában a legnagyobb magdenzitást a *Carex humilis* mutatta (8 mag, 26,4 db/m<sup>2</sup>). Mivel ez a faj mindkét területünkön az aljnövényzetben is jelen volt, s így esetleges magtermelése nem zárható ki, magtúlélését az adatok alapján csak tranziens besorolással minősíthetjük (THOMPSON et al. 1997). Ugyanakkor az aljnövényzetben vegetáló példányai – legalábbis a megfigyelés évében – nem virágoztak, ami arra utal, hogy a faj magvai képesek lehetnek bizonyos fokú perzisztenciára. Ezt valószínűsítik SCHÜTZ (2000) adatai is, aki (bár a *Carex humilis*-t nem vizsgálta) 18 sásfajra nézve közül legkevesebb 3,5 éves, de sok esetben ennél jóval hosszabb magtúlélést. Javasoljuk ezért a lappangó sás (*C. humilis*) magbank típusának célzott kísérletekkel való feltárását, ami vélhetően pozitív eredményre vezetne. Ennek az ad különös szakmai jelentőséget, hogy egy társuláspíró fajról van szó. A szakirodalom ugyanis rendszerint a növénytársulásokat meghatározó, domináns fajok magbank-beli hiányáról számol be.

A lappangó sáson kívül mindössze 3 olyan faj akadt, amely a magbankban és a föld feletti vegetációban is képviseltette magát: *Asperula tinctoria*, *Reseda lutea* és *Taraxacum officinale*. Ezek magbank típusáról szintén nem állíthatunk biztosat, a csoport alacsony fajszáma pedig azt jelzi, hogy a feketefenyves ültetvényekben a magbank és az aktív vegetáció között az általában szokásosnál is nagyobb különbség áll fenn. A Sørensen-index értéke az Ördög-toronynál 0,138, a Fehér-hegyen 0,061, azaz a feketefenyő záródottságának fokozódásával méginkább lecsökkent.

A talajmintákból kihajtatott többi faj esetében (tehát azoknál, amelyek a föld feletti vegetációban egyáltalán nem fordultak elő) a magbank típus hosszútávú perzisztensnek tekinthető (THOMPSON 1993).

Ahhoz, hogy a vizsgált fenyő ültetvények magbankját a dolomitgyep fajainak túlélési esélye szemszögéből értékelhessük, célszerű a talajmintákból kimutatott fajkészletet az alábbi csoportokra osztanunk:

- G = dolomitgyepek túlélő fajai,  
 N = más természetközeli, vagy féltermészetes növénytársulások fajai,  
 W = gyomok, illetve behurcolt fajok,  
 B = feltehetőleg a botanikus kertből származó fajok.

A „B” csoportot alkotó 5 fajt „szennyeződésnek” kell tekintenünk, mivel ezek magvai minden bizonnyal az üvegházi hajtás közben keveredtek a vizsgált talajba. A *Populus nigra ssp. pyramidalis*-nak kifejlett példánya állt az üvegház közelében, amelyről a repítőkészülékes magok bejutását az üvegház szellőzőrendszerén át magam is megfigyeltem, és szintén a légi úti érkezés valószínűsíthető a *Populus alba* és a *Salix capraea* esetében is. A *Poa annua* és a *Stellaria media* gyakori gyomok voltak a kísérletünkhöz használt üvegházban, bár az utóbbi faj esetében – tekintettel a kimondottan hosszú magtúlélésére (TELEWSKI és ZEEVAART 2002) – a magbanki eredet sem zárható ki.

A három érdemi fajcsoport (G, N és W) százalékos megoszlását a 3. táblázat mutatja be.

3. táblázat. A magbank három jellegzetes fajcsoportjának összetétele a vizsgált feketefenyő állományok talajában (A rövidítések azonosak az 1. táblázatban alkalmazottakkal.)

Table 3. Percentage share of the three main species groups in the soil seed bank of the studied *Pinus nigra* plantations. Percentage shares of species number and number of individuals are given in separate columns for the two study sites and as the average of all records.

(See Table 1 for the abbreviations of species groups.)

Magbank	Ördög-torony (92,4 mag/m <sup>2</sup> )*		Fehér-hegy (39,6 mag/m <sup>2</sup> )*		A két terület átlaga (66 mag/m <sup>2</sup> )*	
	faj- szám	egyed- szám	faj- szám	egyed- szám	faj- szám	egyed komponens szám
	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)	(%)
G	57	65	29	40	43	52,5
N	21,5	23	14	10	17,75	16,5
W	21,5	12	57	50	39,25	31
Összesen	100	100	100	100	100	100

\* A denzitás értékek a „B” fajcsoport nélkül kerültek megadásra (ld. 1.–2. táblázatok)

Látható, hogy a legnagyobb százalékos részesedést a dolomitgyepek fajai (G) mutatják, de ismerve az alacsony faj- és egyedszámokat ezt óvatosan kell megítélnünk. A G-csoportban ugyanis mindössze 8(9) fajról beszélhetünk, amelyek közül 6 fordult elő kizárólagosan a magbankban: *Campanula sibirica*, *Colutea arborescens*, *Filipendula vulgaris*, *Polygala amara*, *Teucrium montanum* és *Viola rupestris*. Ezek minden bizonnyal perzisztens magbankúnak tekinthetők, érdemes azonban itt megemlíteni, hogy Borhidi-féle fényigényüket tekintve (Borhidi 1995) általában nem rendelkeznek a legmagasabb értékszámokkal (noha a dolomitlakó fajok körében az nagyon gyakori). Valószínű tehát, hogy a fenyves záródásának kezdeti szakaszában még szaporodóképesek voltak, így magbankjuk túlélőképességének nem kellett feltétlenül elérnie a négy évtizedes időtartamot. A felsorolt hat fajra vonatkozóan a szakirodalom csak néhány adatot közöl. Így POSCHLOD et al. (1991) megerősítik a *Teucrium* perzisztenciáját, míg



MILBERG és HANSSON (1994) a *Filipendula* esetében tranziens magbankot állapított meg svédországi gyepekben. A többi négy faj magbankjára vonatkozó adatok e hazai vizsgálatban kerültek először megállapításra.

A fenti rövid fajlista elméletileg még mintegy tucatnyi fajjal bővíthető, ha beszámítjuk azokat a fajokat, amelyek dolomitgyepekben is előfordulnak, de perzisztenciájukat más hazai szárazgyepekből igazolták (pl. *Dianthus serotinus*, *Erysimum odoratum*, *Euphorbia cyparissias*, stb.; VIRÁGH és GERENCSÉR 1988, SENDTKO 1999, HALASSY 2001, MATUS et al. 2003). Ez azonban még így is igen csekély részarányt képvisel a fajgazdag dolomitflóra vonatkozásában, amely tény mellett még azt is figyelembe kell vennünk, hogy e perzisztens magbankú fajok szinte kizárólag a dolomitgyepek kis borítású, járulékos (akcesszórius) vagy véletlen (akcidens) elemei közül kerülnek ki.

Az N-csoport, azaz a más, természetközeli, vagy féltermészetes növénytársulások fajai, általában nagyon alárendelt szerepet mutattak (átlagosan 16-18 százalékot tettek ki). Három fajuk közül kettő (*Calamagrostis egigeios* és *Epilobium tetragonum*) jó anemochor képességű propagulumokkal rendelkezik, így valószínűleg a szél révén jutott a mintaterületre. Valószínű, hogy a mageső útján számos további faj magvai érkeznek időről időre a dolomitgyepek, illetve a későbbiekben rájuk telepített feketefenyvesek magbankjába, de rendkívül alacsony denzitásuk miatt ezek kimutatása esetleges. Az N-csoport harmadik faja a virágrúgó kakukk-torma volt.

A gyomok és behurcolt fajok (W) csoportja az előzőnél nagyobb figyelmet érdemel. Részesevé a hegységperemi és településhez közeli Fehér-hegyen a legnagyobb frakciót képezi, de átlagosan is a fajszám 39%-át és az egyedszám 31%-át teszi ki (3. táblázat). Jelenléte minden bizonnyal az erdősítés idején végrehajtott beavatkozásoknak tulajdonítható. A talajforgatás okozta bolygatás, valamint a faiskolákból származó földlabdás csemeték révén az erdőtelepítést követő években a gyomfajok széles skálája tenyészhetett a mintaterületeken, amelyek termést érlelve magvaikkal telíthették a magbankot, ahol egy részük a mai napig túlélhetett. (A kilencvenes években erdőtüzeket követő újraerdősítések során ezt a jelenséget magam is megfigyeltem a solymári Zsíros-hegyen és környékén.)

Az erdősítési időszakon kívül a W-csoport anemochor tagjainak magvai a későbbi időkben is folyamatosan érkezhettek a területeinkre (*Conyza canadensis*, *Solidago canadensis*, *Sonchus asper* és *Taraxacum officinale*). Külön is kiemeljük, hogy ebben a csoportban tájidegen, inváziós átalakító fajok is előfordulnak (BALOGH 2003), ami jól mutatja ezek agresszív terjedési stratégiáját: gyökeret vert állományaikhoz képest igen távoli területeken is beszennyezik a természetes magbankot, és ha kedvező alkalom kínálkozik, megjelennek a terület vegetációjában. Hasonló fajokat CSISZÁR (2004) is kimutattott a Sopron környéki erdők magbankjából.

A feketefenyvesek magbankjának elemzéséből arra a következtetésre jutunk, hogy a fenyő eltávolítása esetén a túlélőképes „jó” fajok kis száma, és az ültetvények alatt eltöltött több évtizednyi idő okozta alacsony magsűrűség miatt a magbank csak korlátozott mértékben segítheti a gypfajok visszatelepődését. Ugyanez várható a fenyőállomány erdőtüz okozta pusztulása után is. A magbank eredetű regenerálódás másik nehézségét az adja, hogy az eddig megismert, dolomitgyepi, perzisztens magbankú fajok rendszerint alacsony borítást mutató kísérőfajai a megfelelő növénytársulásoknak, ami alól talán az egyetlen kivételt a *Carex humilis* jelentheti.

Tekintettel arra, hogy az egykorú fenyőállományok tarvágása vagy az esetleges erdőtüzek általában nagy kiterjedésű területeket érintenek, így e bolygatásokat követően a szomszédos, természetes gyepekről érkező magesőnek csak korlátozott és késleltetett szerepe lehet a gyepek regenerálásában. Egyértelműen erre utalnak SENDTKO (1999) Tokaj-hegyi szárazgyepekben végzett mageső vizsgálatai is.

A dolomitgyepek regenerációs esélyeit elemezve azt is figyelembe kell vennünk, hogy az első évben a magbankból kialakuló gyér vegetáció egyes fajai mennyire szaporák, helyben mutatott magprodukciónkkal mennyire gyorsan tudják elfoglalni a még csupasz területeket. Ebben a versenyben a sziklagyep és lejtősztyep fajok – akár a magbankból, akár a magesővel jutottak a területre – alulmaradnak, mivel többnyire évelők és így kezdetben nem vagy csak korlátozott mennyiségben teremnek magot. Velük szemben jelentős előnyben vannak egyes nagy magprodukciónjú és jó diszperziós képességű gyomok. Mindez a bolygatást követő években egy területidegen növényzet felterjedéséhez vezet, amelynek kialakulását az 1993-as Zsíros-hegyi erdőtüz kapcsán, állandó kvadrátokban végzett monitorozás módszerével közvetlenül is kimutattuk (CSONTOS et al. 1996/97, TAMÁS és CSONTOS 1998). Az pedig a magbank előrejelző szerepét nyomatékosítja, hogy az erdőtüz után kialakult pionír növényzetnek éppen a magbankból is kimutatott *Conzya canadensis* volt a vezérfaja. A betyárkóró ilyen szerepe egyébként valószínűleg csakugyan nem tekinthető véletlen elszabadulásnak (amit egyébként a gyom-inváziók kapcsán gyakran valószínűsítünk), hanem többé-kevésbé általános jelenségként értékelhető a hasonló szituációkban, ugyanis PRACH et al. (1995) a Zsíros-hegyen tapasztalttal teljesen egybecsengő dominanciájáról számolt be egy nyugat-szlovákiai erdefenyves erdőtüzét követő szukcesszió kapcsán. A betyárkóró sikerességét minden bizonnyal az is segíti, hogy az erdőtüzek rendszerint a nyár második felében pusztítanak, így a betyárkóró magszórása idején azok már elérhetőek. A faj őszi csírázása szintén szerencsés a tavasszal gyorsan vízhiányossá váló dolomitajtók kolonizálásához.

Visszatérve a dolomitgyepek regenerálásának kérdéséhez, a kezdeti gyomosodásnak egy pozitív vonását, a talajerózió fékező hatást kell kiemelniünk (CENTERI 2002). A lassan regenerálódó dolomitlakó fajok ugyanis kis borításuk folytán képtelenek lennének a talajlehordódás megakadályozására, így ha más módon is (nem az azonnali gyepeledést előidézve) a magbanknak mégis van pozitív szerepe a terület regenerálásában. Ráadásul a betyárkóró gyenge kompetítor és az elfoglalt területekről néhány év leforgása alatt „magától” eltűnik (TAMÁS 1999), miközben alatta a dolomitgyepek fajai megerősödnek (TAMÁS 2001). Ezzel együtt a dolomitgyepek visszatelepülésének meggyorsítására minden olyan eljárás ajánlható, amely a természetes társulásepítő fajok propagulum denzitását növeli. Ennek legkézenfekvőbb módja a vetés (vagy felülvetés) lehet, elsősorban a viszonylag nagymagvú fűvek, így *Bromus pannonicus*, *Bromus erectus* és *Festuca pallens* megfelelő magkeverékével, mivel ezek a fajok szinte definíció-szerűen hiányoznak a perzisztens magbankból (PECO et al. 2003) és diszperziós képességük sem jelentős (FENNER és THOMPSON 2005). Ugyanakkor megtelepedésük és elszaporodásuk döntő mértékben járulhat hozzá a dolomitajtókra jellemző vegetáció kialakulásához.

## Köszönetnyilvánítás

A terepmunkák során és az üvegházi vizsgálatokban Horánszky András, Kalapos Tibor és Lőkös László voltak segítségemre. A kéziratához fűzött hasznos észrevételeiért Tamás Júliának mondok köszönetet. Köszönettel tartozom Csiszár Ágnesnek a kézirat gondos lektorálásáért. A kutatási téma megvalósítását az OTKA T3167 sz. témapályázatának támogatása tette lehetővé.

## Irodalom

- BAKKER J. P., POSCHLOD P., STRYKSTRA R. J., BEKKER R. M., THOMPSON K. 1996: Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Bot. Neerl.* 45: 461–490.
- BALOGH L. 2003: Az adventív-terminológia s.l. négy nyelvű segédszótára, egyben javaslat egyes szakszavak magyar megfelelőinek használatára. *Bot. Közlem.* 90: 65–93.
- BARTHA S., RÉDEI T., SZOLLÁT Gy., BÓDIS J., MUCINA L. 1998: Északi és déli kitétséggű dolomitsziklagyeppek térbeli mintázatainak összehasonlítása. In: CSONTOS P. (szerk.): Sziklagyeppek szünbotanikai kutatása. Scientia, Budapest. pp: 159–182
- BASKIN C. C., BASKIN J. M. 1998: Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination. Academic Press, San Diego.
- BORHIDI A. 1956: Feketefenyveseink társulási viszonyai. *Bot. Közlem.* 46: 275–285.
- BORHIDI A. 1995: Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. *Acta Bot. Hung.* 39: 97–181.
- BÓDIS J. 1993: A feketefenyő hatása nyílt dolomit sziklagyepre. I. Texturális változások. *Bot. Közlem.* 80: 129–139.
- CENTERI Cs. 2002: The role of vegetation cover in the control of soil erosion on the Tihany peninsula. *Acta Bot. Hung.* 44: 285–295.
- CSAPODY V. 1968: Keimlingsbestimmungsbuch der Dicotyledonen. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- CSERESNYÉS I., CSONTOS P. 2004: Feketefenyvesek tűzveszélyességi viszonyainak elemzése McArthur modelljével. *Tájökológiai Lapok* 2: 231–252.
- CSERESNYÉS I., BÓZSING E., CSONTOS P. 2003: Erdei avar mennyiségének változása dolomitra telepített feketefenyvesekben. *Természetvédelmi Közlemények* 10: 37–49.
- CSERESNYÉS I., CSONTOS P., BÓZSING E. 2006: Stand age influence on litter mass of *Pinus nigra* plantations on dolomite hills in Hungary. *Canadian Journal of Botany* 84: 363–370.
- CSISZÁR Á. 2004: Adatok a magyar flóra fajainak magbank típus szerinti minősítéséhez. *Tájökológiai Lapok* 2: 219–299.
- CSONTOS P., LŐKÖS L. 1992: Védett edényes fajok térbeli eloszlás-vizsgálata a Budai-hg. dolomitvidékén. – Szünbotanikai alapozás, természetvédelmi területek felméréséhez. *Bot. Közlem.* 79: 121–143.
- CSONTOS P., TAMÁS J., KALAPOS T. 1996/1997: Soil seed banks and vegetation recovery on dolomite hills in Hungary. *Acta Bot. Hung.* 40: 35–43.
- CSONTOS P., TAMÁS J., KALAPOS T. 2001: Correlation between age and basal diameter of *Fraxinus ornus* L. in three ecologically contrasting habitats. *Acta Bot. Hung.* 43: 127–136.
- CZIMBER Gy. 1970: A hazai előfordulású, keményhájú magot termő növények ökológiai és rendszertani vonatkozásai. *Agrártud. Egyet. Keszthely, Mosonmagyaróvári Mezőgazdaságtudományi Kar Közleményei* 13: 5–40.
- DAVIES A., WAITE S. 1998: The persistence of calcareous grassland species in the soil seed bank under developing and established scrub. *Plant Ecology* 136: 27–39.
- DEBRECZY Zs. 1973: A balaton-felvidéki Péter-hegy és környéke cönológiai vizsgálata. *Veszprém Megyei Múzeumok Közleményei* 12: 191–220.
- FEKETE G. 1959: Angaben zur Zönologie der moesischen Schwarzföhrenwälder. *Acta Bot. Acad. Sci. Hung.* 5: 327–347.
- FENNER M., THOMPSON K. 2005. The ecology of seeds. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- HALASSY M. 2001: Possible role of the seed bank in the restoration of open sand grassland in old fields. *Community Ecology* 2: 101–108.
- HAYASHI I., NUMATA M. 1971: Viable buried-seed population in the *Miscanthus*- and *Zoysia* type grasslands in Japan – Ecological studies on the buried-seed population in the soil related to plant succession VI. *Jap. J. Ecol.* 20: 243–252.

- HENDRY G. A. F., THOMPSON K., BAND S. R. 1995: Seed survival and persistence on a calcareous land surface after 32-year burial. *J. Veg. Sci.* 6: 153–156.
- HORVAT I., GLAVAČ V., ELLENBERG H. 1974: *Vegetation Südosteuropas*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1973: A növényzet szerkezetvizsgálata: új modellek, 2. rész. Elemi beszkálzás a florális diverzitás szerint. *Bot. Közlem.* 60: 35–42.
- KALAMEES R., ZOBEL M. 1998: Soil seed bank composition in different successional stages of a species rich wooded meadow in Laelatu, western Estonia. *Acta Oecol.* 19: 175–180.
- KALÁPOS T., CSONTOS P. 2003: Variation in leaf structure and function of the Mediterranean tree *Fraxinus ornus* L. growing in ecologically contrasting habitats at the margin of its range. *Plant Biosystems* 137: 73–82.
- KOLTAY A. 1997: Új kórokozók megjelenése a hazai feketefenyő állományokban. *Növényvédelem* 33: 339–341.
- KOLTAY A. 1998: A feketefenyő hajtáspusztulását okozó *Sphaeropsis sapinea* Dyko & Sutton biológiájának vizsgálati eredményei. *Erdészeti Kutatások* 88: 251–271.
- KOVÁCS J. A., TAKÁCS B. 1995: A Sümeg-Tapolcai hát és a Déli-Bakony néhány dolomitos felszínének botanikai értékei. *Kanitzia* 3: 97–124.
- LENCSEŠ G. 1996: A várpalotai Baglyas-hegy természeti értékei és növényvilága. BIO-GERO Ökocsoport, Várpalota – Nagykanizsa.
- MACCHERINI S., DOMINICIS V. 2003: Germinable soil seed-bank of former grassland converted to coniferous plantation. *Ecological Research* 18: 739–751.
- MATUS G., TÓTHMÉRÉŠ B., PAPP M. 2003: Restoration prospects of abandoned species-rich sandy grassland in Hungary. *Appl. Veg. Sci.* 6: 169–178.
- MILBERG P., HANSSON M. L. 1994: Soil seed bank and species turnover in a limestone grassland. *J. Veg. Sci.* 5: 35–42.
- MULLER F. M. 1978: *Seedlings of the North-western European lowland*. Dr. W. Junk Publishers, The Hague.
- PECO B., TRABA J., LEVASSOR C., SÁNCHEZ A. M., AZCÁRATE M. 2003: Seed size, shape and persistence in dry Mediterranean grass and scrublands. *Seed Sci. Res.* 13: 87–95.
- PENKSZA K., KÁDER F., BENYOVSZKY B. M. 1996: Vegetáció a Balatonalmádi (Vörösberény) melletti Megye-hegyről. *Bot. Közlem.* 83: 71–90.
- PENKSZA K., KÁDER F., SÜLE SZ. 2000: Vegetációtanulmány a Balatonalmádi Megye-hegyről (gyeptársulások vizsgálata). *Folia Musei Hist.-Nat. Bakonyiensis* 19: 7–24.
- POSCHLOD P., DEFFNER A., BEIER B., GRUNICKE U. 1991: Untersuchungen zur Diasporenbank von Samenpflanzen auf beweideten, gemähten, bruchgefallenen und aufgeforsteten Kalkmagerrasenstandorten. *Verh. Ges. f. Ökol.* 20: 893–904.
- PRACH K., LUKESOVA A., FROUZ J. 1995: The colonization of wildfire-disturbed pine forests by plants and animals in Central Europe. Abstracts of the 7<sup>th</sup> European Ecological Congress, Budapest, p. 242.
- RYSER P., GIGON A. 1985: Influence of seed bank and small mammals on the floristic composition of limestone grassland (Mesobrometum) in Northern Switzerland. *Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich* 52: 41–52.
- SCHÜTZ W. 2000: Ecology of seed dormancy and germination in sedges (*Carex*). *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3: 67–89.
- SENDTKO A. 1999: Die Xerothermvegetation bruchgefallener Rebflächen im Raum Tokaj (Nordost-Ungarn) – pflanzensoziologische und populationsbiologische Untersuchungen zur Sukzession. *Phytocoenologia* 29: 345–448.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója, harasztok – virágos növények. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- SIPOS K. 2004: Inváziós növények elleni tevékenységek a nemzetipark-igazgatóságokban: Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, in: MIHÁLY B., BOTTA-DUKÁT Z. (szerk.): *Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. A KvVM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei* 9. TermészetBúvár Alapítvány Kiadó, Budapest. p. 394.
- STARK K. E., LUNDHOLM J. T., LARSON D. W. 2003: Relationship between seed banks and spatial heterogeneity of North American alvar vegetation. *J. Veg. Sci.* 14: 205–212.
- TAMÁS J. 1999: Az invazív fajok terjedésének törvényszerűségei egy magyarországi esettanulmány kapcsán – a betyárkóró. *Bot. Közlem.* 86-87: 169–181.
- TAMÁS J. 2001: Tűz utáni szukcesszió vizsgálata feketefenyvesekben. PhD. értekezés, ELTE, Budapest.
- TAMÁS J. 2003: The history of Austrian pine plantations in Hungary. *Acta Botanica Croatica* 62: 147–158.

- TAMÁS J., CSONTOS P. 1998: A növényzet tűz utáni regenerálódása dolomitra telepített feketefenyvesek helyén, in: CSONTOS P. (szerk.): Sziklagyepek szünbotanikai kutatása. Scientia Kiadó, Budapest. pp. 231–264
- TELEWSKI F. W., ZEEVAART J. A. D. 2002: The 120-yr period for Dr. Beal's seed viability experiment. *American Journal of Botany* 89: 1285–1288.
- THOMPSON K. 1986: Small-scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. *Journal of Ecology* 74: 733–738.
- THOMPSON K. 1993. Persistence in soil, in: HENDRY G. A. F., GRIME J. P. (eds.): *Methods in comparative plant ecology*. Chapman and Hall, London. pp. 199–202
- THOMPSON K., BAKKER J. P., BEKKER R. M. 1997: The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. Cambridge University Press, Cambridge.
- 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 Bot. Hung.* 34: 77–121.
- WARR S. J., THOMPSON K., KENT M. 1993: Seed banks as a neglected area of biogeographic research: a review of literature and sampling technics. *Progress in Physical Geography* 17: 329–347.
- ZÓLYOMI B. 1942: A középdunai flóraválasztó és a dolomitjelenség. *Bot. Közlem.* 39: 209–231.
- ZÓLYOMI B. 1958: Budapest és környékének természetes növénytakarója, in: PÉCSI M. (szerk.): Budapest Természeti Képe. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 508–642.
- ZÓLYOMI B. 1987: Coenotone, ecotone and their role in preserving relic species. *Acta Bot. Hung.* 33: 3–18.

RELICT SEED BANK OF DOLOMITE GRASSLANDS  
IN THE SOIL OF *PINUS NIGRA* PLANTATIONS

P. CSONTOS

MTA-ELTE Research Group in Theoretical Biology and Ecology  
H-1117 Budapest, Pázmány P. sétány 1/c., Hungary, e-mail: cspeter@ludens.elte.hu

**Keywords:** dolomite grassland, habitat restoration, pine plantation, seed bank, seed longevity

Following the decline of pasturing, large *Pinus nigra* plantations were established on the dolomite slopes of the Hungarian Central Range. In the latest decades of the 20<sup>th</sup> century the nature conservation approach became stronger, thus resulting an increased effort to remove the alien *Pinus nigra* from the landscape and to support grassland restoration on steep slopes of dolomite hills. Soil seed bank could be a useful source in vegetation restoration, therefore in this study relict seed bank of grassland vegetation in the soil of pine plantations was investigated.

Soil samples were collected from 45–50 years old pine plantations at two study sites (Ördög-torony and Fehér-hegy) in the Budai Mountains. From each site 17 500 cm<sup>3</sup> soil was taken from the upper 6 cm soil layer, then the samples were exposed to germination in an unheated green-house for seven months.

Number of species recorded from the seed bank was 18 at Ördög-torony and 13 at Fehér-hegy, whereas seed density was 105.6 seed/m<sup>2</sup> and 66 seed/m<sup>2</sup>, respectively. Three major groups were distinguished in the species pool of the seed bank: 1) species of dolomite grasslands (43%), 2) species of other natural or semi-natural vegetation types (18%) and 3) weeds or alien species (39%). Regarding the group of dolomite grassland species, long-term persistent seed bank type was proved for *Campanula sibirica*, *Colutea arborescens*, *Filipendula vulgaris*, *Polygala amara*, *Teucrium chamaedrys* and *Viola rupestris*.

From the results the following major conclusions can be drawn. i) In the vegetation of dolomite grasslands relatively few species maintain persistent seed bank, thus the survival for several decades in the soil of pine plantations is exceptional, rather than rule. Among the dominant species long term persistence was not detected. ii) Therefore, in the restoration plan of these grasslands additional sowing of dominant species (especially the matrix grasses) is suggested to promote and accelerate natural succession. iii) Beside species group 1, weeds (group 3) can also play an important role in the restoration of dolomite grasslands. That is, they produce a considerable vegetation cover within short time (in the very beginning stage of succession), thus reducing soil erosion on the steep slopes, and later – as being weak competitors and less tolerating abiotic stresses than the obligate dolomite grassland species – they decline naturally, after few years.