

FEHÉR AKÁC ÉS TÖVISES LEPÉNYFA MAGBANKJÁNAK VIZSGÁLATA BUDAPESTI PARKOK TALAJÁBAN*

SIMKÓ Hella¹, CSONTOS Péter²

¹Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Környezettudományi Szak
1117 Budapest, Pázmány P. stny. 1/c.

²MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézete, 1022 Budapest, Herman O. út 15.

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

* *Tanulmányunkat Czímber Gyula professzor úr emlékének ajánljuk*

Kulcsszavak: inváziós fajok, talajmagbank, *Robinia pseudoacacia*, *Gleditsia triacanthos*, parkgondozás

Bevezetés

Az inváziós fajok terjedése, terjedésük hatása az életközösségekre, valamint az ellenük való védekezés napjainkra a természetvédelem egyik kiemelt témájává vált. Az idegenhonos és őshonos fajfogalom időskálán, térskálán és a közösségekre gyakorolt hatása alapján is vizsgálható. Mivel az első nagy inváziós hullám az állattenyésztés és a földművelés térhódításával együtt következett be, az ember nagymérvű közvetítésével, az invázióbiológiában idegenhonos fajnak nevezünk minden olyan fajt, mely a neolitikum (Kr.e. 5–6000) előtt nem fordult elő az adott területen (WEBB 1985, PYSEK 1995).

Jelenleg a magyar flóra három százalékát alkotják idegenhonos, azaz adventív fajok. A nagy földrajzi felfedezések, illetve napjainkban is a globalizáció által a Kárpát-medencébe behurcolt növényfajok közül jónéhány özönnövénné vált (CSONTOS 1984, 1986; BALOGH et al. 1994; UDVARDY 1997, 1998a; JUHÁSZ KOCIS, BAGI 2007). Ma körülbelül 30 növényfajt tartanak számon hazánkban a legveszélyesebb özönnövények között (BALOGH et al. 2004).

Az ember által szándékosan behozott vagy véletlenül behurcolt adventív fajok nagy része az új környezet viszonyaihoz alkalmazkodni nem tud, önfenntartó populációk létrehozására képtelen; ezek az ún. alkalmi (megjelenésű) fajok. Azokat a fajokat viszont, amelyek a megváltozott környezeti viszonyokhoz alkalmazkodva rendszeresen szaporodóképes utódokat, illetve önfenntartó populációkat hoznak létre, meghonosodott fajoknak nevezi az invázióbiológia. Utóbbiak egy része a környezeti korlátokat sikeresen leküzdve agresszív terjedésbe kezd nemcsak a bolygatott, hanem a féltermészetes és a természetes társulások felé is, így alakulva át inváziós fajjá (CHMURA, SIERKA 2005, SZÖLLŐSI, KALAPOS 2006). Megjegyzendő, hogy ez utóbbi stádiumot gyakran egy hosszabb lappangási szakasz előzi meg (TAMÁS 2000).

A kiváló vegetatív, illetve generatív szaporodási stratégiákkal rendelkező inváziós növények a természetes és természetközeli társulások fajösszetételét, így a biodiverzitást is veszélyeztetik (GRICE 2006, BLEEKE et al. 2007), bár arra is akad példa, amikor ez nem következik be (CHMURA, SIERKA 2006). Mindenesetre szükségesnek tartjuk az adventív, köztük az inváziós fajok folyamatos megfigyelését, monitorozását, ökológiájuk minél jobb megismerését. Az özönnövények szakszerű irtása költség-, idő- és munkaigényes feladat (REGAN et al. 2006), ezért elterjedésük megelőzése volna a legjobb megoldás.

Kutatómunkánk célja az volt, hogy budapesti parkokban ültetett fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.) és tövises lepényfa (*Gleditsia triacanthos* L.) egyedek közvetlen környezetében a talaj magtartalmát megbecsüljük, ezáltal is hozzájárulva e fajok generatív szaporodásával kapcsolatos ismereteink bővítéséhez. A növények többségénél ugyanis a leváló termések és magvak főképp az anyanövény alatti talajban halmozódnak fel, és ott úgynevezett talajmagbankot alkotnak (CSONTOS 2001). Emellett arra is kíváncsiak voltunk, hogy függ-e a talaj magbankjának mennyisége a fák korától, vagy a parkok gondozottságától.

Anyag és módszer

A fehér akác és a tövises lepényfa

A fehér akác Észak-Amerika keleti részén őshonos, központi elterjedési területe az Appalache-hegység, Oklahoma és Dél-Missouri. Európába 1601-ben, Magyarországra 1710 körül hozták be. Először parkfaként ültették, majd 1750-től erdősítésre is használták. Később az 1923. évi alföldfásítási törvény eredményeképpen több tízezer hektár akácot telepítettek (MAGYAR 1960). Magyarországon 2003-ban erdészeti adatok szerint körülbelül 380 hektáron állt akácos (BARTHA et al. 2006). A faj spontán állományait is figyelembe véve azonban az elfoglalt terület ennél jelentősen nagyobb lehet (pl. PENKSZA, KAPOCSI 1998).

Tág tűrőképességű faj, de laza, jól szellőző talajt igényel és főleg a korai fejlődési szakaszában nem jól tűri az árnyékolást. Mivel értékes keményfát szolgáltat és jó méhlegelő, gazdasági értéke nagy. Természetvédelmi szempontból azonban több kedvezőtlen tulajdonsága is van: aljnövényzete fajszegény, rendszerint néhány nitrofil faj uralja; kiválóan regenerálódik sarjakról, így ott ahol megtelepedett, nehezen szorítható vissza; keményhájú magvai révén (CZIMBER 1970) hosszútávú perzisztens magbankkal rendelkezik (THOMPSON 1993, CSISZÁR 2004), ami tovább nehezíti irtását. Érett hüvelytermései több hónapon át a fán maradhatnak, ahonnan a szél is terjeszti, így jó kolonizációs képességgel rendelkezik. E tények alapján a fehér akác méltán tartozik a legveszélyesebb inváziós növényeink közé.

A *Gleditsia triacanthos* eredetileg Észak-Amerika közép-keleti részén, Virginia és Karolina vidékein őshonos erdei elegyfa. Európába az 1700-as években került be parkfásítás és sövények létrehozása céljából. Alacsonyra vágva és alsó ágait a szomszédos tő ágaival átfonva hazánkban is alkalmazzák áthatolhatatlan sövények kialakítására (UDVARDY 1998b). Termőhelyigénye hasonló a fehér akácéhoz, melegkedvelő és fényigényes faj. Az Alföld klímája kedvező számára. Az akáccal ellentétben a rövid ideig tartó elárasztást is tűri. Laza lombozata és ágatövisei miatt erdőtelepítésre alkalmatlan, alatta az aljnövényzet gyorsan becserjésedik. Gyors növekedése, töről való jó sarjadzóképessége, illetve hosszan életképes magjai biztosíthatják túlélését ott, ahol egyszer már megtelepedett.

A lepényfa 20–30 cm hosszú hüvelytermései is keményhájú magvakat tartalmaznak (CZIMBER 1970). A termések 1–2 évig is a fán maradhatnak, ahonnan részben a szél is

terjesztheti, de édeskés beltartalma, fogyasztásra való alkalmassága miatt zoochoria útján is terjed. Invázióbiológiai jelentősége Magyarországon jelenleg elmarad az akácétól, és csak alkalmilag okoz problémát (BALOGH et al. 2004). Másutt azonban inváziós természetét bizonyítja, hogy a számára kedvező területeket agresszívan meghódíthatja. Például Argentína *Lithraea ternifolia* dominálta hegyi erdeiben jelentősen terjed, kiszorítva az őshonos fajokat (MARCO, PÁEZ 2000).

A terepi mintavétel módszerei

A mintavételezés Budapest közigazgatási határain belül az alábbi parkokban történt: Bókay-kert, ELTE-TTK Egyetemisták parkja, Margitsziget, Népliget, Orczy-kert, Soroksári Botanikus Kert, Tabán, Városliget, Vérmező, és XI. kerületi lakóparkok.

Minden parkban olyan példányokat választottunk amelyek önmagukban álltak, kellő távolságban fajtársaiktól, így szomszédhatástól mentesen becsülhettük meg a faegyedek alatti magbank mennyiségét. Mindkét fafaj esetében az érett hüvelytermések hosszú időn át a fán maradhatnak – lombkoronában őrzött magbankot képezve (CSONTOS 2007) – de jelen vizsgálataink során csak a talajmagbankot mintavételeztük.

A vizsgált fák pontos helyét Garmin GPS-12 kéziműszerrel határoztuk meg, majd lemértük a mellmagassági átmérőt. Egy fa lombozata alól 2 db, egyenként 480 cm³-es (80 cm² felszínű és 6 cm mély) talajhasábot emeltünk ki, rendszerint a bővebben termő, délre néző koronafél alól. Mivel a magbank mennyisége a talaj alsóbb rétegei felé haladva rohamosan csökken, ezért mélyebb mintavételt nem láttunk indokoltnak (HARPER 1977). Az egy lombozat alól vett talajmintákat egyesítettük és a feldolgozásig nejlonzsákokban szobahőmérsékleten tároltuk.

A terepmunka során feljegyeztük még a park gondozottságának mértékét az alábbi három kategória szerint: 1. nagyon jól gondozott parkrészlet; 2. kevésbé gondozott parkrészlet; 3. elhanyagolt, vagy egyáltalán nem kezelt parkterület.

A talajminták laboratóriumi feldolgozása

A magok elkülönítéséhez a talajmintákat megfelelő lyukbőségű szitán (akácnál 1,5 mm, lepényfánál 3 mm) vízsugárral átmostuk, majd a visszamaradó törmelék közül, 1–2 napos száradás után a magvakat kiválogattuk. A talált magoknak a magbankhoz sorolható, azaz életképes hányadát csíráztatással állapítottuk meg. A keményhűjúságot a csíráztatás előtt mechanikai szkarifikációval megszüntettük (CZIMBER 1980). A szkarifikált magvak felületének sterilizálása 5%-os NaOCl-oldatban, 10 percig végzett áztatással történt. Ezután a magokat csapvízzel nedvesített vattapapírral bélelt, 9,5 cm átmérőjű Petri-csészékben, 21 °C-on, természetes megvilágítás mellett, 7–14 napig csíráztattuk. A magok csírázása közben a vizet szükség szerint pótoltuk, a már csírázott magokat pedig eltávolítottuk. Az egy hét elteltével még nem csírázó magvakat ismét szkarifikáltuk és csíráztatásukat újból elindítottuk. A csíráztatás utolsó napján a csírázott, a duzzadt, és az esetlegesen fertőződött magok számát feljegyeztük. Utóbbiakat a százalékos arányok kiszámításánál nem vettük figyelembe.

Eredmények és megvitatásuk

A talajmintákból kimosott akác- és lepényfa magok, a megfelelő szkarifikáció és csírázási körülmények hatására legalább 94%-ban, vagy nagyobb mértékben csíráztak (1. fotó). A magvak egy része több cm-es talajmélységből kerülhetett elő, ami figyelembe véve az eltemetődéshez szükséges időt, mindenképpen jelzi a magvak jó túlélőképességét, és e fajok sikerességét a magbank kiépítésében.



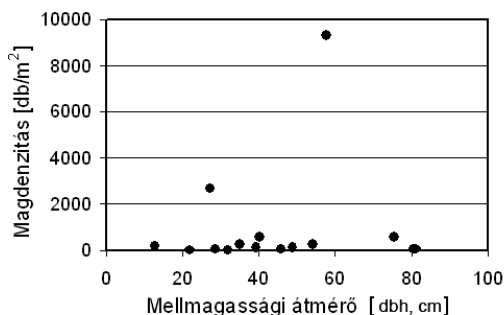
1. fotó Csírázott tövises lepényfa magok a csíráztatás hatodik napján

Photo 1. Germinated *Gleditsia triacanthos* seeds on the 6th day of the germination test

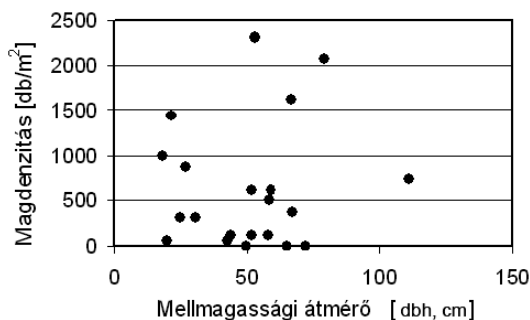
Az összesen 17 darab fehér akác egyed alól feltárt magbank mennyisége nagyon nagy szórást mutatott. A szélsőértékek 0 és 149 db mag, azaz 0 és 9312 mag/m² között változtak. Utóbbit egy Soroksári Botanikus Kertben található akácfa esetében mutattuk ki, amely alatt egy természetközeli állapotot bemutató gyepek helyezkedett el, amit ennek megfelelően nem kezeltek (nem nyírtak, nem gereblyéztek). A kapott értékek átlagban 871 db/m² magbank denzitást eredményeztek, a medián pedig 156 db/m²-nek adódott.

A lepényfa esetében hasonlóan nagy szórással, változatos mennyiségű magbank-készletet tapasztaltunk a 20 megvizsgált fa vonatkozásában. Az egyes példányok alól vett talajmintákban a kimutatott magmennyiségek 0 és 37 db között adódtak. A legtöbb magot (2312 db/m²) egy Orczy-kertben élő lepényfa alatt találtuk, elhanyagolt, szemetes parkrésztben. Az átlagos magbank-denzitás 633 db/m² volt, míg a medián 375 db/m² adódott. Ez több mint a kétszerese az akác medián-értékének.

Feltételezve azt, hogy az idősebb példányok alatt nagyobb magmennyiséget találunk, ábrázoltuk a talajmagbank mennyiségét az egyes fák törzsmérőjének függvényében (1. és 2. ábra). Az akác esetében azt tapasztaltuk, hogy a fák alatti talajmagbank mennyisége nincs összefüggésben a törzsmérővel, illetőleg a fa életkorával (1. ábra). A 2. ábrán látható, hogy a lepényfa talajmagbank-denzitása szintén független a fák életkorától, illetve a törzsmérőtől. Például a negyedik legnagyobb magbank-értéket az egyik legfiatalabb példány alatt tapasztaltuk. Feltűnő még a közepes magbank-mennyiségek nagyobb gyakorisága, ami egybevág SPERONI ÉS DE VIANA (1998) megfigyelésével, akik a különböző korú lepényfa egyedek magtermelését közel azonosnak találták. Ez magyarázatát adja a lepényfa akácéhoz viszonyított magasabb medián-értékének is.



1. ábra Budapesti parkok fehér akác egyedei alatti talajmagbank mennyisége a törzsátmérő függvényében
 Figure 1. Soil seed bank densities under *Robinia pseudoacacia* individuals plotted against tree diameters at breast height (dbh), in city parks of Budapest, Hungary

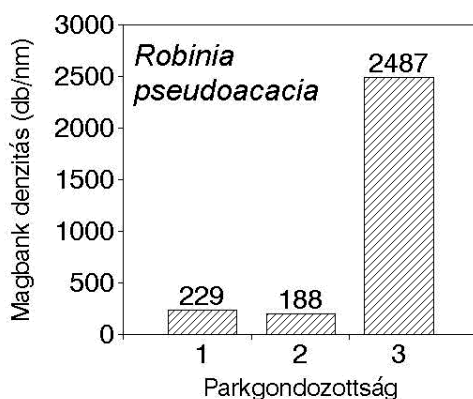


2. ábra Budapesti parkok tövises lepényfa egyedei alatti talajmagbank mennyisége a törzsátmérő függvényében
 Figure 2. Soil seed bank densities under *Gleditsia triacanthos* individuals plotted against tree diameters at breast height (dbh), in city parks of Budapest, Hungary

Az egyes mintavételi helyek között voltak jól gondozott, kevésbé kezelt és elhanyagolt parkrészek is. Az elhanyagolt parkrészeknél szemmel láthatóan több avar, termés, termésdarab és mag feküdt a talajfelszínen, illetve több volt a helyszínen megfigyelhető, azévi csíranövény is.

Ezért mindkét fafaj esetében grafikonon ábráztuk a parkgondozottság kategóriái szerint számított átlagos magbank-denzitást (3. és 4. ábra). Az akác esetében a jól és a közepesen gondozott parkrészekben vizsgált példányok alatt csak gyengén fejlett magbankot találtunk, míg az elhanyagolt parkrészek fái alatt átlagosan 2500 életképes mag fordult elő a talajban négyzetméterenként (3. ábra). A lepényfa esetében az adott parkrészek gondozottsági foka és a magbank denzitása közti összefüggés még szemléletesebben megmutatkozott (4. ábra).

Így elemzéseink alapján kijelenthető, hogy a parkok kezelési módjának jelentős szerepe van a vizsgált díszfák alatt található magbank denzitásának alakításában.

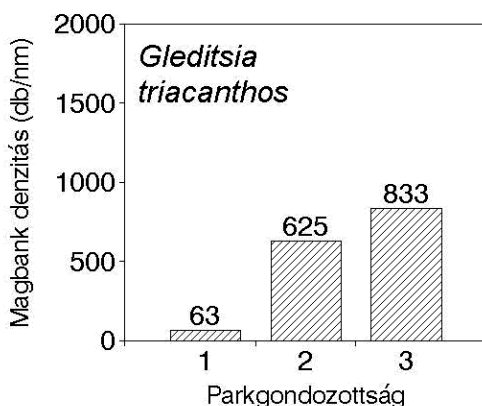


3. ábra Fehér akác egyedek átlagos talajmagbank-denzitása három területkezelési kategória szerint

1. nagyon jól gondozott parkrészs; 2. kevésbé gondozott parkrészs; 3. elhanyagolt, vagy egyáltalán nem kezelt parkterület

Figure 3. Average soil seed bank densities under *Robinia pseudoacacia* trees, according to three classes of gardening intensity, in city parks of Budapest, Hungary

1. intensive professional park treatment is applied, 2. medium level of park treatment prevails, 3. rather abandoned parks (with irregular litter collection and lawn-mowing)



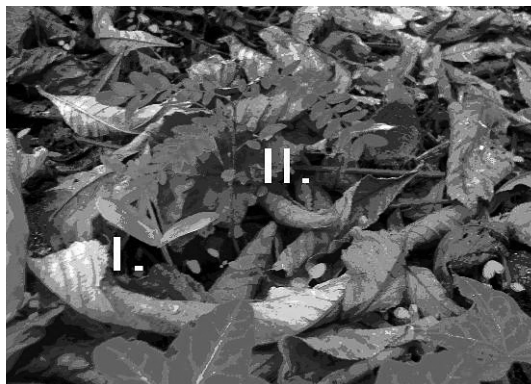
4. ábra Tövises lepényfa egyedek talajmagbank-denzitása budapesti parkokban a területkezelés minősége szerint (A kezelési kategóriák megegyeznek a 3. ábránál írottakkal.)

Figure 4. Average soil seed bank densities under *Gleditsia triacanthos* trees according to three classes of gardening intensity, in city parks of Budapest, Hungary

(See Fig. 3. for description of gardening intensity classes.)

Ez két megtárgyalandó problémát vet fel. Először is azt, hogy a gondozatlan parkterületeken mind az akác, mind a lepényfa jelentős magbankot halmozhat fel. MARJAI (1995) szerint erdészeti akác-állományokban ez a magbank olyan mennyiségű lehet, hogy szaporítóanyag kitermelésére is gazdaságosan felhasználható. Nyilvánvaló, hogy parkokban is biztosíthatja a faj fennmaradását, és az anyafák eltávolítása után még több évtized elteltével is eredményezhet újulatot, tekintettel a magok rendkívül hosszú túlélésére (THOMPSON et al. 1997). A szóbanforgó parkok esetében a magbank kialakulásának egyik

fontos előfeltétele, a könnyű eltemetődés lehetősége is biztosított, mivel talajukat az egykor ott folyó Duna által lerakott laza szerkezetű, homokos talajok képezik. További veszélyt jelent mindkét faj esetében a széllel is jól terjedő terméseik elsodródása olyan regenerációs nichekbe, ahol a parkgondozási munkák (fünyírás, gereblyezés) kevésbé érvényesülnek. Ilyen parkon belüli helyek az élősövények, vagy a borostyánnal fedett talajfelületek (2. fotó). Emellett a parkon kívüli területek is számos megtelepedési pontot kínálnak (UDVARDY 1999a,b).



2. fotó Tövises lepényfa fiatal (I.) és idősebb (II.) csíranövénye elhanyagolt parkrészletben

Photo 2. Autochthonous seedlings of *Gleditsia triacanthos* under a tree where *Hedera helix* carpet covers the ground.

(I.=one year old seedling, II.=two years old seedling.)

A probléma másik részét az képezi, hogy ha egy jól gondozott parkban megtörténik az avar és ezzel együtt a hüvelytermések összegyűjtése, akkor ennek megfelelő elhelyezéséről is gondoskodni kell. Megfigyeléseink szerint például a parkokon belüli ideiglenes avar- és terméslerakatok helyén óriási „csíranövényözön” jöhet létre. Joggal számíthatunk hasonló jelenségre mindazokon a parkokon, városokon kívüli területeken is, ahová a parkokban összegyűjtött avart elszállítják. Az ilyen külterületi lerakatokból azután ezek az inváziós fajok könnyen terjedhetnek tovább, és újabb természetközeli élőhelyeket hódíthatnak meg. Fontosnak tartjuk ezért a hulladékkezelést, a parkokból származó avar megfelelő elhelyezését, lehetőség szerint komposztálását (SZILI-KOVÁCS et al. 1994; GULYÁS et al. 1995a,b).

Összefoglalás

Budapest tíz közparkjában vizsgáltuk a fehér akác és a tövises lepényfa magbankját a fák lombkoronája alatti talajban. Arra a kérdésre kerestünk választ, hogy a fák életkora, vagy a parkterületek gondozottsági foka befolyásolja-e inkább a magbank mennyiségét.

Különböző korú, magányosan álló példányok alól minden esetben két, egyenként 480 cm³-es, 6 cm mélységű talajhasábot emeltünk ki. A fák életkorát a mellmagassági átmérőjükkel jellemeztük. A talajmintákból a magvakat vizes kimosással különítettük el, majd életképességüket csíráztatási teszttel ellenőriztük.

A fehér akác alatt a magbank átlagos denzitása 871 mag/m^2 volt ($n=17$), a maximum és a minimum értéke 0 illetve 9312 mag/m^2 -nek, a medián pedig 156 mag/m^2 -nek adódott. A lepényfa példányok lombkoronája alatti talajban átlagosan 633 mag/m^2 magbank-denzitást tapasztaltunk ($n=20$), a denzitás szélsőértékei 0 illetve 2312 mag/m^2 voltak, míg a medián 375 mag/m^2 -es értéket mutatott.

Eredményeink szerint mindkét fajfaj jelentős méretű magbank kialakítására képes a közparkok talajában. A magbank denzitása mind az akác, mind a lepényfa esetében függetlennek bizonyult a fák mellmagassági átmérőjétől, ugyanakkor jelentősen befolyásolta a fák környékének gondozottsági foka. A rendszeresen gondozott parkrészletekben álló fák alatt alig alakult ki magbank, míg ezzel szemben a parkgondozás rendszertelensége, vagy teljes elmaradása nagy, illetve igen nagy magbank-denzitásokhoz vezetett. Eredményeink felhívják a figyelmet arra, hogy a díszfaként ültetett tájidegen fajfajok esetében, azok jó magbank kialakító képessége potenciális veszélyt rejt elterjedésük, meghonosodásuk és esetleg inváziós fajjá válásuk tekintetében.

A vizsgált díszfák egyedei alatti talajban kialakuló, autochton magbank rendszeres parkgondozással minimális szinten tartható. Gondoskodni kell azonban a parkokból összegyűjtött, terméseket és magokat is tartalmazó avar megfelelő kezeléséről is, mert ennek hiányában a lerakatul használt külterületeken ezek a fajok megtelepedhetnek, majd ezekből a göcponctokból tovaterjedhetnek.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk Rausch Péternek a talajminták begyűjtése és az eredmények kiértékelése során nyújtott segítségért, továbbá mindazoknak, akik a szakirodalom összegyűjtésében segítségünkre voltak. Balogh Lajos számos jobbító észrevételt tett a kézirat lektorálása során, amiért ezúton mondunk hálás köszönetet. Munkánkat az MTA-PAN Lengyel-Magyar Bilaterális Egyezményének keretében végeztük.

Irodalom

- BALOGH L., DANCZA I., KIRÁLY G. (2004): A magyarországi neofitonok időszerű jegyzéke és besorolásuk inváziós szempontból, pp: 61–92, in: MIHÁLY B. & BOTTA-DUKÁT Z. (szerk.) Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények. TermészetBúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- BALOGH L., TÖTHMÉRÉSZ B., SZABÓ T. A. (1994): Patakkísérő invázió gyomok (*Helianthus*, *Humulus*, *Impatiens*, *Reynoutria*, *Rubus*, *Sambucus*, *Solidago* és *Urtica*) állományainak számítógépes elemzése Szombathely térségében. Berzsenyi Dániel Tanárképző Főiskola Tudományos Közleményei IX., Természettudományok 4., pp: 73–99.
- BARTHA D., CSISZÁR Á., ZSIGMOND V. (2006): Fehér akác (*Robinia pseudoacacia* L.), pp: 37–67, in: BOTTA-DUKÁT Z., MIHÁLY B. (szerk.): Biológiai inváziók Magyarországon. Özönnövények II., TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.
- BLEEKE, W., SCHMITZ, U., RISTOW, M. (2007): Interspecific hybridisation between alien and native plant species in Germany and its consequences for native biodiversity. *Biological Conservation* 137: 248–253.
- CHMURA, D. & SIERKA, E. (2005): Effects of forest management on alien plant invasions of woodlands. *Thaiszia Journal of Botany* 15, suppl. 1: 289–300.
- CHMURA, D., SIERKA, E. (2006): Relation between invasive plant and species richness of forest floor vegetation: a study of *Impatiens parviflora* DC. *Polish J. Ecol.* 54: 417–428.
- CSISZÁR Á. (2004): Adatok a magyar flóra fajainak magbank típus szerinti minősítéséhez. *Tájékológiai Lapok* 2(2): 219–229.
- CSONTOS P. (1984): Az *Impatiens parviflora* DC. vadállókövi (Pilis) állományának cönológiai és ökológiai vizsgálata. *Abstracta Botanica* 8: 15–34.

- CSONTOS P. (1986): Phytosociological description of a hilly country stand of *Impatiens parviflora* DC. *Studia Botanica Hungarica* 19: 115–118.
- CSONTOS P. (2001): A természetes magbank kutatásának módszerei. Scientia Kiadó, Budapest.
- CSONTOS P. (2007): Seed banks: ecological definitions and sampling considerations. *Community Ecology* 8: 75–85.
- CZIMBER GY. (1970): A hazai előfordulású, keményhájú magot termő növények ökológiai és rendszertani vonatkozásai. Agrártudományi Egyetem Keszthely, Mosonmagyaróvári Mezőgazdaságtudományi Kar Közleményei, 13: 540.
- CZIMBER GY. (1980): A keményhájúság, pp: 121–135, in: Szabó L. Gy. (szerk.): A magbiológia alapjai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- GRICE, A. C. (2006): The impacts of invasive plant species on the biodiversity of Australian rangelands. *Rangeland Journal* 28: 27–35.
- GULYÁS F., SZILI-KOVÁCS T., ANTON A. (1995a): Parkfenntartásból származó növényi hulladékok komposztálása a fővárosban. III. Nemzetközi Környezetvédelmi Konferencia; 1994. május 4–6., Kecskemét, pp: 55–57.
- GULYÁS F., SZILI-KOVÁCS T., ANTON A. (1995b): Laboratóriumi komposztálási modellkísérletek lombfa és fenyőfa apríték alapanyagokkal. III. Nemzetközi Környezetvédelmi Konferencia, 1994. május 4–6., Kecskemét, pp: 58–65.
- HARPER, J. L. (1977): Population biology of plants. Academic Press, London, 892 pp.
- JUHÁSZ KOCIS M., BAGI I. (2007): A *Prunus serotina* Ehrh. élőhely-preferenciái az invázió diszperziós szakaszában homoki területeken. *Botanikai Közlemények* 94: 1–17.
- MAGYAR P. (1960): Alföldfásítás, I. kötet. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MARCO, D. E., PÁEZ, S. A. (2000): Invasion of *Gleditsia triacanthos* in *Lithraea ternifolia* montane forests of Central Argentina. *Environmental Management* 26: 409–419.
- MARJAI Z. (1995): Az akác-magbank. *Erdészeti Lapok* 130: 311–313.
- PENKSZA K., KAPOCSI J. (1998): A Maros-völgy edényes növényei I. *Crisicum* 1: 35–74.
- PYSEK, P. (1995): On the terminology used in plant invasion studies, pp: 71–81, in: PYSEK, P., PRACH, K., REJMÁNEK, M., WADE, M. (eds) Plant invasions: General aspects and special problems. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- REGAN, T. J., MCCARTHY, M. A., BAXTER, P. W. J., PANETTA, F. D., POSSINGHAM, H. P. (2006): Optimal eradication: when to stop looking for an invasive plant. *Ecology Letters* 9: 759–766.
- SPERONI, F. C., DE VIANA, M. L. (1998): Fruit and seed production in *Gleditsia triacanthos*, pp: 155–160, in: STARFINGER, U., EDWARDS, K., KOWARIK, I., WILLIAMSON, M. (eds): Plant invasions: Ecological mechanisms and human responses. Backhuys Publishers, Leiden.
- SZILI-KOVÁCS T., GULYÁS F., OSVAY A., ANTON A. (1994): Budapest közterületein képződő parkfenntartási szerves hulladékokból készített komposztok részletes agrokémiai és biokémiai értékelése. II. Nemzetközi Környezetvédelmi Konferencia; 1994. május 4–6., Kecskemét, pp: 158–162.
- SZÖLLÖSI T. I., KALAPOS T. (2006): Removal experiment of *Ailanthus altissima* on the „Fóti Somlyó” hill, Hungary, and subsequent changes in the vegetation. 1st European Congress of Conservation Biology, 22–26 Aug., 2006, Eger - Hungary. Book of abstracts, pp: 80–81.
- TAMÁS J. (2000): Az invazív fajok terjedésének törvényszerűségei egy magyarországi esettanulmány kapcsán - a betyárkóró. *Botanikai Közlemények* 86-87: 169–181.
- THOMPSON, K. (1993): Seed persistence in soil, pp: 199–202, in: HENDRY, G. A. F., GRIME, J. P. (eds), *Methods in comparative plant ecology*. Chapman and Hall, London.
- THOMPSON, K., BAKKER, J., BEKKER, R. (1997): The soil seed banks of North West Europe: methodology, density and longevity. Cambridge University Press, Cambridge.
- UDVARDY L. (1997): Fásszárú adventív növények Budapesten és környékén. Kandidátusi értekezés, MTA Kézirattár, Budapest.
- UDVARDY L. (1998a): Spreading and coenological circumstances of the tree of heaven (*Ailanthus altissima*) in Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 41: 299–314.
- UDVARDY L. (1998b): Classification of adventives dangerous to the Hungarian natural flora. *Acta Botanica Hungarica* 41: 315–331.
- UDVARDY L. (1999a): Exotic shrubs and trees inclining to escape in an arboretum under strong urban effect in Budapest. *Publicationes Universitatis Horticulturae Industriae Alimentariae* 59: 171–174.
- UDVARDY L. (1999b): Gap-inhabitant woody alien plants in Budapest. *Publicationes Universitatis Horticulturae Industriae Alimentariae* 59: 175–176.
- WEBB, D. A. (1985): What are the criteria for presuming native status? *Watsonia* 15: 231–236.

SOIL SEED BANKS OF *ROBINIA PSEUDOACACIA* AND *GLEDITSIA TRIACANTHOS*
IN CITY PARKS OF BUDAPEST, HUNGARY

H. SIMKÓ¹, P. CSONTOS²

¹ L. Eötvös University, Fac. of Natural Sciences, Division of Environmental Science,
Pázmány P. stny. 1/c., H-1117 Budapest, Hungary;
e-mail: hella.simko@gmail.com

² MTA Res. Inst. of Soil Science and Agricultural Chemistry, Herman O. út 15.,
H-1022 Budapest, Hungary and
MTA-ELTE Res. Group in Theoretical Biol. and Ecol.
Pázmány P. stny. 1/c., H-1117 Budapest, Hungary;
e-mail: cspeter@ludens.elte.hu

Keywords: black locust, gardening intensity, honey locust, invasive trees, soil seed bank

Soil seed banks were investigated under the canopies of *Robinia pseudoacacia* and *Gleditsia triacanthos* trees in ten urban parks of Budapest. Aims of the study were to quantify the effects of tree age (as expressed in diameter at breast height) and the intensity of gardening treatments on the densities of soil seed banks of the investigated tree species.

Two soil prisms, of 6 cm deep and 480 cm³ volume each, were cut under the canopies of solitary tree specimens of various age. Soil samples were washed through a sieve of 1.5 mm mesh size for *Robinia*, and 3 mm mesh size for *Gleditsia*, then the seeds were hand-sorted from debris. Hardcoatedness of seeds was broken by mechanical scarification, then their viability was tested by germinating them in Petri-dishes at room temperature under natural daylight regime.

Average density of soil seed bank was 871 seeds/sqm (n=17) under black locust specimens, with minimum and maximum densities of 0 and 9312 seeds/sqm, respectively. The median was 156 seeds/sqm. Under the canopies of honey locust specimens the average density was 633 seeds/sqm (n=20), with minimum and maximum values of 0 and 2312 seeds/sqm, respectively, whereas the median was 375 seeds/sqm.

According to the results both tree species are able to form considerable amount of seed banks in the soils of urban parks. Neither black locust nor honey locust seed bank densities depended on the age of tree specimens. However, the intensity of park treatments in the surroundings of the trees had a considerable effect on the densities of the soil seed bank under the canopies of the studied species. Soil seed bank was impoverished or absent under trees standing in park sections receiving intensive, regular, professional treatments, whereas high or extreme high seed densities were related to irregularly applied, medium or low intensity park treatments.

Our results call the attention to the risk that alien ornamental park trees, having the potential to form large persistent seed bank in the soil, might escape from cultivation thus being naturalized or even becoming an invasive species. Formation of persistent soil seed bank under the canopies of the studied park trees can be controlled by intensive, regular, professional gardening treatments. Beside this, it is also emphasized that the litter collected from the parks (that contains fruits and seeds of the trees) should receive an appropriate treatment. Without appropriate treatment litter deposits (e.g. in the rural surroundings of cities) could support the establishment of populations of the studied species, and these populations could become starting points for further spread of the alien trees.