

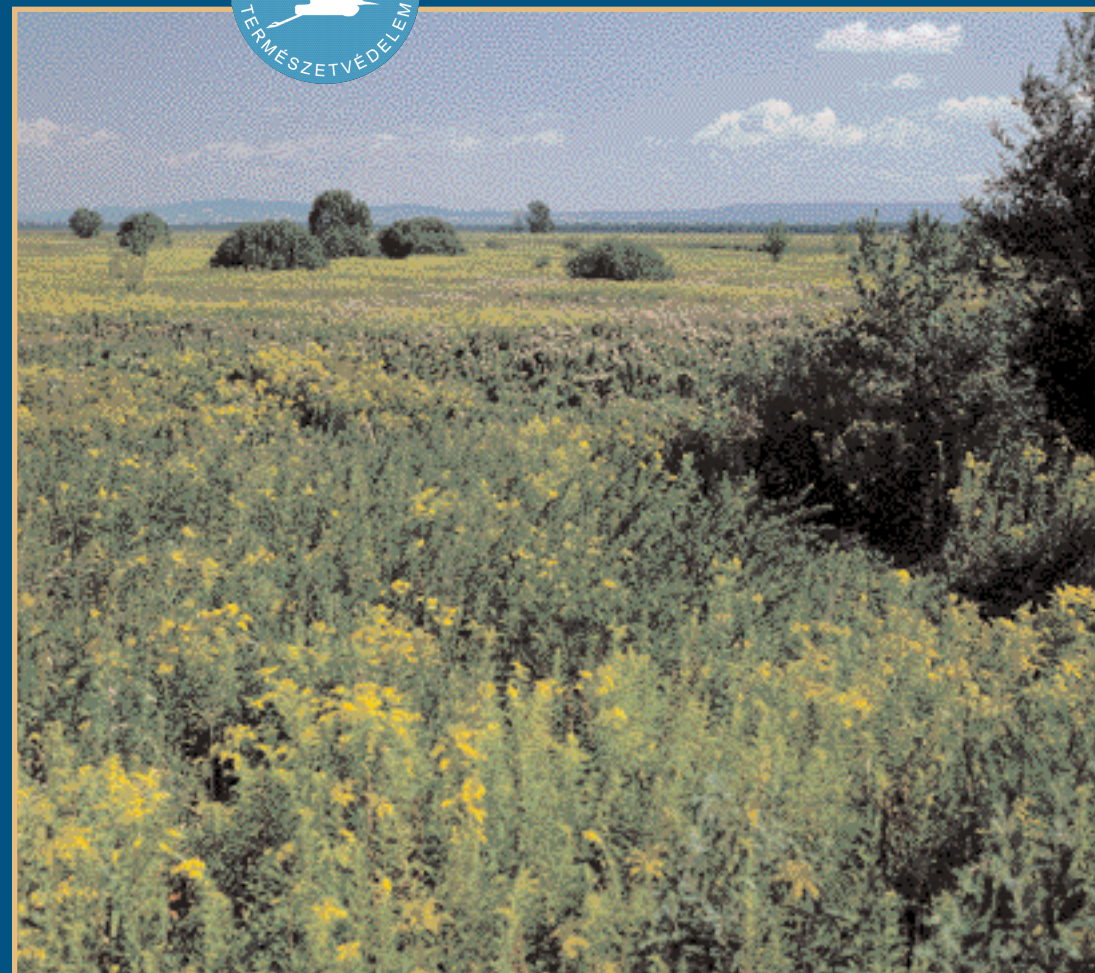
TERMÉSZETBÚVÁR KÖNYVEK



ÖZÖNNÖVÉNYEK

BIOLÓGIAI INVÁZIÓK MAGYARORSZÁGON

BIOLÓGIAI INVÁZIÓK MAGYARORSZÁGON ÖZÖNNÖVÉNYEK



A KvVM TERMÉSZETVÉDELMI HIVATALÁNAK TANULMÁNYKÖTETEI 9.



BIOLÓGIAI INVÁZIÓK MAGYARORSZÁGON
ÖZÖNNÖVÉNYEK

A KvVM TERMÉSZETVÉDELMI HIVATALÁNAK TANULMÁNYKÖTETEI 9.

BIOLOGIAI INVÁZIÓK MAGYARORSZÁGON

ÖZÖNNÖVÉNYEK

SZERKESZTETTE:

MIHÁLY BOTOND ÉS DR. BOTTA-DUKÁT ZOLTÁN

TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó
Budapest, 2004

A KIADVÁNY SZERKESZTŐI ÉS ELÉRHETŐSÉGÜK

MIHÁLY BOTOND

Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium
Természetvédelmi Hivatala
1121 Budapest, Költő u. 21.

DR. BOTTA-DUKÁT ZOLTÁN

MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet
2163 Vácrátót, Alkotmány út 2-4.

A szerkesztők munkatársa

HÁZI JUDIT

Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium
Természetvédelmi Hivatala
1121 Budapest, Költő u. 21.

ISSN 1589-4622

ISBN 963 86107 5 1

A borító képeit **DR. KALOTÁS ZSOLT** készítette

Nyomdai előkészítés és gyártás: **PIXEL-X KFT.**, Budapest

TERMÉSZETBÚVÁR ALAPÍTVÁNY KIADÓ
1051 BUDAPEST, ARANY JÁNOS UTCA 25.

FELELŐS KIADÓ: DOSZTÁNYI IMRE

A KIADVÁNY ELKÉSZÍTÉSÉBEN RÉSZT VETT KUTATÓK ÉS ELÉRHEŐSÉGÜK

DR. BAGI ISTVÁN
SzTE TTK Növénytani Tanszék
6701 Szeged, Pf.: 657.

BALOGH LAJOS
Savaria Múzeum
Természettudományi Osztály
9701 Szombathely, Pf. 14.

DR. BARTHA DÉNES
Nyugat-Magyarországi Egyetem
Erdőmérnöki Kar
Növénytani Tanszék
9400 Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4.

BENKŐ ZSUZSANNA RITA
Szent István Egyetem
Növénytani és Növényélettani
Tanszék
2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

CSISZÁR ÁGNES
Nyugat-Magyarországi Egyetem
Erdőmérnöki Kar
Növénytani Tanszék
9400 Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4.

DANCSA ISTVÁN
Növény- és Talajvédelmi
Központi Szolgálat
1118 Budapest,
Budaörsi u. 141–145.

JUHÁS MAGDOLNA
Somogy Megyei Múzeum
Természettudományi Osztály
7401 Kaposvár, Fő u. 10.

DR. KIRÁLY GERGELY
Nyugat-Magyarországi Egyetem
Erdőmérnöki Kar
Növénytani Tanszék
9400 Sopron, Ady Endre utca 5.

SZIDONYA ISTVÁN
SM Consulting
Növényvédelmi Fejlesztő Iroda
2030 Érd, Kaktusz u. 31/a

SZIGETVÁRI CSABA
SzTE TTK Ökológia Tanszék,
E-misszió Egyesület
4400 Nyíregyháza, Szabolcs u. 6.

TÓTH TAMÁS
Körös–Maros Nemzeti Park
Igazgatóság
5540 Szarvas, Anna-liget 1.

DR. UDVARDY LÁSZLÓ
BKÁE KTK Növénytani Tanszék
1118 Budapest, Ménesi út 44.

DR. VARGA SZABOLCS
Nyugat-Magyarországi Egyetem
Erdőmérnöki Kar
Erdő- és Faanyagvédelmi Intézet
9400 Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4.

**A NEMZETI PARK IGAZGATÓSÁGOK KÖZREMŰKÖDŐ SZAKEMBEREI
ÉS ELÉRHETŐSÉGÜK**

BOTA VIKTÓRIA

Körös–Maros Nemzeti Park
Igazgatóság
5540 Szarvas, Anna-liget

LESKU BALÁZS

Hortobágyi Nemzeti Park
Igazgatóság
4024 Debrecen, Sumen u. 2.

MÁRKUS ANDRÁS

Duna–Dráva Nemzeti Park
Igazgatóság
7625 Pécs, Tettye tér 9.

MESTERHÁZY ATTILA

Órségi Nemzeti Park
Igazgatóság
9942 Óriszentspéter,
Siskaszer 26/a

SIPOS FERENC

Kiskunsági Nemzeti Park
Igazgatóság
6000 Kecskemét, Liszt F. u. 19.

SIPOS KATALIN

Duna–Ipoly Nemzeti Park
Igazgatóság
1021 Budapest,
Hűvösvölgyi u. 52.

DR. SONNEVEND IMRE

Balaton-felvidéki Nemzeti Park
Igazgatóság
8200 Veszprém, Vár u. 31.

SULYOK JÓZSEF

Büki Nemzeti Park Igazgatóság
3304 Eger, Sánc u. 6.

TAKÁCS GÁBOR

Fertő–Hanság Nemzeti Park
Igazgatóság
9435 Sarród, Kócsagvár

VIRÓK VIKTOR

Aggteleki Nemzeti Park
Igazgatóság
3758 Jósfa, Tengersizem oldal 1.

**A KÖTET KÉPANYAGÁT KÉSZÍTETTÉK A SZERZŐK
ÉS SZERKESZTŐK, VALAMINT**

BÖRCSÖK ZOLTÁN

Nyugat–Magyarországi Egyetem,
Erdőmérnöki Kar,
Növénytani Tanszék

DR. KALOTÁS ZSOLT

Környezetvédelmi és Vízügyi
Minisztérium Természetvédelmi
Hivatala

DR. MARGÓCZI KATALIN

Szegedi Tudományegyetem,
Természettudományi Kar,
Ökológia Tanszék

RADISICS MILÁN

Radex Communication Kft.

SELYEM JÓZSEF

Dráva-völgye Középiszkola, Barcs

SIPOS TIBOR

Fertő–Hanság Nemzeti Park
Igazgatóság

VAJDA ZOLTÁN

Kiskunsági Nemzeti Park
Igazgatóság

Tartalomjegyzék

Beköszöntő (Haraszthy László)	9
Bevezetés (Mihály Botond)	11
I. A növényi invázióval kapcsolatos hazai és nemzetközi aktivitás (Botta-Dukát Zoltán)	17
II. A növényi invázióhoz kapcsolódó fogalmak áttekintése, egyben javaslat a jövőben használandó fogalmakra és definícióikra (Botta-Dukát Zoltán, Balogh Lajos, Szigetvári Csaba, Bagi István, Dancza István, Udvardy László)	35
Fogalomtár	52
III. A magyarországi neofitonok időszerű jegyzéke, és besorolásuk inváziós szempontból (Balogh Lajos, Dancza István, Király Gergely)	61
IV. Az inváziót elősegítő tulajdonságok és tulajdonság-kombinációk a hazai neofitonok jegyzékének elemzése alapján (Botta-Dukát Zoltán, Balogh Lajos, Dancza István)	93
V. Az ökológiai és zöld folyosók szerepe az özönnövények terjedésében (Bartha Dénes, Botta-Dukát Zoltán, Csiszár Ágnes, Dancza István)	111
VI. Az inváziós növények elleni védekezés elvi háttere (Szidonya István, Mihály Botond, Dancza István)	123
VII. Néhány fontos inváziós faj bemutatása	131
Amerikai kőris (Csiszár Ágnes, Bartha Dénes)	131
Bálványfa (Udvardy László)	143

Bíbor nebáncsvirág (Balogh Lajos)	161
Gyalogakác (Szigetvári Csaba, Tóth Tamás)	187
Japánkeserűfű-fajok (Balogh Lajos)	207
Kaukázusi medvetalp (Dancza István)	255
Kései meggy (Juhász Magdolna)	273
Magas aranyvessző és kanadai aranyvessző (Botta-Dukát Zoltán, Dancza István)	293
Selyemkóró (Bagi István)	319
Ürömlevelű parlagfű (Szigetvári Csaba, Benkő Zsuzsanna Rita)	337
Zöld juhar (Udvardy László)	371
VIII. Inváziós növények elleni tevékenységek a nemzeti park igazgatóságokban	387
Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság (Virók Viktor)	387
Balaton–felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság (Sonnevend Imre)	390
Bükki Nemzeti Park Igazgatóság (Sulyok József)	392
Duna–Dráva Nemzeti Park Igazgatóság (Márkus András)	393
Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság (Sipos Katalin)	394
Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság (Takács Gábor)	395
Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság (Lesku Balázs)	396
Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság (Sipos Ferenc)	399
Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság (Bota Viktória)	405
Örségi Nemzeti Park Igazgatóság (Mesterházy Attila)	407

Beköszöntő

Az emberi tevékenység egyik egyre súlyosabb problémát okozó velejárója a különböző fajok véletlenszerű vagy szándékos telepítése. E tekintetben a nagy gyarmattartók jártak az élen, de, sajnos, az olyan tenger nélküli ország, mint hazánk, szintén kivette a részét. Gyakran azonban a betelepítések vagy behurcolások negatív hatásai nem ott jelennek meg a legszembeszökőbben, ahol az adott faj először megjelent. Gondoljunk csak a burgonyabogárra vagy a magas aranyvesszőre, amelyek hatalmas területeken szétterjedtek.

A betelepített fajok meghatározó többsége – szerencsére – csak kis térben terjedt el, azaz úgy is fogalmazhatnánk, hogy nem szabadult ki az emberi ellenőrzés alól. A fajok jelentéktelen kisebbsége azonban önállóította magát, és minden képzeletet felülmúló mértékben szétterjedt. Az idegen földről származó – adventív – fajok e körét nevezzük inváziósnak.

A magyar flóra hozzávetőlegesen kétezer-négyszáz fajból áll, amelynek 3%-a tartozik az adventívok közé, azaz kevesebb mint száz faj. Sajnos, nemcsak a növények, hanem az állatok körében is megtalálhatók betelepítettek és jövevények egyaránt. Közöttük is akadnak olyanok, amelyek súlyos problémát okoztak, gondoljunk csak a balatoni angolnára vagy a vizeinket elárasztó törpeharcsára, naphalra, valamint a környékükön élő pézsmapocokra, illetve a védett természeti területeken mérhetetlen károkat okozó muflonra.

Mondhatnánk, hogy ezek a telepítések abból az időszakból származnak, amikor még nem volt kellő tapasztalatunk, és jogi szabályozás sem.

Napjainkban is újabb és újabb veszélyeknek vagyunk kitéve, gondoljunk csak a spanyol meztelencsiga vagy a kukoricabogár szemünk látára zajló, megállíthatatlannak látszó terjeszkedésére.

A növényvilág agresszív fajai máris több százezer hektár területet foglalnak el. Miközben egy-egy újabb védett természeti terület létesítése – még ha az csak néhány száz hektár is – leküzdhetetlennek látszó ellenállásba ütközik, sokakat kevésbé izgat az agresszív terjedésű növények mind nagyobb térnyerése. Pedig nem lehet nem észrevenni a somogyi homokterületeken az alkörmös, a Duna–Tisza közén a selyemkóró, a Dunántúlon a magas aranyvessző, a hullámtereken a gyalogakác és a zöld juhar, a szárazabb területeken és, sajnos, már a hegyvidéken is az akác és társaik egyre nagyobb területekre kiterjedő fertőzését.

Tévedés lenne azt hinni, hogy ezek a fajok csak a természeti értékekért aggódók számára nemkívánatosak. A hullámtéri legelők vagy kaszálók tulajdonosai tudják, ha egy-két évig nem kaszálnak vagy nem legeltetnek, csak gyalogakác-tengerre számíthatnak. Az ártéri erdők nagy részén az értéktelen fájú zöld juharral szemben vagyunk tehetetlenek. Ezek pedig nemcsak természetvédelmi, hanem súlyos gazdasági kérdések is.

Míndezenek miatt Magyarország sem halogathatja tovább nemzeti stratégiájának kidolgozását és mielőbbi megvalósításának megkezdését. Miközben a környező országok hasonló problémákkal küzdenek, valószínűsíthető, hogy bár szükség van egy nemzeti tervre, de a fajok nagy része nemzetközi, határokon átnyúló összefogással szorítható csak vissza.

E jövőbeni folyamat első lépésének tekintem e kötet összeállítását, amelyért a szerzőknek, az adatszolgáltatóknak és a szerkesztőknek köszönetet mondok,

Térfoglalásával a parlagfű megmaradt az agrárgazdálkodók problémájának, hiszen sok más mellett „csak” gyomnövénynek tekintettük. Súlyos allergén hatása miatt azonban társadalmi üggyé is vált. Valamennyiünk közös érdeke a parlagfűprobléma megoldása és hasonlók kialakulásának megakadályozása. Ez azonban csak széles körű társadalmi összefogással érhető el. Abban a reményben indítjuk útjára ezt az összeállításunkat, hogy hozzájárul ahhoz: az inváziós fajok problémája Magyarországon is a figyelem középpontjába kerül.

Haraszthy László

Bevezetés

Kötetünk megjelenésével az állami természetvédelem egy régi tartozását törleszti. Az „Agresszív adventív növényfajok és a természetvédelem” címmel, Jósvafőn megrendezett szakmai találkozón a részt vevő botanikusok és természetvédelmi szakemberek már 1998 márciusában felvetették, hogy szükség van egy, a terjedési dinamikájuk és ökológiai hatásuk alapján legveszélyesebbnek tartott fajokkal kapcsolatos eddigi ismereteket és természetvédelmi kezelési tapasztalatot összesítő kézikönyv kiadására.

A kézikönyv egykori célja az volt, hogy összefoglalja a hazai védett területeken jelentős problémát okozó inváziós adventív növényfajok szaporodásbiológiájával kapcsolatos ismereteket, valamint az egyes növényfajokra irányuló visszaszorítási kísérletek tapasztalatait, azokat a természetvédelmi kezelést folytatók számára elérhetővé tegye.

A szakértők rámutattak, hogy a biológiai invázió kezeléséhez a hatályos szabályozás nem ad elegendő jogi háttérrel, ezért szükségesnek tartották egy olyan jogszabály megalkotását, amely jelentős mértékben korlátozná ezen fajok erdőgazdálkodásban, bányarekultivációban, parkosításban való használatát és behozatalát.

A rendezvényen összeállításra került egy olyan fajlista, amely harminckét adventív és három őshonos, ám megfelelő feltételek között agresszíven terjedő és a természetes életközösségeket veszélyeztető fajt tartalmazott. Ezen összeállítás létrejötté az ezt követő szakmai munkában nagy segítséget nyújtott, időközben azonban szükségessé vált a lista frissítése, kiegészítése, mivel az eltelt öt év alatt számottevő hazai kutatási eredmény gyűlt össze, miközben a nemzetközi szakmai kapcsolatok révén is sok új ismeretre tettünk szert.

A Biológiai Sokféleség Napja, amelyről minden évben május 22-én emlékeznek meg, 2001-ben kifejezetten az inváziós fajok terjedésének veszélyére hívta fel a figyelmet.

Budapesten került megrendezésre 2002 februárjában a „Biodiversity in Europe” elnevezésű második kormányközi konferencia, amelyen Magyarország az Egyesült Királysággal közösen vezette fel az inváziós fajok problémakörét. Ez a rendezvény felkészülésül szolgált az abban az évben megtartott Biológiai Sokféleség Egyezmény hatodik Részleges Fellelkesítési Konferenciájához (CBD COP6), amelyen kiemelt témakörként szerepelt a biológiai invázió kérdése. Ezen a fórumon számos előrelépés történt, többek között megállapításra került az is, hogy a Berni Egyezmény Európában jelentős feladatokat és koordinációt láthat el ebben a kérdéskörben. Előtérbe került az inváziós idegen fajok elleni európai stratégia (European Strategy on Invasive Alien Species) kidolgozása is, amelyet a Berni Egyezmény koordinál. A stratégia tervezete részletesen tárgyalja a szükséges tennivalókat a jogalkotástól a megfelelő intézményi háttér létrehozásán (biológiai biztonsági intézet felállítása) keresztül egészen a nemzeti/regionális/nemzetközi adatbázis felállításáig, a nemzetközi együttműködés elősegítéséig. A stratégia várhatóan 2004 elején kerül véglegesítésre, érdemes azonban kiemelni, hogy csak az általános kereteket és javaslatokat fogalmazza meg, az érdemi lépések megtervezése, a nemzeti szabályozás és stratégia kidolgozása a tagállamokra, köztük hazánkra vár.

Az özönfajok fokozódó térhódítása nem csak a biológusokat foglalkoztatja. Egyes fajok jelenlétét szinte mindenki saját bőrén érzi, míg mások rohamos terjedésük ellenére sem váltják ki a társadalom figyelmét. Eddig soha nem látott mértékű előretörésük, térnyerésük azonban rendkívül sürgetővé teszi, hogy körültekintően és felelősséggel lépünk fel az inváziós fajok fenyegetései ellen. Annál is inkább, mert az eredményes fellépéshez nélkülözhetetlen az eltűnő politikai határokon átívelő nemzetközi együttműködés.

A fajok első körét legszemléletesebben képviselő parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia*) napjainkra egyre súlyosabb humán-egészségügyi gondok okozójává vált. Jelenleg a kb. 6 millió hektár területből 5,4 millió hektáron fordul elő, és mintegy 700 000 hektáron erős a fertőzés. A növény pollenjére csanem 2,5–3 millió ember érzékeny. A faj irtása és visszaszorítása érdekében számos országos, regionális és helyi kezdeményezés született. A megoldás azonban nem csupán a kormányzati akarat vagy az anyagiak függvénye. A talaj- és növényvédelmi jogszabályok az egész társadalmat cselekvésre kötelezik.

Sok olyan faj is nagy gondokat okoz, amely a napi sajtóban kisebb nyilvánosságot kap. Egy 1998-ban elkészített felmérés szerint a védett gyep-területek megközelítően 20%-a – ez mintegy 44 000 hektár területet képvisel – fertőzött olyan inváziós, magyarul özönnövényekkel, mint a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*) vagy a selyemkóró (*Asclepias syriaca*), visszaszorításuk feltételezett költsége milliárdos nagyságrendű. Ennek ellenére számos hazai kertészeti cég kínálatában, valamint méhészeti szaklapokban impozáns kerti növényekként, illetve mint méhlegelőként hasznosítható, telepítendő fajokként szólnak róluk.

Ezért is érdemes számot vetnünk azzal, hogy mit jelent a biológiai invázió, és mit nevezünk inváziós idegen fajnak.

Az inváziós idegen fajok (invasive alien species; IAS) rendelkeznek azon képességgel, hogy természetes előfordulási területükön kívülre történő véletlen behurcolásukat vagy szándékos betelepítésüket követően képesek ott megtelepedni, illetve tért hódítani, veszélyeztetve ezáltal a természetes életközösségek ökológiai egyensúlyát.

Nemkívánatos hatásukat növeli, hogy az élővilág szinte valamennyi rendszertani egységének képviselőit megtalálhatjuk közöttük, és a Föld szinte valamennyi ökoszisztémájában képesek átvenni a hatalmat. Az inváziós fajok mind a védett, mind a nem védett területeken nagy hatást gyakorolnak a természetes élőhelyek és az azokat körülvevő területek biológiai sokféleségére. Genetikai, faji és életközösségi lépésekben egyaránt visszafordíthatatlan ökológiai és ökonómiai károkat idézhetnek elő. A korábban nem fertőzött élőhelyekre történő bejutásukat, sokszorozódásukat és későbbi esetleges sikeres beilleszkedésüket jelentősen megkönnyíti az egyre nyitottabb határokon keresztül zajló nemzetközi kereskedelem, fuvarozás, utazás és az egyre fokozódó turizmus.

A nem honos fajok inváziója így – a kétségtelenül súlyos társadalmi és ökonómiai problémák ellenére – elsősorban a biológiai sokféleséget veszélyezteti, így főként természetvédelmi hatással bír. Az inváziós fajok terjeszkedése ezért napjainkra az élőhelypusztulás és -fragmentáció mellett a biodiverzitást leginkább veszélyeztető tényezők között szerepel.

Az invázió mértéke fajról fajra változik, előfordulnak szándékos betelepítések, és nem zárható ki a globális és helyi klímaváltozás esetleges befolyása sem. Az azonban bizonyos, hogy minden esetben jelentős szerepe van az ember természetátalakító tevékenységének is, hiszen bizonyos, a természetet érintő beavatkozásokkal mi teremtjük meg az özőnfajok számára kedvező ökológiai feltételeket.

Szinte valamennyi földrajzi térség küzd inváziós fajokkal, amelyek közül jó néhány – szélesebb tűrőképességének köszönhetően – több régióban is gondokat okoz. A terjeszkedés minden országot más módon fenyeget. Legveszélyeztetettebbek a szigetek és az egyéb elszigetelt életközösségek, amelyeknek rendkívül csekély az invázióval szembeni ellenálló képessége.

Bolygónk szinte valamennyi állama felismerte az inváziós fajok által képviselt veszélyeket, ugyanakkor az is nyilvánvalóvá vált, hogy nem elégségesek a fenyegetés mérséklését, illetve felszámolását lehetővé tevő jogi, gazdasági és egyéb eszközök. Néhány országban jelentős mértékű kutatási és mentesítési programok futnak, nem egy régióban az inváziós fajok körét meghatározták és kijelölték, míg más államok esetében még gyermekcipőben járnak ezen tevékenységek.

Az inváziós fajok elleni fellépés, valamint a kutatásra fordított összeg mértéke, a kormányzatok hajlandósága és a társadalmi érzékenység szintén országról országra változik.

A Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium Természetvédelmi Hivatala – az európai stratégia elvárásainak megfelelően – megkezdte a hazai inváziós fajokra vonatkozó eddigi kutatási és kezelési tapasztalatok összegyűjtését, rendszerezését és ennek alapján a nemzeti stratégia alapkövének letételét.

Könyvünk e munka részeként készült el, elsősorban az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézetének koordinálásával, a hazai inváziós növényekkel foglalkozó botanikusok kutatásai alapján. Az egyes fejezetek között – az öt évvel ezelőtti célnak megfelelően – a tudományos ismertetésen kívül a fajok szabályozásának, visszaszorításának esetleges lehetőségei és a nemzetipark-igazgatóságok által eddig elvégzett természetvédelmi kezelési tapasztalatok is helyet kaptak a kiadványban.

A munka nem fejeződhet be, hiszen a jelenleg ismertetésre kerülő növények közül sem fedik le a hazai veszélyes fajok teljes körét. Nem titkolt szándékunk, hogy a szakemberek figyelmét felhívjuk azokra a fajokra, amelyekről jelenleg még kevesebbet tudunk. Reméljük, hogy kötetünk megnöveli az inváziós fajok iránti szakmai érdeklődést, és ezzel újabb kutatások megkezdésére, egy-egy diplomamunka, esetleg komolyabb tudományos mű megszületésére ösztönöz. Ezekre – minden jel szerint – a jövőben egyre nagyobb szüksége lesz a természetvédelemnek.

Rendkívül fontos feladat az egész társadalom megfelelő szintű tájékoztatása és bevonása, hiszen a társadalmi szervezetek és a magánszemélyek részvétele nélkül véleményem szerint nem érhetünk el átütő sikert az inváziós fajok elleni küzdelemben.

Őszintén remélem, hogy az eddigi eredmények útravalójával a jelenlegihez hasonló, további kiadványok láthatnak majd napvilágot, amelyek hozzájárulnak hazánk természetes ökológiai viszonyainak, őshonos flórájának és faunájának megőrzéséhez, a természet védelméhez. Ennek szellemében ajánlom ezt a kiadványt minden érdeklődő figyelmébe.

Mihály Botond

A növényi invázióval kapcsolatos hazai és nemzetközi aktivitás

BOTTA-DUKÁT ZOLTÁN

Tudományos kutatás

A biológiai invázió első nagy hulláma a földművelés és állattenyésztés elterjedésével párhuzamosan zajlott le. Korabeli írott adatok hiányában a bekövetkezett változásokról csak töredékes adataink vannak. (Például TERPÓ és munkatársai [1999] régészeti leletek és közvetett bizonyítékok alapján kb. kétszáz olyan hazai fajt találtak, amelyek nem őshonosak nálunk, de már a nagy földrajzi felfedezések előtt megjelentek a Kárpát-medencében. Közülük számos valószínűleg már a földművelés újkőkor [neolitikum] végi elterjedése idején megjelent itt.) Mire az ókorban kialakult a botanika tudománya, ez az inváziós folyamat már jórészt lezárult, ezért a tudósok nem is figyeltek fel erre a jelenségre.

Az invázió második nagy hulláma a nagy földrajzi felfedezéseket, illetve az Újvilág meghódítását követően indul meg. Ez időben egybeesik a botanikai (azon belül is elsősorban a rendszertani) kutatások fellendülésével, ami LINNÉ munkásságában csúcspontot ér el. A jövevény fajokról szóló első tudományos dolgozat Linné tanítványának, JOHAN FLYGARE-nek 1768-ban Uppsalában megjelent *De coloniis plantarum* című munkája (PRISZTER 1997). Ezt követően egyre gyarapodó számban jelentek meg a jövevény fajok megtelepedéséről és térhódításáról szóló beszámolók. Ezek először elsősorban a termesztett (főként dísz-) növények kivadásairól számolnak be, de a XIX. századtól egyre gyakrabban szólnak a nem szándékosan behurcolt fajok (pl. gyomok) terjedéséről. Az invázió mechanizmusaira vonatkozó egyik első hipotézist DARWIN fogalmazta meg 1859-ben *A fajok eredete* című művében: elsősorban a nem őshonos genusok fajai a sikeresekek, tágabb értelemben minél kevésbé vannak egy fajnak az új hazában rokonai, annál inkább képesek elszaporodni, mert a verseny a közeli rokonok között a legerősebb (REJMÁNEK 1996). A figyelem középpontjában azonban még hosszú ide-

ig az inváziós jelenségek (azokon belül is elsősorban az új fajok megjelenésének) dokumentálása volt. A XX. század elején kialakuló szinanthróp rendszerek (pl. RIKLI 1903, THELLUNG 1912, ASCHERSON – GRAEBNER 1914) már a nagy számban összegyűlt megfigyelések rendszerezését tűzték ki célul. Az invázióbiológiai kutatások történetében fontos mérföldkő ELTON *The Ecology of Invasions by Animals and Plants* című könyvének megjelenése 1958-ban. A könyv hatására kezdődött meg az inváziós ökológia elkülönülése az ökológia más területeitől (az esetenként túlzott mértékű elkülönülés problémáiról lásd DAVIS et al. 2001). Bár a könyv első megjelenése óta csaknem fél évszázad telt el, a könyvben felvetett gondolatok máig hatnak az invázióval kapcsolatos kutatásokra (pl. a közösségek fajgazdagsága és invázióval szembeni ellenálló képessége közötti összefüggés vizsgálata; pl. LEVINE – D’ANTONIO 1999, LONSDALE 1999, STOHLGREEN *et al.* 1999, NAEEM *et al.* 2000, LEVINE 2000, SHEA – CHESSON 2002). Elton könyvében már megjelenik az a négy témakör, amely a mai napig az inváziós kutatások fő irányait jelenti: 1) az egyes fajok eltérő inváziós képessége, 2) egyes területek vagy életközösségek invázióval szembeni eltérő ellenálló képessége, 3) az invázió hatása, 4) védekezés (vö. ALPERT *et al.* 2000).

Napjainkban az invázióval kapcsolatos kutatások jelentőségét leginkább a megjelenő cikkek hatalmas és egyre növekvő számán mérhetjük le. PYSEK (1995) 1974 és 1992 közötti időszakra vonatkozó elemzése szerint a növényi invázióval foglalkozó cikkek száma és az ökológiai cikkeken belüli aránya is számottevően nőtt az 1980-as évek közepétől. Saját előzetes vizsgálataink szerint az invázióval foglalkozó cikkek számának gyarapodása az 1990-es évek közepén új lendületet vett, és az ökológiai cikkeken belüli arányuk is tovább növekedett (1. ábra). A terület felértékelődését jelzi az is, hogy a cikkek számának növekedésével párhuzamosan nőtt a rangos nemzetközi folyóiratokban megjelenő cikkek aránya is, sőt ma már a tudományterületnek saját folyóirata is van (*Biological Invasions*, kiadja a Kluwer Kiadó).

A rendszeres hazai botanikai kutatások megindulása KITAIBEL PÁL nevéhez kötődik. Munkáiban számos jövevény faj hazai előfordulását említi, amelyek egyben a fajra vonatkozó első hazai adatok. A későbbiekben is tovább élő hagyományt teremtve ezzel, nevezetesen, hogy nagy botanikusaink (pl. BORBÁS VINCE, JÁVORKA SÁNDOR, SOÓ REZSŐ) más kutatásaik mellett a jövevény fajok florisztikai kutatásaival is foglalkoztak.

A jövevény fajok florisztikai kutatásának hazai történetét Kitaibeltől napjainkig PRISZTER (1997) cikke részletesen ismerteti. A szinantróp rendszerek BORBÁS (1893) munkássága nyomán születésük pillanatában megjelennek Magyarországon. Később a kategóriarendszer hazai meghonosításáért PRISZTER (1957, 1960) és TERPÓ (1983) tett sokat. A invázióval kapcsolatos hazai kutatások hosszú ideig gyakorlatilag lemaradás nélkül követték a nemzetközi trendeket. Sajnos, a témakör iránti érdeklődés nemzetközi fellendülése éppen egybeesett a hazai terepbotanikai kutatások mélypontra süllyedésével (vö. BARTHA et al. 2002). A hazai terepbotanikusok létszáma az 1980-as évek elejétől ugyan örvendetesen nő, de a fiatal kutatók között is kicsi az invázió kérdései iránt érdeklődők aránya. Ami részben érthető is, hiszen egy-két kivételtől eltekintve hiányzik az inváziókutatók középgenerációja, amely átadhatta volna a stafétabotot a fiatalabb generációnak. A téma fontossága azonban egyre több emberben tudatosul, ezért bízunk benne, hogy az ezen a területen dolgozó kutatók száma gyarapodni fog.

Felmérési és monitoring programok

A növényi invázióval foglalkozó hazai kutatások előző részben már említett elmaradásai miatt különösen két területen keletkezett égető hiány. Egyrészt nem ismerjük országos léptékben kielégítően az inváziós fajok előfordulását és az általuk okozott problémákat, másrészt nincsenek kellő számban adataink az inváziós fajok terjedéséről (különösen finom léptékben).

A jövevény fajok első hazai megjelenéséről viszonylag pontos florisztikai adatok állnak rendelkezésre, a fajok későbbi terjedéséről és – ami a legfontosabb lenne – jelenlegi előfordulásáról már sokkal kevesebb a **jól dokumentált ismeret**. Országos léptékben csak néhány faj előfordulása ismert (*Ambrosia artemisiifolia* BÉRES 1982, BÉRES és HUNYADI 1991, JÁRAINÉ-KOMLÓDI és JUHÁSZ 1993, TÓTH és DANCZA 2002; *Solidago spp.* DANCZA és BOTTA-DUKÁT 2000), s csak kisebb területeken készültek részletes inváziós felmérések (BALOGH 1996, 2001, SZIGETVÁRI 2002a). Ezt a hiányt (is) pótolni szeretné a 2003-ban indult *Magyarország természetes növényzeti öröksége* című projekt.

Miközben minden terepen járó botanikus számára teljesen nyilvánva-

ló az inváziós fajok természetes vegetációt károsító hatása, szinte teljesen hiányoznak az ezt alátámasztó állandó mintavételi helyek **ismételt felvételezéséből** vagy **újraterképezéséből** származó adatok (lásd pl. BAGI 1997, 2000)¹. Ennek a hiánynak a pótlására nyújt lehetőséget a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBMR).

A program indulásakor a felkért tudományos kutatók javaslatai alapján elkészült egy módszertani útmutató kötet a monitorozásra javasolt fajokról, a monitorozás javasolt módszereiről és a prioritásokról (TÖRÖK – KUN 1997). Ebben huszonnégy inváziós fajt javasoltak monitorozásra a szakértők. Az ezekre vonatkozó javaslatokat az 1. táblázatban foglaltuk össze.

A NBMR IV. projektje foglalkozik az inváziós fajok monitorozásával (Fodor 1999). Ennek keretében tizenhárom özönnövényfaj monitorozása kezdődött meg (2. táblázat). A projekt célja terjedésük és károsításuk nyomon követése. A monitorozás során a 125 db mintaterületen áreatérképezés, mikroárea-térképezés és populációméret-vizsgálat történik.

Nemzetközi és hazai konferenciák

Az invázióbiológia témakörében az európai kutatók számára legfontosabb nemzetközi konferencia a kétévente megrendezett EMAPI (International Conference on the Ecology and Management of Alien Plant Invasions)². A konferenciát első ízben 1992-ben rendezték meg Loughboroughban (Nagy-Britannia), majd ezt követően 1993-ban Kostelec n. Cernými lesyben (Csehország), 1995-ben Tempében (Arizona, USA), 1997-ben Berlinben (Németország), 1999-ben La Maddalenán (Olaszország), 2001-ben ismét Loughboroughban, és legutóbb 2003 novemberében Miamiában (Florida, USA) tartottak ilyen konferenciát. A konferenciák jelentőségét többek között az adja, hogy anyagukból szín-

¹ Az inváziós fajok hatására vonatkozó közvetett bizonyítékokkal szolgál például BAGI és SZILÁGYI (1995), UDVARDY (1998) és SZIGETVÁRI (2002b) tanulmánya.

² A konferencia elnevezése a története folyamán némileg változott. Az egyes konferenciák programja és az előadások/posztterek összefoglalói hozzáférhetők a világhálón: <http://www.lboro.ac.uk/research/cens/invasives/>.

vonalas könyvek jelentek meg (DE WAAL *et al.* 1994, PYŠEK *et al.* 1995, BROCK *et al.* 1997, STARFINGER *et al.* 1998, BRUNDU *et al.* 2001, CHILD *ET AL.* 2003). 1999 óta magyar kutatók is részt vesznek ezeken a konferenciákon.

Magyar kezdeményezésre indult 1994-ben Sátoraljaújhelyen az *Antropization and Environment of Rural Settlements. Flora and Vegetation* című konferenciasorozat, amely elsősorban a kelet-közép-európai kutatók seregszemléje. A második konferenciát 1996-ban ismét Sátoraljaújhelyen tartották, majd a következőket 1998-ban Kassán, 2000-ben Krakkóban, 2002-ben pedig Ungváron. A tervek szerint a következő, 2004-es konferencia házigazdája ismét Magyarország lesz. A konferencia nemcsak az invázió kérdéseivel foglalkozik, hanem programjában minden alkalommal nagy hangsúlyt kapott ez a témakör.

A hazai rendezvények közül csak néhány fontosabbat kiemelve: 1998-ban az Aggteleki Nemzeti Park szervezésében Jósvafőn tartott *Agresszív adventív növényfajok és a természetvédelem* című konferencián a meghívott nemzeti parki szakemberek és inváziós növényekkel foglalkozó kutatók összeállították a természetvédelmi szempontból legveszélyesebb jövevény fajok (31 faj) listáját (SZ. TÓTH ÉS SZMORAD 1998). Az *Aktuális flóra- és vegetációkutatások Magyarországon III.* című konferencián (1999, Szombathely) külön szekció foglalkozott a növényi invázióval. A MBT Ökológiai Szakosztálya 2001-ben nagy sikerű előadótűt tartott a növényi invázióról. Más konferenciákon is rendszeresen vannak ilyen tárgyú előadások, poszterek. Tehát a témakörben születő új hazai eredmények viszonylag hamar eljutnak a tágabb szakmai közönséghez.

Nemzetközi kutatási és együttműködési programok

A biológiai invázióval kapcsolatos problémák átnyúlnak az országhatárokon, megoldásukhoz nemzetközi összefogásra van szükség. A Biológiai Sokféleség Egyezmény (lásd a következő részben) végrehajtása érdekében az aláíró államok illetékes szervei rendszeres tanácskozásokat tartanak, amelyeken értékelik az elért eredményeket, és kijelölik a feladatokat. Mivel az egyezmény rendelkezik a biológiai sokféleséget veszélyeztető idegenhonos fajok elleni fellépésről (8h. cikkely), ezeken

a tanácskozásokon az ilyen fajokkal kapcsolatos kérdések is napirendre kerülnek.

Ebben a részben olyan programokra koncentráltunk, amelyekben Magyarország kormányzati szinten nem vesz közvetlenül részt. Közülük először a világméretű Global Invasive Species Programme-ról (GISP) szólnunk, majd néhány európai (illetve európai unió) programot ismeretünk.

A GISP előzményei közül a legfontosabb a SCOPE (Scientific Committee on Problems of the Environment) által 1982 és 1988 között támogatott kutatási program, amelynek szintéziskötete (DRAKE *et al.* 1989) 1989-ben jelent meg. Maga a GISP 1997-ben indult. Első szakasza 2000-ig tartott, amelyben a következő témakörökkel foglalkozott:

- az inváziós fajok jelenlegi helyzete, új módszerek az inváziós fajok elterjedésében és gyakoriságában bekövetkező változások nyom követésére,
- az inváziós fajok ökológiája,
- az invázió emberi dimenziói,
- az invázió és a globális változás (Global Change),
- kockázatelemzés,
- a változó kereskedelmi útvonalak hatása az invázióra,
- globális adatbázis és korai előrejelző rendszer,
- az invázió közgazdasági következményei,
- törvényi és intézményi háttér,
- az inváziós fajok kezelése, kezelési útmutató kifejlesztése,
- új oktatási módszerek az inváziós fajok potenciális veszélyeinek megismertetésére.

Az első szakasz szintéziskötete (McNEELY 2001) és az egyes részprogramok eredményeit ismertető kötetek (MOONEY – HOBBS. 2000, SHINE *et al.* 2000, McNEELY 2001, PERRINGS *et al.* 2001) mellett a program keretében egy ismertető a hatékony megelőzési és kezelési technikákról (WITTENBERG – COCK 2001) és egy ismeretterjesztő könyv az invázió veszélyeiről (BASKIN 2002) is megjelent, valamint elkészült az inváziós fajok nemzetközi adatbázisa (ISSG 2002). Az utóbbival kapcsolatban azonban meg kell jegyeznünk, hogy magyar szempontból egyelőre használhatatlan: egyetlen magyarországi adatot sem tartalmaz és, a 31

veszélyes hazai adventív faj közül csak egy (a *Fallopia japonica*) szerepel benne.

A 2001-től 2003-ig tartó második szakaszban a program fő tevékenységi területei:

- az inváziós szervezetekkel foglalkozó *Global Clearing House* program beindítása,
- az új behurcolások megakadályozása,
- a fontos inváziós fajokkal foglalkozó kutatások elősegítése,
- az inváziós problémák megelőzésével és kezelésével foglalkozó regionális és országos szervezetek kapacitásának növelése,
- a nemzetközi szervezetek közötti együttműködés elősegítése.

Az Európai Unió 5. keretprogramjának *Energia, Környezet és Fenntartható Fejlődés* fejezete két invázióval kapcsolatban európai léptékű kutatási programot támogat. Az egyik a mediterrán szigeteken előforduló inváziós jelenségekkel (EPIDEMIE 2003), a másik – számunkra fontosabb – kutatási projekt a nagy termetű inváziós medvetalpfa (*Heracleum mantegazzianum* s. l.; lásd a fajjal foglalkozó fejezetet) biológiájával, valamint a hatékony és biztonságos kezelési módszerek kidolgozásával foglalkozik (GIANT ALIEN 2002).

A globális, illetve egész kontinensre kiterjedő együttműködések mellett nagyon fontosak az újabban örömdetesen gyarapodó regionális kezdeményezések (pl. NEOBIOTA 2003, NNIS 2002, RBIC 2003). Mivel a Kárpát-medence természetes földrajzi egység, kiemelten fontos lenne, hogy az invázió terén Magyarország a szomszédos országokkal regionális együttműködést alakítson ki.

Nemzetközi szerződések és hazai jogszabályok

Több, hazánk által is aláírt nemzetközi egyezmény tartalmaz nem őshonos élőlényekre vonatkozó rendelkezéseket. Az 1979-es Bonni Egyezmény a *Vándorló vadon élő állatfajok védelméről* szól. Az egyezmény III cikkelyének 4. pontja kimondja, hogy: „Az I. függelékben felsorolt vándorló fajok elterjedési területét érintő államaihoz tartozó Feleknek erőfeszítéseket kell tenniük, hogy: ... c) a lehetőség és a célszerűség mértékéig meg-

akadályozzák, csökkentsék vagy szabályozzák az olyan tényezőket, amelyek veszélyeztetik, vagy valószínűleg további veszélynek teszik ki e fajokat, beleértve a nem őshonos fajok betelepülésének vagy betelepítésének szigorú ellenőrzését; vagy a már betelepített vagy betelepült fajok ellenőrzését, vagy az esetleges felszámolását.”³ Ez csak bizonyos speciális esetekben (a vándorló veszélyeztetett állatfajok vagy élőhelyeik veszélyeztetése esetén) kötelez a nem honos fajok elleni fellépésre.

Ennél általánosabb követelményt fogalmaz meg *Az európai vadon élő növények, állatok és élőhelyeik védelméről* szóló Berni Egyezmény 11. cikkének 2. pontja: *„Minden egyes Szerződő Fél vállalja, hogy: [...] b) szigorúan ellenőrzi a nem őshonos fajok betelepítését.”⁴*

Végezetül a legáltalánosabb előírást a Biológiai Sokféleség Egyezmény 8. cikkelyének h) pontja tartalmazza, amely szerint: *„Minden Szerződő Fél, amennyire csak lehetséges és megfelelő, az ökológiai rendszereket, élőhelyeket vagy fajokat veszélyeztető idegen fajok betelepítését megelőzi vagy ellenőrzi, illetőleg megsemmisíti azokat.”⁵*

A hazai jogszabályok közül *A természet védelméről* szóló 1996. évi LIII. törvény több, a nem őshonos fajokkal kapcsolatos kérdést is érint:

- definíciók [8.§ (2)-(5)]⁶,
- nem őshonos fajok betelepítése [9.§ (4)],
- az őshonos fajok előnyben részesítése erdőtelepítéskor [16.§(3), 33.§(3), 33.§(7)].

Elmondhatjuk tehát, hogy a magyar jogban magas szintű jogszabályokban van lefektetve az inváziós fajokra vonatkozó jogi szabályozás számos alapelve. Hiányzik azonban ezeknek az általános elveknek a kibontása, a részletes jogi szabályozás megalkotása, amely nélkül ezek a szép elvek nem ültethetők át a gyakorlatba.

³ Magyarország az 1986. évi 6. törvényerejű rendeletben kihirdette az egyezményt, így az a magyar jogrendszer részévé vált. Az idézet az említett törvényerejű rendeletben szereplő fordítás.

⁴ Az egyezményt a környezetvédelmi miniszter aláírta és 1990/7. szám alatt közzétette. Az idézet részlet a közzétett magyar fordításból származik.

⁵ Magyarország az 1995. évi LXXXI. törvényben kihirdette az egyezményt, így az a magyar jogrendszer részévé vált. Az idézet az említett törvényben szereplő fordítás.

⁶ A törvény idézett részeit az I.1. sz. mellékletben közöljük.

Irodalomjegyzék

- ALPERT, P. – BONE, E. – HOLZAPFEL, C. (2000): Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3:52-66.
- ASHERSON, P. – GRAEBNER, P. (1914): *Synopsis der Mitteleuropäischer Flora*. Leipzig-Berlin. V/1:220-370.
- BAGI I. (1997): Átalakuló homoki vegetáció a Duna–Tisza közén. *Kitaibelia* 2:253-264.
- BAGI I. (2000): A *Cleistogenes serotina* inváziójának dokumentumai a Kiskunsági Nemzeti Park „Fülöpházi homokbuckák” UNESCO bioszféra-rezervátum magterületein, 1975-1999. In: VIRÁGH K. – KUN A. (szerk.): *Vegetáció és dinamizmus*. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- BAGI I. – SZILÁGYI Z. (1995): Az *Asclepias syriaca* cönológiai viszonyai a Kiskunsági Nemzeti Park fokozottan védett homokterületein. *Botanikai Közlemények* 82:147
- BALOGH L. (1996): Adatok néhány inváziós növényfaj elterjedéséhez az őrségi Tájvédelmi Körzetben és a kapcsolódó területeken. In: VÍG K. (szerk.): *Az őrségi Tájvédelmi Körzet Természeti Képe II.*, Savaria Múzeum, Szombathely.
- BALOGH L. (2001): Invasive alien plants threatening the natural vegetation of őrség Landscape Protection Area (Hungary). In: BRUNDU, G. – BROCK, J. – CAMARDA, I. – CHILD, L. – WADDE, M. (eds.): *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*, pp. 185-197. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- BARTHA D. – KIRÁLY G. – MOLNÁR ZS. (2002): A botanikus szakma nagy terve: Magyarország természetes növényzeti örökségének felmérése és összehasonlító értékelése. In: SALAMON – ALBERT É. (szerk.): *Magyar botanikai kutatások az ezredfordulón*. Tanulmányok Borhidi Attila 70. születésnapja tiszteletére. Pécsi Tudományegyetem Növénytan Tanszék, Pécs.
- BASKIN, Y. (2002): *A Plague of Rats and Rubbervines: The Growing Threat of Species Invasions*. Shearwater Books/Island Press, Washington, D.C
- BÉRES I. (1982): Adatok a parlagfű (*Ambrosia elatior* L.) 1981. évi hazai elterjedéséhez. *Növénytermelés* 30:409–413.

- BÉRES I. – HUNYADI K. (1991): Az *Ambrosia elatior* elterjedése Magyarországon. *Növényvédelem* **27**:405–410.
- BORBÁS V. (1893): A szerbtövis hazája. *M.T.A. Math. és Természettud. Közlemények* **25**:487–581.
- BROCK, J. H. – WADE, M. – PYŠEK, P. – GREEN, D. (eds.) (1997): *Plant Invasions: Studies from North America and Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- BRUNDU, G. – BROCK, J. – CAMARDA, I. – CHILD, L. – WADE, M. (2001): *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- CHILD, L. E. – BROCK, J. H. – BRUNDU, K. PRACH, K. – PYŠEK, P. – WADE, P. M. – WILLIAMSON, M. (2003): *Plant Invasions: Ecological Threats and Management Solutions*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- DANCSA I. – BOTTA-DUKÁT Z. (2000): A *Solidago gigantea* és *Solidago canadensis* magyarországi elterjedésének vizsgálata. IV. Aktuális flóra- és vegetációkutatások Magyarországon konferencia, Jászvafő.
- DAVIS, M. A. – THOMPSON, K. – GRIME, J. P. (2001): Charles S. Elton and the dissociation of invasion ecology from the rest of ecology. *Diversity and Distributions* **7**:97 – 102.
- DI CASTRI, F. – HANSEN, A. H. – DEBUSSCHE, M. (1990): *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. Kluwer Academic Press, The Netherlands.
- DRAKE, A. J. – MOONEY, H. A. – DI CASTRI, F. – GROVES, R. H. – KRUGER, F. J. – REJMÁNEK, M. – WILLIAMSON, M. (1989): *Biological invasion. A global perspective*. John Wiley, Chichester.
- JÁRAI-KOMLÓDI M. – JUHÁSZ M. (1993): *Ambrosia elatior* L. in Hungary (1989–1990). *Aerobiologia* **10**:2–20.
- LEVINE, J. M. (2000): Species diversity and biological invasions: relating local process to community pattern. *Science* **288**:852–854.
- LEVINE, J. M. – D'ANTONIO, C. M. (1999): Elton revisited: a review of evidence linking diversity and invasibility. *Oikos* **91**:97–108.
- LOWE, S. – BROWNE, M. – BOUDJELAS, S. – DEPOORTER, M. (2001): *100 of the World's Worst Invasive Alien Species*. A selection from the Global Invasive Species Database. IUCN-ISSG
- MCNEELY, J. A. (ed.) (2001): *The Great Reshuffling: Human Dimensions of Invasive Alien Species*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- MCNEELY, J. A. – MOONEY, H. A. – NEVILLE, L. E. – SCHEI, P. – WAAGE,

- J.K. (eds.) (2001): *A Global Strategy on Invasive Alien Species*. IUCN in collaboration with the Global Invasive Species Programme, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- MOONEY, H. A. – HOBBS, R. J. (2000): *Invasive Species in a Changing World*. Island Press.
- NAEEM, S. – KNOPS, J. M. H. – TILMAN, D. – HOWE, K. M. – KENNEDY, T. – GALE, S. (2000): Plant diversity increases resistance to invasion in the absence of covarying extrinsic factors. *Oikos* **91**:97-108.
- PERRINGS, C. – WILLIAMSON, M. – DALMAZZONE, S. (eds), (2000): *The Economics of Biological Invasions*, Edward Elgar, Cheltenham, UK.
- PRISZTER Sz. (1957): *Magyarország adventív növényeinek ökológiai-areál-geográfiai viszonyai*. Kandidátusi értekezés.
- PRISZTER Sz. (1960): Adventív gymnövényeink terjedése. *A Keszthelyi Mezőgazdasági Akadémia Kiadványai*. 7.
- PRISZTER Sz. (1997): A magyar adventívflóra kutatása. *Botanikai Közlemények* **84**: 25-32.
- PYŠEK, P. – PRACH, K. – REJMÁNEK, M. – WADE, M. (eds.) 1995. *Plant invasions - General aspects and special problems*. SPB Academic Publ., Amsterdam.
- REJMÁNEK, M. (1996): A theory of seed plant invasiveness: the first sketch. *Biological Conservation* **78**:171-181.
- RIKLI, M. (1903): Die anthropochoren und der Formenkreis des *Nasturtium palustre* (LEYS.) DC. *Berichte der Züricher Bot. Ges.* **8**:71-82.
- SHEA, K. – CHESSON, P. (2002): Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution* **17**:170-176.
- SHINE, C. – WILLIAMS N. – GUNDLING, L. (2000): *A Guide to Designing Legal and Institutional Frameworks on Alien Invasive Species*. IUCN Gland, Switzerland, Cambridge and Bonn.
- STARFINGER, U. – EDWARDS, K. – KOWARIK, I. – WILLIAMSON, M. (eds.) (1998): *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands.
- SZIGETVÁRI Cs. (2002a): 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. (2002b): Az invazív késeiperje, *Cleistogenes serotina* (L.) KENG. szerepe nyílt homokgyepek társulásszerveződésében. *Kitaibelia* **7**:119-139.

- SZ. TÓTH E. – SZMORAD F. (1998): Természetvédelmi szempontból veszélyes invazív növényfajok Magyarországon. *Gólyahír (Vácrátót)* 1(2):5-6.
- TERPÓ A. (1983): Az emberi befolyás alatt álló flóra helyzete és osztályozása Magyarországon. *Kertgazdaság* 15(4):1-9.
- TERPÓ A. – ZAJAČ, M. – ZAJAČ, A. (1999): Provisional list of Hungarian archeophytes. *Thaiszia (Kosice)* 9:41-47.
- THELLUNG, A. (1912): Flora adventice de Montpelier. *Mém. Soc. Nat. D. Sci. Nat et math. De Cherbourg* 38:57-728.
- TÓTH Á. – DANCZA I. (2002): A parlagfű (*Ambrosia elatior*), 2001. XII. *Keszthelyi Növényvédelmi Fórum 2002. (Összefoglalók)*, Keszthely. p. 51.
- TÖRÖK K. – KUN A. (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. IV. Növényfajok.* MTA ÖBKI - MTM, Vácrátót - Budapest.
- UDVARDY L. (1998): Spreading and coenological circumstances of the tree of heaven (*Ailanthus altissima*) in Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 41:299-314.
- DE WAAL, L. C. – CHILD, L. E. – WADE, P. M. – BROCK, J. H. (eds.) (1994): *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants.* John Wiley and Sons, Chichester.
- WITTENBERG, R. – COCK, M. (eds.) (2001): *Invasive Alien Species: A Toolkit of Best Prevention and Management Practices.* CAB International, Wallingford, Oxon, UK.

Javasolt világhálóoldalak

- EPIDEMIE (2003): Exotic Plant Invasions: Deleterious Effects on Mediterranean Island Ecosystems.
<http://www.ceh.ac.uk/epidemie/>
Letöltve: 2003. december 3.
- FODOR L. (1999): Edényes növényfajok. In: TÖRÖK K. (szerk.): A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer projektjei és a mintavételi protokollok. IV. Projekt. Invázió fajok. KöM TvH Termésetmegőrzési Főosztály, Budapest.
<http://www.ktm.hu/gridbp/biodiver/html/novenyfajok4.htm>
Letöltve: 2003. december 3.
- GIANT ALIEN (2002): Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*) a pernicious invasive weed: Developing a sustainable strategy for alien invasive plant management in Europe.
<http://www.flec.kvl.dk/giant-alien>
Letöltve: 2003. december 3.
- ISSG (2002): Global Invasive Species Database.
<http://www.issg.org/database/welcme/>
Letöltve: 2003. december 3.
- NEOBIOTA (2003): The German Group on Biological Invasions.
http://www.tu-berlin.de/~oekosys/e/neobita_e.htm
Letöltve: 2003. december 3.
- NNIS (2002): Nordic Network on Introduced Species.
<http://www.sns.dl/natur/nnis/>
Letöltve: 2003. december 3.
- RBIC (2003): Regional Biological Invasion Center.
<http://www.zin.ru/projects/invasions/>
Letöltve: 2003. december 3.

1. táblázat.

A monitorozásra javasolt inváziós fajok, a javasolt módszerek és prioritások

Faj	Kiterjedés	Prior.	Javasolt módszer				
			a	b	c	d	e
<i>Acer negundo</i>	Tisza mente	**				+	+
<i>Ailanthus altissima</i>	országos	***			+	+	+
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	országos !	***	+				+
<i>Amorpha fruticosa</i>	országos !	***			+	+	+
<i>Bilderdykia convolvulus</i>	országos	**	+				+
<i>Cenchrus incertus</i>	Duna–Tisza köze	***	+				+
<i>Cleistogenes serotina</i>	Duna–Tisza köze	*	+	+	+		+
<i>Echinochloa crus-galli</i>	országos	***	+			+	+
<i>Echinocystis lobata</i>	országos	***	+			+	+
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Tisza mente	*		+	+		
<i>Helianthus tuberosus</i>	Ny–Dunántúl	*	+		+		
<i>Impatiens glandulifera</i>	országos	**	+		+	+	+
<i>Iva xanthiifolia</i>	Alföld	**		+		+	+
<i>Padus serotina</i>	országos	*		+	+	+	+
<i>Parthenocissus inserta</i>	országos	*		+		+	+
<i>Phytolacca americana</i>	Nyírség	**		+		+	
<i>Ptelea trifoliata</i>	Debrecen környéke	*		+	+	+	
<i>Reynoutria japonica</i>	országos	*			+	+	+
<i>Rudbeckia laciniata</i>	országos	**			+	+	+
<i>Solidago gigantea</i>	országos !	***			+	+	+
<i>Stenactis annua</i>	országos				+	+	+
<i>Typha laxmannii</i>	Duna–Tisza köze	**			+	+	+

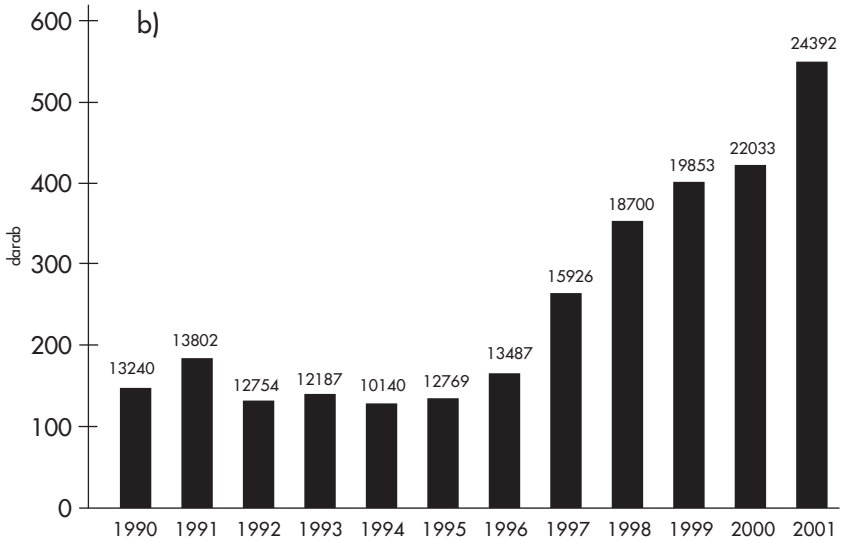
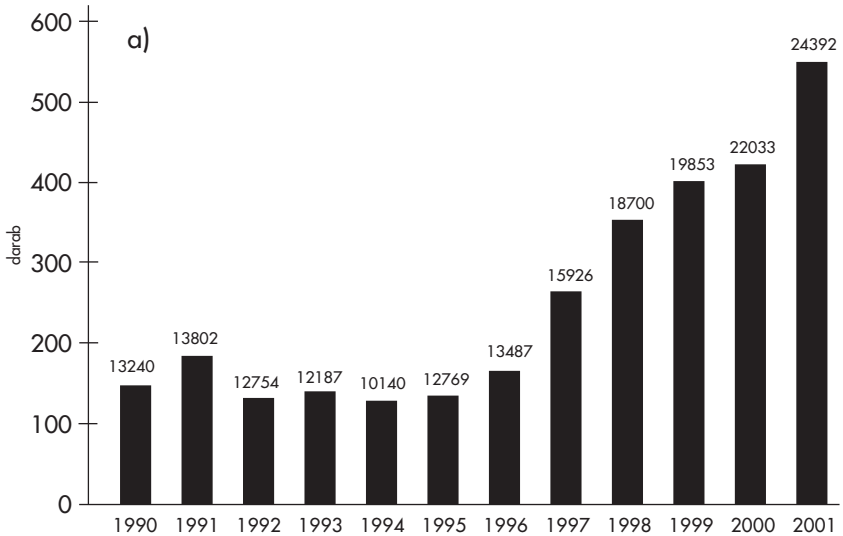
Jelmagyarázat: ! = minden populációja monitorozandó; prioritás: *** = minimális program, ** = optimális program, * = maximális program; javasolt módszerek: a = prezencia/abszencia vizsgálat, b = egyed-számbecslés, c = borításbecslés, d = mikroárea-térképezés, e = áreatérképezés

2. táblázat.

A BBMR IV. projekt keretében monitorozott edényes növényfajok és a monitorozott területek/állományok elhelyezkedése (nemzetipark-igazgatóságok szerint)

Faj	A monitorozott területek/állományok elhelyezkedése							
	ANP	BNP	DDNP	DINP	FHNP	HNP	KMNP	KNP
Acer negundo					X			
Ailanthus altissima	X	X	X	X	X	X		X
Ambrosia artemisiifolia	X							X
Amorpha fruticosa	X		X			X	X	X
Asclepias syriaca			X		X	X		X
Cenchrus incertus								X
Cleistogenes serotina	X							X
Echinocloa crus-galli	X							X
Echinocystis lobata	X							X
Eleagnus angustifolia					X			
Reynoutria japonica	X		X	X				
Solidago canadensis	X							X
Solidago gigantea	X		X		X			X

Rövidítések: ANP = Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, BNP = Bükki Nemzeti Park Igazgatóság, DDNP = Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóság, DINP = Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, FHNP = Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, HNP = Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, KMNP = Körös-Maros Nemzeti Park Igazgatóság, KNP = Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság



1. ábra.

A szünbiológiai tárgyú folyóiratokban megjelent invázióval foglalkozó cikkek számának (a) és arányának (b) változása 1990-től az Ecological Abstract alapján. Az oszlopok tetején levő számok az összes szemlézett cikk számát mutatják.

I.1. Melléklet

1996. évi LIII. A Természet védelméről szóló törvény nem őshonos fajokra vonatkozó rendelkezései

8. § (2) Őshonosak mindazok a vadon élő szervezetek, amelyek az utolsó két évezred óta a Kárpát-medence természetföldrajzi régiójában – nem behurcolás vagy betelepítés eredményeként – élnek, illetve éltek.

8. § (3) Behurcoltak vagy betelepítettek azok az élő szervezetek, amelyek az ember nem tudatos (behurcolás) vagy tudatos (betelepítés) tevékenysége folytán váltak a hazai élővilág részévé.

8. § (4) Tájidegen fajok azok az élő szervezetek, melyek növény- és állatföldrajzi szempontból nem minősülnek őshonosnak, és megtelepedésük, alkalmazkodásuk esetén a hazai életközösségekben a természetes folyamatokat az őshonos fajok rovására károsan módosíthatják.

8. § (5) Visszatelepülőök azok az őshonos élő szervezetek, amelyek hazánk területéről eltűntek (kipusztultak), de természetes elterjedésük folytán ismét megjelennek hazánk természetes élővilágának részeként.

9. § (4) Növény- és állatföldrajzi szempontból új élő szervezet betelepítése akkor engedélyezhető, ha megtelepedésük, alkalmazkodásuk esetén a hazai életközösségekben a természetes folyamatokat az őshonos fajok rovására nem módosítják károsan.

16. § (3) Erdő telepítése – ha a termőhelyi adottságok lehetővé teszik – elsősorban őshonos fafajokkal, természetes elegyarányban, természetkímélő módon történjék.

33. § (3) Védett természeti területen erdőtelepítés kizárólag őshonos fafajokkal, természetkímélő módon és a termőhelytípusra jellemző elegyarányoknak megfelelően végezhető.

33. § (7) Védett természeti területen lévő, nem őshonos fafajokból álló erdőben a természetközeli állapot kialakítására a pótlás, az állománykiegészítés, az erdőszerkezet átalakítása, a fafajcsere, az elegyarányszabályozás és a monokultúrák felszámolása útján kell törekedni.

A növényi invázióhoz kapcsolódó fogalmak áttekintése, egyben javaslat a jövőben használandó fogalmakra és definícióikra

BOTTA-DUKÁT ZOLTÁN, BALOGH LAJOS, SZIGETVÁRI CSABA,
BAGI ISTVÁN, DANCZA ISTVÁN, UDVARDY LÁSZLÓ

Bevezetés

A színvonalas hazai invázióbiológiai kutatások elengedhetetlen feltétele a nemzetközi trendekhez illeszkedő, egységes, magyar nyelvű fogalomrendszer. Míg az 1980-as, 1990-es évek növényi invázióval foglalkozó nemzetközi szakirodalmára az egymással versengő, többé-kevésbé eltérő definíciók voltak jellemzők (vö. PYŠEK 1995), addig mára kialakult egy többé-kevésbé általánosan elfogadott fogalomrendszer (RICHARDSON *et al.* 2000). Ennek jobb megértéséhez érdemes röviden áttekinteni a fogalmak fejlődését és azokat a definíciótípusokat is, amelyeknek használatát nem javasoljuk. Áttekintésünk során csak a növényi invázióval és az ahhoz kapcsolódó fogalmakkal foglalkozunk, a biológiai invázióra vonatkozó általánosabb definíciókat is ebből a szempontból vizsgáljuk.

A nagyon sok szakkifejezés köznyelvi szavakból keletkezik úgy, hogy pontos definíció kapcsolódik hozzá. Ezért érdemes először az *invázió* szó köznyelvi jelentéseit megvizsgálni. A szó latin eredetű (JUHÁSZ *et al.* 1992), az *invado* igéből származik, amelynek jelentése többek között: *behatol, benyomul, beront valahova* (GYÖRKÖSY 1970). A Magyar Értelmező Kéziszótár (JUHÁSZ *et al.* 1992) szerint az invázió szó jelentései: (1) valamely terület ellenséges katonai előzönlése, (2) valakik vagy valamik tömeges megjelenése valahol. Az Idegen szavak és kifejezések szótára (BAKOS 1994) emellett még egy harmadik jelentést is megad: (3) kórokozónak a szervezetbe kerülése.

A biológiában használt inváziófogalmak a (2) jelentéssel állnak rokonságban. Például USHER (1966) definíciója nem is lép túl ezen: „invasion

= the movement of plants from one area to another, and their establishment in latter.” Ez a definíció meglehetősen általános, ezért túlságosan sok különböző biológiai folyamat van, amelyre ráillik. Használhatóvá (operatívává) tételéhez szűkíteni kell ezeknek a körét.

A faj káros hatásán alapuló inváziódefiníciók

Az egyik lehetséges szűkítés, amikor a káros szervezetek elterjedését/elszaporodását értjük invázión. Erre az értelmezésre példa a Környezetvédelmi Lexikon (LÁNG *et al.* 1993, 2002) invázióról szóló szócikének első mondata: „invázió: állati és növényi populációk (gyomnövények, rovarkártevők, élősködők és egyéb betegségek okozók) tömeges, feltűnő módon és gyorsan lezajló mozgása, amellyel új területeket özönlenek el.” A zárójeles felsorolás arra utal, hogy nem minden állati és növényi populáció terjedése esetén beszélünk invázióról, hanem csak bizonyos „káros” szervezetek (növények közül a gyomnövények) terjedése esetén. Az azonban, hogy mit tekintünk gyomnak, függ az adott szituációtól: „gyomnak nevezünk bármelyik fejlődési stádiumban levő olyan növényt vagy növényi részt, amely ott fordul elő, ahol nem kívánatos” (HUNYADI 1988). Így egy faj terjedése az egyik helyen invázióként minősülne, a másik helyen viszont nem. A másik probléma ezzel a szűkítéssel, hogy nem biológiai alapon, hanem emberközpontúan határozná meg a fogalmat (REJMÁNEK 1995).

Bár nem tartozik szorosan az invázió témaköréhez, de megemlítjük, hogy a természetvédelmi területeken problémát okozó, a természetvédelmi szempontból értékes fajokat veszélyeztető növények elnevezésére REJMÁNEK (1995) javasolta az *ecological weeds*, illetve *environmental weeds* kifejezéseket. Mi ezek magyar megfelelőjeként a **természetvédelmi gyom** kifejezés használatát ajánljuk.

Beszélhetünk-e egy őshonos faj inváziójáról?

Visszatérve USHER (1966) már idézet definíciójához („invasion = the movement of plants from one area to another, and their establishment in latter”), az ebben említett terjedés során a növényeknek különböző akadályokat (barriereket) kell leküzdeniük (1. ábra). Ezeknek jellege és

relatív fontossága igen nagy mértékben függ a terjedés térbeli skálájától. Egészen más akadályokkal kell szembenéznie egy őshonos fajnak, amikor egy új populációt hoz létre, mint elterjedése során egy távolról (esetleg egy másik kontinensről) behurcolt fajnak. Ezért, bár a szakirodalomban mindkét folyamat elnevezésére használják az invázió kifejezést, a mértékadó szakirodalmak (pl. PYŠEK 1995, RICHARDSON *et al.* 2000, BRUNDU *et al.* 2001) egyetértenek abban, hogy az őshonos növényfajok terjedése kapcsán ne használjuk az invázió szót, illetve az őshonos fajokat akkor se tekintjük inváziós fajoknak, ha a populációméretük nő. Az ilyen fajok megnevezésére az *expanding native species* kifejezést javasolják (PRACH – WADE 1992, PYŠEK 1995), amelynek a **terjedő őshonos faj** lehet a magyar megfelelője (az ilyen – országos léptékben is terjeszkedő – fajok hazai listáját lásd NÉMETH 1995, vagy a lengyel példát ZAJĄC – ZAJĄC 2001 hivatkozásnál).

Egy faj őshonosságának eldöntéséhez meg kell adni azt a térbeli és időbeli skálát, amelyen ezt a fogalmat értelmezzük. *Időbeli skálán* azt az időpontot/időszakot értjük, amely előtt/alatt megjelent fajokat őshonosnak tekintjük. Erre azért van szükség, mert a fajok vándorlása nem új keletű jelenség, a földtörténeti múltban számos alkalommal lezajlottak nagy flóravándorlások (az északi mérsékelt övben a legutolsó nagy flóravándorlás a jégkorszakot követő vissztelepedés volt). A régebbi flóravándorlások és a jelenkori behurcolások közötti alapvető különbség, hogy míg az előbbieket természetes folyamatok voltak, addig az utóbbiak esetében a növények terjesztésében közvetlenül (de nem mindig szándékosan) vagy közvetve az ember nagyon fontos szerepet játszik. Míg a régebbi flóravándorlásokra feltételezhetően több faj párhuzamos, többé-kevésbé frontális terjedése volt jellemző (ezzel a kórokozó [patogén] és fogyasztó [herbivór] szervezetek terjedése lépést tudott tartani), addig a fajok behurcolása során egy-egy faj jelenik meg élőhelyétől nagy távolságokra, kiszakítva az eredeti életközösségből.

A szakirodalomban konszenzus van a tekintetben, hogy az északi mérsékelt övben őshonosnak tekintjük azokat a fajokat, amelyek a jégkorszakot helyben átvészelték, vagy azt követően az ember – közvetlen vagy közvetett – közreműködése nélkül telepedtek vissza (WEBB 1995, PYŠEK 1995, KOWARIK 1995). Mivel az ember közvetett közreműködését (pl. élőhelyek létrehozása) egy faj terjedésében nehéz bizonyítani és még nehezebb cáfolni, ezért őshonosnak tekintjük azokat a fa-

jokat, amelyek a neolitikum (kb. Kr. e. 5–6000) előtt is előfordultak az adott területen (WEBB 1995, PYŠEK 1995, SUKOPP 1998). Ezt megelőzően ugyanis az ember még a természet olyan részének tekinthető, amelynek szerepe a fajok terjesztésében nem volt nagyobb, mint az állatvilág bármely más tagjának. Ezzel szemben a napjainkban bekerülő fajokat akkor sem tekintjük őshonosnak, ha esetükben az ember szerepe nem bizonyítható a terjedésükben (WEBB 1995, PYŠEK 1995). Ennek az az oka, hogy az ember természetátalakító hatása olyan nagy mértékű, hogy az a legtöbb új megtelepedésben legalább közvetve szerepet játszik. Esetenként még napjainkban is megfigyelhető a fajok spontán terjedése, ilyen volt például a Krakatau-sziget újranövényesedése (WHITTAKER *et al.* 1989). Nem tekintjük őshonosnak a jövevény fajokból kereszteződéssel (pl. *Fallopia x bohemica*) vagy más módon az új elterjedési területen létrejövő taxonokat, az őshonos fajokból házasított kultúrnövényeket és a géntechnológiával létrehozott növényeket (vö. KOWARIK 1990) sem.

Az őshonosság *térbeli skáláján* azt értjük, hogy régebbi elterjedési területéhez képest milyen távolságon belül tekintjük az újonnan megjelenő fajt még őshonosnak. RICHARDSON és munkatársai (2000) szerint a fajt eredeti elterjedési területétől száz km-nél távolabbi megjelenési helyein már nem tekinthetjük őshonosnak, míg az ennél közelebbi helyek esetében igen. Hozzáteszik azonban, hogy esetenként – ha az eredeti elterjedési terület és az új előfordulás között jelentős földrajzi barrierék vannak – ez a kritikus érték kisebb is lehet. Például a Brit-szigeteket a kontinensztől „csak” 32 km választja el, azonban a La Manche így is elég hatékony terjedési akadály lehet számos szárazföldi szervezet számára.

Mint ez a példa is mutatja, az őshonosság eldöntésénél a „távolság” nem feltétlenül a földrajzi távolságot jelenti. Sokkal egyszerűbb és hatékonyabb, ha nem őshonosnak azokat a populációkat tekintjük, amelyekkel azonos (növény)földrajzi egységben¹ nincs őshonos populáció. A választott növényföldrajzi egység lehet flóratartomány, flóratartomány, flóraidék, flórajárás stb. Ebből következik, hogy a fajok őshonosságát

¹ Elméletileg csak növényföldrajzi egységeket volna célszerű használni, a gyakorlatban azonban számos esetben földrajzi, illetve politikai egységek (pl. országok) használatosak.

többféle térskálán vizsgálhatjuk és érdemes vizsgálnunk, mert ugyanaz a faj lehet őshonos a flóratartomány szintjén, de behurcolt annak egyes flóravidékein. Például a *Cleistogenes serotina* őshonos a *Pannonicum* flóratartományban, de behurcolt fajnak tekinthető a Duna–Tisza közén.

Bizonyos fajok esetén a rendelkezésre álló adatok alapján nem lehet egyértelműen eldönteni, hogy őshonosak vagy behurcoltak (házánkban ilyenek például: *Castanea sativa*, *Stipa bromoides*, *Taxus baccata*, *Botrychium virginianum*, *Carpinus orientalis*). Az ilyen fajok megjelölésére vezették be az angol szakirodalomba a *cryptogenic species* kifejezést (CARLTON 1996), amelynek magyar megfelelője a *rejtetthonos(ságú) faj* lehetne.

A terjedés sebességén alapuló inváziódefiníciók

Az invázió során a növény által leküzdendő akadályok közül (1. ábra) eddig csak a legelsőről, a földrajzi barrierről szóltunk. Ennek leküzdését *behurcolásnak* (*introduction*), az ezen túljutott fajokat *behurcolt, idegen* vagy *jövevény fajoknak* (*introduced, alien, exotic, adventive species*) nevezzük. A behurcolást követően az önfenntartó méretű populáció kialakulásáig tartó időszakot *meghonosodásnak* (*naturalization*), az ezen túljutott populációkat pedig *meghonosodott populációknak* (*naturalized populations*) nevezzük (RICHARDSON *et al.* 2000). Egy területen a fajt meghonosodottnak tekintjük, ha legalább egy meghonosodott populációja él a területen. A meghonosodás során a növénynek alkalmazkodnia kell az új környezethez (környezeti barrier) és rendszeresen², önállóan szaporodnia kell (reproduktív barrier)³. Amíg ezen a folyamaton nem jutott túl a faj, fennmaradása az új elterjedési területen csak akkor garantált, ha oda rendszeresen behurcolják. Az ilyen fajokat amelyek jelenleg ebben a stádiumban vannak, az angol nyelvű szak-

² A rendszeres szaporodás jelentése függ a növény élettartamától; évelők esetén nem jelenti azt, hogy a növénynek minden évben szaporodnia kell. Rendszeres szaporodásról akkor beszélhetünk, ha legalább két generáción keresztül a szaporodásra képes egyedek száma újabb behurcolások hiányában sem csökken.

³ Meg kell jegyeznünk, hogy a szakirodalomban a „naturalization” kifejezést gyakran ettől eltérő értelemben használják (lásd RICHARDSON *et al.* 2000 áttekintését a különböző értelmezésekről).

irodalomban *casual species* néven említik (RICHARDSON *et al.* 2000), a magyar elnevezés az *alkalmilag megtelepedő faj* vagy röviden *alkalmi faj* lehetne⁴.

Az invázió során a faj leküzdí az utolsó két barriert, a bolygatott és a természetes növénytársulások behatolással szembeni ellenállását. Ez azt jelenti, hogy rendszeresen képes a meghonosodott populációkból kiindulva, azoktól távolabb újabb állományokat létrehozni. Általános értelemben adott területen, adott tér- és időskálán akkor beszélhetünk invázióról, ha egy nem őshonos faj elterjedési területe és populációmérete a számára megfelelő élőhelyeken az adott tér- és időskálán monoton módon növekszik. A RICHARDSON és munkatársai (2000) által javasolt tér- és időskálák alapján akkor beszélhetünk invázióról, ha a növénynek magokkal és más szaporítóképletekkel terjedve kevesebb mint ötven év alatt száz méternél messzebb szaporodóképes utódai vannak. Csak vegetatív módon terjedő fajok esetén pedig a három év alatt több mint hatméternyi terjedést javasolják határértékül.

A szakirodalomban az invázióknak léteznek ettől eltérő értelmezései is (vö. PYŠEK 1995). Ezek közül kiemelnénk azt, amely szerint csak akkor beszélhetünk invázióról, ha a faj képes behatolni a természetes élőhelyekre is (pl. MACDONALD *et al.* 1989). SUKOPP (1998) nem választja szét a meghonosodott és az inváziós fajokat, ugyanakkor megkülönbözteti a csak emberi hatás alatt álló élőhelyeken előforduló és a (fél)természetes társulásokba is behatoló meghonosodott fajokat (*epicophytes*, illetve *agriophytes*). Bár a bolygatott élőhelyek közösségei általában kevesebb ellenállást fejtenek ki az invázióval szemben (CRAWLEY 1987, BURKE – GRIME 1996, DAVIS *et al.* 2000), és a kétféle élőhelyen sikeres inváziós fajok jellegzetességei is eltérhetnek (PYŠEK *et al.* 1995), a kétféle termőhely között mégsem annyira éles a különbség, hogy az invázió jelenségét érdemes lenne csak (fél)természetes élőhelyekre korlátozni. Mivel a természetvédelem érthetően csak a természetes vagy ahhoz közeli élőhelyek problémáival foglalkozik, az általuk készített, illetve számukra ké-

⁴ A gyakorlatban a fajok döntő többségéről csak akkor derül ki, hogy alkalmilag telepedett meg, amikor az újonnan elfoglalt területről kipusztult (az is előfordul, hogy ugyanaz a faj többször behurcolódik és kipusztul). Ezért minden olyan fajt, amelynél nem nyilvánvaló, hogy fennmaradása csak folyamatos behurcolással valósul meg, meghonosodott fajnak kell tekintenünk.

szülő útmutatók gyakran ezekre az élőhelyekre korlátozzák az inváziót. Például az IUCN irányelvei szerint: „Invasive species means an alien species which becomes established in natural or seminatural ecosystems or habitat, is an agent of change, and threatens native biological diversity” (= inváziós fajokon azokat a jövevény fajokat értjük, amelyek meghonosodtak a természetes vagy féltermészetes közösségekben, illetve élőhelyeken, változásokat idéznek elő és veszélyeztetik a természetes biológiai sokféleséget; IUCN, 1999). Ráadásul a mondat második fele a faj hatására vonatkozik, ez tehát sokkal inkább a természetvédelmi gyom, mint az inváziós faj definíciója.

Munkánk során az idegen (általában angol) nyelvű terminológia ismertetésén túl a megfelelő magyar kifejezések megkeresését is célul tűztük ki.⁵ A latin eredetű invázió szó a magyarban meghonosodott, nemcsak a szaknyelvben, hanem a köznyelvben is használatos. Nyelvünkben számos hasonló alakú latin eredetű szó fordul elő, ezért nem is érezzük idegen hangzásúnak. Emiatt nem tartjuk szükségesnek erőltetett magyartítását. Az invázió „tettesének” megnevezésére az *invader* és *invasive species* kifejezések használatosak az angol nyelvű szakirodalomban. A magyar szakirodalomban találkozhatunk ezek magyaros hangalakú megfelelőivel: *invádor* és *invázív faj*. Az utóbbi helyett magyarosabbnak érezzük az *inváziós faj* kifejezést, de még jobbnak tartjuk a BALOGH (1998, 2003) által javasolt és lassan már terjedő (pl. LÁNG *et al.* 2002) *özönnövény* vagy *özönfaj* kifejezéseket.

Azokat az özönnövényeket, amelyek inváziójuk során a meghódított közösség szerkezetét (pl. fajösszetételét, fiziognómiáját) vagy működését (pl. szukcessziós viszonyait) nagyban megváltoztatják, az újabb angol nyelvű szakirodalom a *transformer species* szóval illeti, amelyek magyar megfelelőjeként az *átalakító faj* kifejezést javasoljuk.

Az invázióhoz kapcsolódó alapfogalmak

Az inváziós kutatások négy fő kérdés köré csoportosulnak (ALPERT *et al.* 2000): Mi tesz fajokat invázióra alkalmassá? Milyen tulajdonságok felelősek a közösségek invázióval szembeni eltérő ellenálló képességé-

⁵ Lásd még BALOGH (2003) hasonló tartalmú tanulmányát is.

ért? Milyen hatást fejtenek ki az özönfajok? Hogyan védekezhetünk ellenük? Az egyes kérdésekkel foglalkozó területek megjelölésére gyakran használatos az alábbi négy kifejezés: *invasiveness*, *invasibility*, *impact*, *control*. Az utóbbi kettő magyar megfelelője könnyen megtalálható: *impact* = *hatás*, *control* = *védekezés*⁶. Az *invasiveness* kifejezést *inváziós képességnek* vagy más néven *előzőnlőképességnek* mondhatjuk. A legnehezebb feladat az *invasibility* átültetése magyarra, mert eddig nem volt a magyar szaknyelvben rá megfelelő fogalom. Javasoljuk az *előzőnléhetőség* használatát. Az *invasibility* mellett az angol szakirodalomban ritkábban ellentétével, a *resistance*-szal is lehet találkozni, amelynek magyar megfelelője, az *ellenálló képesség* más tudományterületeken is használatos.

A szinantropizáció és a szinantrop rendszerek

A növényi invázió csak egyike az ember természetátalakító tevékenységének hatására egy-egy terület növényzetében bekövetkező változásoknak. Az európai (elsősorban a kelet- és közép-európai) botanikusok az egész jelenséggel – amelyet *szinantropizációnak* neveztek el – megpróbálták egységesen kezelni. Ezért a fajok csoportosítása során nemcsak az idegenhonos fajokkal foglalkoztak, hanem valamennyi faj esetén vizsgálták azt, hogy mennyire kötődik az emberi kultúrához. Az első úttörő munkákat (De CANDOLLE 1855, ASCHERSON 1883, RIKLI 1903, THELLUNG 1922) követően számos, egymástól kisebb-nagyobb mértékben különböző csoportosítást dolgoztak ki a kutatók⁷. Hazánkban is igen hamar megjelentek ezek a rendszerezések, elsőként BORBÁS (1893) munkájában. Később PRISZTER (1957, 1960), SOÓ (1964), TERPÓ (1983) és UDVARDY (1997) dolgozott ki ilyen jellegű csoportosításokat. A *szinantrop rendszerek* számos szempontot igyekeztek figyelembe venni és hierarchikusan egymás alá rendelni, emiatt meglehetősen bonyolultaká és gyakran nem logikus szerkezetűvé váltak. Ennek tulajdonítható, hogy néhány esetben megjelentek ugyan nemzetközi kiadványokban

⁶ Tágabb értelemben *control* alatt mindenféle *védekezést* értenek, de ezen belül megkülönböztethető a szűkebb értelemben vett *control* = *szabályozás* (amikor a cél a faj egyedszámának meghatározott szint alatt tartása) és az *eradication* = *kiirtás* (amikor a cél a faj teljes eltávolítása az adott területről).

⁷ Közülük talán legjobban sikerült SCHROEDER (1969) áttekintése, amelyet hazánkban BALOGH (2003) is átvett.

(pl. KORNAS 1990, QUEZEL *et al.* 1990, SUKOPP 1998, TOKARSKA-GUZIĆ 2001), Kelet- és Közép-Európán kívül mégsem terjedtek el, és ezen a területen belül sem használnak egységes fogalomrendszert, a csoportosítások tudományos műhelyenként mások és mások.

Úgy érezzük, ha a bonyolultságért és a különböző csoportosítások közötti különbségekért leginkább felelős hierarchikus csoportosítástól megszabadulunk, ezekben a rendszerekben számos olyan szempontot találhatunk, amelyeket érdemes figyelembe venni. Az egyik szempont, hogy mennyire kötődnek szorosan a növények populációi az emberi tevékenységhez. TERPÓ (1983) az emberi hatás alatt álló, illetve attól függő növények (*anthropofita*) csoportján belül megkülönbözteti a természetű növények (*phylanthropofita*), az ember által befolyásolt élőhelyek őshonos növényei (*apofita*) és a behurcolt növények (*adventívek*) csoportját. Más szerzők (PRISZTER 1960, SOÓ 1964, UDVARDY 1997) a természetű növényeken belül megkülönböztetik a csak természetben előforduló fajokat, a természetből csak átmenetileg kiszökő fajokat, amelyek vadon tartósan nem maradnak fenn (*ephemerofita*), a kultúrszökevényeket (*ergasiophyogofita*) és a kultúrreliktumokat (*ergasiolipofita*), amelyek a természetből nem szöknek ki, de a terület felhagyása után a másodlagos szukcesszió során hosszan fennmaradnak. Mindegyik csoportban előfordulnak őshonos és jövevény fajok is. Ez rámutat a hierarchikus csoportosítás problémáira: az őshonos/behurcolt dichotómia vagy a hierarchia több szintjén is megjelenik (pl. PRISZTER 1960), vagy a kultúrnövények esetén elvész ez az információ (pl. SOÓ 1964, UDVARDY 1997). Véleményünk szerint a kultúrszökevény, illetve kultúrreliktum kifejezéseket (esetleg latin megfelelőjüket) egymagukban, illetve a faj inváziós helyzetét kifejező jelzőkkel (pl. nem őshonos kultúrreliktum, inváziós kultúrszökevény) esetenként érdemes használni. Úgy gondoljuk azonban, hogy ezeket a jelzőket nem egy-egy fajra, hanem csak meghatározott populációira kellene használni. Ezzel megoldódik az a probléma, hogy tekinthető-e még kultúrszökevénynek az a faj, amelyet valaha dísznövénynek hoztak be, kivadult és jelenleg már vadon is elszaporodott, tehát a természetstől teljesen függetlenné vált.

Némely szerző (HOLUB & JIRÁSEK 1967, QUEZEL *et al.* 1990, PYŠEK 1995) a kultúrnövény/nem kultúrnövény dichotómia helyett a behurcolás módja szerint megkülönböztet *szándékosan betelepített* (*intentionally*

or voluntarily introduced species, hemerophytes) és **véletlenül behurcolt fajok** (unintentionally or involuntarily introduced species, xenophytes). TERPÓ (1983) a betelepített fajokon belül tárgyalja a kultúrszökevényeket és a kultúreliktumokat. A kultúrnövény, kultúrszökevény jelzőkkel szemben a bekerülés módja (behurcolás vagy betelepülés) szerinti kategorizálás az egész fajra és nem csak egyedi populációkra alkalmazható.

Fontos szempont a *behurcolás időpontja* is. Európában a nagy földrajzi felfedezések után nagy számban jelentek meg újonnan behurcolt fajok. Emiatt általában az Amerika felfedezése (1492, de az egyszerűség kedvéért gyakran 1500) előtt és után behurcolt fajok csoportját szokták megkülönböztetni (HOLUB – JIRÁSEK 1967, TERPÓ 1983, PYŠEK 1995, SUKOPP 1998, TERPÓ *et al.* 1999, TOKARSKA-GUZIĆ 2001).⁸ Az előbbieket *archeofitonoknak*,⁹ az utóbbiakat *neofitonoknak* (HOLUB – JIRÁSEK 1967, TERPÓ 1983, PYŠEK 1995, SUKOPP 1998) vagy *kenofitonoknak* (TERPÓ *et al.* 1999, TOKARSKA-GUZIĆ 2001) nevezik; ezeknek magyar megfelelője az *őjjövevény(növény)ek*, illetve az *újjövevény(növény)ek* lehetne. A behurcolás időpontja szerinti megkülönböztetést az indokolja, hogy (1) az archeofitonok behurcolása *általában közelebről* (szomszédos florisztikai régiókból), *kis lépésekben* történt, amely jobban hasonlít a természetes flóravándorlásokhoz, mint a neofitonoké, amelyek *általában távolabbról, nagy ugrásokkal* kerültek be, (2) a nagy földrajzi felfedezéseket követően lezajló gazdasági és a vele járó tájhasználati változások (intenzív mezőgazdaság elterjedése, természetes élőhelyek feldarabolódása és leromlása) miatt a neofitonok között sokkal több a féltérzetes élőhelyekre is behatoló, súlyos természetvédelmi problémákat okozó faj, míg az archeofitonok ritkán okoznak természetvédelmi problémákat, sőt veszélyeztetett gyomfajok (pl. *Aphanes microcarpa*, *Asperula arvensis*, *Cuscuta epilinum*, *Linaria arvensis*, *Lycopsis arvensis*, *Scandix pecten-veneris*, *Veronica agrestis*) és védett növények (*Agrostemma githago*, *Inula helenium*) is tartoznak ebbe a csoportba (vö. TERPÓ *et al.* 1999 és NÉMETH 1989, valamint PINKE 1995, 1999). Abban a tekintetben sem egységes a szakirodalom, hogy az archeofitonokat ős-

⁸ Más földrészekén más időpont jelenti a határértéket. Ausztráliában például megkülönböztetik az európaiak megtelepedése előtt és az után behurcolt fajok (pl. WILLIAMSON 1985)

⁹ PRISZTER (1997) ettől eltérő értelemben használja a kifejezést.

honos, vagy behurcolt fajoknak tekintsük-e. Véleményünk szerint az archeofitonokat is jövevény fajoknak kell tekinteni, tehát esetükben is beszélhetünk invázióról (még ha az a múltban zajlott is le, és mára a folyamat lezárult).

A gyom fogalma

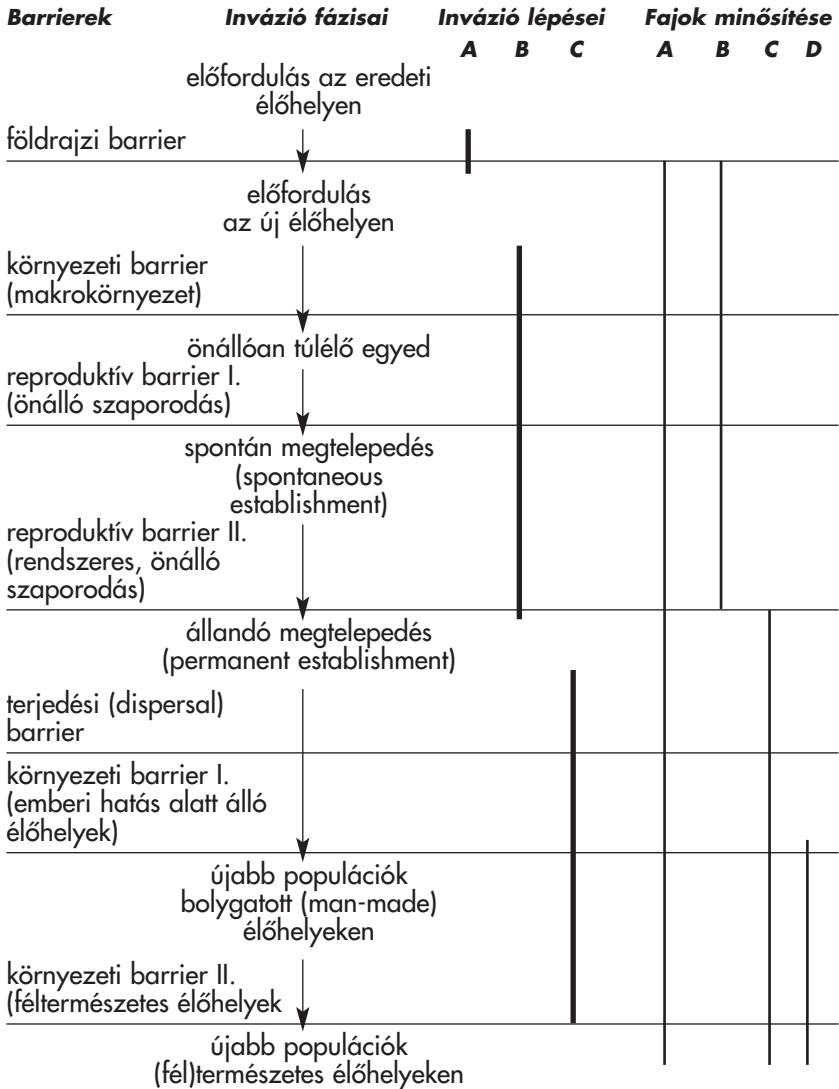
Nem tartozik ugyan szűkebb értelemben vett témánkhoz a *gyom* fogalmának tisztázása, mégis úgy érezzük, ezzel is foglalkozni kell, mivel részben a természetvédelmi gyom fogalmán, részben a szinantróp rendszereken keresztül kapcsolódik témánkhoz.

Az előzőekben már idéztük HUNYADI (1988) definícióját, amely szerint „gyomnak nevezünk bármelyik fejlődési stádiumban levő olyan növényt vagy növényi részt, amely ott fordul elő, ahol nem kívánatos”. Lényegében hasonló – bár kevésbé általános – a Biológiai Lexikon (STRAUB 1975) meghatározása a gyomnövényre: „megművelt mezőgazdasági területeken előforduló minden olyan növény, melyet nem vetettek, nem hasznos növény, a kultúrnövényekre nézve káros, mert felhasználja a talaj tápanyag- és vízkészletét.” HUNYADI (1988) definíciója mellett szól, hogy általánosabb érvényű, nem korlátozódik a szántóföldi területekre. A fenti meghatározásoknak két fontos tulajdonságát kell kiemelni: (1) a növény által kifejtett káros hatáson alapul, (2) nem általános érvénnyel minősíti a fajokat, hanem csak bizonyos populációikra vonatkozik.

A botanikai szakirodalomban azonban általában nem ebben az értelemben használjuk a gyomnövény fogalmát. Sajnos, nem találtunk olyan definíciót (a Környezetvédelmi Lexikon [LÁNG *et al.* 1993, 2002] nem tartalmazza a gyomnövény címszót, a Biológiai Lexikon [STRAUB *et al.* 1975] pedig a már idézett meghatározást tartalmazza), amely megfelelne annak, ahogy a fogalmat általában használjuk. Érdeemes megvizsgálnunk viszont a gyomnövényzet, illetve a gyomnövénytársulások definícióját. A Biológiai Lexikon (STRAUB *et al.* 1975) szerint a „gyomnövényzet: antropogén jellegű, lágyszárú, nyílt növénytársulások mezőgazdasági vagy egyéb kultúrhatás alatt álló talajokon”. A Környezetvédelmi Lexikon szerint a „gyomnövényzet: a művelt, félkultúr- és lakott területeken, utak és vasutak mentén, sőt a megboly-

gatott természetes társulásokban is spontán módon kialakuló, nem őshonos növényzet, amely az ember számára káros”, míg a „gyomtársulás: gymonövények, azaz ruderalis életstratégiájú növények által alkotott közösség, amelynek kialakulását az teszi lehetővé, hogy a termő-, illetve élőhely forráskínálatát természetes körülmények között kihasználni képes növényfajokat az emberi tevékenység által okozott folyamatos vagy rendszeres zavarás kiszorítja, megakadályozván őket a természetes versenyviszonyok kialakításában”. Tekintsünk most el a három értelmezés részletes kritikái értékelésétől (pl. a gymonövényzet nem feltétlenül nyílt, és alkotják őshonos fajok is), inkább emeljük ki a mindhárom definícióban közös lényegét: a gymonövényzet az emberi bolygatásnak kitett élőhelyeken fordul elő! Ha elfogadjuk, hogy a gymonövényzetet gymonfajok alkotják, akkor a gymonfajok azok a növényfajok, amelyek rendszerint az emberi eredetű bolygatásnak kitett élőhelyeken fordulnak elő. Az előző bekezdésben ismertetett definíciókkal szemben itt egész fajokat és nem csak bizonyos populációikat tekintjük gymonnak, a fajok minősítése életmenet-sajátosságaikon (alkalmazkodás a rendszeres bolygatáshoz) alapszik, nem pedig káros hatásukon.

Megállapíthatjuk tehát, hogy a gymon, illetve gymonnövény kifejezést két, eltérő értelemben használjuk. Ezt azonban elfedi, hogy az első értelmezés szerinti gymonok legtöbbször a második értelmezés szerinti gymonfajok egyedei. Véleményünk szerint a gymon fogalmát HUNYADI (1988) definíciójának megfelelően kellene használni. Ennek speciális esete a *természetvédelmi gymon*: ez olyan növény, amely gátolja a természetvédelmi kezelési célok megvalósulását, vagy beavatkozás hiányában gátolná azt (RANDALL 1997). A bolygatáshoz adaptálódott növényfajok megnevezésére a gymonfajok helyett a következő rokon értelmű elnevezéseket javasoljuk: ruderalis stratégiájú növényfajok, bolygatástűrő növényfajok, bolygatásjelző növényfajok. Az invázió jegyeit mutató és az adott élőhely növényzetére gyakorolt hatásuk alapján gymonnak minősülő jövevény növények *inváziós gymonoknak*, más néven *özöngymonoknak* nevezhetők.



1. ábra:

Az invázió során leküzdött barrierék, az invázió fázisai és lépései (A = behurcolás; B = meghonosodás; C = invázió), a fajok minősítése (A = jövevény faj, behurcolt faj; B = alkalmi faj; C = meghonosodott faj; D = inváziós faj, özőnfaj). RICHARDSON et al. (2000) és HEGER (2001) nyomán, módosítva

Irodalomjegyzék

- ALPERT, P. – BONE, E. – HOLZAPFEL, C. (2000): Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 3:52–66.
- ASCHERSON, P. (1883): Einfluß des Menschen auf Vegetation. In: J. LEUNIS (ed.): *Synopsis der Pflanzenkunde*. 3. Auflage, Hannover, pp. 791–795.
- BAKOS F. (1994): *Idegen szavak és kifejezések kéziszótára*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- BALOGH L. (1998): Külső alaktani megfigyelések a *Fallopia × bohemica* (Chrtek & Chrtková) J. Bailey (*F. japonica* *F. sachalinensis*) hibrid-faj magyarországi jelenlétének alátámasztásához. *Kitaibelia* 3:255–256.
- BALOGH L. (2003): Az adventív-terminológia s.l. négynyelvű segédszótára, egyben javaslat egyes szakszavak magyar megfelelőinek használatára. (A quadrilingual auxiliary-dictionary of adventive-terminology s.l., and proposals for the use of certain terms in Hungarian. Viersprachiges Hilfwörterbuch der Adventiv-Terminologie s.l., und Vorschläge für den ungarischen Gebrauch einzelner Fachwörter.) *Botanikai Közlemények* 90(1–2). (in press)
- BORBÁS V. (1893): A szerbtövös hazája. *M.T.A. Math. és Természettud. Közlemények* 25:487–581.
- BURKE, M. J. V. – GRIME, J. P. (1996): An experimental study of plant community invasibility. *Ecology* 77:776–790.
- CARLTON, J. T. (1996). Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology* 77:1653–1655.
- CRAWLEY, M. J. (1987): What makes a community invisable? In: GRAY, A. J. – CRAWLEY, M. J. – EDWARDS, P. J. (eds.): *Colonization, Succession and Stability*, pp. 429–453. Blackwell Scientific, London.
- Davis, M. A. – Grime, J. P. – Thomson, K. (2000): Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology* 88:528–534.
- DE CANDOLLE, A. (1855): *Géographie Botanique Raisonnée I, II*. Masson, Paris.
- GYÖRKÖSY A. (1970): *Latin–magyar szótár*. 4. kiadás, Akadémiai Kiadó, Budapest.
- HERGER, T. (2001): A model for interpreting the process of invasion:

- crucial situations favouring special characteristics of invasive species. In: BRUNDU, G. – BROCK, J. – CAMARDA, I. – CHILD, L. – WADE, M. (eds.): *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*, pp. 3–9. Backhuys Publishers, Leiden.
- HOLUB, J. – JIRÁSEK, V. (1967): Zur Vereinheitlichung der Terminologie in der Phytogeographie. *Folia Geobot. Phytotax.* 2:69–113.
- HUNYADI K. (1988): A gyomnövény fogalma és jellemzői. In: HUNYADI K. (szerk.): *Szántóföldi gyomnövények és biológiájuk*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- IUCN (1999): IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss due to biological invasion. *Species* 31–32:28–42.
- JUHÁSZ J. – SZÓKE I. – O. NAGY G. – KOVALSZKY M. (szerk., 1992): *Magyar értelmező kéziszótár*. 9. kiadás, Akadémiai Kiadó, Budapest.
- KORNAS, J. (1990): Plant invasions in Central Europe: historical and ecological aspects. In: DI CASTRI, F. – HANSEN, A. J. – DEBUSSCHE, M. (eds.): *Biological Invasions in Europe and Mediterranean Basin*, pp. 19–36. Kluwer Academic Publ., Dordrecht.
- KOWARIK, I. (1990): Ecological consequences of the introduction and dissemination of new plant species: an analogy with the release of genetically engineered organisms. In: LESKIEN, D. – SPANGENBERG, J. (eds.): *European Workshop on Law and Genetic Engineering*, pp. 67–71. BBU Verlag, Bonn.
- KOWARIK, I. (1995): Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. In: PYŠEK, P. – PRACH, K. – REJMÁNEK, M. – WADE, M. (eds.): *Plant Invasions: General Aspects and Special Problems*, pp. 15–38. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- LÁNG I. *et al.* (1993): *Környezetvédelmi Lexikon*. Első kiadás. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- LÁNG I. *et al.* (2002): *Környezetvédelmi Lexikon*. Második, átdolgozott, bővített kiadás. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MACDONALD, I. A. W. – LOOPE, L. L. – USHER, M. B. – HAMANN, O. (1989): Wildlife conservation and the invasion of nature reserves by introduced species: a global perspective. In: DRAKE, J. A. – MOONEY, H. A. – DI CASTRI, F. – GROVES, R. H. – KRUGER, F. J. – REJMÁNEK, M. – WILLIAMSON, M. (eds.): *Biological Invasions: A Global Perspective*, pp. 215–256. John Wiley and Sons, Chichester.
- NÉMETH F. (1995): A Németh-féle értékelési rendszer. In: HORVÁTH F. – DOBOLYI Z. K. – MORSCHHAUSER T. – LÖKÖS L. – KARAS L. – SZER-

- DAHELYI T. (szerk.): *Flóra adatbázis 1.2 Taxonlista és attribútum állomány*. MTA ÖBKI, Vácrátót.
- NÉMETH F. (1989): Növényvilág. Száras növények. In: RAKONCZAY Z. (szerk.): *Vörös Könyv*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- PINKE GY. (1995): Kísérlet a botanikai szempontból értékes gyomnövényeink összeírására. *Acta Agronomica Óváriensis* 37(2): 153–175.
- PINKE Gy. (1999): Veszélyeztetett szegétális gyomnövények és fenntartásuk lehetőségei európai tapasztalatok alapján. *Kitaibelia* 4:95–110.
- PRACH, K. – WADE, P. M. (1992): Population characteristics of expansive perennial herbs. *Preslia* 64:45–51.
- PRISZTER SZ. (1957): *Magyarország adventív növényeinek ökológiai-areálgeográfiai viszonyai*. Kandidátusi értekezés. MTA, Budapest, 209 + XXXIII pp.
- PRISZTER SZ. (1960): Adventív gyomnövényeink terjedése. *A Keszthelyi Mezőgazdasági Akadémia Kiadványai*. 7, pp. 1–37.
- PRISZTER SZ. (1997): A magyar adventívflóra kutatása. *Botanikai Közlemények* 84:25–32.
- PYŠEK, P. – PRACH, K. – ŠMILAUER, P. (1995): Relating invasion succes to plant traits: an analysis of the Czech alien flora. In: Pyšek, P. – PRACH, K. – REJMÁNEK, M. – WADE, M. (eds.): *Plant Invasions: General Aspects and Special Problems*, pp. 39–60. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- PYŠEK, P. – SÁDLO, J. – MANDÁK, B. (2002): Catalogue of alien plants of the Czech Republik. *Preslia* 74:97–186.
- PYŠEK, P. (1995): On the terminology used in plant invasion studies. In: PYŠEK, P. – PRACH, K. – REJMÁNEK, M. – WADE, M. (eds.): *Plant Invasions: General Aspects and Special Problems*, pp. 71–81. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- RANDALL, J. M. (1997): Defining weeds in natural areas. In: LUKEN, J. O. – THIERET, J. W. (eds.): *Assessment and Management of Plant Invasions*, pp. 18–25. Springer-Verlag, New York.
- REJMÁNEK, M. (1995): What makes a species invasive? In: Pyšek, P. – PRACH, K. – REJMÁNEK, M. – WADE, M. (eds.): *Plant Invasions: General Aspects and Special Problems*, pp. 3-13. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- RICHARDSON, D. M. – PYŠEK, P. – REJMÁNEK, M. – BARBOUR, M. G. – PANETTA, F. D. – WEST, C. J. (2000): Naturalization and invasion

- of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* **6**:93–107.
- RIKLI, M. (1903): Die Anthropochoren und der Formenkreis der *Nasturtium palustre* DC. *Ber. Zürich Bot. Ges.* **13**:71–82.
- SCHROEDER F.-G. (1969): Zur Klassifizierung der Anthropochoren. *Vegetatio* **16**:225–238.
- SOÓ R. (1964): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I.* Akadémiai Kiadó, Budapest.
- SUKOPP, H. (1998): On the study of anthropogenic plant migrations in Central Europe. In: STARFINGER, U. – EDWARDS, K. – KOWARIK, I. – WILLIAMSON, M. (eds.): *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*, pp. 43–56. Backhuys Publishers, Leiden.
- TERPÓ A. (1983): Az emberi befolyás alatt álló flóra helyzete és osztályozása Magyarországon. *Kertgazdaság* **15**(4): 1–9.
- TERPÓ A. – ZAJÁC, M. – ZAJÁC, A. (1999): Provisional list of Hungarian archeophytes. *Thaiszia* (Kosice) **9**:41–47.
- THELLUNG, A. (1922): Zur terminologie der Adventiv- und Ruderalfloristik. *Allg. Bot. Z.*, Kalsruhe, 1918/19, **24/25**:36–42.
- TOKARSKA-GUZIŁ, B. (2001): The history of studies of invasive alien plants in Poland. In: BRUNDU, G. – BROCK, J. – CAMARDA, I. – CHILD, L. – WADE, M. (eds.): *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*, pp. 245–254. Backhuys Publishers, Leiden.
- UDVARDY L. (1997): *Fásszárú adventív növények Budapesten és környékén.* Kandidátusi értekezés. Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem, Budapest, 126 pp.
- USHER, G. (1966): *A dictionary of botany.* Constable, London.
- WEBB, D. A. (1985): What are the criteria for presuming native status? *Watsonia* **15**:231–236.
- WHITTAKER, R. J. – BUSH, M. B. – RICHARDS, K. (1989): Plant recolonization and vegetation succession on the Krakatau Islands, Indonesia. *Ecological Monographs* **59**:59–123.
- WILLIAMSON, O. B. (1985): Population dynamics of Australian plant communities, with special reference to the invasion of neophytes. In: WHITE, J. (ed.): *The population Structure of Vegetation*, Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht.
- ZAJÁC, M. – ZAJÁC, A. (2001): The role of apophytes as aggressive plants in the vegetation of Poland. *Abstracts of the 6th International Conference of the Ecology and Management of Alien Plant Invasions (EMAPi)*, 12–15 Sept. 2001, Loughborough, UK, p. 75.

Fogalomtár (glosszárium)

A növényi invázióval foglalkozó szakirodalomban használt fogalmak áttekintése során (lásd az előző oldalakon) a különböző nézetek ütköztetésére, saját fogalomértelmezéseink indoklására törekedtünk. Ez az esszé jellegű feldolgozás azonban nem teszi lehetővé a különböző fogalmak jelentésének gyors megkeresését. Ezért állítottuk össze az alábbi fogalomtárat. A címszavak közé egy-egy fogalomra vonatkozó összes általunk ismert szakkifejezést felvettük, **vastag** betűvel megjelölve azokat, amelyeknek a használatát javasoljuk. Szintén felvettük a címszavak közé az angol és a német nyelvű szakkifejezéseket, de az ismétlések elkerülése végett nem magyarázzuk ezeket, csak megadjuk a magyar megfelelőiket. Az idegen szavak magyarítására két lehetőség kínálkozik: 1. a kifejezés (esetleg a megfelelő latin szó) magyaros átírása (pl. invasion → invázió), 2. a kifejezés lefordítása (pl. invasive species → özönfaj). Általában az utóbbi eljárást részesítettük előnyben, ettől csak néhány esetben térünk el (pl. az invázió fogalmánál, mert az már a köznyelvben is meghonosodott). Ezért az idegen kifejezések magyaros átírásai közül csak azokat vettük fel a címszavak közé, amelyek már előfordulnak a magyar szakirodalomban.

Esetentént egy-egy címszóhoz több számozott definíciót is megadunk. Ezek közül mindig az 1. az, amelyen értelemben szerintünk a kifejezést használni kellene. A további (2., 3. stb.) definíciók azt mutatják be, hogy a szakirodalomban a kifejezés milyen más értelmezéseivel találkozhatunk.

aboriginal species → őshonos fajok

Adventivbastard → jövevény hibrid

adventive species → jövevény fajok

adventívek → jövevény fajok

agriofita: (fél)természetes élőhelyeken is előforduló → meghonosodott növényfajok (lásd még epökofita)

alien species → behurcolt fajok

alkalmi (jövevény)fajok: olyan

→nem őshonos fajok, amelyek a vizsgált területen nem honosodtak meg (→meghonosodás), azaz fennmaradásukhoz ismételt behurcolásukra van szükség. Alkalmi fajoknak tekintjük azokat a nem őshonos fajokat, amelyek a vizsgált területről már kipusztultak, illetve amelyek ott sem generatív, sem vegetatív módon nem képesek szaporodni

alkalmilag megtelepedő (jövevény)fajok →alkalmi fajok
 Altadventiven →ójövevény(növények)
 Altbürger →ójövevény(növények)
 altere Einwanderer →ójövevény(növények)
 altere Immigranten →ójövevény(növények)
 antropofita: az emberi tevékenységhez kötődő növények összefoglaló elnevezése; csoportjai: →phylanthrofitá, →apofita, →nem őshonos növényfajok
 apofita: ember által befolyásolt élőhelyeken élő (kultúrákővető) őshonos növények (nem tartoznak ide a kultúrnövények)
 archeofita →ójövevény(növények)
átalakító fajok: olyan özőnfajok, amelyek inváziójuk során a meghódított közösség vagy táj jellemző sajátosságait – szerkezetét (fajösszetételét, fiziognómiáját) vagy működését (pl. szukcessziós viszonyait) – nagyban megváltoztatják
 autochtonous species →őshonos fajok
behurcolás: nem szándékos (véletlen) emberi tevékenység, amelynek során a növény (vagy szaporítóképlete) addigi áréáján kívüli területre kerül; →behurcolt fajok, betelepítés

behurcolt fajok: olyan →jövevény fajok, amelyek nem szándékos emberi tevékenység következtében jutottak el a vizsgált területre

betelepítés: szándékos emberi tevékenység, amelynek során a növény (vagy szaporítóképlete) addigi áréáján kívüli területre kerül; →betelepített fajok, behurcolás

betelepített fajok: olyan →jövevény fajok, amelyek szándékos emberi tevékenység következtében jutottak el a vizsgált területre

bevándorlás: az a folyamat, amelynek során az élőlény közvetlen emberi közreműködés nélkül addigi áréáján kívüli területeken is megjelenik. Közvetve (például az élőhelyek átalakításával) az ember is hozzájárulhat a sikeréhez. A bevándorlás a növényi invázió esetén ritka, gyakoribb a →behurcolás és a →betelepítés

biológiai invázió: tudományterületenként (botanika, zoológia) részben eltérő értelemben használják az invázió kifejezést, ezért célszerű megadni, milyen élőlények inváziójáról beszélünk; →növényi invázió
 biological invasion →biológiai invázió

casual (alien) species →alkalmi (jövevény)fajok

cryptogenic species → rejtettho-
nos(ságú) fajok
diafita → efemerofita
ecological weeds → természetvé-
delmi gyomok
efemerofita: a természetből át-
menetileg kivaduló kultúrnö-
vények, amelyek vadon nem
tudnak tartósan fennmaradni
egzotikus fajok:
1. más földrészről származó
→jövvény fajok
2. jövvény fajok
Einbürgerung → meghonosodás
eingeführte Arten → behurcolt
fajok
einheimische Arten → őshonos
fajok
ellenálló képesség:
1. a növényközösségeknek az
a képessége, hogy az inváziós
fajok megtelepedését gátolják
2. a növényközösségeknek az
a képessége, hogy nem a kö-
zösséghez tartozó fajok megte-
lepedését gátolják
előzőnlőképesség → inváziós ké-
pesség
előzőnlőképesség: → az ellenálló
képesség ellentéte
environmental weeds → termé-
szetvédelmi gyomok
epikofita: csak emberi hatás alatt
álló élőhelyeken előforduló
→ meghonosodott fajok
ergasiolipofita → kultúrreliktu-
mok
ergasiophyofita → kultúrszöke-
vények

exotic species → egzotikus fajok
expanding native species → terje-
dő őshonos fajok

gyomfajok: → a gyom általunk el-
fogadott definíciójából követ-
kezik, hogy egy faj nem általá-
ban gyom, hanem egyes konkr-
ét populációi azok. Ezért a
kifejezés használatát nem javo-
soljuk; → gyomnövények, gyo-
mok, → ruderalis stratégiájú
növényfajok

gyomirtás: a teljes gyommentes-
ség biztosítását célzó, többnyi-
re gyomirtó szeres védekezési
eljárás

**gyomnövények elleni védeke-
zés:** a gyomnövények elleni
védekezésnek a kitzűzött cél
alapján két típusát különböz-
tethetjük meg:

a → gyomszabályozást és a
→ gyomirtást

gyomnövények, gyomok: bár-
melyik fejlődési stádiumban
levő olyan növények vagy nö-
vényi részek, amelyek ott for-
dulnak elő, ahol nem kívána-
tosak

gyomnövénytársulás: a kifejezés
használatát általánosságban
nem javasoljuk, helyette – az
esettől függően – az alábbi ki-
fejezések használatát ajánljuk:
szántóföldi (szeptetális) gyom-
növénytársulás vagy
→ ruderalis növénytársulás
gyomnövényzet: a kifejezés hasz-
nálatát általánosságban nem

javasoljuk, helyette – az esettől függően – az alábbi kifejezések használatát ajánljuk: szántóföldi (szegetális) gyomnövényzet vagy →runderális növényzet

gyomszabályozás: a gyomnövények elleni →védekezésnek az a formája, amikor a cél a növényfaj egyedszámának meghatározott szint alatt tartása, de nem cél a növényfaj teljes kiirtása az adott területről

hemerophytes →betelepített növényfajok

idegen fajok →jövevény fajok

immigration →bevándorlás

indigenous species →őshonos fajok

intentionally introduced species →betelepített fajok

introduced species →behurcolt fajok vagy →betelepített fajok

introduction →behurcolás vagy →betelepítés

invaders →özönnövények

invádorok →özönnövények

invasibility →előzönölhetőség

invasion →invázió

invasive species →özönnövények

invasiveness →inváziós képesség

invázió →növényi invázió

inváziós fajok →özönnövények

inváziós képesség: előzönlőképesség; az →özönnövények azon képessége, hogy elterjedési területüket és populációméretüket a számukra megfelelő élőhelyeken, adott területen, adott tér- és időskálán

monoton módon növeljék. Az elterjedési terület, illetve a populációméret növekedésének fajonként eltérő sebessége a fajok eltérő ~-ének következménye

invazív növények, invazív fajok: az angol *invasive plants*, *invasive species* fogalmak elterjedt, de szerintünk helytelen átírásai. Helyettük az inváziós növények, inváziós fajok vagy még inkább az →özönnövények, →özönfajok kifejezések használatát javasoljuk

involuntarily introduced species →behurcolt fajok

jövevény(növény) fajok: a vizsgált területre szándékos →betelepítés, akaratlan →behurcolás vagy spontán →bevándorlás révén bekerült →nem őshonos (növény)fajok

jövevény hibridek: →jövevényfajok egymással vagy őshonos fajjal alkotott, a növények őshazáján kívül létrejött hibridje. Előfordulhat, hogy a jövevény faj nem képes meghonosodni vagy nem válik özönnövénné, de őshonos fajokkal alkotott hibridjei elterjednek. Például a telepített nemes nyárok nem képesek szaporodni (csak porzós egyedeket telepítenek), de őshonos nyárrakkal hibridizálhatnak, és ezek a hibridek terjedhetnek

kenofita →újjövevény(növény)ek

kryptogenische Arten → rejtetthonos(ságú) fajok

kultúrreliktumok: kultúrnövényeknek a termesztés megszűnése után, annak helyén emberi beavatkozás nélkül fennmaradó egyedei vagy populációi

kultúrszökevények: kultúrnövényeknek a termesztett állományból származó, a természetű területen kívüli egyedei vagy populációi

meghonosodás: → nem őshonos faj megtelepedését követően az önfenntartó méretű populáció kialakulásáig tartó folyamat. A meghonosodás során a növénynek alkalmazkodnia kell az új környezethez, és rendszeresen, önállóan szaporodnia kell. Amíg a ~ folyamata nem fejeződik be, a populáció fennmaradását csak a populáción kívülről származó szaporítóképletek rendszeres beáramlása teszi lehetővé; → meghonosodott populáció, alkalmi fajok

meghonosodott fajok: egy adott területen a faj meghonosodottnak tekinthető, ha ott legalább egy → meghonosodott populációja él

meghonosodott populáció: egy → nem őshonos faj olyan populációja, amely a populáción kívülről származó propagulumok rendszeres beáramlása nélkül is képes fennmaradni

native species → őshonos fajok
Naturalisierung → meghonosodás

naturalizáció: az angol naturalization fogalom átírása, helyette a → meghonosodás kifejezés használatát javasoljuk
naturalization → meghonosodás
naturalized populations → meghonosodott populációk
naturalized species → meghonosodott fajok

nem őshonos fajok: a → jövevény faj, → jövevény hibridek és a hagyományos nemesítési eljárásokkal vagy génszétválasztási módszerekkel módosított genetikai állományú növények (kultúrnövények) összefoglaló elnevezése

neofiton → újjövevény(növény)ek
neoindigénofita → újjövevény(növény)ek

neuheimische Pflanze → újjövevény(növény)ek

newcomers → újjövevény(növény)ek

non-autochtonous species → nem őshonos fajok

non-indigenous species → nem őshonos fajok

non-native species → nem őshonos fajok

nothoxenous hybrid → jövevény hibridek

nothoxenous species → jövevény fajok

növényi invázió: adott területen, adott tér- és időskálán akkor beszélhetünk invázióról, ha

egy nem őshonos növényfaj elterjedési területe és populációmérete a számára megfelelő élőhelyeken az adott tér- és időskálán monoton módon növekszik. A RICHARDSON és mtsai (2000) által javasolt tér- és időskálák alapján akkor beszélhetünk invázióról, ha a növénynek magokkal és más szaporítóképletekkel terjedve kevesebb mint 50 év alatt 100 méternél messzebb reprodukzív utódai vannak. Csak vegetatív módon terjedő növényfajok esetén pedig 3 év alatt több mint 6 méter terjedést javasolják határértékül

őjövevény(növény) fajok: olyan →jövevény(növény) fajok, amelyek Európában a nagy földrajzi felfedezések kezdetét (1492) megelőzően jelentek meg

oldcomers →őjövevény(növény)ek

older immigrants

→őjövevény(növény)ek

őshonos fajok: az északi mérsékelt övben őshonosnak tekintjük azokat a fajokat, amelyek a jégkorszakot helyben átvészelték, vagy azt követően, az ember – közvetlen vagy közvetett – közreműködése nélkül telepedtek vissza. Mivel az ember közvetett közreműködését (pl. élőhelyek létrehozása) egy faj terjedésében nehéz bizonyítani

és még nehezebb cáfolni, ezért őshonosnak tekintjük azokat a fajokat, amelyek a neolitikum (kb. Kr. e. 5–6000) előtt is előfordultak az adott területen.

Ezzel szemben az ezt követően bekerülő fajokat csak akkor tekintjük őshonosnak, ha bizonyított, hogy megjelenésükben az ember nem játszott semmilyen szerepet; →nem őshonos fajok, rejtetthonos(ságú) fajok

özönnövények, özönfajok: olyan nem őshonos fajok, amelyeknek elterjedési területe és populációmérete a számukra megfelelő élőhelyeken, adott területen, adott tér- és időskálán monoton módon növekszik; →növényi invázió

phylanthrofitá: természetett vagy kultúrnövények

rejtetthonos(ságú) fajok: olyan fajok, amelyeknek őshonossága a rendelkezésre álló bizonyítékok alapján nem igazolható, de nem is zárható ki resistance →ellenálló képesség

runderális növénytársulás:

1. →runderális stratégiájú növényfajok dominálta, az ember spontán, nem céltudatos tevékenysége nyomán létrejövő növénytársulások. Szűkebb értelmezésben nem tartoznak a ~-okhoz a szántóföldi (szegetális) gyomnövénytársulások, amelyek rendszeres emberi bolygatás hatására alakul

nak ki, és nem részei a ~-oknak a természetes bolygatásnak kitett élőhelyek ruderális stratégiájú növényfajok dominálta növénytársulásai (pl. iszaptársulások) sem

2. tágabb értelmezésben olykor a szántóföldi (szegetális) gyomnövénytársulásokat is besorolják a ~-okba

ruderális növényzet:

1. a ~ azokon a területeken alakul ki, amelyek állandó, de nem rendszeres emberi hatások alatt állnak. Szűkebb értelmezésben nem tartozik a ~-hez a szántóföldi (szegetális) gyomnövényzet, amely rendszeres emberi bolygatás hatására alakul ki, és nem része ~-nek a természetes bolygatásnak kitett élőhelyek ruderális stratégiájú növényfajok dominálta növényzete (pl. iszaptársulások) sem

2. tágabb értelmezésben olykor a szántóföldi (szegetális) gyomnövényzetet is besorolják a ~be

ruderális stratégiájú növényfajok: a természetes vagy emberi bolygatásokhoz alkalmazkodott növényfajok. Jellemző rájuk a rövid élettartam, a nagy magtermelés és a szélsőséges abiotikus körülmények rossz elviselése

szinantrop rendszerek: a növényfajok csoportosítására

Közép- és Kelet-Európában kidolgozott rendszerek, amelyeknek alapja, hogy a növény milyen mértékben kötődik az emberi tevékenységhez. A számos figyelembe vett szempont közül az egyik az őshonosság, illetve az invázió. A sok különböző szempont hierarchikus rendszerbe szervezésére való törekvés miatt a rendszerek túl bonyolultak és egymással inkompatibilisek lettek. Ha nem ragaszkodunk a hierarchikus csoportosításhoz, a ~-ben figyelembe vett szempontok közül sok jól használható a növényfajok minősítésére. Ezért ezekből a rendszerekből átvettük a következő kategóriákat: →agrofita, →anthropofita, →apofita, →ójjövevény(növény)ek, →epökofita, →ephemerofita, →kultúrreliktumok, →kultúrözvevény(növény)ek, →phyllanthofita, →betelepített fajok, →behurcolt fajok

szinantropizáció: az ember természetátalakító tevékenységének hatására egy-egy terület növényzetében bekövetkező változások összefoglaló elnevezése

szubspontán előfordulás:

egy, az adott területre már bekerült →jövemény faj aktív em-

beri közreműködés (pl. kerti művelés, termesztés, természetes vagy természetközeli területre történt magvetés) nélküli megjelenése. A spontán előfordulást ugyanis csak az →őshonos fajokra alkalmazhatjuk, amelyek jellemzően emberi közreműködés nélkül jelennek meg itt-ott. Ezzel szemben a „maguktól” megjelenő jövevény növények eredetileg emberi közreműködéssel kerültek az adott területre, ezért előfordulásuk nem spontán, csak ún. szubszpontán

tájidegen alfajok, ~ változatok, ~ fajták:

1. egy →őshonos fajnak a területen nem őshonos faj alatti taxonjai (alfajai, változatai, fajtái)
2. egy →őshonos fajnak a területen kívüli szaporítóanyagból felnőtt egyedei (= tájidegen genotípus)

tájidegen fajok:

1. bár a →nem őshonos faj fogalma bármilyen releváns földrajzi, bio- vagy ökorégiós, illetve politikai-közigazgatási léptékben használható, mégis a legtöbb esetben az ilyen fajok listáját nagyobb területegységekre (pl. Magyarország) szokás megadni. A nagyobb területegység egészére nézve őshonos fajok azonban az egyes részterületegységekben

– ahol nem őshonosak – jövevény fajok is lehetnek. Ha meg akarjuk különböztetni a nagyobb területre (pl. az egész országra) és annak kisebb területegységére nézve nem őshonos fajokat, akkor az utóbbiakat nevezhetjük ~-nak

2. →nem őshonos fajok

terjedő őshonos fajok: olyan őshonos fajok, amelyeknek egyedszáma, populációik száma, illetve áréájuk a vizsgált tér- és időskálán nő

természetvédelmi gyomok:

olyan növények, amelyek gátolják a természetvédelmi kezelési célok megvalósulását, vagy beavatkozás hiányában gátolnák azt

transformer species →átalakító fajok

újjövevény(növény) fajok: olyan →jövevény(növény) fajok, amelyek Európában a nagy földrajzi felfedezések kezdetét (1492) követően jelentek meg unintentionally introduced species →behurcolt fajok

Unkräuter →gyomnövények
voluntarily introduced species →betelepített fajok

weed control →gyomnövények elleni védekezés

weed management →gyomszabályozás

weeds →gyomnövények

xenofita →behurcolt növényfajok

A magyarországi neofitonok időszerű jegyzéke és besorolásuk inváziós szempontból

BALOGH LAJOS – DANCZA ISTVÁN – KIRÁLY GERGELY

A jövevény fajok, illetve különböző csoportjaik áttekintése céljából az utóbbi időkben mind a külföldi (pl. LOHMEYER – SUKOPP 1992, CLEMENT – FOSTER 1994, CRONK – FULLER 1995, ZAJAĆ *et al.* 1998, DING JIANQING *et al.* 2001, ESSL – RABITSCH 2002, PYŠEK *et al.* 2002, NRCS 2002, UFL 2003), mind a hazai szakirodalomban számos összeállítás született. Az alábbi jegyzék a hazai flóra idegen eredetű edényes növényei közül a neofitonok körét ismerteti, inváziós szempontú besorolásukkal. (Az archeofitonokról TERPÓ *et al.* [1999] a közelmúltban közölt áttekintést.) Összeállításakor az irodalomjegyzékben található hazai forrásokat (cf. lit. Hung.), botanikai folyóiratainkat, valamint saját terepi tapasztalatainkat vettük figyelembe. A nevezéktan mindenekelőtt SIMON (2000) háttározókönyvét, az itt nem szereplő – elsősorban egzotikus – taxonok esetében pedig PRISZTER (1998, 1985) kézikönyveit követi. Külön oszlopokban szerepelnek az egyes taxonok gyakrabban előforduló társnevei és a hibridek szülőfajai, valamint a hivatalos magyar nevek. Az utóbbiak elsősorban PRISZTER (1998) munkáját követik, de helyenként figyelembe vettük PRISZTER (1983) nyolcnyelvű fásszárú-, valamint NÁDASY – SCHOLTZ (1998) ötnyelvű gyomnövényészótárát is. A *-gal jelölt magyar nevek itt közölt eredeti névalkotási javaslatok. Az alapvető fogalmi definíciókat RICHARDSON *et al.* (2000), valamint BOTTA-DUKÁT *et al.* ugyanezen kötetben található – az invázióökológia fogalmkörét tárgyaló – tanulmánya alapján értelmezzük. Az alkalmi idegen fajok közé azokat az idegen fajokat vettük fel, amelyeknek hazai elvadulásáról legalább egy szakirodalmi vagy saját, eddig közöletlen adat létezik, tekintet nélkül az idejére. A taxon jelenléte vagy az egyes csoportokba való besorolása megállapításának elégtelen adatok miatti bizonytalansága esetén kérdőjelet (?) alkalmaztunk. A taxonokra vonatkozó, táblázatban található rövidítések: Inv áll = inváziós állapot; inv = inváziós, megh = meghonosodott, alk = alkalmi; Tart idő = tartózkodási idő; neo = neofiton; Átal kép = átalakítóképeség; átal = átalakító. Az utóbbi a csak a szántóföldeken átalakító fajok esetében dőlt betűvel van szedve (*átal*).

A legfontosabb vonatkozó fogalmak definíciói az alábbiak:

nem őshonos faj: a jövevény fajok, jövevény hibridek és a hagyományos nemesítési eljárásokkal vagy génebészeti módszerekkel módosított genetikai állományú (kultur)növények összefoglaló elnevezése;

jövevény faj, *idegen faj*: a vizsgált területre akaratlan behurcolás, szándékos betelepítés vagy spontán bevándorlás révén bekerült nem őshonos faj;

őjövevény(növény) faj, *archeofiton faj*: Európában olyan jövevény(növény) faj, amely Amerika felfedezését (1492) megelőzően került be;

újjövevény(növény) faj, *neofiton faj*: Európában olyan jövevény(növény) faj, amely Amerika felfedezését (1492) követően került be;

özönfaj, *inváziós faj*: olyan nem őshonos faj, amelynek elterjedési területe és populációmérete a számára megfelelő élőhelyeken adott területen az adott tér- és időskálán monoton módon növekszik;

meghonosodott faj: egy területegységben a faj meghonosodottnak tekinthető, ha ott legalább egy meghonosodott populációja él;

alkalmi idegen faj, *vendégfaj*: olyan nem őshonos faj, amely a vizsgált területen nem honosodott meg, azaz fennmaradásához ismételt behurcolására van szükség. Alkalmi fajnak tekintjük azokat a nem őshonos fajokat, amelyek a vizsgált területről már kipszultak, illetve amelyek ott sem generatív, sem vegetatív módon nem képesek szaporodni;

átalakító faj (transzformer faj): olyan özőnfaj, amely inváziója során a meghódított közösség vagy táj jellemző sajátosságait – szerkezetét (fajösszetételét, fiziognómiáját) vagy működését (szukcessziós viszonyait) – számottevően megváltoztatja.

Köszönetnyilvánítás

Segítő észrevételeiért köszönetünket fejezzük ki SZIGETVÁRI CSABÁNAK.

Irodalomjegyzék

BAGI I. (1998): *A záróatermő növények rendszerének kompendiuma*. Átdolgozott kiadás. JATEPress, Szeged, 146 pp.

BALOGH L. (1999): *Inváziós vagy arra hajlamos edényes növényfajok Magyarországon, különös tekintettel monitorozásuk szükségességére*. Kézirat. Savaria Múzeum, Szombathely

- BALOGH L. – BOTTA-DUKÁT Z. – DANCZA I. (2000): A hazai flóra invazív növényeinek több szempontú elemzése. *Acta Biologica Debrecina Supplement Oecologica Hungarica* **11/1**: 186.
- BALOGH, L. (2001): Invasive alien plants threatening the natural vegetation of őrség Landscape Protection Area (Hungary). In: BRUNDU, G. – BROCK, J. – CAMARDA, I. – CHILD, L. – WADE, M. (eds.), *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*, pp. 185 – 197, Backhuys Publishers, Leiden.
- BALOGH, L. – BOTTA-DUKÁT, Z. – DANCZA, I. (2003): What kind of plants are invasive in Hungary? In: CHILD, L. – BROCK, J. H. – BRUNDU, G. – PRACH, K. – PYŠEK, P. – WADE, P. M. – WILLIAMSON, M. (eds.): *Plant Invasions: Ecological Threats and Management Solutions*, pp. 131–146. Backhuys Publishers, Leiden.
- BARTHA D. (1992–1993): A magyarországi dendroflóra tagjainak florisztikai, cönológiai, ökológiai és természetvédelmi mutatói. *Erdészeti és Faipari Tudományos Közlemények (Sopron)* **38–39**: 13–32.
- BARTHA D. (1999): *Magyarország fa- és cserjefajai*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 302 pp.
- BARTHA D. (2000): *Vörös lista. Magyarország veszélyeztetett fa- és cserjefajai. Kék lista. Magyarország aktív védelemben részesülő fa- és cserjefajai. Fekete lista. Magyarország adventív fa- és cserjefajai*. Saját kiadás, Sopron, 32 pp.
- BARTHA D. (2000): A magyarországi dendroflóra adventív taxonjai. *Tilia* **9**: 232–240.
- BARTHA D. – MÁTYÁS Cs. (1995): *Erdei fa- és cserjefajok előfordulása Magyarországon*. Saját kiadás, Sopron, 224 pp.
- BORHIDI A. (1993): *A magyar flóra szociális magatartástípusai, természetességi és relatív ökológiai értékszámai*. KTM TvH és JPTE, Pécs, 95 pp.
- BORHIDI, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. *Acta Botanica Hungarica* **39**(1–2): 97–181.
- BOTTA-DUKÁT Z. – BALOGH L. – SZIGETVÁRI Cs. – BAGI I. – DANCZA I. – UDVARDY L.: A növényi inváziókhöz kapcsolódó fogalmak áttekintése, javaslat a jövőben használandó fogalmakra és azok definícióira. In: MIHÁLY B. (szerk.): *Az inváziós növényfajok magyarországi terjedése és visszaszorításuk természetvédelmi stratégiája*. A KvVM TvH tanulmánykötetei, TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest (lásd ugyanebben a kötetben).
- CLEMENT, E. J. – FOSTER, M. C. (1994): *Alien Plants of the British Isles*. A

- Provisional Catalogue of Vascular Plants (excluding grasses)*.
Botanical Society of the British Isles, London, 590 pp.
- CRONK, Q. C. B. – FULLER, J. L. (1995): *Plant Invaders: The Threat to Natural Ecosystems*. Chapman and Hall, London, 241 pp.
- DING JIANQING – ZHANG GUOLIANG – FU WEIDONG (2001): Invasive alien plants in China: current status and management strategy (incl. Information system on alien plants from Asia, ISIPA). *6th International Conference on the Ecology and Management of Alien Plant Invasions (EMAPi)*, 12–15 September 2001, Loughborough University, Loughborough, UK. p. 60. + app.
- ESSL, F. – RABITSCH, W. (2002): *Neobiota in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien, 173 pp.
- GENCSI L. – VANCURA R. (1997): *Dendrológia. Erdészeti növénytan II. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 728 pp.*
- GYULAI F. (2001): *Archaeobotanika. A kultúrnövények története a Kárpát-medencében a régészeti növénytan vizsgálatok alapján*. Jászóveg Műhely Kiadó, Budapest, 221 pp. + 19 tt.
- LOHMEYER, W. – SUKOPP, H. (1992): Agriophyten in der vegetation Mitteleuropas. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 25: 1–185.
- NÁDASY M.-NÉ – SCHOLTZ J.-NÉ (1998): *Ötnyelvű gyomszótár*. II. kiadás. MTA VEAB, Veszprém, 355 pp.
- NÉMETH F. (1995): Németh-féle (é.n.) kódolás a vörös listához. In: BARTHA D.: *Ökológiai és természetvédelmi jelzőszámok a vegetáció értékelésében*. *Tilia* 1: 180–182.
- NÉMETH F. (1995): A Németh-féle értékelési rendszer. In: HORVÁTH F. – DOBOLYI Z. K. – MORSCHHAUSER T. – LÓKÖS L. – KARAS L. – SZERDAHELYI T. (szerk.), *Flóra adatbázis 1.2, Taxon-lista és attribútum átlomány*. MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 43–50.
- PRISZTER, SZ. (1983): *Arbores fruticesque Europae. Vocabularium octo linguis redactum. Európa fái és cserjéi. Nyolcnyelvű szótár*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 300 pp.
- PRISZTER SZ. (1985): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve VII. Kiegészítések és mutatók az I–VI. kötethez*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 683 pp.
- PRISZTER SZ. (1997): A magyar adventívflóra kutatása. *Botanikai Közlemények* 84(1–2): 25–32.
- PRISZTER SZ. (1998): *Növényneveink. A magyar és a tudományos növénynevek szótára*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 549 pp.

- PYŠEK, P. – SÁDLO, J. – MANDÁK, B. (2002): Catalogue of alien plants of the Czech Republik. *Preslia (Praha)* **74**: 97–186.
- RICHARDSON, D. M. – PYŠEK, P. – REJMÁNEK, M. – BARBOUR, M. G. – PANNETTA, F. D. – WEST, C. J. (2000): Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* **6**: 93–107.
- SIMON T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója. Harasztok–Virágos növények*. Tankönyvkiadó, Budapest, 976 pp.
- SOLYMOSI P. (1992): Meghonosodott és újabban behurcolt jövevény (adventív) növények Magyarországon. *Növényvédelem* **28**(1): 9–20.
- SOLYMOSI P. (2002): Magyarországon 1945–2002 között ténylegesen elterjedt (kivadult), illetve újabban behurcolt adventív növények listája és bibliográfiája. *Növényvédelem* **38**(12): 643–653.
- SOÓ R. (1964–1980): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I–VI*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- SZ. TÓTH E. – SZMORAD F. (1998): Természetvédelmi szempontból veszélyes invazív növényfajok Magyarországon. *Gólyahír (Vácrátót)* **1**(2): 5–6.
- TAMÁS J. (1999–2000): Az invazív fajok terjedésének törvényszerűségei egy magyarországi esettanulmány kapcsán – a betyárkóró. *Botanikai Közlemények* **86–87**(1–2): 169–181.
- TERPÓ A. – E. BÁLINT K. (1983): A magyar flóra szubszpontán fás növényei. *Kertészeti Egyetem Közleményei* **43**: 119–125.
- TERPÓ A. – ZAJAČ, M. – ZAJAČ, A. (1999): Provisional list of Hungarian archeophytes. *Thaiszia – J. Bot. (Kosice)* **9**: 41–47.
- TÖRÖK K. – KUN A. (1997): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer. IV. Növényfajok*. MTA ÖBKI–MTM, Vácrátót–Budapest, 140 pp.
- TÖRÖK K. – BOTTA-DUKÁT Z. – DANCZA I. – NÉMETH I. – KISS J. – MIHÁLY B. – MAGYAR D.: Biological invasion in Hungary. *Biological Invasions* (elfogadva).
- UDVARDY L. (1997): *Fás szárú adventív növények Budapesten és környékén*. Kandidátusi értekezés. Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem, Budapest, 126 pp.
- UDVARDY, L. (1998): Classification of adventives dangerous to the Hungarian natural flora. *Acta Botanica Hungarica* **41**(3): 315–331.
- ÚJVÁROSI M. (1973): *Gyomnövények*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 833 pp.
- ZAJAČ, A. – ZAJAČ, M. – TOKARSKA-GUZIĆ, B. (1998): Kenophytes in the flora of Poland: list, status and origin. *Phytocoenosis* (n.s.) **10**: 107–116.

Javasolt világhálóoldalak

- FODOR L. (1999): Edényes növényfajok. In: TÖRÖK K. (szerk.): A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer projektjei és a mintavételi protokollok. IV. Projekt. Invazív fajok. KöM TvH Természetmegőrzési Főosztály, Budapest.
<http://www.ktm.hu/gridbp/biodiver/htm1/novenyfajok4.htm>
Letöltve: 2003. december 3.
- NRCS (2002): Plant Database. Natural Resources Conservation Service. United States Department of Agriculture.
<http://plants.ifas.ufl.edu>
Letöltve: 2003. december 3.
- UFL (2003): Aquatic, Wetland & Invasive Plant Information Retrieval System (APIRS). University of Florida, Center for Aquatic and Invasive Plants, Gainesville, Florida.
<http://plants.ifas.ufl.edu>
Letöltve: 2003. december 4.

Inváziós neofitonok

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Acer negundo</i> L.	[syn.: <i>Negundo aceroides</i> Moench, <i>N. fraxinifolium</i> Nutt.]	zöld juhar	inv	neo	átal
<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	[syn.: <i>A. glandulosa</i> Desf., <i>A. peregrina</i> (Buc'hoz) Barkley]	mirigyes bálványfa	inv	neo	átal
<i>Amaranthus blitoides</i> S. Watson		labodás dísznöparéj	inv	neo	
<i>Amaranthus chlorostachys</i> Willd.	[syn.: <i>A. hybridus</i> L. p. p.]	karcsú dísznöparéj	inv	neo	átal
<i>Amaranthus retroflexus</i> L.	[syn.: <i>A. bulgaricus</i> Kov.]	szőrös dísznöparéj	inv	neo	átal
<i>Ambrosia artemisiifolia</i> L.	[syn.: <i>A. elatior</i> L.]	üromlevelű parlagfű	inv	neo	átal
<i>Amorpha fruticosa</i> L.		cserjés gyalogakác	inv	neo	átal
<i>Artemisia annua</i> L.		egynyári ürom	inv	neo	
<i>Asclepias syriaca</i> L.	[syn.: <i>A. cornuti</i> Decne. ex DC.]	közönséges selyemkóró	inv	neo	átal
<i>Aster lanceolatus</i> Willd.	[syn.: <i>A. parviflorus</i> Nees, <i>A. tradescantii</i> auct.]	lándzsáslevelű őszirózsa	inv	neo	átal
<i>Aster novi-belgii</i> L.		kopasz őszirózsa	inv	neo	
<i>Aster x salignus</i> Willd.	[syn.: <i>A. hungaricus</i> Poir.; <i>A. lanceolatus</i> × <i>novi-belgii</i>]	fűzlevelű őszirózsa	inv	neo	átal
<i>Bassia scoparia</i> (L.) Voss	[syn.: <i>Kochia</i> s. (L.) Schrad.]	kerti seprűfű	inv	neo	
<i>Bidens frondosus</i> L.	[syn.: <i>B. frondosa</i> L.]	feketés farkasfog	inv	neo	
<i>Cellis occidentalis</i> L.		nyugati ostorfa	inv	neo	átal
<i>Cenchrus incertus</i> M. A. Curtis	[syn.: <i>C. pauciflorus</i> Benth., <i>C. tribuloides</i> auct. eur. non L.; a magyarországi <i>Cenchrus</i> -populációk pontos taxonómiai helyzete vizsgálandó]	átoktüske	inv	neo	
<i>Chenopodium aristatum</i> L.	[syn.: <i>Teloxys</i> a. (L.) Moq.]	szálkás libatop	inv	neo	
<i>Chenopodium strictum</i> Roth	[syn.: <i>Ch. striatum</i> (Krašan) J. Murr, <i>Ch. album</i> L. subsp. <i>striatum</i> (Krašan) J. Murr; incl. subsp. <i>striatiforme</i> (J. Murr) Uotila]	csíkos libatop	inv	neo	
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	[syn.: <i>Erigeron</i> c. L.]	betyárkóró	inv	neo	átal
<i>Cuscuta campestris</i> Yuncker	[syn.: <i>C. arvensis</i> auct. non Beyrich ex Engelm., <i>C. pentagona</i> Engelm. var. <i>calycina</i> Engelm., <i>C. p.</i> Engelm. subsp. c. (Engelm.) Yuncker]	nagy aranka	inv	neo	
<i>Cyperus difformis</i> L.		rizspalka	inv	neo	
<i>Cyperus esculentus</i> L. var. <i>leptostachyus</i> Boeck.		mandulapalka	inv	neo	átal
<i>Echinochloa oryzoides</i> (Ard.) Fritsch	[syn.: <i>E. hostii</i> (M. B.) Stev., <i>E. macrocarpa</i> Vasinger, <i>E. coarctata</i> (Stev.) Coss.]	nagyszemű kakaslábfű	inv	neo	
<i>Echinochloa phyllopogon</i> Tzvelev	[syn.: <i>E. oryzoides</i> (Ard.) Fritsch subsp. <i>ph.</i> (Stapf) Tzvelev]	szakállas kakaslábfű	inv	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Echinocystis lobata</i> (Michx.) Torr. et Gray	[syn.: <i>E. echinata</i> (Mühl.) Britt., Sterns et Poggenbg.]	süntök	inv	neo	átal
<i>Elaeagnus angustifolia</i> L.		keskenylevelű ezüstfa	inv	neo	átal
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.		indiai aszályfű	inv	neo	
<i>Elodea canadensis</i> L. C. Rich. ex Michx.	[syn.: <i>Anacharis c.</i> (L. C. Rich.) Planch.]	kanadai átokhínár	inv	neo	átal
<i>Epilobium ciliatum</i> Rafin.	[syn.: <i>E. adenocaulon</i> Hausskn.]	jövevény fűzike	inv	neo	
<i>Erechites hieraciifolia</i> (L.) Raf. ex DC.		amerikai keresztlapu	inv	neo	
<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers. subsp. <i>annuus</i>	[syn.: <i>Stenactis annua</i> (L.) Nees. subsp. <i>annua</i>]	egynyári seprence	inv	neo	
<i>Erigeron annuus</i> (L.) Pers. subsp. <i>strigosus</i> (Mühlenb.) Wagenitz	[syn.: <i>E. strigosus</i> Mühlenb. ex Willd., <i>Stenactis annua</i> (L.) Nees. subsp. <i>strigosa</i> (Mühlenb. ex Willd.) Soó]	ligeti seprence	inv	neo	
<i>Fallopia × bohémica</i> (Chrtek & Chrtková) J. Bailey	[syn.: <i>Reynoutria × b.</i> Chrtek et Chrtková; <i>F. japonica ×</i> hibrid <i>sachalinensis</i>]	japánkeserűfű	inv	neo	átal
<i>Fallopia japonica</i> (Houtt.) Ronse Decr. (var. <i>japonica</i>)	[syn.: <i>Reynoutria j.</i> Houtt., <i>Polygonum cuspidatum</i> S. et Z., <i>Pleuropterus cuspidatus</i> (S. et Z.) H. Gross, <i>Tiniaria japonica</i> (Houtt.) Hedberg]	ártéri japánkeserűfű	inv	neo	átal
<i>Fraxinus pennsylvanica</i> Marsh.	[syn.: <i>F. pubescens</i> Lam.]	vörös kóris	inv	neo	átal
<i>Galinosa parviflora</i> Cav.		kicsiny gombvirág	inv	neo	
<i>Hedera hibernica</i> (Kirchner) Bean	[syn.: <i>H. helix</i> L. convar. <i>hibernica</i>]	ír borostyán	inv	neo	
<i>Helianthus tuberosus</i> L. s. l.	[incl. <i>H. decapetalus</i> auct. eur. centr. non L.]	vadcsicsóka (incl. sokvirágú napraforgó)	inv	neo	átal
<i>Heracleum mantegazzianum</i> Somm. et Lev.		kaukázusi medvetalp	inv	neo	átal
<i>Heracleum sosnowskyi</i> Manden.		Sosnowsky-medvetalp*	inv	neo	átal
<i>Humulus scandens</i> (Lour.) Merrill.	[syn.: <i>H. japonicus</i> S. et Z.]	japán komló	inv	neo	átal
<i>Impatiens glandulifera</i> Royle	[syn.: <i>I. roylei</i> Walpers]	bíbor nebáncsvirág	inv	neo	átal
<i>Impatiens parviflora</i> DC.		kisvirágú nebáncsvirág	inv	neo	
<i>Iva xanthiifolia</i> Nutt.		parlagi rézgyom	inv	neo	átal
<i>Juncus tenuis</i> Willd.	[syn.: <i>J. macer</i> S. F. Gray]	vékony szittyó	inv	neo	
<i>Oenothera biennis</i> L.	[syn.: <i>Oe. muricata</i> L.]	parlagi ligetszépe	inv	neo	
<i>Oxalis corniculata</i> L.	[incl. var. <i>atropurpurea</i> Planch., syn.: <i>O. tropaeoloides</i> Schlachter]	szürke madársóska (incl. vöröslévelű m.)	inv	neo	
<i>Oxalis dillenii</i> Jacq.	[syn.: <i>O. stricta</i> auct. non L.]	parlagi madársóska	inv	neo	
<i>Oxalis stricta</i> L.	[syn.: <i>O. fontana</i> Bunge, <i>O. europaea</i> Jord.]	sárga madársóska	inv	neo	
<i>Oxybaphus nyctagineus</i> (Michx.) Sweet	[syn.: <i>Mirabilis nyctaginea</i> (Michx.) MacMillan]	kisvirágú csodatölcsér	inv	neo	
<i>Panicum capillare</i> L.		hajszálágú köles	inv	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Panicum miliaceum</i> L. subsp. <i>runderale</i> (Kitag.) Thell.	[syn.: <i>P. runderale</i> (Kitag.) Lyss.]	gyomköles	inv	neo	átal
<i>Parthenocissus inserta</i> (A. Kern.) Fritsch	[syn.: <i>P. quinquefolia</i> (L.) Planchon p. p., <i>P. vitacea</i> (Knerr) A. S. Hitchc., <i>Ampelopsis i.</i> A. Kerner] Lehetséges, hogy a populációk egy részét a <i>P. quinquefolia</i> (L.) Planch. fajjal létrehozott hibridje alkotja.	közönséges vadszőlő	inv	neo	átal
<i>Phytolacca americana</i> L.	[syn.: <i>Ph. decandra</i> L.]	amerikai alkörmös, a. karmazsinbogyó	inv	neo	átal
<i>Phytolacca esculenta</i> van Houtte	[syn.: <i>Ph. acinosa</i> auct. europ. non Roxb., <i>Sarcoca</i> e. (van Houtte) Skalický, <i>Ph. a.</i> Roxb. var. <i>kaempferi</i> (A. Gray) Makino, <i>Ph. a.</i> Roxb. var. <i>e.</i> Maxim., <i>Ph. kaempferi</i> A. Gray, <i>Pircunia</i> e. (van Houtte) Moquin-Tandon]	kinai alkörmös, k. karmazsinbogyó	inv	neo	
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	[syn.: <i>Padus</i> s. (Ehrh.) Borkh.]	kései zelnicemeggy	inv	neo	
<i>Ribes aureum</i> Pursh		arany ribiszke	inv	neo	
<i>Robinia pseudo-acacia</i> L.		fehér akác	inv	neo	átal
<i>Rudbeckia laciniata</i> L.		magas kúpvirág	inv	neo	
<i>Senecio vernalis</i> W. et K.		tavaszi aggófű	inv	neo	
<i>Solidago canadensis</i> L.		kanadai aranyvessző	inv	neo	átal
<i>Solidago gigantea</i> Aiton		magas aranyvessző	inv	neo	átal
<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	[syn.: <i>Andropogon h.</i> (L.) Brot.]	fenyércirok	inv	neo	átal
<i>Tragus racemosus</i> (L.) All.	[syn.: <i>Lappago racemosa</i> (L.) Schreb., <i>Nazia r.</i> (L.) Ktze.]	tővisperje	inv	neo	
<i>Typha laxmannii</i> Lepech.	[syn.: <i>T. stenophylla</i> Fischer et C. A. Meyer]	olasz gyékény	inv	neo	
<i>Veronica persica</i> Poir.	[syn.: <i>V. byzantina</i> (Sibth. et Sm.) Mazziani]	perzsa veronika	inv	neo	
<i>Vitis riparia</i> Michx.	[syn.: <i>V. vulpina</i> auct.]	parti szőlő	inv	neo	átal
<i>Vitis rupestris</i> Scheele		sziklai szőlő	inv	neo	
<i>Xanthium italicum</i> Moretti	[syn.: <i>X. strumarium</i> L. subsp. <i>i.</i> (Moretti) D. Löve]	olasz szerbtővis	inv	neo	átal
<i>Xanthium x saccharatum</i> Wallr.	[<i>X. italicum</i> x <i>strumarium</i>]	nagytermésű szerbtővis	inv	neo	
<i>Xanthium spinosum</i> L.		szúrós szerbtővis	inv	neo	

Meghonosodott neofitonok

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Acorus calamus</i> L.	Védett!	orvosi kálmos	megh	neo	
<i>Amaranthus albus</i> L.		fehér disznóparéj	megh	neo	
<i>Amaranthus crispus</i> (Lesp. et Théven.) N. Terrac.		bodros disznóparéj	megh	neo	
<i>Amaranthus deflexus</i> L.	[incl. var. <i>rufescens</i> (Godr.) Thell.]	vöröslő disznóparéj	megh	neo	
<i>Amaranthus patulus</i> Bert.	[syn.: <i>A. hybridus</i> L. p. p.]	terpett disznóparéj	megh	neo	
<i>Asarina procumbens</i> Mill.	[syn.: <i>Antirrhinum asarina</i> L.]	kereklevelű oroszlánszáj	megh	neo	
<i>Aster</i> × <i>versicolor</i> Willd.	[<i>A. novi-belgii</i> × <i>laevis</i>]	tarka őszirózsa	megh	neo	
<i>Avena sterilis</i> L. subsp. <i>ludoviciana</i> (Dur.) Nym.	[syn.: <i>A. persica</i> Steud.]	magas zab	megh	neo	
<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	[syn.: <i>A. caroliniana</i> Willd.]	nyáglevelű moszatpáfrány	megh	neo	
<i>Bromus lepidus</i> Holmb.		nyúlrozsok	megh	neo	
<i>Broussonetia papyrifera</i> (L.) Vent.		kínai papíreperta	megh	neo	
<i>Camelina rumelica</i> Velen.	[syn.: <i>C. albiflora</i> (Kotschy ex Boiss.) Busch]	fehértvirágú gomborka	megh	neo	
<i>Centaurea diffusa</i> Lam.	[syn.: <i>Acrolophus diffusus</i> (Lam.) A. et D. Löve]	terpett imola	megh	neo	
<i>Centaurea saloniitana</i> Vis. var. <i>taurica</i> DC.		dalmát imola változata	megh	neo	
<i>Chamaesyce maculata</i> (L.) Small	[syn.: <i>Euphorbia m. L.</i> , <i>E. supina</i> Raf.]	vörösfoltú törpekutyatej	megh	neo	
<i>Chamaesyce nutans</i> (Lag.) Prokh.	[syn.: <i>Euphorbia n. Lag.</i>]	bókoló törpekutyatej	megh	neo	
<i>Chenopodium ambrosioides</i> L.	[incl. <i>Ch. integrifolium</i> Vorosch.]	mirhalibatóp	megh	neo	
<i>Chenopodium giganteum</i> D. Don	[syn.: <i>Ch. amaranthicolor</i> Coste et Reyn.]	óriás libatóp	megh	neo	
<i>Chenopodium pumilio</i> R. Br.		alacsony libatóp	megh	neo	
<i>Chenopodium schraderianum</i> Schult. in R. et Sch.	[syn.: <i>Ch. foetidum</i> Schrad.]	nehézszagú libatóp	megh	neo	
<i>Cuscuta approximata</i> Bab.	[syn.: <i>C. planiflora</i> Ten. subsp. <i>a.</i> (Bab.) Engelm. p. p.]	arankafaj	megh	neo	
<i>Cuscuta epithymum</i> (L.) Nath. subsp. <i>trifolii</i> (Bab.) Beger	[syn.: <i>C. trifolii</i> Bab.]	herefőjtő aranka	megh	neo	
<i>Cymbalaria muralis</i> G. M. et Sch.	[syn.: <i>Linaria cymbalaria</i> (L.) Mill.]	kőfali pintyő	megh	neo	
<i>Dasyphyrum villosum</i> (L.) Candargy	[syn.: <i>Haynaldia villosa</i> Schur]	Haynald-fű	megh	neo	
<i>Dianthus barbatus</i> L. subsp. <i>barbatus</i>		török szegfű	megh	neo	
<i>Digitalis purpurea</i> L.		piros gyűszűvirág	megh	neo	
<i>Duchesnea indica</i> (Andrews) Focke	[syn.: <i>Fragaria i.</i> Andrews]	indiai szamóca	megh	neo	
<i>Eranthis hyemalis</i> (L.) Salisb.		téltemető	megh	neo	
<i>Eragrostis cilianensis</i> (All.) F. T. Hubb.	[syn.: <i>E. megastachya</i> (Koeler) Link]	nagy tőtíppan	megh	neo	
<i>Erucastrum nasturtiifolium</i> (Poir.) O. E. Schulz	[syn.: <i>Hirschfeldia nasturtiifolia</i> (Poir.) Fritsch]	ártéri nyugaszál	megh	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Gaillardia aristata</i> Pursh		élelő kokárdavirág	megh	neo	
<i>Galeobdolon argentatum</i> Smejkal	[syn.: <i>Lamium galeobdolon</i> (L.) Nath. subsp. <i>argentatum</i> (Smejkal) J. Duvigneaud]	tarkalevelű sárgaúrvacsalán	megh	neo	
<i>Galinsoga quadriradiata</i> Ruiz. et Pav.	[syn.: <i>G. ciliata</i> (Raf.) S. F. Blake]	borzas gombvirág	megh	neo	
<i>Gaudinia fragilis</i> (L.) P. B.		törékeny fűzérzab	megh	neo	
<i>Geranium pyrenaicum</i> Burman fil.	[syn.: <i>G. barbatum</i> Kit. in Schuster]	pireneusi gölyaorr	megh	neo	
<i>Geranium sibiricum</i> L.		szibériai gölyaorr	megh	neo	
<i>Helianthus × laetiflorus</i> Pers.	[syn.: <i>H. serotinus</i> Tausch; <i>H. rigidus × tuberosus</i>]	őszi napraforgó	megh	neo	
<i>Helminthia echioides</i> (L.) Gaertn.	[syn.: <i>Picris echioides</i> L., <i>Helminthochea e.</i> (L.) Holub]	vándorvirág	megh	neo	
<i>Hordeum jubatum</i> L.		díszárpa	megh	neo	
<i>Hordeum marinum</i> Huds.	[syn.: <i>H. maritimum</i> With. non O. F. Müller]	tengerparti árpa	megh	neo	
<i>Lappula patula</i> (Lehm.) Menyh.	[syn.: <i>L. marginata</i> (M. B.) Gürcke]	berzedt mizsót	megh	neo	
<i>Lepidium densiflorum</i> Schrad.		kisvirágú zsázsa	megh	neo	
<i>Lepidium graminifolium</i> L.		keskenylevelű zsázsa	megh	neo	
<i>Lepidium virginicum</i> L.	[incl. <i>L. neglectum</i> Thell.]	virginiai zsázsa	megh	neo	
<i>Lindernia dubia</i> (L.) Pennell		rövidkocsányú iszapfű	megh	neo	
<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	[incl. subsp. <i>italicum</i> (A. Br.) Volkart ex Sch. et Kell.]	olaszperje	megh	neo	
<i>Malcolmia africana</i> (L.) R. Br.		afrikai szegecspfü	megh	neo	
<i>Matricaria discoidea</i> DC.	[syn.: <i>M. matricarioides</i> (Less.) Porter, <i>Chamomilla discoidea</i> DC., <i>Ch. suaveolens</i> (Pursh) Rydberg]	sugártalan székfű	megh	neo	
<i>Medicago sativa</i> (L.) All.		takarmánylucerna	megh	neo	
<i>Nicandra physalodes</i> (L.) Gaertn.		szilikesark	megh	neo	
<i>Oenothera erythrosepala</i> Borbás	[syn.: <i>Oe. glazoviana</i> M. Micheli in C. F. P. Martius]	vöröslő ligetszépe	megh	neo	
<i>Oenothera rubricaulis</i> Klebahn		pirosszárú ligetszépe	megh	neo	
<i>Oenothera salicifolia</i> Desf.	[syn.: <i>Oe. depressa</i> Greene, <i>Oe. hungarica</i> Borb., <i>Oe. strigosa</i> Mackenzie et Busch]	magyar ligetszépe	megh	neo	
<i>Oenothera suaveolens</i> Desf.		illatos ligetszépe	megh	neo	
<i>Orobanche cumana</i> Wallr.	[syn.: <i>O. cernua</i> Loeff. subsp. <i>cumana</i> (Wallr.) Soó]	napraforgó-szádo	rmegh	neo	
<i>Pinus nigra</i> J. F. Arnold		feketefenyő	megh	neo	
<i>Pistia stratiotes</i> L.		kagylótutaj	megh	neo	
<i>Polycarpon tetraphyllum</i> L.		négylevelű csészepörc	megh	neo	
<i>Populus × euramericana</i> (Dode) Guinier	[syn.: <i>P. × canadensis</i> Moench; <i>P. deltoides × nigra</i>]	kanadai nyár	megh	neo	
<i>Prunus cerasus</i> L. subsp. <i>acida</i> (Dum.) A. et G.	[syn.: <i>Cerasus vulgaris</i> Mill. subsp. <i>acida</i> (Dum.) Dostál]	vadmeggy	megh	neo	
<i>Ptelea trifoliata</i> L.		hármalevelű alásfa	megh	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Ribes rubrum</i> L. subsp. <i>rubrum</i>	[syn.: <i>R. domesticum</i> Jancz., <i>R. hortense</i> Hedl., <i>R. vulgare</i> Lam.]	kerti ribizske	megh	neo	
<i>Rumex patientia</i> L. subsp. <i>recurvatus</i> (Rech. p.) Rech. f.		paréj órom alfaja	megh	neo	
<i>Salvia sclarea</i> L.	[syn.: <i>S. moschata</i> H. B. et K. Nov.]	muskotályzsálya	megh	neo	
<i>Sedum rupestre</i> L.	[syn.: <i>S. reflexum</i> L.]	kövi varjúháj	megh	neo	
<i>Senecio inaequidens</i> DC.		vesszős aggófű	megh	neo	
<i>Setaria × decipiens</i> Schimper	[<i>S. verticillata</i> × <i>viridis</i>]	csalékony muhar	megh	neo	
<i>Syringa vulgaris</i> L.		kerti orgona	megh	neo?	
<i>Tanacetum parthenium</i> (L.) Schultz-Bip.	[syn.: <i>Chrysanthemum p.</i> (L.) Bernh., <i>Pyrethrum p.</i> (L.) Smith]	őszi margitvirág	megh	neo	
<i>Thladiantha dubia</i> Bunge	[syn.: <i>Th. calcarata</i> auct. non (Wall.) Clarke]	kabakpityóka	megh	neo	
<i>Vallisneria spiralis</i> L.		közönséges csavarhínár	megh	neo	
<i>Veronica filiformis</i> Sm.		gyepes veronika	megh	neo	
<i>Veronica peregrina</i> L.		vándorveronika	megh	neo	
<i>Vicia sativa</i> L. subsp. <i>cordata</i> (Wulf. in Sturm) A. et G.	[syn.: <i>V. cordata</i> Wulf. ex Sturm]	apróhüvelű bükköny	megh	neo?	
<i>Wolffia arrhiza</i> (L.) Horkel	[syn.: <i>Lemna a.</i> L.]	közönséges vízidara	megh	neo	
<i>Yucca filamentosa</i> L.		foszlóslevelű pálmaliliom	megh	neo	

Alkalmi megjelenésű neofitonok

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Abies nordmanniana</i> (Stev.) Spach		kaukázusi jegeyefenyő	alk	neo	
<i>Acer saccharinum</i> L.	[syn.: <i>A. dasycarpum</i> Ehrh.]	ezüst juhar	alk	neo	
<i>Achillea stricta</i> (Koch) Schleich. ex Gremli	[syn.: <i>A. distans</i> W. et K. subsp. <i>stricta</i> (Schleich.) Janch., <i>A. tanacetifolia</i> All. non Mill. var. <i>stricta</i> Koch]	szászréti cickafark	alk	neo	
<i>Adiantum capillus-veneris</i> L.	[syn.: <i>A. cuneatum</i> Langsdorf et Fisch.]	vénuszshajpáfrány	alk	neo	
<i>Adonis annua</i> L.	[syn.: <i>A. autumnalis</i> L.]	őszi hérics	alk	neo	
<i>Aesculus hippocastanum</i> L.		közönséges vadgesztenye	alk	neo	
<i>Aesculus parviflora</i> Walter		cserjés vadgesztenye	alk	neo	
<i>Ageratum houstonianum</i> Mill.	[syn.: <i>A. mexicanum</i> Sims]	kék bojtocska	alk	neo	
<i>Albizia julibrissin</i> Durazz.		perzsa selyemakác	alk	neo	
<i>Alcea rosea</i> L.	[syn.: <i>Althaea r.</i> (L.) Cav.]	kerti mályva	alk	neo	
<i>Allium ampeloprasum</i> L.		francia hagyma	alk	neo	
<i>Allium cepa</i> L.		vöröshagyma	alk	neo	
<i>Allium ramosum</i> L.	[syn.: <i>A. odorum</i> L. non al.; incl. <i>A. tuberosum</i> Rottl.]	mandulaillatú hagyma	alk	neo	
<i>Alopecurus utriculatus</i> (L.) Solander	[syn.: <i>A. anthoxanthoides</i> Boiss.]	tömlős ecsetpázsit	alk	neo	
<i>Alyssum strigosum</i> Banks et Soland. ex Russel		ternyefaj	alk	neo	
<i>Amaranthus bouchonii</i> Thell.	[syn.: <i>A. powellii</i> S. Watson, <i>A. chlorostachys</i> auct. non Willd.]	Bouchon-disznóparéj	alk	neo	
<i>Amaranthus × budensis</i> Priszter	[syn.: <i>A. × dobrogensis</i> Morariu; <i>A. albus × blitoides</i>]	budai disznóparéj	alk	neo	
<i>Amaranthus caudatus</i> L.		bókoló amaránt	alk	neo	
<i>Amaranthus cruentus</i> L.	[syn.: <i>A. hybridus</i> L. subsp. <i>cruentus</i> (L.) Thell., <i>A. paniculatus</i> L.]	bíbor amaránt	alk	neo	
<i>Amaranthus × galii</i> Sennen et Gonzalo	[<i>A. patulus × retroflexus</i>]	Gal-disznóparéj	alk	neo	
<i>Amaranthus gracilis</i> Poir. in Lam.		vékony disznóparéj	alk	neo	
<i>Amaranthus hypochondriacus</i> L.	[syn.: <i>A. erythrostachys</i> Moq.]	piros amaránt	alk	neo	
<i>Amaranthus × ozanonii</i> Thell.	[<i>A. chlorostachys × retroflexus</i>]	Ozanon-disznóparéj	alk	neo	
<i>Amaranthus × polgarianus</i> Priszter et Kárp.	[<i>A. crispus × deflexus</i> f. <i>deflexus</i>]	Polgár-disznóparéj	alk	neo	
<i>Amaranthus quitensis</i> Knuth	[syn.: <i>A. retroflexus</i> subsp. <i>qu.</i> (Knuth) Bolos et Vigo]	quitói disznóparéj	alk	neo	
<i>Amaranthus × soproniensis</i> Priszter et Kárp.	[<i>A. chlorostachys</i> var. <i>pseudo-retroflexus × retroflexus</i>]	soproni disznóparéj	alk	neo	
<i>Amaranthus spinosus</i> L.		tövises disznóparéj	alk	neo	
<i>Amaranthus standleyanus</i> Parodi ex Covas	[syn.: <i>A. vulgatissimus</i> auct. non Spegazzini]	Standley-disznóparéj	alk	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Amaranthus × thevenaei</i> Degen et Thell.	[<i>A. crispus</i> × <i>deflexus</i> f. <i>rufescens</i>]	Thevenau-disznóparéj	alk	neo	
<i>Amaranthus × turicensis</i> Sch. et Th.	[<i>A. paniculatus</i> × <i>retroflexus</i>]	disznóparéjfaj	alk	neo	
<i>Amaranthus × zobelii</i> Thell.	[<i>A. chlorostachys</i> var. <i>erythrostachys</i> (<i>hypochondriacus</i>) × <i>retroflexus</i>]	Zobel-disznóparéj	alk	neo	
<i>Amberboa moschata</i> (L.) Less.	[syn.: <i>Centaurea m. L.</i>]	mósuszimola	alk	neo	
<i>Ambrosia coronopifolia</i> Torr. et Gray	[syn.: <i>A. psilostachya</i> DC. var. <i>coronopifolia</i> (Torr. et Gray) Farwell]	élelő parlagfű	alk	neo	
<i>Amelanchier canadensis</i> (L.) Medik.		kanadai fanyarka	alk	neo	
<i>Ammi majus</i> L.		ammi	alk	neo	
<i>Ammophila verticillata</i> (Ard.) Lam.		homoknád faj	alk	neo	
<i>Amsonia tabernaemontana</i> Walter		széleslevelű csillagmeténg	alk	neo	
<i>Anaphalis margaritacea</i> (L.) Benth. et Hook.	[syn.: <i>Antennaria m. (L.) Benth.</i>]	amerikai gyöngykosárka	alk	neo	
<i>Anemone canadensis</i> L.	[syn.: <i>A. pennsylvanica</i> L.]	amerikai szellőrózsa	alk	neo	
<i>Anemone hupehensis</i> Lemoine var. <i>japonica</i> Bowles et Stearn	[syn.: <i>A. japonica</i> S. et Z.]	japán szellőrózsa	alk	neo	
<i>Angelica archangelica</i> L.	[syn.: <i>Archangelica officinalis</i> Hoffm.]	orvosi angyalgyökér	alk	neo	
<i>Anthemis triumfettii</i> (L.) DC.		déli pipitér	alk	neo	
<i>Anthoxanthum puelii</i> Lecoq et Lamotte	[syn.: <i>A. aristatum</i> Boiss.]	szálkás borjúpázsit	alk	neo	
<i>Antirrhinum majus</i> L.		kerti oroszlánszáj	alk	neo	
<i>Aptenia cordifolia</i> (L. f.) Schwantes	[syn.: <i>Mesembryanthemum cordifolium</i> L. f.]	szívlevelű kristályvirág	alk	neo	
<i>Arabis alpina</i> L. subsp. <i>caucasica</i> (Willd.) Briq.	[syn.: <i>Arabis caucasica</i> Willd.]	kaukázusi ikravirág	alk	neo	
<i>Arabis procurrens</i> W. et K.		indás ikravirág	alk	neo	
<i>Artemisia abrotanum</i> L.		ürömcserje, istenfű	alk	neo	
<i>Artemisia biennis</i> Willd.		ürömfaj	alk	neo	
<i>Artemisia dracunculus</i> L.		tárkony	alk	neo	
<i>Arundo donax</i> L.		óriás olasz nád	alk	neo	
<i>Asperula orientalis</i> Boiss. et Hohen.	[syn.: <i>A. azurea</i> Jaub. et Spach]	keleti müge	alk	neo	
<i>Aster bellidiastrum</i> (L.) Scop.	[syn.: <i>Bellidiastrum michelii</i> Cass.]	szászorszép-gerebcsin	alk	neo	
<i>Aster dumosus</i> L.		törpe őszirózsa	alk	neo	
<i>Aster ericoides</i> L. [syn.: <i>A. multiflorus</i> Aiton]		hangaőszirózsa	alk	neo	
<i>Aster novae-angliae</i> L.		mirigyes őszirózsa	alk	neo	
<i>Aster patulus</i> Lam.		őszirózsa faj	alk	neo	
<i>Aster pesthinensis</i> DC.	[syn.: <i>A. riparius</i> Nees]	pesti őszirózsa*	alk	neo	
<i>Astragalus galegiformis</i> L.		kaukázusi csüdfű	alk	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Atriplex hortensis</i> L.		kerti laboda	alk	neo	
<i>Aubrieta deltoidea</i> (L.) DC.	[syn.: <i>A. graeca</i> Griseb., <i>A. intermedia</i> Heldr. et Orph.]	balkáni pázsitviola	alk	neo	
<i>Aucuba japonica</i> Thunb.		japán babérsom	alk	neo	
<i>Avena barbata</i> Brot.		szakállas zab	alk	neo	
<i>Avena sativa</i> L. subsp. <i>chinensis</i> (Fisch. ex R. et Schult.) Janchen		kínai zab	alk	neo	
<i>Barbarea verna</i> (Mill.) Asch.	[syn.: <i>B. praecox</i> (Sm.) R. Br.]	tavaszi borbálafű	alk	neo	
<i>Berberis julianae</i> Schneid.		Julián-borbolya	alk	neo	
<i>Berberis thunbergi</i> DC.	[incl. ' <i>Atropurpurea</i> ']	japán borbolya (incl. sötétbordó változat)	alk	neo	
<i>Beta trigyna</i> W. et K.		hárombibés répa	alk	neo	
<i>Bidens bipinnata</i> L.		farkasfogfaj	alk	neo	
<i>Borago officinalis</i> L.		kerti borágó	alk	neo	
<i>Brassica elongata</i> Ehrh. subsp. <i>armoracioides</i> (Czern.) A. et G.		harasztos káposzta alfaja	alk	neo	
<i>Brassica x juncea</i> (L.) Czern.	[<i>B. rapa x nigra</i>]	szareptai mustár	alk	neo	
<i>Brassica rapa</i> L. subsp. <i>rapa</i> Janchen	[syn.: <i>B. campestris</i> L. subsp. <i>rapa</i> (L.) Hook., <i>B. c. L.</i> subsp. <i>rapifera</i> (Metzger) Sinsk., <i>B. rapifera</i> Dalla-Torre et Sarnth.]	tarlórépa	alk	neo	
<i>Bromus brachystachys</i> Hornung		rozsнокfaj	alk	neo	
<i>Bromus carinatus</i> Hook. et Arn. em. Hitchcock et al.		kaliforniai rozsнок	alk	neo	
<i>Bromus madritensis</i> L.		madridi rozsнок	alk	neo	
<i>Bromus willdenowii</i> Kunth.	[syn.: <i>B. catharticus</i> Vahl, <i>B. uniolooides</i> (Willd.) Humb. et Kunth]	Willdenow-rozsнок*	alk	neo	
<i>Brunnera macrophylla</i> (Adam) Johnston	[syn.: <i>Anchusa myosotidiflora</i> Lehm.]	kaukázusi nefelejcs	alk	neo	
<i>Buddleja davidii</i> Franchet	[syn.: <i>B. variabilis</i> Hemsl.]	illatos nyáriorgona	alk	neo	
<i>Buglossoides arvensis</i> (L.) I. M. Johnst. subsp. <i>sibthorpiana</i> (Griseb.) Fern.	[syn.: <i>Lithospermum arvense</i> L. subsp. <i>c.</i> (DC.) Rothm.]	mezei gyöngyköles alfaja	alk	neo	
<i>Bunias erucago</i> L.		csípős szűmcső	alk	neo	
<i>Bunium alpinum</i> W. et K. subsp. <i>montanum</i> (Koch) Burnat	[syn.: <i>B. montanum</i> Koch]	havasi gumóskömény alfaja	alk	neo	
<i>Bupleurum lancifolium</i> Hornem.		lándzsáslevelű buvákfű*	alk	neo	
<i>Buxus sempervirens</i> L. var. <i>suffruticosa</i> L.		szegélypuszpáng	alk	neo	
<i>Calendula arvensis</i> L.		mezei körömvirág	alk	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Calendula officinalis</i> L.		kerti körömvirág	alk	neo	
<i>Callistephus chinensis</i> (L.) Nees	[syn.: <i>Aster ch. L.</i>]	kerti őszirózsa	alk	neo	
<i>Campanula carpatica</i> Jacq.		kárpáti harangvirág	alk	neo	
<i>Campsis radicans</i> (L.) Seemann	[syn.: <i>Bignonia r. L., Tecoma r. (L.) Juss.</i>]	amerikai trombitacserje	alk	neo	
<i>Capsella rubella</i> Reut.		pirosló pásztortáska	alk	neo	
<i>Capsicum annuum</i> L.		termesztett paprika	alk	neo	
<i>Caragana arborescens</i> Lam.		sárga borsóacserje	alk	neo	
<i>Catalpa bignonioides</i> Walter	[syn.: <i>C. syringaeifolia</i> Sims in Curtis]	szívlevelű szivarfa	alk	neo	
<i>Celastrus scandens</i> L.		kúszó fafojtó	alk	neo	
<i>Celtis australis</i> L.		déli ostorfa	alk	neo	
<i>Centaurea dealbata</i> Willd.	[syn.: <i>Psephellus dealbatus</i> (Willd.) C. Koch]	hártyásfészű imola	alk	neo	
<i>Centaurea diluta</i> Aiton		kis imola*	alk	neo	
<i>Centaurea melitensis</i> L.		máltai imola	alk	neo	
<i>Centaurea orientalis</i> L.		keleti imola	alk	neo	
<i>Centranthus ruber</i> (L.) DC.	[<i>Kentranthus r. (L.) DC.</i>]	piros sarkantyúvirág	alk	neo	
<i>Cerastium tomentosum</i> L.		molyhos madárhúr	alk	neo	
<i>Ceratophyllum platyacanthum</i> Cham. f.	[syn.: <i>C. demersum</i> L. subsp. <i>pentacanthum</i> (Haynald) Soó] <i>pentacanthum</i> (Haynald) Kaden	érdes borzhínár	alk	neo	
<i>Ceratostigma plumbaginoides</i> Bunge	[syn.: <i>Plumbago larpentae</i> Lindl.]	tarackoló kékgyökér	alk	neo	
<i>Cercis siliquastrum</i> L.		közönséges júdásfa	alk	neo	
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i> Parl.		oregoni hamisciprus	alk	neo	
<i>Chamaesyce humifusa</i> (Willd.) Prokh.	[syn.: <i>Euphorbia h. Willd.</i>]	kúszó törpekutyatej	alk	neo	
<i>Chamaesyce prostrata</i> (Ait.) Small	[syn.: <i>Euphorbia chamaesyce</i> L.]	heverő törpekutyatej	alk	neo	
<i>Chenopodium berlandieri</i> Moq. in DC. subsp. <i>zschackei</i> (J. Murr) Zobel		Berlandier-libatop-alfaj*	alk	neo	
<i>Chenopodium borbasioides</i> Ludwig in A. et G.		Borbás-libatop*	alk	neo	
<i>Chenopodium capitatum</i> (L.) Asch.	[syn.: <i>Blitum c. L.</i>]	eperparéj	alk	neo	
<i>Chenopodium carnosulum</i> Moq. in DC.		aprólevelű libatop	alk	neo	
<i>Chenopodium desiccatum</i> A. Nelson	[syn.: <i>Ch. pratericola</i> Rydb.]	keskenylevelű libatop*	alk	neo	
<i>Chenopodium foliosum</i> (Moench) Asch.	[syn.: <i>Ch. virgatum</i> (L.) Jessen non Thunbg., <i>Blitum v. L.</i>]	vesszősparéj	alk	neo	
<i>Chenopodium hircinum</i> Schrad.		heringszagú libatop	alk	neo	
<i>Chenopodium multifidum</i> L.		fésűslevelű libatop	alk	neo	
<i>Chenopodium wolffii</i> Simk.	[syn.: <i>Ch. glaucum</i> L. monstr. <i>wolffii</i> (Simk.) Thell.]	tordai libatop	alk	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Chionodoxa luciliae</i> Boiss.	[syn.: <i>Scilla l.</i> (Boiss.) Speta]	fehérszemű hófény	alk	neo	
<i>Chorispora tenella</i> (Pall.) DC.		alacsony cikkesbecő	alk	neo	
<i>Chrysanthemum coronarium</i> L.		koronás aranyvirág	alk	neo	
<i>Chrysanthemum segetum</i> L.		vetési aranyvirág	alk	neo	
<i>Cichorium endivia</i> L. subsp. <i>divaricatum</i> (Schousboe) P. D. Sell	[syn.: <i>Cichorium pumilum</i> Jacq.]	törpe katáng	alk	neo	
<i>Cicosperrum leptophyllum</i> (Pers.) Britton et E. Wilson	[syn.: <i>Apium ammi</i> Urban, nom. illeg. non (L.) Crantz, A. <i>leptophyllum</i> (Pers.) F. Muell. ex Benth., <i>Pimpinella leptophylla</i> Pers., <i>Sison ammi</i> sensu Jacq. non L.]	karcsú zeller*	alk	neo	
<i>Cirsium acama</i> (L.) Moench		asztafaj	alk	neo	
<i>Cirsium dissectum</i> (L.) Hill		asztafaj	alk	neo	
<i>Citrullus colocynthis</i> (L.) Schrad.	[syn.: <i>Colocynthis vulgaris</i> Schrad.]	sártök	alk	neo	
<i>Claytonia perfoliata</i> Donn	[syn.: <i>Montia p.</i> (Donn ex Willd.) Howell]	közönséges vadporcsin	alk	neo	
<i>Clematis flammula</i> L.		illatos iszalag	alk	neo	
<i>Clematis viticella</i> L.		olasz iszalag	alk	neo	
<i>Cleome graveolens</i> Raf.		kleómefaj	alk	neo	
<i>Cleome speciosa</i> Raf.	[syn.: <i>C. speciosissima</i> Deppe]	kerti kleóme, Kleopátra tujje	alk	neo	
<i>Cnicus benedictus</i> L.		áldott bárcs	alk	neo	
<i>Coix lacryma-jobi</i> L.		könnyfű, Jób könnye	alk	neo	
<i>Coleus blumei</i> Benth.		virágcsalán	alk	neo	
<i>Collomia grandiflora</i> Dougl. ex Lindl.	[syn.: <i>Gilia g.</i> Steud.]	nagyvirágú gallérvirág	alk	neo	
<i>Colutea orientalis</i> Mill.		keleti dudafürt	alk	neo	
<i>Commelina communis</i> L.		azúrkék kommelina	alk	neo	
<i>Consolida ambigua</i> (L.) Ball et Heyw.	[syn.: <i>C. ajacis</i> (L.) Schur]	nyári szarkaláb	alk	neo	
<i>Consolida uechtriziana</i> (Panč.) Soó		szarkalábfej	alk	neo	
<i>Coreopsis grandiflora</i> Hogg in Sweet		nagyfészű szépecske	alk	neo	
<i>Coreopsis tinctoria</i> Nutt.	[syn.: <i>C. bicolor</i> Reichenb., <i>Calliopsis b.</i> Rchb.]	tarka szépecske	alk	neo	
<i>Coriandrum sativum</i> L.		kerti koriander	alk	neo	
<i>Cornus alba</i> L.	[syn.: <i>C. tatarica</i> Mill.]	fehér som	alk	neo	
<i>Cornus stolonifera</i> Michx.	[syn.: <i>C. sericea</i> L. em. Murray]	tarackos som	alk	neo	
<i>Coronopus didymus</i> (L.) Sm.		sárgás varjúláb	alk	neo	
<i>Corylus colurna</i> L.		török mogyoró	alk	neo	
<i>Corylus maxima</i> Mill.	[syn.: <i>C. tubulosa</i> Willd.]	csöves mogyoró	alk	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Cosmos bipinnatus</i> Cav.		kerti pillangóvirág	alk	neo	
<i>Cotoneaster divaricatus</i> Rehd. ex Wils.		ragyogólevelű madárbirs	alk	neo	
<i>Cotoneaster horizontalis</i> Decne.		kerti madárbirs	alk	neo	
<i>Cotoneaster multiflorus</i> Bge.		dúsvirágú madárbirs	alk	neo	
<i>Crataegus flabellata</i> (Bosc.) C. Koch		legyezős galagonya	alk	neo	
<i>Crataepisilus grandiflora</i> Bean	[<i>Mespilus germanica</i> × <i>Crataegus monogyna</i>]	nagyvirágú galagonyaspolya	alk	neo	
<i>Crucianella latifolia</i> L.		széleslevelű szálkanyak	alk	neo	
<i>Cucurbita maxima</i> Duch. in Lam.		sütőtök	alk	neo	
<i>Cucurbita pepo</i> L.		közönséges tök	alk	neo	
<i>Cuscuta suaveolens</i> Ser.		fürtös aranka	alk	neo	
<i>Cyclamen hederifolium</i> Ait.	[syn.: <i>C. neapolitanum</i> Ten.]	borostyánlevelű ciklámen	alk	neo	
<i>Cycloloma atriplicifolium</i> (Spreng.) J. M. Coult.	[syn.: <i>Salsola atriplicifolia</i> C. P. J. Sprengel]	labodalevelű szárnyaslibatop*	alk	neo	
<i>Cymbalaria hepaticifolia</i> (Poir.) Wettst.		korzikai pintyő	alk	neo	
<i>Cymbalaria pallida</i> (Ten.) Wettst.		halványkék pintyő	alk	neo	
<i>Cynara cardunculus</i> L.		kárdi	alk	neo	
<i>Cynoglossum columnae</i> Ten.		bársonyos ebnyelvűfű	alk	neo	
<i>Cynoglossum creticum</i> Mill.		csikoltszímű ebnyelvűfű	alk	neo	
<i>Cynosurus echinatus</i> L.		tüskés cincor	alk	neo	
<i>Cyperus eragrostis</i> Lam.		fakó palka*	alk	neo	
<i>Datura innoxia</i> Mill.	[syn.: <i>D. meteloides</i> DC. ex Dunal]	indian maszlag	alk	neo	
<i>Datura metel</i> L.	[syn.: <i>D. fastuosa</i> L.]	mételmaszlag	alk	neo	
<i>Delphinium</i> × <i>cultorum</i> Voss	[syn.: <i>D. hybridum</i> Willd. non L.]	kerti szarkaláb	alk	neo	
<i>Dendranthema</i> × <i>grandiflorum</i> (Ramat.) Kitamura	[syn.: <i>D. xindicum</i> (L.) Des Moulins, <i>Chrysanthemum indicum</i> L., <i>Ch. x hortorum</i> Host, <i>Ch. x rubellum</i> Sealy]	kerti margitvirág	alk	neo	
<i>Descurainia appendiculata</i> (Gris.) Schulz		sebforrasztófűfaj	alk	neo	
<i>Deutzia scabra</i> Thunb.	[syn.: <i>D. crenata</i> S. et Z., <i>D. sieboldiana</i> Maxim.]	érdeslevelű gyöngyvirágcsereje	alk	neo	
<i>Dianthus caryophyllus</i> L.		kerti szegfű	alk	neo	
<i>Digitalis lutea</i> L.		vajsárga gyűszűvirág	alk	neo	
<i>Diospyros lotus</i> L.	[syn.: <i>D. japonica</i> S. et Z.]	mandzsu datolyaszilva	alk	neo	
<i>Diplotaxis erucoides</i> (Torn.) DC.		fehér kányazsázsa	alk	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Dipsacus sativus</i> (L.) Scholler	[syn.: <i>D. fullonum</i> L. p. p.]	takácsmácsonya	alk	neo	
<i>Doronicum pardalianches</i> L.	[syn.: <i>D. cordatum</i> Lam.]	párducfajító zergevirág	alk	neo	
<i>Dracocephalum moldavica</i> L.		moldvai sárkányfű	alk	neo	
<i>Ecballium elaterium</i> (L.) Rich. f. in Chev.		uborkás magrugó	alk	neo	
<i>Echinochloa eruciformis</i> (Sibth. et Sm.) Rchb.		kakaslébfűfaj	alk	neo	
<i>Echinochloa occidentalis</i> (Wieg.) Rydb.	[syn.: <i>E. spiralis</i> Vasinger, <i>E. crus-galli</i> subsp. <i>spiralis</i> (Vasinger) Tzvelev]	tömött kakaslébfű	alk	neo	
<i>Echium plantagineum</i> L.	[syn.: <i>E. lycopsis</i> L. em. Gruffb.]	útifülevelű kigyószisz	alk	neo	
<i>Egeria densa</i> Planchon	[syn.: <i>Elodea d.</i> (Planchon) Caspary]	sűrűlevelű átokhínár	alk	neo	
<i>Eichhornia crassipes</i> (C. Martius) Solms-Laub.	[syn.: <i>E. speciosa</i> Kunth, <i>Pontederia c.</i> Martius, <i>Piaropus c.</i> (Mart.) Britton]	vaskosszárú vízijácint	alk	neo	
<i>Elaeagnus commutata</i> Bernh.	[syn.: <i>E. argentea</i> Pursh]	barnás ezüstfa	alk	neo	
<i>Elaeagnus umbellata</i> Thunb.	[syn.: <i>E. crispata</i> Thunb.]	pirostermésű ezüstfa	alk	neo	
<i>Eleusine tristachya</i> (Lam.) Kunt		haszállyűfűfaj	alk	neo	
<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) St. John		aprólevelű átokhínár	alk	neo	
<i>Eragrostis damiensiana</i> E. Bonnet	[syn.: <i>E. peregrina</i> Wiegand]	vándor-tőtippán*	alk	neo	
<i>Eragrostis lugens</i> Nees subsp. <i>flaccida</i> (Lindm.) Hack.		tőtippánfaj alfaja	alk	neo	
<i>Eragrostis mexicana</i> (Lagasca) Link		mexikói tőtippán*	alk	neo	
<i>Eragrostis parviflora</i> (R. Br.) Trin.	[syn.: <i>E. neomexicana</i> Vasey ex L. H. Dewey]	kisvirágú tőtippán	alk	neo	
<i>Erigeron philadelphicus</i> L.	[syn.: <i>Stenactis philadelphica</i> (L.) Hay. in Hegi]	lilás seprence	alk	neo	
<i>Erodium moschatum</i> (L. in Burm.) L'Hérit. in Ait.		pézsmagémorr	alk	neo	
<i>Erysimum cheiri</i> (L.) Crantz	[syn.: <i>Cheiranthus ch.</i> L.]	sárgaviola	alk	neo	
<i>Euonymus fortunei</i> (Turcz.) Hand.-Mazz. var. <i>radicans</i> Rehd.	[syn.: <i>E. radicans</i> Sieb. ex Miq.]	kúszó kecskerágó	alk	neo	
<i>Euphorbia marginata</i> Pursh	[syn.: <i>E. variegata</i> Sims, <i>Agaloma m.</i> (Pursh) A. et D. Löve]	tarka kutyatej, „jégvirág”	alk	neo	
<i>Euphorbia myrsinites</i> L.		délszaki kutyatej	alk	neo	
<i>Euphorbia segetalis</i> L.		vetési kutyatej	alk	neo	
<i>Euphorbia villosa</i> W. et K. subsp. <i>carpatica</i> (Wol.) Soó	[syn.: <i>E. carpatica</i> Wol.]	bozontos kutyatej kárpáti alfaja	alk	neo	
<i>Fallopia baldschuanica</i> (Regel) Holub s. l.	[syn.: <i>Polygonum baldschuanicum</i> Regel, <i>Bilderdykia b.</i> (Regel) D. Webb, <i>Reynoutria baldschuanica</i> (Regel) Mold., <i>Tiniaria b.</i> Hedberg; incl. <i>Fallopia aubertii</i> (L. Henry ex Hedberg) Holub, syn.: <i>Bilderdykia a.</i> Mold., <i>Polygonum a.</i> L. Henry ex Hedberg, <i>Reynoutria a.</i> (L. Henry ex Hedberg) Mold.]	tadzsiki szalag (incl. kínai szalag)	alk	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Fallopia multiflora</i> (Thunb.) Czerepanov	[syn.: <i>Polygonum multiflorum</i> Thunb., <i>Reynoutria multiflora</i> (Thunb.) Mold.]	kelet-ázsiai iszalag*	alk	neo	
<i>Fallopia sachalinensis</i> (Schm. ex Maxim.) Ronse Decr.	[syn.: <i>Reynoutria</i> s. (Schm.) Nakai, <i>Polygonum sachalinense</i> Fr. Schm., <i>Pleuropterus sachalinensis</i> (Schm.) H. Gross, <i>Tiniaria</i> s. (Schm.) Janchen]	óriás japánkeserűfű	alk	neo	
<i>Festuca arundinacea</i> Schreb. subsp. <i>uechtriziana</i> (Wiesb.) Hegi		nádképű csenkesz alfaja	alk	neo	
<i>Flaveria bidentis</i> (L.) Ktze.	[syn.: <i>Ethulia</i> b. L.]	fészekvirágzatúfele faj	alk	neo	
<i>Foeniculum vulgare</i> Mill. subsp. <i>sativum</i> (Presl) Janch.		kerti édeskömény	alk	neo	
<i>Forsythia xintermedia</i> Zab.	[syn.: <i>F. suspensa</i> x <i>viridissima</i>]	hibrid aranycserje	alk	neo	
<i>Fraxinus americana</i> L.	[syn.: <i>F. alba</i> Marsh.]	fehér kőris	alk	neo	
<i>Fritillaria imperialis</i> L.		császárkorona	alk	neo	
<i>Froelichia floridana</i> (Nutt.) Moq. in DC.		floridai Froelich-virág*	alk	neo	
<i>Froelichia gracilis</i> Moq.		karcús Froelich-virág*	alk	neo	
<i>Galeopsis segetum</i> Necker	[syn.: <i>G. dubia</i> Leers]	kétes kenderkefű	alk	neo	
<i>Galium humifusum</i> M. Bieb.	[syn.: <i>Asperula humifusa</i> Bess.]	heverő galaj	alk	neo	
<i>Galium verrucosum</i> Huds.	[syn.: <i>G. saccharatum</i> All., <i>G. valantia</i> G. Weber]	szemölcsös galaj*	alk	neo	
<i>Geranium macrorrhizum</i> L.		illatos gólyaorr	alk	neo	
<i>Geum humifusum</i> M. B.		leterülő gyömbérgyökér*	alk	neo	
<i>Geum verrucosum</i> Huds.		szemölcsös gyömbérgyökér*	alk	neo	
<i>Gilia capitata</i> Dougl.		fejcskés gomolyvirág	alk	neo	
<i>Gilia tricolor</i> Benth.		tarka gomolyvirág	alk	neo	
<i>Ginkgo biloba</i> L.		páfrányfenyő	alk	neo	
<i>Gladiolus communis</i> L. subsp. <i>byzantinus</i> (Mill.) Hamilton	[syn.: <i>G. byzantinus</i> Mill.]	bizánci kardvirág	alk	neo	
<i>Glaucium flavum</i> Crantz		sárga szarvasmák	alk	neo	
<i>Gleditsia triacanthos</i> L.		tövises lepényfa	alk	neo	
<i>Glycine max</i> (L.) Merrill	[syn.: <i>G. hispida</i> (Moench) Maxim., <i>Soja h.</i> Moench]	termesztett szója	alk	neo	
<i>Glycyrrhiza glabra</i> L.	[incl. subsp. <i>glandulifera</i> (W. et K.) Soó]	igazi édesgyökér	alk	neo	
<i>Goniolimon tataricum</i> (L.) Boiss.	[syn.: <i>Limonium t.</i> (L.) Mill., <i>Statice tatarica</i> L.]	tatár sóvirág	alk	neo	
<i>Grindelia squarrosa</i> (Pursh) Dunal		gyantásgyom	alk	neo	
<i>Gymnocladus dioica</i> (L.) C. Koch	[syn.: <i>G. canadensis</i> Lam.]	kanadai vasfa	alk	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Gymnocoronis spilanthoides</i> DC.		vízibojt	alk	neo	
<i>Gypsophila acutifolia</i> Fisch. ex Spreng.		kaukázusi fátyolvirág	alk	neo	
<i>Gypsophila altissima</i> L.		óriás fátyolvirág	alk	neo	
<i>Gypsophila perfoliata</i> L.		galléros fátyolvirág*	alk	neo	
<i>Gypsophila scorzoniferifolia</i> Ser. ex DC.		pozdorlevelű fátyolvirág*	alk	neo	
<i>Halimodendron halodendron</i> (L. f.) Voss		szikfa	alk	neo	
<i>Hedera colchica</i> C. Koch		kolchiszi borostyán	alk	neo	
<i>Helianthus angustifolius</i> L.		kekenylevelű napraforgó	alk	neo	
<i>Helianthus annuus</i> L.		közönséges napraforgó	alk	neo	
<i>Helianthus debilis</i> Nutt. subsp. <i>cucumerifolius</i> (Torrey et A. Gray) Heiser	[syn.: <i>H. cucumerifolius</i> Torrey]	kislevelű napraforgó	alk	neo	
<i>Helianthus</i> × <i>multiflorus</i> L.	[<i>H. decapetalus</i> × <i>annuus</i>]	sokvirágú napraforgó*	alk	neo	
<i>Helianthus rigidus</i> (Cass.) Desf.	[syn.: <i>H. pauciflorus</i> Nutt. subsp. <i>pauciflorus</i> , <i>H. p.</i> Nutt. var. <i>p.</i> , <i>H. rigidus</i> (Cass.) Desf., <i>H. scaberrimus</i> Elliot, <i>Harpalium rigidum</i> Cass.]	érdes napraforgó	alk	neo	
<i>Helianthus salicifolius</i> Dietr.	[syn.: <i>H. filiformis</i> Small, <i>H. orgyalis</i> DC.]	fűzlevelű napraforgó	alk	neo	
<i>Helianthus strumosus</i> L.	[syn.: <i>H. macrophyllus</i> Willd.]	nagylevelű napraforgó	alk	neo	
<i>Helianthus subrhomboides</i> Rydb.	[syn.: <i>H. pauciflorus</i> Nutt. subsp. <i>subrhomboides</i> (Rydb.) O. Spring et E. Schilling, <i>H. p.</i> Nutt. var. <i>s.</i> (Rydb.) Cronq., <i>H. rigidus</i> (Cass.) Desf. subsp. <i>s.</i> (Rydb.) Heiser]	napraforgófaj	alk	neo	
<i>Helichrysum bracteatum</i> (Vent.) Willd.		kerti szalmavirág	alk	neo	
<i>Helioopsis helianthoides</i> (L.) Sweet	[incl. var. <i>scabra</i> (Dun.) Fern.]	kopasz napszemvirág	alk	neo	
<i>Helleborus foetidus</i> L.		büdös hunyor	alk	neo	
<i>Helleborus viridis</i> L.		zöld hunyor	alk	neo	
<i>Hemerocallis fulva</i> L.	[syn.: <i>H. crocea</i> Lam.]	lángszínű sásliliom	alk	neo	
<i>Heracleum persicum</i> Desf.		perza medvetalp	alk	neo	
<i>Hesperis matronalis</i> L. subsp. <i>matronalis</i>	[syn.: <i>H. m. l.</i> subsp. <i>spontanea</i> Soó]	hölgyestike	alk	neo	
<i>Hesperis matronalis</i> L. subsp. <i>obtusata</i> (Moench) Soó	[syn.: subsp. <i>cladotricha</i> (Borb.) Hay.]	havasi estike	alk	neo	
<i>Hibiscus syriacus</i> L.		kerti mályvacserje	alk	neo	
<i>Hippocrepis ciliata</i> Willd.		patkóherfafaj	alk	neo	
<i>Hirschfeldia incana</i> (Jusl.) Lagrèze-Fossat		szürke nyurgaszál	alk	neo	
<i>Hordeum bulbosum</i> L.		gumós árpa	alk	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Hordeum secalinum</i> Schreb.	[syn.: <i>H. nodosum</i> auct.]	évelő árpa	alk	neo	
<i>Hyacinthus orientalis</i> L.	[incl. <i>H. provincialis</i> Jordan]	kerti jácint	alk	neo	
<i>Hypericum calycinum</i> L.		bőrlevelű orbáncfű	alk	neo	
<i>Hyssopus officinalis</i> L.		kerti izsóp	alk	neo	
<i>Iberis umbellata</i> L.		ernyős tatárvirág	alk	neo	
<i>Ilex aquifolium</i> L.	[syn.: <i>I. balearica</i> Desf.]	közönséges magyal	alk	neo	
<i>Impatiens balfourii</i> Hook. f.	[syn.: <i>I. mathildae</i> Chioevenda]	Matild-nebáncsvirág	alk	neo	
<i>Impatiens balsamina</i> L.	[syn.: <i>Balsamina hortensis</i> Desp.]	fájvirág, kerti nebáncsvirág	alk	neo	
<i>Impatiens walleriana</i> Hook. f. ex Oliver	[syn.: <i>I. holstii</i> Engl. et Warb., <i>I. sultani</i> Hook. f.]	törpe nebáncsvirág, vízifukszia	alk	neo	
<i>Ipheion uniflorum</i> (Lindl.) Raf.	[syn.: <i>Brodiaea uniflora</i> (Lindl.) Engler, <i>Milla</i> u. R. C. Graham, <i>Tristagma</i> u. (Lindl.) Traub, <i>Triteleia</i> u. Lindl.]	egyvirágú csillaghagyma	alk	neo	
<i>Ipomoea purpurea</i> (L.) Roth	[syn.: <i>I. hispida</i> Zucc., <i>Pharbitis</i> p. (L.) Voigt]	bíboros hajnalka	alk	neo	
<i>Jasminum fruticans</i> L.		cserjés jácmin	alk	neo	
<i>Jasminum nudiflorum</i> Lindl.		téli jácmin	alk	neo	
<i>Juglans nigra</i> L.		fekete dió	alk	neo	
<i>Juniperus chinensis</i> L.		kínai boróka	alk	neo	
<i>Juniperus virginiana</i> L.		virginiai boróka	alk	neo	
<i>Kerria japonica</i> (L.) DC.		boglárcserje	alk	neo	
<i>Kitaibela vitifolia</i> Willd.		Kitaibel-mályva, szőlómályva	alk	neo	
<i>Knautia macedonica</i> Gris.		macedón varfű	alk	neo	
<i>Koeleruteria paniculata</i> Laxm.		bugás csörgőfa	alk	neo	
<i>Lactuca sativa</i> L.		kerti saláta	alk	neo	
<i>Lactuca virosa</i> L.		mérges saláta	alk	neo	
<i>Lagenaria siceraria</i> (Molina) Standley	[syn.: <i>L. vulgaris</i> Sér.]	lopótök	alk	neo	
<i>Lappula barbata</i> (M. B.) Menyh.		koldustetűfaj	alk	neo	
<i>Lappula deflexa</i> (Wahlbg.) Garcke	[syn.: <i>Hackelia</i> d. (Wahlbg.) Opiz]	kónya koldustetű	alk	neo	
<i>Lathyrus odoratus</i> L.		szagos lednek	alk	neo	
<i>Lavandula angustifolia</i> Mill.	[syn.: <i>L. officinalis</i> Chaix ex Vill., <i>L. spica</i> L. p., <i>L. vera</i> DC.]	keskenylevelű levendula	alk	neo	
<i>Lepidium bonariense</i> L.		argentín zsázsa	alk	neo	
<i>Lepidium calycinum</i>		Godron-zsázsafaj	alk	neo	
<i>Lepidium sativum</i> L.		kerti zsázsa	alk	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Leymus arenarius</i> (L.) Hochst.	[syn.: <i>Elymus a. L.</i>]	homoki hajperje	alk	neo	
<i>Ligustrum ovalifolium</i> Hasskarl		tojáslevelű fagyal	alk	neo	
<i>Linaria purpurea</i> (L.) Mill.		pirosló gyűjtőványfű	alk	neo	
<i>Lobelia erinus</i> L.		törpe lobélia	alk	neo	
<i>Lobularia maritima</i> (L.) Desv.	[syn.: <i>Alyssum maritimum</i> (L.) Lam., <i>Koniga m. (L.) R. Br.</i>]	tengerparti fülesternye	alk	neo	
<i>Lonicera maackii</i> (Rupr.) Maxim.		koreai lonc	alk	neo	
<i>Lonicera pileata</i> Oliv.		törpe lonc	alk	neo	
<i>Lonicera × purpusii</i> Rehd.		korai lonc	alk	neo	
<i>Lonicera tatarica</i> L.		tatár lonc	alk	neo	
<i>Lopezia racemosa</i> Cav.		változékony hajnalpir	alk	neo	
<i>Lophochloa cristata</i> (L.) Hyl.	[syn.: <i>Koeleria gerardii</i> (Vill.) Shinners]	közönséges tarajosperje	alk	neo	
<i>Lotus corniculatus</i> L. subsp. <i>major</i> (Scop.) Gams		szarvas kerep alfaja	alk	neo	
<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.	[syn.: <i>L. uliginosus</i> Schkuhr]	lápi kerep	alk	neo	
<i>Ludwigia alternifolia</i> L.		tóalmafaj	alk	neo	
<i>Ludwigia repens</i> Swartz		pirosfonákú tóalma	alk	neo	
<i>Lunaria annua</i> L. subsp. <i>annua</i>	[syn.: <i>L. biennis</i> Moench]	kerti holdviola, júdáspézn	alk	neo	
<i>Lupinus albus</i> L.	[syn.: <i>L. termis</i> Forskål]	fehér csillagfűrt	alk	neo	
<i>Lupinus angustifolius</i> L.		keskenylevelű csillagfűrt	alk	neo	
<i>Lupinus luteus</i> L.		sárga csillagfűrt	alk	neo	
<i>Lupinus polyphyllus</i> Lindl.		erdei csillagfűrt	alk	neo	
<i>Lycium chinense</i> Mill.	[syn.: <i>L. ovatum</i> Veillard]	kinai ördögcéma	alk	neo	
<i>Lycopersicon esculentum</i> Mill.	[syn.: <i>Solanum lycopersicum</i> L.]	paradicsom	alk	neo	
<i>Macleaya cordata</i> (Willd.) R. Br.	[syn.: <i>Bocconia c.</i> Willd.]	magas mákkóro	alk	neo	
<i>Maclura pomifera</i> (Raf.) C. K. Schneider	[syn.: <i>M. aurantiaca</i> Nutt., <i>loxylon pomiferum</i> Raf.]	narancseperfa	alk	neo	
<i>Mahonia aquifolium</i> (Pursh) Nutt.	Az elvadulások többsége valószínűleg a <i>M. repens</i> (Lindl.) G. Don és a <i>M. pinnata</i> (Lag.) Fedde fajokkal alkotott hibrid komplexum.	kerti mahónia	alk	neo	
<i>Mahonia × domestica</i> Ambrózy	[<i>M. aquifolium</i> × <i>repens</i>]	házi mahónia	alk	neo	
<i>Mahonia repens</i> (Lindl.) G. Don		kúszó mahónia	alk	neo	
<i>Malcolmia serbica</i> Panè.		szerb szegecsfű	alk	neo	
<i>Malope trifida</i> Cav.		tölcsérmályva	alk	neo	
<i>Malva moschata</i> L.		pézsmamályva	alk	neo	
<i>Malva sylvestris</i> L. subsp. <i>mauritiana</i> (L.) A. et G.		mór mályva	alk	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Malva verticillata</i> L.	[incl. convar. <i>crispa</i> L., syn.: <i>M. crispa</i> L.]	takarmánymályva (incl. bodros mályva)	alk	neo	
<i>Matthiola incana</i> (L.) R. Br.	[syn.: <i>M. annua</i> (L.) Sweet]	kerti viola	alk	neo	
<i>Matthiola longipetala</i> (Vent.) DC. subsp. <i>bicornis</i> (Sibth. et Sm.) P. W. Ball		görög viola	alk	neo	
<i>Matthiola lunata</i> DC.		violafaj	alk	neo	
<i>Medicago polymorpha</i> L.	[syn.: <i>M. hispida</i> Gaertn., <i>M. nigra</i> (L.) All.]	szürös lucerna	alk	neo	
<i>Melilotus indicus</i> (L.) All.		indiai somkóró	alk	neo	
<i>Mentha spicata</i> L.	[syn.: <i>M. viridis</i> L.; incl. convar. <i>crispa</i> (Benth.) Mansf.]	zöld menta (incl. fodormenta)	alk	neo	
<i>Mesembryanthemum crystallinum</i> L.	[syn.: <i>Cryophytum c.</i> (L.) N. E. Brown]	jeges kristályvirág	alk	neo	
<i>Mimulus guttatus</i> DC.		sárga bohócvirág	alk	neo	
<i>Mirabilis jalapa</i> L.		nagy csodatölcsér	alk	neo	
<i>Mollugo verticillata</i> L.		csillagszegfűfaj	alk	neo	
<i>Monochoria korsakowii</i> Regel et Maack		kék rizsjácint	alk	neo	
<i>Muscari armeniacum</i> Leichtl. ex Bak.		örmény gyöngyike	alk	neo	
<i>Muscari azureum</i> Fenzl	[syn.: <i>Hyacinthella azurea</i> (Fenzl) Chouard]	korai gyöngyike	alk	neo	
<i>Narcissus × biflorus</i> Curt.	[syn.: <i>N. ×medioluteus</i> Mill.]	kétvirágú nárcisz	alk	neo	
<i>Narcissus × incomparabilis</i> Mill.		pompás nárcisz	alk	neo	
<i>Narcissus poeticus</i> L. s. str.		fehér nárcisz	alk	neo	
<i>Narcissus pseudonarcissus</i> L.		csupros nárcisz	alk	neo	
<i>Nelumbo nucifera</i> Gaertn.	[syn.: <i>N. speciosa</i> Willd.]	indiai lótuusz	alk	neo	
<i>Nepeta racemosa</i> Lam.	[syn.: <i>N. mussinii</i> Spr. ex Henckel]	kaukázusi macskamenta	alk	neo	
<i>Nicotiana alata</i> Link ex Otto	[syn.: <i>N. affinis</i> hort. ex T. Moore]	szárnyalt díszdohány	alk	neo	
<i>Nicotiana rustica</i> L.		kapadohány	alk	neo	
<i>Nicotiana tabacum</i> L.		közönséges dohány	alk	neo	
<i>Nigella damascena</i> L.		kerti kandilla	alk	neo	
<i>Nigella sativa</i> L.		szőrös kandilla	alk	neo	
<i>Nonea lutea</i> (Desv.) DC.		sárga apácavirág	alk	neo	
<i>Nothoscordum bivalve</i> (L.) Britt.	[syn.: <i>N. striatum</i> Kunth]	alacsony szagtalanhangyma	alk	neo	
<i>Nothoscordum gracile</i> sensu Stearn non (Aiton) Stearn	[syn.: <i>N. fragrans</i> (Vent.) Kunth, <i>N. inodorum</i> auct. non (Aiton) Nicholson, <i>N. borbonicum</i> Kunth]	magas szagtalanhangyma	alk	neo	
<i>Nymphaea lotus</i> L. var. <i>thermalis</i> (DC.) Tuzson	[syn.: <i>N. thermalis</i> DC.]	nílusi tündérrózsa	alk	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Nymphaea x marliacea</i> hort. ex Latour-Marliac var. <i>chromatella</i> hort.	[<i>N. tuberosa x mexicana</i>]	kerti tündérrózsa	alk	neo	
<i>Nymphaea rubra</i> Roxb. ex Salisb.		vörös tündérrózsa	alk	neo	
<i>Oenothera hoelscheri</i> Renner ex Rostanski		Hoelscher-ligetszépe	alk	neo	
<i>Oenothera indecora</i> Cambessedes		ligetszépefaj	alk	neo	
<i>Oenothera oakesiana</i> (A. Gray) J. W. Robbins	[syn.: <i>Oe. syrticola</i> Bartlett ex Greene]	zátonylakó ligetszépe	alk	neo	
<i>Oenothera speciosa</i> Nutt.		pompás ligetszépe	alk	neo	
<i>Omphalodes verna</i> Moench		tavaszi békaszem	alk	neo	
<i>Ononis alopecuroides</i> L.		ecsetpázsitképű iglice*	alk	neo	
<i>Ononis natrix</i> L.		kígyóiglice	alk	neo	
<i>Origanum majorana</i> L.	[syn.: <i>Majorana hortensis</i> Moench, <i>M. vulgaris</i> S. F. Gray]	kerti majoránna	alk	neo	
<i>Ornithogalum nutans</i> L.		bókoló madártej	alk	neo	
<i>Ornithopus sativus</i> Brot.		vetési csibeláb, szerradella	alk	neo	
<i>Orobanche lavandulacea</i> Rchb.		levendulafojtó vajvirág*	alk	neo	
<i>Orobanche versicolor</i> F. G. Schultz		tarka vajvirág*	alk	neo	
<i>Oxalis deppei</i> Lodd.		levágottlevelű madársóska	alk	neo	
<i>Oxalis tuberosa</i> Mol.	[syn.: <i>O. crenata</i> Jacq.]	gumós madársóska	alk	neo	
<i>Paliurus spina-christi</i> Mill.		déli krisztustövis	alk	neo	
<i>Panicum bergii</i> Arechavaleta		Berg-köles*	alk	neo	
<i>Panicum philadelphicum</i> Bernh. ex Trin.		amerikai köles	alk	neo	
<i>Papaver somniferum</i> L. subsp. <i>setigerum</i> (DC.) Corb.	[syn.: <i>P. setigerum</i> DC.]	borzas mák	alk	neo	
<i>Parietaria judaica</i> L.	[syn.: <i>P. diffusa</i> M. et K., <i>P. ramiflora</i> Moench]	ágas falgyom	alk	neo	
<i>Parthenocissus quinquefolia</i> (L.) Planch.	[p. p.; syn.: <i>P. pubescens</i> (Schlecht.) Graebn., <i>P. radicansissima</i> Graebn., <i>Ampelopsis qu.</i> (L.) Michaux]	tapadó vadszőlő	alk	neo	
<i>Parthenocissus tricuspidata</i> (S. et Z.) Planch.	[syn.: <i>Ampelopsis t.</i> Sieb. et Zucc.; incl. var. <i>veitchii</i> (Carr.) Rehder, A. v. Lynch, P. v. (Carr.) Graebn.]	japán vadszőlő	alk	neo	
<i>Paspalum dilatatum</i> Poir.		széles csomósuhar	alk	neo	
<i>Paulownia tomentosa</i> (Thunb.) S. et Z. in Steud.	[syn.: <i>P. imperialis</i> S. et Z.]	illatos császárfa	alk	neo	
<i>Peganum harmala</i> L.		törökpirosító	alk	neo	
<i>Perilla frutescens</i> (L.) Britt.	[syn.: <i>P. ocimoides</i> L.]	cserjés perilla	alk	neo	
<i>Periploca graeca</i> L.		görög fatekercs, görögtekercs	alk	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Perovskia atriplicifolia</i> Benth. in DC.		kék sudárszálya	alk	neo	
<i>Persicaria orientalis</i> (L.) Vilmorin	[syn.: <i>Polygonum orientale</i> L.]	polykaorrú keserűfű	alk	neo	
<i>Petroselinum crispum</i> (Mill.) A. W. Hill	[syn.: <i>P. hortense</i> Hoffm., <i>P. sativum</i> Hoffm.]	kerti petrezselyem	alk	neo	
<i>Petunia × hybrida</i> hort. ex Vilmorin	[syn.: <i>P. × atkinsiana</i> D. Don ex Loud., <i>P. violacea × nyctaginiiflora</i>]	nagyvirágú tölcsérke	alk	neo	
<i>Petunia integrifolia</i> (Hooker) Schinz et Thell.	[syn.: <i>P. violacea</i> Lindl.]	ibolyás tölcsérke	alk	neo	
<i>Phacelia congesta</i> Hook.		tömött mézontófű	alk	neo	
<i>Phacelia tanacetifolia</i> Benth.		varádcislevelű mézontófű	alk	neo	
<i>Phalaris angusta</i> L.		kanárikölesfaj	alk	neo	
<i>Phalaris aquatica</i> L.	[syn.: <i>Ph. tuberosa</i> L., <i>Ph. bulbosa</i> auct. non L.]	gumós kanáriköles	alk	neo	
<i>Phalaris canariensis</i> L.		közönséges kanáriköles	alk	neo	
<i>Phaseolus coccineus</i> L.	[syn.: <i>Ph. multiflorus</i> Lam.]	török bab, tűzbab	alk	neo	
<i>Phaseolus vulgaris</i> L.		veteménybab	alk	neo	
<i>Philadelphus coronarius</i> L.	[syn.: <i>Ph. pallidus</i> Hay. ex Schneid.]	pompás jezsámen	alk	neo	
<i>Phleum graecum</i> Boiss. et Heldr.		görög komócsin*	alk	neo	
<i>Phleum subulatum</i> (Savi) A. et G.	[syn.: <i>Ph. bellardii</i> Willd.]	egyéves komócsin	alk	neo	
<i>Phlox drummondii</i> Hook.		egynyári lángvirág	alk	neo	
<i>Phoenix dactylifera</i> L.		közönséges datolyapálma	alk	neo	
<i>Phyllostachys viridiglaucescens</i> (Carr.) Rivière		kékeslevelű botnád	alk	neo	
<i>Physalis heterophylla</i> Nees		felemáslevelű hólyagcseresznye*	alk	neo	
<i>Physalis peruviana</i> L.	[syn.: <i>Ph. edulis</i> Sims, <i>Ph. esculenta</i> Salisbury]	ehető hólyagcseresznye	alk	neo	
<i>Physalis pubescens</i> L.		szőrös hólyagcseresznye	alk	neo	
<i>Physalis virginiana</i> Mill.		virginiai hólyagcseresznye*	alk	neo	
<i>Physocarpus opulifolius</i> (L.) Maxim.	[syn.: <i>Spiraea opulifolia</i> L.]	bangitalevelű hólyagvessző	alk	neo	
<i>Physostegia virginiana</i> (L.) Benth.		virginiai fűzérjark	alk	neo	
<i>Picris hieracioides</i> L. subsp. <i>spinulosa</i> (Bert.) Arc.		ékes keserűgyökér alfaja	alk	neo	
<i>Pimpinella anisum</i> Poir. ex Lam.		közönséges ánizs	alk	neo	
<i>Pimpinella cretica</i> Poir. ex Lam.		krétai földitömjén*	alk	neo	
<i>Pinus banksiana</i> Lamb.	[syn.: <i>P. divaricata</i> (Ait.) Dumont]	Banks-fenyő	alk	neo	
<i>Piptatherum miliaceum</i> (L.) Cosson	[syn.: <i>Oryzopsis miliacea</i> (L.) Asch. et Schweinf.]	sokvirágú bajuszokásafű	alk	neo	
<i>Plantago coronopus</i> L.		csókalábú útifű	alk	neo	
<i>Plantago holosteum</i> Scop.	[syn.: <i>P. carinata</i> Schrad. ex M. et K. non Moench]	árlevelű útifű	alk	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Platanus × acerifolia</i> (Ait.) Willd.	[syn.: <i>P. × hispanica</i> Muenchh., <i>P. × hybrida</i> Brot., <i>P. cuneata</i> Willd.]	juharlevelű platán, közönséges platán	alk	neo	
<i>Polemonium caeruleum</i> L.		kék csatavirág	alk	neo	
<i>Polypogon monspeliensis</i> (L.) Desf.		közönséges kefefű	alk	neo	
<i>Poncirus trifoliata</i> (L.) Raf.	[syn.: <i>Citrus t. L.</i>]	tövísescitrom, vadcitrom	alk	neo	
<i>Populus nigra</i> L. subsp. <i>pyramidalis</i> (Salisb.) Čelak.		jegenyenyár, olasz nyár	alk	neo	
<i>Populus simonii</i> Carr.		kínai nyár	alk	neo	
<i>Portulaca grandiflora</i> Hook.		nagyvirágú porcsin, Kossuth-csillag	alk	neo	
<i>Portulaca oleracea</i> L. subsp. <i>sativa</i> (Haw.) Čelak.	[syn.: <i>P. sativa</i> Haw.]	főzelékporcsin	alk	neo	
<i>Portulaca pilosa</i> L.	[syn.: <i>P. papulosa</i> Schldt.]	borzas porcsin	alk	neo	
<i>Potamogeton compressus</i> L.		békaszőlőfaj	alk	neo	
<i>Potentilla norvegica</i> L.		norvég pimpó	alk	neo	
<i>Prunus amygdalo-persica</i> (Weston) Rehd.	[syn.: <i>Amygdalopersica hybrida</i> (Poiteau et Turpin ex Duhamel) Soó; <i>Prunus persica × dulcis</i>]	hibrid mandulabarack	alk	neo	
<i>Prunus laurocerasus</i> L.	[syn.: <i>Cerasus l.</i> (L.) Loisel., <i>Laurocerasus officinalis</i> Roem., <i>Padus l.</i> (L.) Mill.]	babérmeggy	alk	neo	
<i>Pseudofumaria alba</i> (Miller) Lidén	[syn.: <i>Corydalis ochroleuca</i> Koch]	vajsárga keltike	alk	neo	
<i>Pseudofumaria lutea</i> (L.) Borkh.	[syn.: <i>Corydalis l.</i> (L.) Lam. et DC.]	sárga keltike	alk	neo	
<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco	[syn.: <i>P. douglasii</i> (Lindl.) Carr.]	oregoni duglászfenyő	alk	neo	
<i>Pteris vittata</i> L.		csíkos szalagpáfrány	alk	neo	
<i>Puschkinia scilloides</i> Adams		csillagos Puskin-virág	alk	neo	
<i>Pyraecantha coccinea</i> M. Roem.	[syn.: <i>Crataegus pyraecantha</i> (L.) Pers.]	közönséges tűztövis	alk	neo	
<i>Pyrus spinosa</i> Forskál	[syn.: <i>P. amygdaliformis</i> Vill.]	mandulalevelű körte	alk	neo	
<i>Pyrus syriaca</i> Boiss.		szír körte	alk	neo	
<i>Quercus rubra</i> L.	[syn.: <i>Qu. borealis</i> Michx.]	vörös tölgy	alk	neo	
<i>Ranunculus cymbalaria</i> Pursh		pintyőboglárka*	alk	neo	
<i>Ranunculus parviflorus</i> L.		apróvirágú boglárka	alk	neo	
<i>Rapistrum rugosum</i> (L.) All.		ránchos rekenyő	alk	neo	
<i>Reseda alba</i> L.		fehér rezeda	alk	neo	
<i>Reseda odorata</i> L.		kerti rezeda	alk	neo	
<i>Rhodotypos scandens</i> (Thunb.) Mak.	[syn.: <i>Rh. kerrioides</i> S. et Z., <i>Rh. tetrapetala</i> (Siebold) Makino]	hószírom	alk	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Rhus typhina</i> L.	[syn.: <i>R. hirta</i> (L.) Sudworth]	torzsás szömörce, amerikai ecetfa	alk	neo	
<i>Ribes spicatum</i> Robson	[syn.: <i>R. pubescens</i> Sw., <i>R. schlechtendahlilii</i> Lange]	pelyhes ribiszke	alk	neo	
<i>Ribes uva-crispa</i> L. subsp. <i>reclinatum</i> (L.) Rchb.	[syn.: <i>Grossularia reclinata</i> (L.) Miller, <i>Ribes reclinatum</i> L.]	kerti egres	alk	neo	
<i>Ricinus communis</i> L.		ricinus	alk	neo	
<i>Rorippa pyrenaica</i> (All.) Rchb.		pireneusi kányafű*	alk	neo	
<i>Rosa × alba</i> L.	[<i>R. gallica</i> × <i>dumetorum</i>]	fehér rózsa	alk	neo	
<i>Rosa blanda</i> Ait.		körtslevelű rózsa	alk	neo	
<i>Rosa foetida</i> Herrm.	[syn.: <i>R. eglanteria</i> L. p. p., <i>R. lutea</i> Mill.]	sárga rózsa	alk	neo	
<i>Rosa × francofurtana</i> Muenchh.	[syn.: <i>R. × turbinata</i> Ait.; <i>R. gallica</i> × <i>majalis</i> v. <i>rubrifolia</i> ?]	frankfurti rózsa	alk	neo	
<i>Rosa glauca</i> Pourr. non Vill.	[syn.: <i>R. ferruginea</i> auct. non Vill., <i>R. rubrifolia</i> Vill.]	piroslevelű rózsa	alk	neo	
<i>Rosa majalis</i> Herrm.	[syn.: <i>R. cinnamomea</i> L.]	fahéjrózsa	alk	neo	
<i>Rosa multiflora</i> Thunb.	[syn.: <i>R. polyantha</i> Sieb. et Zucc. p. p.]	futórózsa	alk	neo	
<i>Rosa rugosa</i> Thunb.	[syn.: <i>R. regeliana</i> Linden et André]	japán rózsa	alk	neo	
<i>Rotala macrandra</i> L.		hínárfüzény	alk	neo	
<i>Rubus phoenicolasius</i> Maxim.		vörösbolyhú málna	alk	neo	
<i>Rudbeckia hirta</i> L.	[incl. <i>R. bicolor</i> Nutt.]	borzas kúpvirág	alk	neo	
<i>Rumex dentatus</i> L. subsp. <i>halacsyi</i> (Rech. p.) Rech. f.		Halácsy-lórom	alk	neo	
<i>Rumex scutatus</i> L.		római sóska	alk	neo	
<i>Ruta graveolens</i> L.	[syn.: <i>R. divaricata</i> Ten., <i>R. hortensis</i> Mill.]	kerti ruta	alk	neo	
<i>Sagina sabuletorum</i> (Gay) Lange		zöldhúrfaj	alk	neo	
<i>Sagittaria subulata</i> (L.) Buchenau		úszó nyílű	alk	neo	
<i>Salvia amplexicaulis</i> Lam.	[syn.: <i>S. villicaulis</i> Borb.]	bozontoszárú zsálya	alk	neo	
<i>Salvia officinalis</i> L.		orvosi zsálya	alk	neo	
<i>Salvia verbenaca</i> L.		kisvirágú zsálya	alk	neo	
<i>Santolina chamaecyparissus</i> L.	[syn.: <i>S. incana</i> Poir et in Lam.]	szürke cipruska	alk	neo	
<i>Satureja hortensis</i> L.		kerti csombord	alk	neo	
<i>Saxifraga stolonifera</i> Meerburgh	[syn.: <i>S. sarmentosa</i> L. f.]	indás kötörűfű	alk	neo	
<i>Scabiosa caucasica</i> M. B.		kaukázusi ördögzem	alk	neo	
<i>Schkuhria pinnata</i> (Lam.) O. Ktze.		törpebűdőskefaj*	alk	neo	
<i>Scilla amoena</i> L.		kedves csillagvirág	alk	neo	
<i>Scilla siberica</i> Haw. ex Andrews		bókoló csillagvirág	alk	neo	
<i>Scirpus atrovirens</i> Willd.		sötétzöld erdeikaka*	alk	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Scorpiurus muricatus</i> L. subsp. <i>subvillosus</i> (L.) Thell.		csigás kacskaring alfaja	alk	neo	
<i>Sedum ellacombianum</i> Praeg.	[syn.: <i>S. kamschaticum</i> Fish. et Mey., <i>S. hybridum</i> auct. hung. non L.]	Hokkaido-varjúháj	alk	neo	
<i>Sedum sarmentosum</i> Bunge		indás varjúháj	alk	neo	
<i>Sedum spectabile</i> Bor.	[syn.: <i>Hylotelephium</i> s. (Boreau) H. Ohba]	pompás varjúháj	alk	neo	
<i>Sedum spurium</i> M. Bieb.	[syn.: <i>Phedimus spurium</i> (M. Bieb.) 't Hart]	kaukázusi varjúháj	alk	neo	
<i>Senecio cineraria</i> DC.	[syn.: <i>S. bicolor</i> (Willd.) Tod., <i>S. maritimus</i> (L.) Reichb., <i>Cineraria b. Willd.</i> , <i>C. maritima</i> L.]	tengerparti aggófű	alk	neo	
<i>Senecio rupestris</i> W. et K.	[incl. <i>S. squalidus</i> L.]	szirti aggófű	alk	neo	
<i>Setaria globulifera</i> (Steud.) Gris.		muharfa	alk	neo	
<i>Shinnersia rivularis</i> (A. Gray) R. M. King et H. E.		Robinson-vízi tölgylevel	alk	neo	
<i>Sicyos angulatus</i> L.		szögletes gyepűtök	alk	neo	
<i>Sigesbeckia serrata</i> DC.	[syn.: <i>S. orientalis</i> L., <i>S. cordifolia</i> auct.]	nyugati Szent Pál-virág*	alk	neo	
<i>Silene antirrhina</i> L.		habszegfűfaj	alk	neo	
<i>Silene armeria</i> L.		kerti habszegfű	alk	neo	
<i>Silene coeli-rosa</i> (L.) A. Br.		lenvirágú habszegfű	alk	neo	
<i>Silene pendula</i> L.		bókoló habszegfű	alk	neo	
<i>Silphium perfoliatum</i> L.		átnőtlevelű szilfium	alk	neo	
<i>Silybum marianum</i> (L.) Gaertn.	[syn.: <i>Carduus marianus</i> L.]	máriatövis	alk	neo	
<i>Sisymbrium austriacum</i> Jacq.		osztrák zsombor	alk	neo	
<i>Sisymbrium irio</i> L.		zsomborfa	alk	neo	
<i>Sisyrinchium bermudianum</i> L.	[syn.: <i>S. angustifolium</i> auct.]	pázsitos sásbokor	alk	neo	
<i>Smilax aspera</i> L.	[syn.: <i>S. nigra</i> Willd.]	édes szárcsagyökér	alk	neo	
<i>Solanum americanum</i> Miller	[incl. var. <i>americanum</i> , syn.: <i>S. adventitium</i> Polgár; et var. <i>nodiflorum</i> (Jacq.) Edmonds, syn.: <i>S. nodiflorum</i> Jacq.]	kisvirágú csucsor*	alk	neo	
<i>Solanum chenopodioides</i> Lam.	[syn.: <i>S. gracile</i> Moric. ex Dunal non Sendtner, <i>S. sublobatum</i> Willd. ex R. et Sch.]	libatopképű csucsor*	alk	neo	
<i>Solanum citrullifolium</i> R. Br.	[syn.: <i>S. heterodoxum</i> Dun.]	dinnyelevelű csucsor	alk	neo	
<i>Solanum laciniatum</i> Ait.		orvosi csucsor	alk	neo	
<i>Solanum nigrum</i> L. subsp. <i>humile</i> (Bernh. ex Willd.) Hartm.	[syn.: <i>S. humile</i> Bernh. ex Willd.]	alacsony csucsor	alk	neo	
<i>Solanum physalidicalyx</i> Bitter		csucsorfa	alk	neo	
<i>Solanum pygmaeum</i> Cav.		törpe csucsor*	alk	neo	
<i>Solanum rostratum</i> Dunal.	[syn.: <i>S. cornutum</i> auct. non Lam.]	tányértüske	alk	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Solanum sarachoides</i> Sendtn.		csucsorfaj	alk	neo	
<i>Solanum scabrum</i> Miller	[syn.: <i>S. guineense</i> Lam. non L.]	csucsorfaj	alk	neo	
<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.		zsomborlevelű csucsor*	alk	neo	
<i>Solanum triflorum</i> Nutt.		csucsorfaj	alk	neo	
<i>Solanum tuberosum</i> L.		burgonya	alk	neo	
<i>Solidago shortii</i> Torr. et Gray		királyi aranyvessző	alk	ne	
<i>Sophora japonica</i> L.	[syn.: <i>Styphnolobium japonicum</i> (L.) Schott]	közönséges japánakác	alk	neo	
<i>Sorbaria sorbifolia</i> (L.) A. Br.	[syn.: <i>Spiraea</i> s. L.]	északi tollasgyöngyvessző	alk	neo	
<i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench	[syn.: <i>S. vulgare</i> Pers.]	cirok	alk	neo	
<i>Sorghum cernuum</i> (Ard.) Host	[syn.: <i>S. bicolor</i> (L.) Moench var. <i>cernuum</i> (Ard.) Ghisa]	bókoló cirok, tönkölykása	alk	neo	
<i>Sorghum saccharatum</i> (L.) Moench	[syn.: <i>S. dochna</i> (Forskál) Snowden; incl. var. <i>technicum</i> (Koern.) Snowden, syn.: <i>S. technicum</i> (Körn.) Battand. et Trabut]	skarlátvörös gömbmálya* cukorcirok (incl. seprűcirok)	alk	neo	
<i>Sorghum sudanense</i> (Piper) Stapf	[syn.: <i>S. halepense</i> (L.) Pers. var. s. Soó]	szudáni cirokfű, szudánifű	alk	neo	
<i>Sphaeralcea miniata</i> (Cav.) Spach					
<i>Spinacia oleracea</i> L.	[syn.: <i>S. domestica</i> Borkh.]	kerti spenót	alk	neo	
<i>Spiraea alba</i> Duroi		lándzsáslevelű bajnóca	alk	neo	
<i>Spiraea crenata</i> L.	[syn.: <i>S. crenifolia</i> C. A. Meyer]	csipkéslevelű bajnóca	alk	neo	
<i>Spiraea japonica</i> L. f.	[syn.: <i>S. callosa</i> Thunb.]	japán bajnóca	alk	neo	
<i>Spiraea salicifolia</i> L.		fűzlevelű bajnóca	alk	neo	
<i>Sporobolus argutus</i> (Nees) Kunth		özönfűfaj	alk	neo	
<i>Sporobolus elongatus</i> (Lam.) R. Br.		özönfűfaj	alk	neo	
<i>Sporobolus subinclusus</i> Philippi		özönfűfaj	alk	neo	
<i>Stachys byzantina</i> C. Koch		gyapjas tisztesfű, nyuszifűl	alk	neo	
<i>Stipa hyalina</i> Nees		árvalányhajfaj	alk	neo	
<i>Symphoricarpos albus</i> (L.) S. F. Blake	[syn.: <i>S. racemosus</i> Michx.; incl. var. <i>laevigatus</i> (Fern.) Blake, syn.: <i>S. rivularis</i> Suksdorf]	közönséges hóbogyó, keleti boggyóslonc	alk	neo	
<i>Symphoricarpos orbiculatus</i> Mnch.	[syn.: <i>S. vulgaris</i> Michx., <i>S. giraldii</i> Hesse]	piros boggyóslonc	alk	neo	
<i>Tagetes erecta</i> L.		nagy büdöske	alk	neo	
<i>Tagetes minuta</i> L.	[syn.: <i>T. glandulifera</i> Schrank]	mirigyes büdöske	alk	neo	
<i>Tagetes patula</i> L.		alacsony büdöske	alk	neo	
<i>Talinum paniculatum</i> (Jacq.) Gaertn.		porcsinféle faj	alk	neo	
<i>Tamarix tetrandra</i> Pall.		korai tamariska	alk	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Tanacetum balsamita</i> L.	[syn.: <i>Balsamita major</i> Desf., <i>Ch. b.</i> (L.) L., <i>Pyrethrum b.</i> (L.) Willd., <i>P. majus</i> (Desf.) Tzevelev]	Boldogasszony tenyere, balzsamos aranyvirág	alk	neo	
<i>Tetradium daniellii</i> (Benn.) Hemsl. var. <i>hupehensis</i> J. R. et G. Forst	[syn.: <i>Evodia hupehensis</i> Dode]	koreai mézesfa	alk	neo	
<i>Thuja occidentalis</i> L.		nyugati tuja	alk	neo	
<i>Thuja orientalis</i> L.	[syn.: <i>Biota orientalis</i> (L.) Endl., <i>Platyclusus o.</i> (L.) Franco]	keleti tuja	alk	neo	
<i>Thuja plicata</i> D. Don	[syn.: <i>Th. gigantea</i> Nutt.]	óriás tuja	alk	neo	
<i>Thymus vulgaris</i> L.		kerti kakukkfű	alk	neo	
<i>Tarilis nodosa</i> (L.) Gaertn.		csomós tuskemag	alk	neo	
<i>Toxicodendron radicans</i> (L.) Ktze.	[syn.: <i>Toxicodendron vulgare</i> P. Mill., <i>Rh. radicans</i> L., <i>Rhus toxicodendron</i> L.]	mérges szömörce	alk	neo	
<i>Tradescantia virginiana</i> L.		virginiai tradeszkancia	alk	neo	
<i>Trifolium alexandrinum</i> L.		egyiptomi here	alk	neo	
<i>Trifolium echinatum</i> M. B.		töviskés here	alk	neo	
<i>Trifolium incarnatum</i> L.	[incl. subsp. <i>molineri</i> (Balb.) Syme in Sow.]	bíbor here	alk	neo	
<i>Trifolium lappaceum</i> L.		herefaj	alk	neo	
<i>Trifolium pratense</i> L. subsp. <i>sativum</i> (Afzelius) Sch. et M.		vörös here	alk	neo	
<i>Trifolium resupinatum</i> L.	[syn.: <i>Galearia resupinata</i> (L.) C. Presl]	fonák here	alk	neo	
<i>Trigonella caerulea</i> (L.) Ser. ex DC.	[syn.: <i>T. melilotus-caerulea</i> (L.) A. et G.]	kékhere	alk	neo	
<i>Trigonella foenum-graecum</i> L.	[syn.: <i>Foenum-graecum officinale</i> Moench, <i>F. sativum</i> Medik.]	görögyszéna	alk	neo	
<i>Tropaeolum majus</i> L.		nagy sarkantyúka	alk	neo	
<i>Tulipa × gesneriana</i> L.		kerti tulipán	alk	neo	
<i>Tulipa sylvestris</i> L.		erdei tulipán	alk	neo	
<i>Ulmus pumila</i> L.	[syn.: <i>U. pinnato-ramosa</i> Dieck.]	szibériai szil	alk	neo	
<i>Urtica pilulifera</i> L.		szedercsalán	alk	neo	
<i>Urtica spathulata</i> Sm. in Rees		csalánfaj	alk	neo	
<i>Utricularia gibba</i> L. subsp. <i>gibba</i>	[syn.: <i>U. pumila</i> Walter]	törpe rence	alk	neo	
<i>Vallisneria americana</i> Michx.	[syn.: <i>V. gigantea</i> Graebn.]	óriás csavarhínár	alk	neo	
<i>Verbascum virgatum</i> With.		vesszős ökörfarkkóró*	alk	neo	
<i>Verbena bonariensis</i> L.	[syn.: <i>V. patagonica</i> hort.]	óriás vasfű	alk	neo	
<i>Verbena × hybrida</i> Voss		kerti vasfű	alk	neo	
<i>Verbena rigida</i> Spr.	[syn.: <i>V. venosa</i> Gill. et Hook.]	lila vasfű	alk	neo	

Taxonok	Megjegyzések	Magyar név	Inv áll	Tart idő	Átal kép
<i>Veronica cymbalaria</i> Bodard		pintyőveronika	alk	neo	
<i>Viburnum rhytidophyllum</i> Hemsl.		ránkoslevelű bangita	alk	neo	
<i>Vicia articulata</i> Hornem.		dél-európai bükköny	alk	neo	
<i>Vicia peregrina</i> L.		idegen bükköny	alk	neo	
<i>Vicia tenuissima</i> (M. B.) Sch. et Th.		vékonszárú bükköny	alk	neo	
<i>Vinca major</i> L.		nagy meténg	alk	neo	
<i>Viola jooi</i> Janka		Joó-ibolya	alk	neo	
<i>Viola sororia</i> Willd.	[syn.: <i>V. papilionacea</i> Pursh]	csíkos ibolya	alk	neo	
<i>Viola x wittrockiana</i> Gams in Hegi	[syn.: <i>V. hortensis</i> auct.; <i>V. tricolor</i> x <i>lutea</i> x <i>altaica</i>]	kerti árvácska	alk	neo	
<i>Vitis labrusca</i> L.		rókaszőlő	alk	neo	
<i>Wisteria sinensis</i> (Sims.) Sweet	[syn.: <i>Glycine</i> s. Sims]	kínai lilaakác	alk	neo	
<i>Xanthoceras sorbifolium</i> Bunge		sárgaszarvfa	alk	neo	
<i>Yucca recurvifolia</i> Salisb.		ágastörzsű pálmaliliom	alk	neo	
<i>Zea mays</i> L.		kukorica, tengeri	alk	neo	
<i>Zelkova serrata</i> (Thunb.) Mak.		japán gyertyánszil	alk	neo	
<i>Zinnia elegans</i> Jacq.		pompás rézvirág	alk	neo	
<i>Zygophyllum fabago</i> L.		cserjés járomfű	alk	neo	

Az inváziót elősegítő tulajdonságok és tulajdonságkombinációk a hazai neofitonok jegyzékének elemzése alapján

BOTTA-DUKÁT ZOLTÁN, BALOGH LAJOS, DANCZA ISTVÁN

Bevezetés

Az inváziósökológia három fő témaköre: a fajok inváziós képessége, a társulások invázióval szembeni ellenálló képessége, valamint az inváziós fajok hatása a közösségre (ALPERT *et al.* 2000). A fajok inváziós képességének vizsgálata során arra a kérdésre keressük a választ, hogy: milyen tulajdonságok teszik alkalmassá a fajokat az invázióra? A sikeres özönnövényekre jellemző általános érvényű tulajdonságok keresése hosszú múltra tekint vissza (pl. BAKER 1965, NEWSOME – NOBLE 1986). Habár egyes szerzők (pl. NOBLE 1989, MACK 1996, WILLIAMSON 2001) véleménye szerint lehetetlen olyan egyszerű bélyegeket találni, amelyeknek alapján a fajok inváziós képessége megjósolható, nagy adathalmazok vizsgálata során találhatunk különbségeket az inváziós és nem inváziós idegen fajok között (lásd KOLAR – LODGE 2001 áttekintését). E különbségek általában nem elég élesek ahhoz, hogy predikcióra, előrejelzésre lehessen használni őket (MACK 1996), azonban ezek az eredmények segítenek megérteni, hogy mi tesz egyes inváziós fajokat sikeressé (KOLAR – LODGE 2001). Az invázió veszélyének előrejelzésére általában jól használható a faj más – természetes elterjedési területén kívüli – hasonló klímájú területeken mutatott viselkedése (pl. REICHARD – HAMILTON 1997, GOODWIN *et al.* 1999). Ez azonban nem ad magyarázatot a sikerességre (ALPERT *et al.* 2000).

Ebben a vizsgálatban a célunk elsősorban a fajok inváziós sikerét magyarázó tényezők keresése és nem a fajok inváziós jellegének megjósolására alkalmas módszer kidolgozása volt (BALOGH *et al.* 2003). Ezért az elemzésbe csak a fajok biológiai tulajdonságait és termőhelyigényét vontuk be, figyelmen kívül hagyva az egyéb tulajdonságokat (pl. inváziós sikeresség más területeken, inváziós fajok előfordulása az adott nemzetségben stb.).

Az egyes növényi tulajdonságok szerepe a sikeres invázióban a terület földrajzi helyzetétől és az élőhelytől függ (ALPERT *et al.* 2000). Például a vegetatív szaporodásra képes (klonális) növények aránya a jövevény fajok között nagyobb a nedves-hűvös, mint a száraz-meleg klímájú területeken, és nagyobb a természetes, mint a bolygatott élőhelyeken (PYŠEK 1997a). Emiatt ebben a vizsgálatban csak a (fél)természetes élőhelyeken (is) inváziós fajokat vizsgáltuk.

A tulajdonságok szerepe az invázió különböző fázisaiban (lásd 2. fejezet) eltérő (pl. KORNAS 1990, KOLAR – LODGE 2001, HEGER 2001), azaz minden fázist külön kellene vizsgálni. Ilyen elemzésre példa PYŠEK (1997a) munkája. Ezúttal csak az invázió utolsó lépését vizsgáljuk: a meghonosodott fajok invázióssá válását. Hasonló tanulmányt hozzánk legközelebb Csehországban készítettek (PYŠEK *et al.* 1995), annak eredményei azonban az eltérő növényföldrajzi helyzet miatt nem vehetők át (Csehország teljes egészében a lomboserdő-zónában, Magyarország nagy része az erdőssztyep-zónában fekszik).

Anyag és módszer

Az elemzés során a meghonosodott és az inváziós újjövevény növényeket hasonlítottuk össze. Ezeknek a listája és a kiválasztás, besorolás szempontjai a az előző fejezetben találhatóak.

A fajok következő tulajdonságait vontuk be a vizsgálatba: *a* – származás, *b* – taxonómiai besorolás, *c* – maximális magasság, *d* – életforma, *e* – megporzás módja, *f* – magterjesztés módja, *g* – képes-e vegetatívan szaporodni, *h* – termőhelyigény: hőmérséklet, vízellátottság, talajreakció és tápanyag-ellátottság indikátorszámai. (Források: *a*: SOÓ 1964, 1966, 1968, 1970, 1973 és SIMON 2000; *b, c*: SIMON 2000; *d, e, f, g*: SOÓ 1964, 1966, 1968, 1970, 1973; *h*: BORHIDI 1995.)

Egyes fajok esetén többféle megporzási, illetve magterjesztési mód is lehetséges, vagyis ezek a kategóriák átfedők. Sajnos, nem tudtunk minden fajra vonatkozóan minden adatot összegyűjteni. A tulajdonságok vizsgálata során felhasznált fajok számát az 1. táblázatban foglaltuk össze.

Az indikátorszámok és a maximális magasság tekintetében az inváziós

és a meghonosodott, nem inváziós fajok csoportját a Kruskal–Wallis-tesztrel hasonlítottuk össze (ZAR 1999). A többi tulajdonság esetében visszatevés nélküli urnamodellen alapuló egzakt tesztet használtunk. A növényi tulajdonságok együttes hatásának vizsgálatára a sokváltozós módszerek közül a klasszifikációs fákat használtuk (DE'ATH – FABRICUS 2000). A fajok termőhelyigényét a többi tulajdonságtól elkülönítve elemeztük, mivel az inkább a veszélyeztetett élőhelyekre, mint a fajok inváziós képességére vonatkozó információkat ad.

Eredmények és értékelésük

Szaporodásbiológiai tulajdonságok

A vegetatív szaporodásra képes (klonális) növények aránya szignifikánsan nagyobb az inváziós, mint a meghonosodott, nem inváziós fajok között (3. táblázat). A klonalitásnak az invázióban játszott szerepét áttekintve PYŠEK(1997a) arra a következtetésre jutott, hogy a vegetatív szaporodásnak a hatékony, rövid távú terjedés és területfoglalás adta előnyeit kiegyenlíti a maggal való terjedés hatékonyabb, nagyobb távolságra történő terjedésben megnyilvánuló előnyei. Országos (Csehország) és globális (CRONK és FULLER [1995] listája a világ legagresszívebb inváziós fajairól) fajlisták alapján végzett elemzések alátámasztják ezt a megállapítást. Ezzel szemben az általunk vizsgált listában a legtöbb klonális inváziós faj maggal is szaporodik, sőt, közülük néhány kifejezetten hatékonyan tud nagyobb távolságra is terjedni (pl. *Solidago*-fajok, vö. CORNELIUS 1990). Ha a fajt széles körben termesztik, és több helyen is képes elvadulva kultúrszökevénné válni (pl. *Robinia pseudacacia*), a hatékony, nagy távolságú terjedőképesség hiánya nem jelent hátrányt az invázió során (vö. REICHARD – HAMILTON 1997).

Az önmegporzó fajok aránya szignifikánsan kisebb az inváziós, mint a meghonosodott nem inváziós fajok között. A többi megporzásmód tekintetében a két fajcsoport között nem volt szignifikáns különbség (3. táblázat). Korábban feltételezték, hogy az „ideális inváziós faj” önmegporzó vagy a megporzást nem fajspecifikus megporzók végzik (pl. szélmegporzás), mert a fajspecifikus megporzókhöz való kötődés hátrányos az új terület meghódításakor (BAKER 1965, ROY 1990). Eredményeink ellentmondanak ennek a feltételezésnek, aminek egyik lehetséges oka az, hogy a genetikai diverzitásnak az önmegporzás esetén be-

következő csökkenése rontja a fajok inváziós képességét (REJMÁNEK 1996).

Az endozochor fajok aránya kisebb, míg az antropochor fajké kicsit nagyobb az inváziós fajok között (3. táblázat). Hasonlóan a megporzás-hoz, a speciális terjesztő ágens hátrányos lehet a magterjesztésnél is. Ezt a feltételezést sem a mi hazai, sem PYŠEK és munkatársainak (1995) csehországi vizsgálatai nem erősítették meg. Meg kell azonban jegyezni, hogy a speciális megporzás/magterjesztés csak akkor hátrányos, ha a meghódított területen a megporzó/terjesztő ágens hiányzik. Ellenkező esetben viszont kifejezetten előnyös lehet (KJELLBERG – VALDEYRON 1990, REJMÁNEK – RICHARDSON 1996).

Maximális magasság

Az egyévesek és a lágyszárú évelők között az inváziós fajok átlagos magassága nagyobb a nem inváziós fajokénál. A fásszárúak körében azonban a fajok e két csoportja között nem volt szignifikáns különbség (1. ábra, 2. táblázat). PYŠEK és munkatársai (1995) csehországi vizsgálataik során hasonló eredményre jutottak. A megfigyelt szignifikáns különbségek oka a magasabb fajok jobb kompetíciós képessége.

Életforma

A kétévesek alul-, míg a geofitonok felülreprezentáltak az inváziós fajok között (3. táblázat). A fajok életformája és stratégiája szorosan összefügg. Például az évelőkkel összehasonlítva az egyévesek általában inkább r-stratégisták vagy ruderálisok (*sensu* GRIME 1979). Az r-típusú szaporodási stratégia az invázió kezdeti fázisában nagymértékben segíti a jövevény fajokat. Az invázió későbbi fázisaiban azonban a K-stratégia (kompetítor stratégia *sensu* GRIME 1979) előnyösebb (KORNAS 1990). Az optimális stratégia az élőhely tulajdonságaitól (elsősorban a bolygatások erősségétől és gyakoriságától) függ. Eredményeink azt mutatják, hogy a (fél)természetes élőhelyeken, ahol a bolygatások ritkák és erősségük kicsi, a K-stratégista fajok sikeresebb inváziós növények. Meg kell azonban jegyezni, hogy a sikeres özönnövények egy része képes kombinálni ezeket a szaporodási stratégiákat (pl. *Solidago*-fajok, vö. CORNELIUS 1990).

Származás

Az észak-amerikai fajok aránya szignifikánsan nagyobb az inváziós,

mint a nem inváziós fajok között. Ezzel szemben az inváziós fajoknak csak 3%-a származik a Mediterráneumból, míg az ilyen fajok aránya 23% a nem inváziós fajok között. Az ázsiai és az eurázsiai fajok mindkét csoportban gyakoriak, a többi flóraelem (afrikai, ausztráliai, dél-amerikai, európai és trópusi származású fajok) részesedése mindkét csoportban kicsi.

PYŠEK és munkatársainak (1995) eredményei szerint Csehországban a sikeres inváziós fajok között nagy az észak-amerikai és az ázsiai fajok aránya, de az arányukban levő különbség az inváziós és a nem inváziós fajok között nem szignifikáns.

Egyelőre nincs kielégítő magyarázat arra, hogy miért ilyen nagy az észak-amerikai fajok aránya az özönnövények között. Magyarország klímája magyarázattal szolgál arra, hogy a legtöbb meghonosodott jövevény faj mérsékelt égövi területekről származik, azonban közülük csak az észak-amerikai fajok aránya nagyobb a vártnál az inváziós fajok között, más mérsékelt övi területek (pl. Eurázsia) fajaié nem.

Az egyik lehetséges ok, hogy az észak-amerikai flóra gazdagabb, mint az európai (KNAPP 1965), mert a két kontinens eltérő földrajzi viszonyai miatt a jégkorszak hatása Észak-Amerikában kisebb volt. Egy másik lehetséges ok, hogy az Atlanti-óceán hatékony barrier az özönfajok természetes ellenségei számára, amelyeknek a hiánya nagyban hozzájárul az inváziós fajok sikeréhez (NEWSOME – NOBLE 1986, BLOSSEY – NÖTZOLD 1995, KEANE – CRAWLEY 2002). Ezzel szemben az európai és a mediterrán fajok természetes ellenségei könnyen el tudnak jutni hazánkba is. Ez egyben arra is magyarázatul szolgálhat, hogy miért kicsi ezeknek a fajoknak az aránya az özönnövények között.

Család

Az *Asteraceae* család fajainak száma a vártnál nagyobb, míg a *Brassicaceae*, *Scrophulariaceae* és *Onagraceae* család tagjainak száma a vártnál kisebb az inváziós fajok között. Az egész világra kiterjedő elemzésekben az agresszív inváziós fajok között az *Asteraceae* és a *Brassicaceae* család tagjai alul- (PYŠEK 1998) vagy arányosan reprezentáltak (DAEHLER 1998). Számos lokális elemzésben azonban a fészkes virágzatú fajok aránya a sikeres özönnövények között a vártnál nagyobb (PYŠEK 1997b). Az *Asteraceae* család egyike az evolúciósan leglevezetet-

tebb családoknak, ebből következően valószínűleg számos olyan tulajdonsága van a családba tartozó fajoknak, amelyek az invázió során előnyösek lehetnek (HEYWOOD 1989).

A fajok biológiai tulajdonságai alapján készült klasszifikációs fa

Az elemzéshez használt programban a kategorikus változók lehetséges kategóriáinak száma korlátozott, ezért azokat a családokat, amelyekbe csak néhány faj tartozott, alosztály szinten összevontuk: *Dicotyledonopsida* és *Monocotyledonopsida*. A fajok taxonómiai helye és származása bizonyult az inváziós képesség legjobb prediktorának, a program csak ezeket választotta ki a klasszifikációs fa elkészítése során (2. ábra). A kapott csoportokban az inváziós fajok aránya nagyon különböző, 10% és 72% között változik.

Az inváziós fajok termőhelyigénye

Az inváziós fajok tápanyagigénye (N indikátorszámok) szignifikánsan nagyobb, míg fényigényük (L indikátorszámok) szignifikánsan kisebb, mint a meghonosodott nem inváziós fajoké (3. ábra). Hőigény (T indikátorszámok), vízigény (W indikátorszámok) és talajreakció (R indikátorszámok) tekintetében a két fajcsoport között nem volt szignifikáns különbség.

A fényigény tekintetében PYŠEK és munkatársai (1995) is hasonló eredményt kaptak. Vizsgálataikban azonban a (fél)természetes élőhelyeken sikeres inváziós fajok hőigénye kisebb, vízigénye pedig nagyobb volt, mint a nem sikeres fajoké. A fajok tápanyagigénye tekintetében a két csoport között nem volt szignifikáns különbség. A csehországi és a hazai vizsgálat eredményei közötti különbség valószínűleg a két ország éghajlatának eltéréseivel magyarázható.

A klasszifikációs fa azt mutatja, hogy az inváziós fajok szempontjából a legfontosabb élőhelyjellemző a tápanyag-ellátottság (4. ábra). Eutróf élőhelyeken a fajok fényigénye határozza meg a fajok inváziós képességét: az inváziós fajok aránya nagyobb az árnyéktűrő fajok között (nyolc fajból nyolc inváziós), mint a fénykedvelők körében (a negyvennyolc faj 56%-a inváziós). A tápanyagszegény élőhelyeken viszont a fajok vízigénye az inváziós képesség legjobb előrejelzője (prediktora): a kevésbé vízigényes fajok között nagyobb az özönnövények aránya.

Következtetések

Habár vizsgálataink során egyetlen olyan paramétert sem találtunk, amely lehetővé tenné a fajok inváziós képességének hatékony előrejelzését, számos különbséget tapasztaltunk az inváziós és a meghonosodott nem inváziós fajok között. Ezeknek egy része összhangban van a más területeken kapott eredményekkel, más részük eltér azoktól. Az eltérések száma azonban kisebb, mint azt a növényföldrajzi különbségek alapján várnánk. PYŠEK és munkatársai (1995) összehasonlították a Csehországban (vagyis egy lomboserdő-zónába eső tájban) a sikeres és a nem sikeres jövevény fajok tulajdonságait. Cikkükben tizenhat, (fél)természetes élőhelyeken sikeres fajt soroltak fel (az inváziós fajok száma ennél jóval nagyobb, vö. PYŠEK *et al.* 2002), amelyek közül csak kilenc volt hazánkban is inváziós faj. Harminchat magyarországi inváziós faj szerepelt az elemzésükben, de ezek közül huszonzét nem sikeres minősítéssel. Ezek az adatok azt jelzik, hogy a fajok szintjén a két ország inváziós fajai nagyon eltérnek. A hasonló eredményeknek nem az az okuk, hogy ugyanazokat a fajokat minősítették invázióssá, illetve sikeressé a két elemzésben.

Azoknak az élőhelyeknek, amelyek Magyarországra jellemzők és Közép-Európában ritkák (száraz gyepek és nyílt száraz erdők), általában nagy az invázióval szembeni ellenálló képességük (kivételt a nyílt homoki gyepek jelentenek) (TÖRÖK *et al.* 2003). Így az özönfajok mindkét országban hasonló élőhelyeket támadnak meg.

Az itt bemutatotthoz hasonló vizsgálatok korlátait PYŠEK és munkatársai (1995) részletesen elemzik. A legnagyobb gondosság ellenére is előfordulhat, hogy egyes fajok kimaradnak az elemzésből, vagy hibás besorolást kapnak. Ennek ellenére úgy gondoljuk, hogy az ilyen típusú vizsgálatok hozzájárulnak a növényi invázió törvényszerűségeinek jobb megértéséhez.

Az elméleti várakozásokkal szemben az ivaros szaporodással kapcsolatos tulajdonságok és a növények inváziós képessége között nem volt szoros kapcsolat. Ugyanakkor a fajok taxonómiai helyzete és származása szorosan összefüggött inváziós képességükkel. Az utóbbiak esetében valószínűleg nem direkt ok-okozati összefüggésről van szó, hanem ezek a szintetikus jellemzők más, nem vizsgált tényezőkkel korrelálnak.

Köszönetnyilvánítás

A szerzők ezúton mondanak köszönetet a kéziratnak (a 2001-es loughboroughi konferencia proceedings kötetében ezzel párhuzamosan napvilágot látott) angol nyelvű változatához fűzött értékes tanácsaikért KRÖEL-DULAY GYÖRGYNEK, BARTHA SÁNDORNAK, HORVÁTH FERENCNEK (Vácrátót) és a cikk két névtelen bírálójának.

Irodalomjegyzék

- ALPERT, P. – BONE, E. – HOLZAPFEL, C. (2000): Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 31:52–66.
- BAKER, H. G. (1965): The evolution of weeds. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5:1–24.
- BALOGH L. – BOTTA-DUKÁT Z. – DANCZA I. (2003): What kind of plants are invasive in Hungary? In: CHILD, L. – BROCK, J. H. – BRUNDU, G. – PRACH, K. – PYŠEK, P. – WADE, P. M. – WILLIAMSON, M. (eds.): *Plant Invasions: Ecological Threats and Management Solutions*. pp. 131-146. Backhuys Publishers, Leiden.
- BLOSSEY, B. – NÖTZOLD, R. (1995): Evolution of increased competitive ability in invasive nonindigenous plants: a hypothesis. *Journal of Ecology* 83:887–889.
- BORHIDI A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. *Acta Botanica Hungarica* 39:97–181.
- CORNELIUS, R. (1990): The strategies of *Solidago canadensis* L. in relation to urban habitats III. Conformity to habitat dynamics. *Acta Oecologica* 11:301–310.
- CRONK, Q. C. B. – FULLER, J. L. (1995): *Plant Invaders: The Threat to Natural Ecosystems*. Chapman and Hall, London.
- DAEHLER, C. C. (1998): The taxonomic distribution of invasive angiosperm plants: ecological insights and comparison to agricultural weeds. *Biological Conservation* 84:167–184.
- DE'ATH, G. – FABRICUS, K. E. (2000): Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. *Ecology* 81: 3178–3192.
- GOODWIN, B. J. – MCALLISTER, A. J. – FAHRIG, L. (1999): Predicting inva-

- siveness of plant species based on biological information. *Conservation Biology* **13**:422–426.
- GRIME, J. P. (1979): *Plant Strategies and Vegetation Processes*. J. Wiley and Sons, Chichester.
- HEGER, T. (2001): A model for interpreting the process of invasion: crucial situations favouring special characteristics of invasive species. In: BRUNDU, G. – BROCK, J. – CAMARDA, I. – CHILD, L. – WADE, M. (eds.): *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*, pp. 3–10. Backhuys Publishers, Leiden.
- HEYWOOD, V. H. (1989): Patterns, extent and modes of invasion by terrestrial plants. In: DRAKE, J. A. – MOONEY, H. A. – DI CASTRI, F. – GROVES, R. H. – KRUGER, F. J. – REJMÁNEK, M. – WILLIAMSON, M. (eds.) *Biological Invasions: A Global Perspective*. pp. 31–60. John Wiley and Sons, Chichester.
- KEANE, R. M. – CRAWLEY, M. J. (2002): Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution* **17**: 164–170.
- KJELLBERG, F. – VALDEYRON, G. (1990): Species-specific pollination: a help or a limitation to range extension? In: DI CASTRI, F. – HANSEN, A. J. – DEBUSSCHE, M. (eds.): *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. pp. 371–378. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- KNAPP, R. (1965): *Die Vegetation von Nord- und Mittelamerika. Vegetationsmonographien der einzelnen Großräume*. Band I. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena.
- KOLAR, C. S. – LODGE, D. M. (2001): Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution* **16**:199–204.
- KORNAS, J. (1990): Plant invasions in Central Europe: historical and ecological aspects. In: DI CASTRI, F. – HANSEN, A. J. – DEBUSSCHE, M. (eds.): *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. pp. 19–36. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- MACK, R. N. (1996): Predicting the identity and fate of plant invaders: emergent and emerging approaches. *Biological Conservation* **78**:107–121.
- NEWSOME, A. E. – NOBLE, I. R. (1986): Ecological and physiological characters of invading species. In: GROVES, R. H. – BURDON, J. J. (eds.): *Ecology of Biological Invasions*. pp. 1–20. Cambridge University Press, Cambridge
- NOBLE, I. R. (1989): Attributes of invaders and the invading process:

- Terrestrial and vascular plants. In: DRAKE, J. A. – MOONEY, H. A. – DI CASTRI, F. – GROVES, R. H. – KRUGER, F. J. – REJMÁNEK, M. – WILLIAMSON, M. (eds.): *Biological Invasions: A Global Perspective*. pp. 301–313. John Wiley and Sons, Chichester.
- PYŠEK, P. (1997a): Clonality and plant invasions: can a trait make a difference? In: DE KROON, H. – VAN GROENENDAEL, J. (eds.): *The Ecology and Evolution of Clonal Plants*. pp. 405–427. Backhuys Publishers, Leiden.
- PYŠEK, P. (1997b): *Compositae* as invaders: better than others? *Preslia* **69**:9–22.
- PYŠEK, P. (1998): Is there a taxonomic pattern to plant invasion? *Oikos* **82**:282–294.
- PYŠEK, P. – PRACH, K. – ŠMILAUER, P. (1995): Relating invasion success to plant traits: an analysis of the Czech alien flora. In: PYŠEK, P. – PRACH, K. – REJMÁNEK, M. – WADE, M. (eds.): *Plant Invasions: General Aspects and Special Problems*. pp. 39–60. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- PYŠEK, P. – SÁDLO, J. – MANDÁK, B. (2002): Catalogue of alien plants of the Czech Republic. *Preslia* **74**:97–186.
- REJMÁNEK, M. (1996): A theory of seed plant invasiveness: the first sketch. *Biological Conservation* **78**:171–181.
- REJMÁNEK, M. – RICHARDSON, D. M. (1996): What attributes make some plant species more invasive? *Ecology* **77**:1655–1661.
- REICHARD, S. H. – HAMILTON, C. W. (1997): Predicting invasions of woody plants introduced into North America. *Conservation Biology* **11**:193–203.
- ROY, J. (1990): In search of the characteristics of plant invaders. In: DI CASTRI, F. – HANSEN, A. J. – DEBUSSCHE, M. (eds.): *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. pp. 335–352. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- SIMON T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója*. Tankönyvkiadó, Budapest
- SOÓ R. (1964, 1966, 1968, 1970, 1973): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I – V*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- TÖRÖK K. – BOTTA-DUKÁT Z. – DANCZA I. – NÉMETH I. – KISS J. – MIHÁLY B. – MAGYAR D. (2003): Biological invasion in Hungary. *Biological Invasions* **5**:349–356.
- WILLIAMSON, M. (2001): Can the impacts of invasive plants be predic-

ted? In: BRUNDU, G. – BROCK, J. – CAMARDA, I. – CHILD, L. – WADE, M. (eds.) *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*, pp. 11–20. Backhuys Publishers, Leiden.

ZAR, J. H. (1999): *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall International Inc., New Jersey.

1. táblázat.

Az egyes tulajdonságok vizsgálata során figyelembe vett fajok száma

tulajdonság	az elemzésbe bevont fajok száma
víz-	129
szél- megporzás	126
rovar-	128
ön-	117
autochoria	121
anemochoria	120
magterjesztés endozoochoria	116
módja epizoochoria	119
hydrochoria	123
myrmecochoria	118
anthropochoria	126
vegetatív szaporodás	108
származás	140
család	149
életforma	142
maximális magasság	135
Borhidi-féle indikátorszámok	100

2. táblázat.

Az inváziós és nem inváziós fajok maximális magasságának összehasonlítása Kruskal–Wallis-teszttel

életforma	tesztstatisztika (H)	az első fajú hiba valószínűsége (p)
egy- és kétévesek	4,29	0,038
lágyszárú évelők	7,99	0,0047
cserjék és fák	0,02	0,90

3. táblázat.

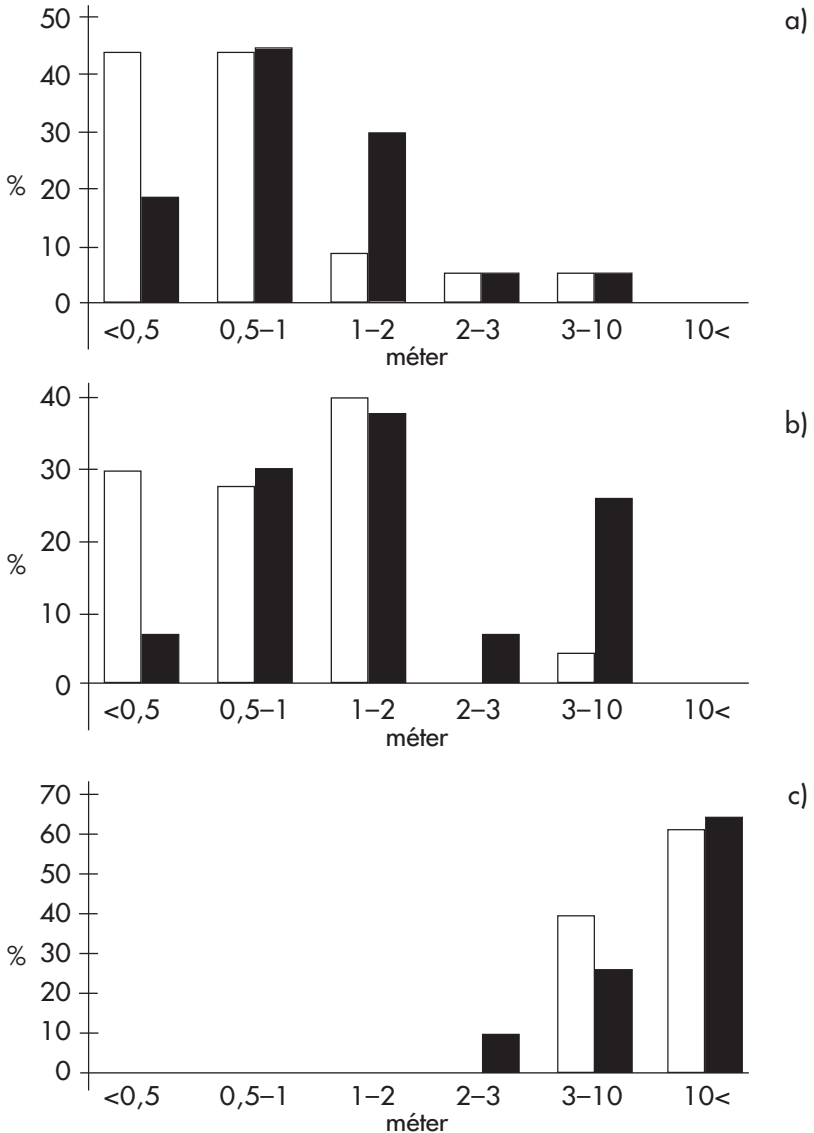
A tulajdonságok gyakoriságai a két fajcsoportban és a különbségük szignifikanciaszintje * $\alpha=10\%$, ** $\alpha=5\%$, *** $\alpha=1\%$, **** $\alpha=0,1\%$

tulajdonság		a tulajdonság gyakorisága (%)		a különbség szignifikanciaszintje
		a nem inváziós, meghonosodott fajok között	az inváziós	
vegetatív szaporodás		13,21	34,55	***
víz-	megporzás	3,08	1,56	NS
szél-		29,03	40,63	NS
rovar-		70,77	65,08	NS
ön-		37,29	20,69	**
magterjesztés módja	autochoria	17,24	22,22	NS
	anemochoria	58,62	59,68	NS
	endozoochoria	42,86	23,33	***
	epizoochoria	22,41	29,51	NS
	hydrochoria	15,00	20,63	NS
	myrmecochoria	1,82	3,17	NS
	anthropochoria	50,00	64,06	*
származás	Észak-Amerika	23,29	47,76	***
	Dél-Amerika	5,48	4,48	NS
	Amerika	6,85	7,46	NS
	Ázsia	9,591	4,93	NS
	Eurázsia	21,92	14,93	NS
	Európa	5,48	1,49	NS
	Mediterráneum	23,29	2,99	****
	Afrika	1,37	1,49	NS
	Ausztrália	1,37	0,00	NS
	trópus	1,37	4,48	NS
család	<i>Amaranthaceae</i>	3,70	5,88	NS
	<i>Scrophulariaceae</i>	6,17	0	*
	<i>Asteraceae</i>	13,58	29,41	**
	<i>Poaceae</i>	11,1	18,82	NS
	<i>Chenopodiaceae</i>	4,94	4,41	NS
	<i>Onagraceae</i>	7,41	1,47	*
	<i>Brassicaceae</i>	12,35	0,00	***
<i>Fabaceae</i>	4,94	2,94	NS	
életforma	egyévesek	44,00	46,27	NS
	kétévesek	18,67	4,48	***
	hemikriptofitonok	25,33	20,90	NS
	geofitonok	1,33	8,96	**
	félcserjék	1,33	1,49	NS
	cserjék és fák	9,33	17,91	NS

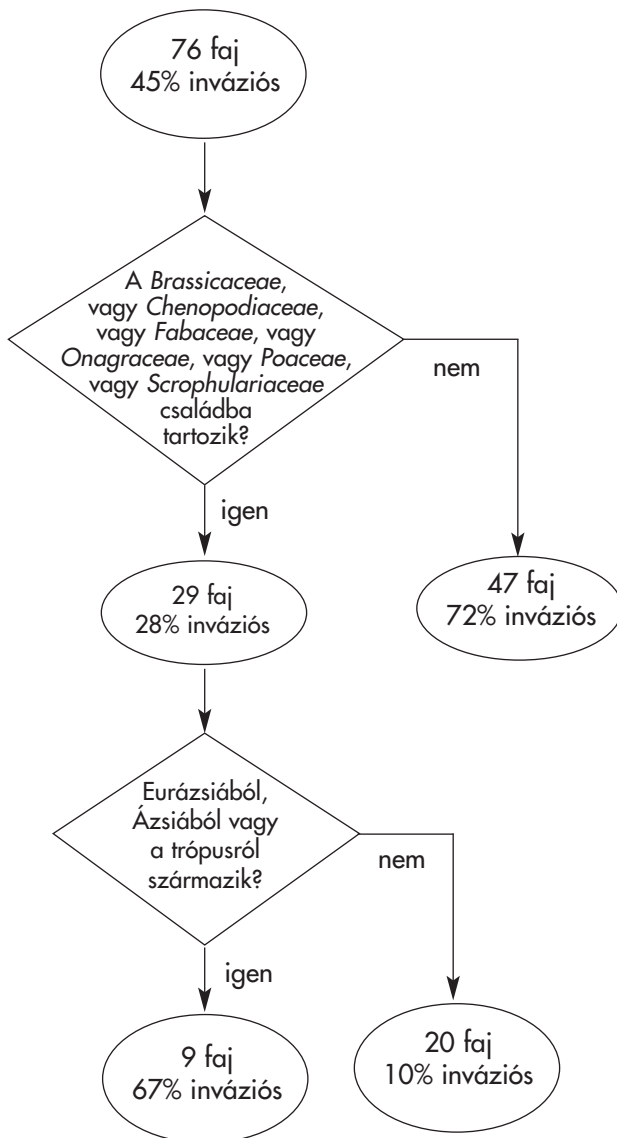
4. táblázat.

Az inváziós és nem inváziós fajok indikátorszámainak (termőhelyigényének) összehasonlítása Kruskal–Wallis-teszttel

	tesztstatisztika (H)	az első fajú hiba valószínűsége (p)
hőmérséklet (T)	0,61	0,43
talajnedvesség (W)	0,48	0,49
talajreakció (R)	1,81	0,18
tápanyag-ellátottság (N)	7,81	0,0052
fény (L)	4,38	0,036

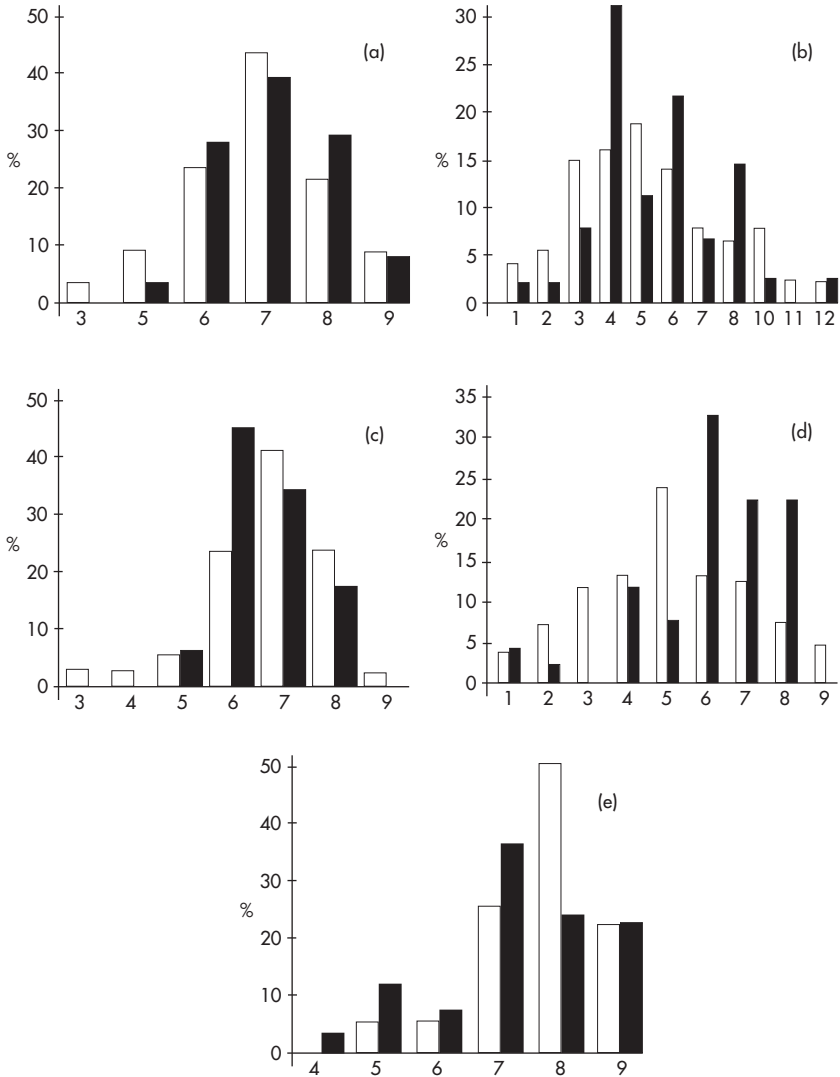


1. ábra. A magassági kategóriák megoszlása a nem inváziós (fehér oszlop) és az inváziós (fekete oszlop) fajok csoportjában a különböző életformák esetén: (a) egyévesek, (b) lágú szárú évelők, (c) cserjék és fák



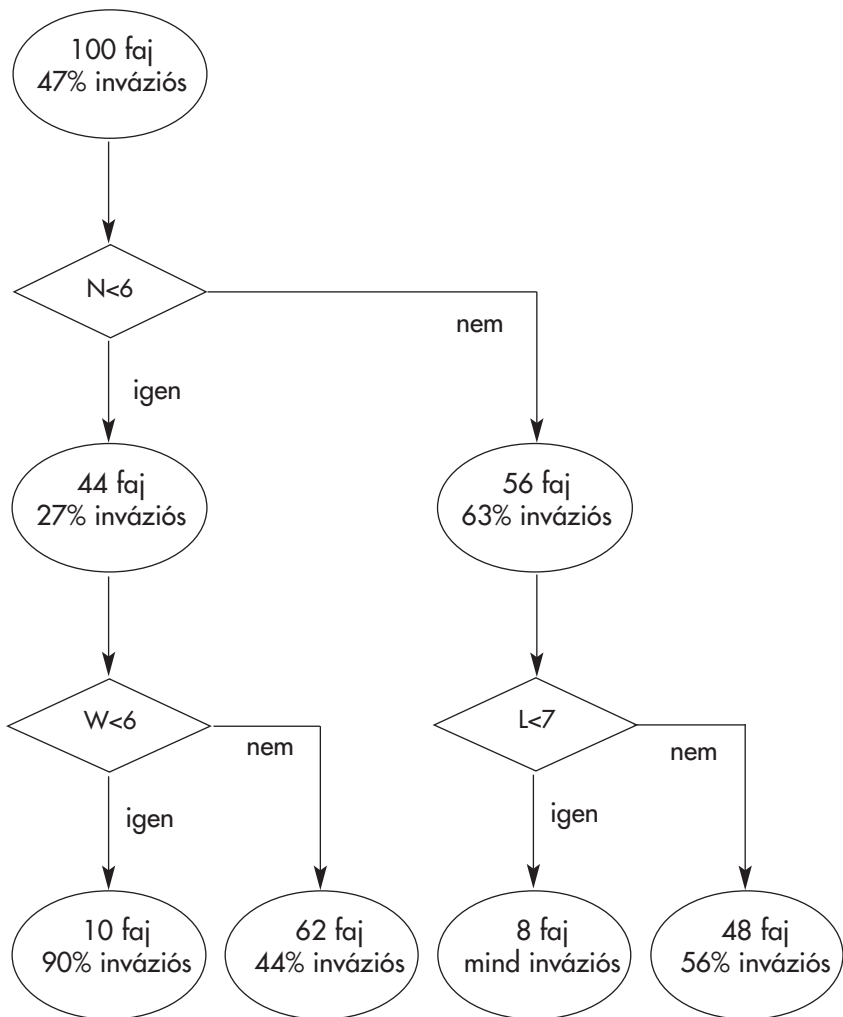
2. ábra.

A fajok biológiai tulajdonságai alapján rajzolt klasszifikációs fa



3. ábra.

A fajok indikátorszámainak (BORHIDI 1995) megoszlása: (a) hőmérséklet (T), (b) vízellátottság (W), (c) talajreakció (R), (d) tápanyag-ellátottság (N), (e) fény (L). Fehér oszlopok: nem inváziós meghonosodott fajok, fekete oszlopok: inváziós fajok



4. ábra.

A fajok termőhelyigénye alapján rajzolt klasszifikációs fa. N , W és L a fajok tápanyag-ellátottság, vízellátottság és fényigény indikátorszámainak rövidítései. $N < 6$ azt jelenti, hogy a faj az oligo- és mezotróf élőhelyeket részesíti előnyben. $W < 6$ azt, hogy a faj a száraz és félszáraz termőhelyeket, $L < 7$ pedig, hogy a faj az árnyékos élőhelyeket preferálja

Az ökológiai és zöld folyosók szerepe az özönnövények terjedésében

BARTHA DÉNES, BOTTA-DUKÁT ZOLTÁN, CSISZÁR ÁGNES, DANCZA ISTVÁN

Az élőhelyek közvetlen megsemmisülésén túl a feldarabolódásuk (fragmentációjuk) is nagyban hozzájárul a fajok túlélési esélyeinek csökkenéséhez. A folyosók a táj olyan elemei, amelyek az élőhelyfragmentumokat összekötve fokozzák a táj konnektivitását, és ezzel ellensúlyozzák a feldarabolódás hatását (STANDOVÁR – PRIMACK 2001). Az ökológiai folyosók a természetes táj folyosószeret betöltő maradványai, míg a zöld folyosókat az ember alakítja ki (GYULAI 1996). A folyosók konnektivitást fokozó hatása nemcsak előnyös lehet, hanem esetenként hátrányos is, mert elősegíthetik a káros szervezetek (köztük az inváziós növények) terjedését.

A folyosók lehetnek fizikailag létező, keskeny tájelemek, vagy könnyen felismerhető szerkezettel nem rendelkező, funkcionális összeköttetések (STANDOVÁR – PRIMACK 2001). Ebben a fejezetben csak az előbbiekkkel foglalkozunk. Sorra vesszük a főbb folyosószeret betöltő élőhelyeket, és megvizsgáljuk, hogy milyen inváziós jelenségek fordulnak elő az adott élőhelyen, illetve az élőhely milyen szerepet tölt be az inváziós fajok terjedésében.

Mesterséges és természetes vízfolyások

A vízfolyások a növényi invázióban kétféle szerepet tölthetnek be: lehetnek az özönnövények élőhelyei és szaporítóképleteik (propagulumaik) terjesztői. A vízfolyásokhoz mint élőhelyhez kötődő növénytársulások közül ebben a részben csak a hínártársulásokkal foglalkozunk, a többi vízhez kötődő társulást a hullámtereknél tárgyaljuk.

A trópusi-szubtrópusi területeken a jövevény hínárfajok robbanásszerű elszaporodása számos helyen okoz hatalmas természetvédelmi és gazdasági károkat. Például a Dél-Amerikából származó vízi jácint (*Eichornia crassipes*) világszerte elterjedt a trópusi-szubtrópusi területe-

ken, és számos helyen a legfontosabb inváziós fajok közé tartozik (lásd pl. UFL 2002, WASHINGTON STATE DEPARTMENT OF ECOLOGY 2003). Ezzel szemben a mérsékelt övi hínárvegetációban ilyen fontos problémákat okozó invázió nem figyelhető meg, hazánkban a hínárvegetáció nem tartozik az invázió által erősen veszélyeztetett élőhelyek közé (TÖRÖK *et al.* 2003). Érdekes, hogy a legtöbb idegen hínárfaj meleg vizeinkben jelenik meg: *Cabomba caroliniana*, *Egria densa*, *Gymnocoronis spilanthoides*, *Limnophila sessiliflora*, *Ludwigia peploides*, *L. alternifolia*, *Nymphaea rubra*, *N. coerulea*, *Pistia stratiotes*, *Rotala macrandra*, *Shinnersia rivularis*, *Valisneria spiralis* (FELFÖLDY 1990, SZABÓ 1998, 2002). Helyenként tömegesen is megjelennek ezek a fajok (pl. *Gymnocoronis spilanthoides* a Hévízi-lefolyóban; DANCZA *et al.* 1998, SZABÓ 1998, 2002), de általában csak a meleg vizekben képesek fennmaradni, ezért életterük igen szűk. Eből a szempontból kivétel a *Cabomba caroliniana*, amely FELFÖLDY (1990) szerint „Hévíz, Miskolc-Tapolca és Eger meleg vizeibe telepítve hosszabb-rövidebb ideig élhet”. Ezzel szemben a Hévízi-tóhoz csatlakozó csatornarendszerben 1986 óta rendszeresen előfordul (SZABÓ 1998), de megfigyelték előfordulását a Balatonban (FRECH in SZABÓ 1998) és újabban a kiskunsági csatornáknál is (STETÁK szóbeli közlése). Fontos lenne a hazai elterjedését alaposabban ismerni, a populációk faji besorolását tisztázni¹, és a potenciális veszélyeket mérlegelve, amennyiben szükséges, beavatkozni.

A meleg vizekhez egyáltalán nem kötődő hínárfajok közül az átokhínár (*Elodea canadensis*) az egyetlen inváziós faj. Az *Elodea* a XIX. század végén nyugat felől rohamosan terjedt, helyenként tömegesen elszaporodott², napjainkra azonban terjedése erősen lelassult, sok helyen visszaszorult (FELFÖLDY 1990).

Elmondható tehát, hogy a folyóvizek nem tartoznak az inváziós fajok fontos élőhelyei közé. Nagyon fontosak viszont ezeknek a fajoknak a terjesztőiként; az inváziós újjövevény fajok kb. 21%-ának (hatvankét

¹ SZABÓ (1998) utal rá, hogy esetleg más *Cabomba*-fajok is előfordulhatnak Magyarországon.

² Elszaporodása a Balatonban az egyik oka volt az ebben az időben meginduló tudományos Balaton-kutatásnak, amelynek olyan remekműveket köszönhetünk, mint BORBÁS VINCE (1900) könyve.

fajból tizenháromnak) a magja (termése) képes vízzel is terjedni³. Ezek között olyan természetvédelmi szempontból is fontos fajokat találunk, mint például az *Amorpha fruticosa*, *Echinocystis lobata*, *Helianthus tuberosus* agg., *Humulus scandens*, *Impatiens glandulifera*, *I. parviflora*, *Oenothera biennis*. A víz nemcsak ivaros, hanem ivartalan szaporítóképleteket (pl. tarackdarabokat) is terjeszthet (pl. *Fallopia*-fajok esetén; PYŠEK – PRACH 1994, MARIGO – PAUTOU 1998). A folyók propagulumterjesztő tevékenysége határokön átnyúló is lehet: pl. a sárga bohócvirág (*Mimulus guttatus*) nyugat-dunántúli állományainak szaporítóanyaga valószínűleg külföldről érkezett a Dunán, illetve a Rábán (BALOGH *et al.* 2001).

Hullámterek

A hullámterek világszerte az invázió által legveszélyeztetettebb élőhelyek közé tartoznak (PYŠEK – PRACH 1994, PYŠEK *et al.* 1998, HOOD – NAIMAN 2000, PLANTY-TABACCHI *et al.* 2001). Ennek egyik okáról, a folyóvizeknek a szaporítóképletek terjesztésében játszott szerepéről, az előző részben már szóltunk. Ennél is fontosabb azonban a rendszeres bolygatás (HOOD – NAIMAN 2000, a bolygatás és az invázió kapcsolatáról lásd DAVIS *et al.* 2000).

A hazai hullámtereken is számos esetben jelennek meg nagy tömegben inváziós fajok (TÖRÖK *et al.* 2003). Életformák (növekedési formák) tekintetében legfontosabbak a pionír fák (*Acer negundo*), cserjék (*Amorpha fruticosa*), évelő (*Vitis riparia*) és egyéves (*Echinocystis lobata*, *Humulus scandens*) liánok és a magas kórós évelők (*Aster* spp., *Fallopia* spp., *Helianthus* spp., *Solidago* spp.). Valószínűleg ezek azok az életformák (növekedési formák), amelyek alulreprezentáltak a hazai flórában (pl. egyéves liánok), vagy hazai képviselőik kevésbé versenyképesek (pl. *Vitis sylvestris* vs. *V. riparia*). Érdekes, hogy a hullámtéri közösségekben egyébként fontos szerepet játszó évelő füvek és sások között nem találunk inváziós fajt.

³ A vízzel is terjedő fajok száma ennél valószínűleg nagyobb. Az elemzés Soó (1964-1980) adatai alapján készült; például a szerbtövisfajok (*Xanthium* spp.) terjedési módjai között nem szerepel a hydrochoria, pedig a hullámtereken fontos szerepe van e fajok terjesztésében (vö. BÖSZÖRMÉNYI-BAGI 2001).

A hullámterek inváziós fajai általában nem ennek az élőhelynek a specialista fajai, gyakran előfordulnak más élőhelyeken is (PLANTY-TABACCHI *et al.* 2001). Ez elmondható a hazai fajokról is, ugyanis előfordulnak más nedves élőhelyeken is. Egyes szerzők szerint az árterek nagyobb inváziós fertőzöttségének oka nem ezeknek a területeknek a nagyobb előzőnövelhetősége (kisebb invázióval szembeni ellenálló képessége), hanem a sikeres inváziós fajok nagyobb aránya a nedves termőhelyek fajai között (PLANTY-TABACCHI *et al.* 2001). Saját vizsgálataink nem támasztják alá ezt a feltételezést: az inváziós és nem inváziós, meghonosodott újjövevény növények *W* indikátorértékei között nem találtunk szignifikáns különbséget, sőt, a tápanyagban gazdag élőhelyeket preferáló növények között az inváziós fajok *W* indikátorszámai szignifikánsan kisebbek voltak, mint a meghonosodott, nem inváziós fajoké (vö. előző fejezet).

Az özönnövények elszaporodása a hullámtereken a természetvédelmi problémákon (őshonos fajok élőhelyének elfoglalása) túlmenően vízügyeket is okozhat (pl. a sűrű növényzet gátolhatja az árvizek levonulását; gátolják az árvízi védekezést, mert a folyó menti munkagép-felvonulási sávokat járhatatlanná tehetik). Visszaszorításuk érdekében a természetvédelmi és a vízügyi szerveknek együtt kell működniük. BALOGH (1993) vizsgálatai szerint inváziós szempontból legsérülékenyebbek azok a partszakaszok, ahol előzőleg már történt valamilyen emberi beavatkozás, majd ezt követően magára hagyták a területet. Ezeken a helyeken ugyanis az özönnövényeknek nem kell szembenézniük sem a természetes közösségek ellenálló képességével (azt ugyanis az emberi beavatkozás legyengítette), sem a rendszeres kezeléseket (pl. kaszálás) terjedésüket gátló hatásával. A megelőzés a leghatékonyabb módja az invázió elleni védekezésnek: a fajok bekerülése ellen csak országos szinten védekezhetünk. Az vizek közelsége miatt vegyszeres védekezés nem, vagy csak különösen indokolt esetben és akkor is csak fokozott körültekintéssel, speciális eljárásokkal végezhető. Emiatt általánosan csak a mechanikai védekezési eljárások alkalmazhatók: a lágyszárú fajok ellen a rendszeres kaszálás, míg a fás szárú fajok ellen a fák kivágása, illetve a cserjeirtás. A kaszálás a nagy kiterjedésű területeken csak akkor valósítható meg, ha a természetvédelmi haszonon kívül gazdasági haszonnal is jár. Ezt a feladatot ugyanis a természetvédelem nem tudja felvállalni, ezért amennyiben ez szükséges, a mezőgazdasági termelőket kell érdekeltté tenni az elvégzésében. A nagyobb területen végzett fakitermelés, illetve cserjeirtás előtt a költség-haszon koc-

kázat elemzésére van szükség, egyrészt, mert ezek költséges beavatkozások, másrészt, mert maguk a beavatkozások is bolygatással járnak.

Gátak

A gátak térben közvetlenül érintkeznek az előző részben tárgyalt hullámterekkel, de azoknál lényegesen szárazabb élőhelyek, ahol az áradások hatása kevésbé érvényesül. Vízügyi szempontból kívánatos a gátakon az összefüggő gyeptakaró, ezért létesítésükkor évelő fajokkal fűvesítik a gátakat, és a későbbiekben kaszálják vagy legeltetik. A felsorolt tényezők együttesen azt eredményezik, hogy a gátak növényzetét az invázió sokkal kevésbé veszélyezteti, mint a hullámtereket. Elsősorban a hullámtéren már megtelepedett fajok tudnak vegetatív terjedéssel behatolni, különösen, ha a rendszeres kaszálás elmarad. A kaszálás során ügyelni kell a vágásmagasság helyes beállítására, ugyanis a túl mélyen levágott fűcsomók elpusztulhatnak, teret nyitva ezzel az inváziós fajok betelepülésének. A gátakat borító gyeptakaró réseiben esetenként egyéves özönfajok (pl. *Conyza canadensis*, *Ambrosia artemisiifolia*) is megtelepedhetnek. A kaszálatlan gátoldalakon az ártérről könnyen kolonizál az *Amorpha fruticosa* (amely a gátszerkezetet is rombolja), megjelenhet az *Asclepias syriaca* és a *Solidago gigantea* is. A gátak alsó részén elszaporodhatnak a szerbtövisfajok (*Xanthium* spp.), meggátolva a juhval való legeltetést.

Utak, út menti gyeses területek

Az utaknak, út menti füves területeknek a növényi invázióban játszott szerepe az utak jellegétől, valamint a szegélyüktől függ. A műutak (aszfaltozott utak) mentén az utak közvetlen szegélye, a padka, az utat szegélyező árkok, valamint az árkon túli mezsgyék együtt alkotják az utak menti zöldfolyosót. A műutak mentén a közúti járműforgalom és az utat kísérő folytonos növényzet együtt teszi lehetővé az inváziós fajok terjedését. Az utakat szegélyező gyeses területeken elsősorban az évelő, geofiton gyomnövények, többnyire az árkon túli, mezsgye felőli oldalon terjednek (*Solidago gigantea* és *S. canadensis*, *Asclepias syriaca*, *Fallopia x bohemica*). Egyéves fajok, különösképpen az *Ambrosia artemisiifolia* az utak szegélyében, vízelvezető árkokban, különösen homokterületeken terjednek. A *Sorghum halepense*, amely szántóföldeken az

egyik legveszélyesebb gyom, az utak menti gyepekben, útjelző táblák, szalagkorlátok tövében gyakran előfordul. Mezsgyéken a fás szárú fajok közül leginkább az *Acer negundo*, az *Ailanthus altissima*, a *Robinia pseudo-acacia* és az *Amorpha fruticosa* terjedése figyelhető meg. A dombvidéki mezsgyéken, erdőszegélyeken, nyár végén az *Echinocistis lobata* liánként vonja be a lágyszárú- és cserjeszinteket.

A dűlőutak, valamint a taposott ösvények mentén, homokterületeken, ahol az utat szegélyező gyepek kevésbé záródottak, a *Conyza canadensis*, *Tribulus terrestris*, *Cenchrus longispinus* (*C. incertus*?) terjedése jellemző. Kötött talajon az utak mentén helyenként *Xanthium*-fajok terjednek, az ilyen területeken – és főképpen szikes talajon – azonban az utak mentén a tájidegen, inváziós fajok terjedése kevésbé figyelhető meg.

Településeken az utak szegélyében, repedésekben, például Budapest belvárosi kerületeiben az *Eleusine indica*, míg a parkokban, árnyas termőhelyeken, ligeterdők ösvényein a *Galinsoga quadriradiata* terjed.

A műúthálózat mentén az útpadkákat, valamint az árkokat országszerte folyamatosan kaszálják. Az árkok rendszeres kaszálása a bel- és árvíz elleni védekezésben is fontos, a vízelvezetést teszi lehetővé, de egyben megakadályozza az inváziós növényfajok felszaporodását is.

Vasutak

A vasúti töltések sajátos edafikus viszonyai, mikroklamatikus adottságai, a gyomirtó szerek kezelése, valamint a termések antropochor jellege együtt határozzák meg a vasúti pályatestek fajösszetételét. A vasúti pályatestek speciális élőhelyek, felépítésük szerkezete sajátos: az alépítmény (töltés) teteje vízzáró réteggé funkcionál, felette a zúzott kőágy és a benne fekvő talpak alkotják a felépítményt. A felépítmény tökéletes vízáteresztő, az alépítmény pedig vízelvezető. Ezért a pályatestek vízgazdálkodása szélsőséges, a nyári hónapokban kiszáradnak. A vasúti pályatest gyomosodása nem csupán esztétikai probléma, ugyanis a gyomnövények mélyre hatoló gyökere az építmény szerkezetét is veszélyezteti (DANCZA *et al.* 2002).

A nyílt pályatestek a totális gyomirtási technológia következtében

részben vagy teljesen gyommentesek. A vasúti pályaszakaszokat kísérő mezsgyéken az utak menti mezsgyékhez hasonlóan a geofiton *Solidago gigantea*, *S. canadensis*, *Asclepias syriaca* és *Fallopia x bohemica*, míg a fásszárúak közül az *Acer negundo*, *Ailanthus altissima* és az *Amorpha fruticosa* gyakori. A nyílt pályatestek mentén a közlekedést veszélyeztető fásszárúak eltávolítása folyamatos. Dombvidéki területeken a vasúti töltéseket kísérő erdei szegélytársulásokban az *Echinocystis lobata* fokozatosan terjed (CSIKY *et al.* 2001, TERPÓ 2001).

A gyomnövényzet nagymértékű felszaporodását megakadályozó gyomirtó szeres kezelések az ország vasúti hálózatára kiterjedtek, rendszeresek. A vasútállomásokon a nyílt pályaszakaszoktól eltérő gyomirtási technológiákat alkalmaznak, ezért a vasútállomások gyomosodása szembetűnő a nyílt pályákhoz képest.

A vasúti rakodótereken, személyi pályaudvarokon az egyéves fajok dominanciája figyelhető meg. A vasútállomások növényzetének fajkészlete a homoki, kapás királydinnye–tövisperje (*Tribulo–Tragetum* TIMÁR 1955) társulás fajkészletéhez hasonlít. E társulás fajkészletének karakterisztikus elemei, a szubmediterrán és kontinentális fajok állományaikban a *Tribulus terrestris subsp. orientalis*, *Chondrilla juncea*, *Digitaria sanguinalis*, *Portulaca oleracea* és *Eragrostis minor* gyakorisága a legnagyobb (BODROGKÖZY 1959, TERPÓ – BÁLINT 1999). Az inváziós fajok közül vasútállomásokon az *Ambrosia artemisiifolia*, *Conyza canadensis*, *Cenchrus longispidus* (*C. incertus?*), valamint a *Tragus racemosus* a leggyakoribbak, kisebb gyakoriságúak a vasúti töltések mentén gyakran előforduló fajok, pl. a *Robinia pseudo-acacia*, *Fraxinus pennsylvanica*, *Ailanthus altissima*, *Acer negundo juvenilis* példányai, valamint az *Asclepias syriaca* sarjtelepei (DANCZA *et al.* 2002).

Az ország nagyobb utasforgalmú vasútállomásain igen tömeges, a kisebb vasútállomásokon terjedőben levő faj a Magyarországon honos, szubmediterrán *Tribulus terrestris subsp. orientalis* (BÖHM 2001, CSIKY *et al.* 2001, DANCZA 1999, DANCZA *et al.* 2001, 2002, KIRÁLY – KIRÁLY 1998, MOLNÁR *et al.* 2000, NAGY 2000, SOMLYAY – LÖKÖS 2000). Zoochor természetét az emberek, állatok, valamint a közlekedési eszközök könnyen terjesztik, a termések a gyalogos és kerékpárforgalmat korlátozzák. Az említett feltételek lehetővé teszik a faj terjedését olyan középhegységi területeken is, ahol e növény természetes körülmények között ez ideig

nem fordult elő. A királydinnye Magyarországon régebben csak az alföldi részeken volt megtalálható. Észak felé haladva állományaiban a szubmediterrán és kontinentális flóraelemek aránya csökken, emellett a *Tribulus terrestris subsp. orientalis* dominanciája és vitalitása is egyre csökken. Míg az Alföld peremvidékén (Hatvan, Pásztó) a vasútállomásokon még hatalmas állományait figyeltük meg, addig a Salgótarján Belső és Somoskőújfalu vasútállomásokon csupán egy-két populációja fordul elő (DANCZA *et al.* 2001, 2002). E jelenség hátterében a napsütéses órák számának és az évi középhőmérsékletnek észak felé való fokozatos csökkenése áll.

Erdősávok

Az erdősávok többféle céllal létesültek hazánkban, általában mezőgazdasági környezetben vagy nyomvonalas létesítmények mentén található. A telepítés célja legtöbbször valamilyen terület (pl. mezőgazdasági terület) védelme, illetve más területektől való elhatárolása. A fasorok, erdősávok védelmet nyújthatnak a szél-, a víz- és a talajerózió ellen, valamint különösen az utak mentén számottevő a portól, zajtól, szennyező anyagoktól való védelmi funkciójuk. A telepítésnek még faanyag-, tűzifa-, ritkábban gyógynövénynyerés is lehet a célja. Fasorokat sok helyütt esztétikai célból, utak szegélyezésére használják. Egyes növényekből (pl. fehér eper, bokrétafa) ültetett fasorok, allék vadgazdálkodási szempontból fontosak, és a vadászterdők tartozékai. Az erdősávoknak és fasoroknak természetvédelmi szempontból igen fontos a szerepük, mivel sok élőlény – elsősorban rovar-, madár- és kisemlős-fajok – számára életteret és ökológiai folyosót jelentenek.

Ezen élőhelyek erős emberi befolyás alatt állnak, egy, illetve kevés fajtából létesülnek, és cserjeszint telepítésére általában nem kerül sor. A telepítés során gyorsan növekvő, kevésbé igényes, jól regenerálódó fafajokat alkalmaznak, a cserjék és a lágyszárúak a környező területekről települnek be. A gyepszint általában szegény, a lágyszárú fajok között sok a gyom jellegű faj. A növényi invázió szempontjából az erdősávok kétféle veszély forrásai lehetnek. Egyrészt a telepített fajok között sok a nem őshonos fásszárú faj, másrészt az erdősávok inváziós lágyszárúak terjedését segíthetik elő. Ez utóbbi hatás a kettő közül a kevésbé érzékeny, elsősorban a kevésbé zárt erdősávokra jellemző. Az ilyen er-

dősávokban (pl. nemes nyárasok) megtelepedhetnek és terjedhetnek az aranyvesszőfajok (*Solidago gigantea*, *Solidago canadensis*). Laza talajon (pl. akácos fajú erdősávokban) a selyemkóró (*Asclepias syriaca*) térhódítása lehet kiterjedt. A hazai fajok közül elsősorban a siskanád (*Calamagrostis epigeios*) és a földi szeder (*Rubus fruticosus* agg.) tömeges megjelenése figyelhető meg. Az akácok alatt a fekete bodza (*Sambucus nigra*) és a csalán (*Urtica dioica*) válik uralkodóvá, illetve jellegzetes nitrofil flóra alakul ki.

Az említett veszélyforrások közül sokkal nagyobb jelentősége van a telepített, nem őshonos fajok kivadulásának. E fajoknak csak kis hányada képes gyakori, illetve tömeges kivadulásra, agresszív terjedésre, ilyen például a zöld juhar (*Acer negundo*), a bálványfa (*Ailanthus altissima*), a gyalogakác (*Amorpha fruticosa*), az amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*) és a kései meggy (*Prunus serotina*). Léteznek olyan fajok, amelyek ugyan gyakran és sok helyen elvadulnak, de tömeges elterjedésre és gyors invázióra nem képesek, mint például a fehér eper (*Morus alba*), arany ribiszke (*Ribes aureum*), alma és meggy, illetve cseresznyefajok (*Malus* spp., *Prunus* spp.). Az erdősávokba, fasorokba ültetett fajok közül sok csak kisebb példányszámban, szórványosan vadul el: feketefenyő (*Pinus nigra*), nemes nyárok (*Populus x euramericana*), bokrétafa (*Aesculus hippocastanum*), királydió (*Juglans regia*), keskenylevelű ezüstfa (*Elaeagnus angustifolia*). Végül vannak nagyon ritkán vagy kevés helyen elvaduló fajok, amelyek sokszor csak efemer megjelenésűek, ilyen például az ezüst juhar (*Acer saccharinum*), fekete dió (*Juglans nigra*), juharlevelű platán (*Platanus x hybrida*), narancseper (*Maclura pomifera*) és a tamariskafajok (*Tamarix* spp.).

A bolygatott, illetve többé-kevésbé antropogén élőhelyek számos erdősávból, illetve fasorból kivadult adventív növényfajnak (pl. bálványfa, akác, ezüstfa, nyugati ostorfa) nyújtanak megtelepedési és terjedési lehetőséget. Az idegen fajú erdősávokkal érintkező erdők közül a nedves talajúak a leginkább veszélyeztetettek (pl. árterek), itt könnyen megtelepszik a gyalogakác, zöld juhar, amerikai kőris. Az üde erdőkben az akác, ritkábban a királydió, a szárazabb erdőkben az akác és a bálványfa megtelepedésére lehet számítani. Mindezek figyelembevételével rendkívül fontos, hogy az erdősávok, fasorok telepítése őshonos fajokkal történjen (vagy ha ez nem lehetséges, akkor olyan fajokkal, amelyek kivadulásra képtelenek).

Irodalomjegyzék

- BALOGH L. (1993): A Perint-patak természetközeli és átalakított környezetének növényzete Szombathely térségében, különös tekintettel az inváziós fajok terjedésére. *Botanikai Közlemények* **80**:84.
- BALOGH L. – SIMON T. – SZABÓ M. – VIDÉKI R. (2001): Új adventív növény a hazai flórában: a sárga bohócvirág (*Mimulus guttatus* FISCHER ex DC., Scrophulariaceae). *Kitaibelia* **6**:329-345.
- BARTHA D. (2000): *Vörös lista, kék lista, fekete lista*. LővérPrint Nyomda, Sopron, pp.: 20-26.
- BODROGKÖZY GY. (1959): Adatok a délkelet – kiskunsági homoki szőlők gyomtársulásainak ismeretéhez. *Bot. Közlem.* **48**:81–93.
- BÓHM É. I. (2001): A *Tribulus terrestris* L. agg. terjedése Budapesten és környékén. *Kitaibelia* **6**: 211.
- BÖSZÖRMÉNYI A. – BAGI I. (2001): *Xanthium italicum* Mor. dominálta vegetációfolt fejlődésdinamikájának vizsgálata a Tisza hullámterén. *Kitaibelia* **6**: 45-50.
- CSIKY J. – DANCZA I. – PÁL R. (2001): Megjegyzések a magyar királydinnye külső alaktanához és gyomközösségeinek vizsgálata vasúti területeken. *47. Növényvédelmi Tudományos Napok*, Budapest, február 27–28., konferencia-összefoglalók, p. 122.
- DANCZA I. (1999): Florisztikai megfigyelések a Délnyugat–Dunántúli gyomvegetációján. *Kitaibelia* **4**:319–327.
- DANCZA I. – ALMÁDI L. – BOTTA-DUKÁT Z. – SZABÓ I. (1998): Occurrence of adventive weeds in the eastern part of Zala County (South-West Hungary). *Z. PflKrankh. PflSchutz., Sonderh.* **16**:139-140.
- DANCZA I. – CSIKY J. – PÁL R. (2001): Vasúti sínek menti gyomközösségek társulástani vizsgálata és néhány érdekesebb faj elterjedése vasúti területeken. (Magyar Biológiai Társaság Botanikai Szakosztálya 1368. Növénytani Szakülés összefoglalója) *Bot. Közlem.* **88**:198.
- DANCZA I. – PÁL R. – CSIKY J. (2002): Zönnologische Untersuchungen über die auf Bahngeländen vorkommenden *Tribulus terrestris* – Unkrautgesellschaften in Ungarn. *Zeitschrift für Pflanzenschutz (Journal of Plant Diseases and Protection)*, Stuttgart, Sonderheft **18**:159–166.
- DAVIS, M. A. – GRIME, J. PH. – THOMPSON, K. (2000): Fluctuating

- resources in plant communities: a general theory of invasibility. *J. Ecol.* **88**:528-534.
- FELFÖLDY L. (1990): *Hínárhatározó*. KTM, Budapest.
- HOOD, W. G. – NAIMAN, R. J. (2000): Vulnerability of riparian zones to invasion by exotic vascular plants. *Plant Ecology* **148**:105–114.
- KIRÁLY G. – KIRÁLY A. (1998): Adatok Magyarország flórájának és vegetációjának ismeretéhez. *Kitaibelia* **3**:113–119.
- KUN A. – MOLNÁR Zs. (szerk.) (1999): *Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer XI. Élőhely-térképezés*. Scientia Kiadó, Budapest, p. 164.
- MARIGO, G. – PAUTOU, G. (1998): Phenology, growth and ecophysiological characteristics of *Fallopia sachalinensis*. *J. Veg. Sci.* **9**:379-386.
- MOLNÁR V. A. – MOLNÁR A. – VIDÉKI R. – PFEIFFER N. – GULYÁS, G. (2000): Néhány adat Magyarország flórájának ismeretéhez. *Kitaibelia* **5**:297–303.
- NAGY J. (2000): Gyomflorisztikai adatok a Börzsöny hegységből. *Kitaibelia* **5**:201–204.
- PLANTY-TABACCHI, A. – TABACCHI, E. – BONILLO, M. J. S. (2001): Invasions of river corridors by exotic plant species: patterns and causes. In: BRUNDU, G. – BROCK, J. – CAMARDA, I. – CHILD, L. – WADE, M. (eds.): *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*. Backhuys Publishers, Leiden.
- PYŠEK, P. – PRACH, K. – MANDÁK, B. (1998): Invasion of alien plants into habitats of Central European landscape: a historical pattern. In: STARFINGER, U. – EDWARDS, K. – KOWARIK, I. – WILLIAMSON M. (eds.): *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*. Backhuys Publishers, Leiden.
- PYŠEK, P. – PRACH, K. (1994): How Important are Rivers for Supporting Plant Invasions? In: de WAAL, L. C. – CHILD, L. E. – WADE, P. M. – BROCK, J. H. (eds): *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*. John Wiley and Sons.
- REIF, A. – ACHTZIGER, R.: Gebüsch, Hecken, Waldmäntel, Feldgehölze (Strauchformationen). In: KONOLD, W. – BÖCKER, R. – HAMPICKE, U.: *Handbuch Naturschutz und Landschaftspflege*. XI.2.2. Ecomed, Landsburg, pp.: 12-21.
- SOMLYAY L. – LÓKÖS L. (2000): A *Polycarpon tetraphyllum* L. Magyarországon, és további adatok Budapest flórájához. *Kitaibelia* **5**: 305–306.
- SOÓ R. (1964–1980): *A magyar flóra és vegetáció növényrendszertani növényföldrajzi kézikönyve I-VI*. Akadémiai Kiadó, Budapest.

- STANDOVÁR T. – PRIMACK, R. 2001. *A természetvédelmi biológia alapjai*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- SZABÓ I. (1998): Termofitonok Hévíz és Keszthely meleg vizeiben. *Kitaibelia* 3:295-297.
- SZABÓ I. (2002): Melegvízi növényfajok Hévíz és Keszthely vizeiben. *Bot. Közlem.* 89:105-115.
- TERPÓ A. (2001): A vasúti állomások, mint a gyomosító fajok terjesztői és megtartói. 47. *Növényvédelmi Tudományos Napok*, Budapest, február 27–28., konferencia-összefoglalók, p. 136.
- TERPÓ A. – BÁLINT K. (1999): A királydinnye-tövisperje (*Tribulo-Tragetum*) állományok térhódítási tendenciái. 45. *Növényvédelmi Tudományos Napok*, Budapest, február 27–28., konferencia-összefoglalók, p. 165.
- TIMÁR L. (1955): Pflanzenschädlinge Zwischen den Eisenbahnschienen am Theissesufer. *Acta Biol. Szeged* 1:95–112.
- TÖRÖK K. – BOTTA-DUKÁT Z. – DANCZA I. – NÉMETH I. – KISS J. – MIHÁLY B. – MAGYAR D. (2003): Invasion Gateways and Corridors in the Carpathian Basin: Biological invasions in Hungary. *Biological Invasions* 5:349-356.

Javasolt világhálóoldalak

UFL (2002): Water Hyacinth (*Eichornia crassipes*).

<http://aquat1.ifas.ufl.edu/hyacin2.html>

Letöltve: 2003. december 3.

WASHINGTON STATE DEPARTMENT OF ECOLOGY (2003): General Information About Water Hyacinth (*Eichornia crassipes*).

<http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/weeds/aqua010.html>

Letöltve: 2003. december 3.

Az inváziós növények elleni védekezés elvi háttere

SZIDONYA ISTVÁN, MIHÁLY BOTOND, DANCZA ISTVÁN

Az inváziós fajok terjedésének megelőzése

Az inváziós növényfajok terjedését leginkább a területek természeti állapotának megőrzésével, illetve a zavarás és a bolygatás elkerülésével előzhetjük meg. A jelentős terjedést megakadályozó beavatkozásokat a faj megjelenését követően, a lehető legrövidebb időn belül meg kell kezdeni. Folyópartokon, ahol a növények már megtelepedtek, a védekezést – lehetőség szerint – a folyók felsőbb szakaszain is meg kell kezdeni. Kiemelt hangsúlyt kell adni a kezelésének azoknál a területeknél, amelyek esetében az invázió még csak kezdeti fázisban van.

A mentesített terület elhagyása előtt meg kell bizonyosodni arról, hogy a védekezéseknél használt járművek, felszerelések és ruházat mentes-e a növények szaporítóképleteitől. A növény magjaival, illetve elpusztult növényi részekkel fertőzött talaj nem kerülhet olyan területre, amely azelőtt nem volt fertőzött özőnfajokkal. Érdeemes megjegyezni, hogy a keserűfűfajok esetében már egy 10 mm rész is képes egy új növény kialakítására. Kiskertek esetében a mezőgazdasági tárca által hivatalosan engedélyezett természetközlegek alkalmazása szintén megoldást jelenhet a fajok terjedésének megelőzésére, mivel ezeknél – az engedélyezési eljárás során – külön figyelmet fordítanak a gyomosító hatás vizsgálatára.

A természetvédelmi kezelések gyakorlatának kialakulása és fő jellemvonásai

A természetvédelmi területeken kemikáliákkal végzett kezelések gyakorlata az erdészeti gyomkorlátozások tapasztalatából alakult ki, amelyben a környezet- és természetvédelmi szempontok az erdő természetes vagy természetközeli jellege miatt egyre jobban érvényesülnek. A fő technológiafejlesztési lökést az utóbbi évtizedben az adta, hogy a hazai erdők egyre nagyobb része került valamilyen fokozatú védelem alá, és ennek következtében e területeken a növényvédelmi célú beavatkozások, az eddig alkalmazott vegyszeres gyomirtási eljárások is korlátozás alá esnek. Ez a folyamat új alkalmazástechnikai el-

járásokat, ökotoxikológiai prioritásokat szem előtt tartó hatóanyag-választást, valamint integrált, a természetes szukcessziós folyamatokat figyelembe vevő technológiai kivitelezést kívánt.

Nem kémiai beavatkozások

Az inváziós fajok ellen folytatott kezeléseknél általában a nem kémiai beavatkozásokat (kaszálás, nyírás, kihúzás, legeltetés) kell először számításba venni, azonban meg kell jegyezni, hogy ezek az eljárások rendkívül munka- és időigényesek. A mechanikai és kémiai védekezés közti választás alapja az adott élőhely elhelyezkedése és egyéb környezeti állapota (pl. figyelembe kell venni a terület borítottságát; mennyire megtelepedett állományról van szó). Védett terület esetében a beavatkozás megkezdése előtt minden esetben be kell szerezni a területileg illetékes nemzetipark-igazgatóság engedélyét.

Kémiai beavatkozások

A kémiai beavatkozások kizárólag abban az esetben kerülhetnek figyelmünk középpontjába, ha mechanikai és egyéb nem kémiai védekezési lehetőségek már kimerültek.

Ki kell emelni, hogy a készítmények engedélykirattól eltérő alkalmazása (pl. a megállapított vízvédelmi pufferezónától eltérően a folyópartok kezelése) minden esetben eseti engedélyezési eljárást igényel, amelyet a területileg illetékes megyei növény- és talajvédelmi szolgálattal való egyeztetés után lehet/kell kezdeményezni.

Felhasználásra kerülő herbicidek és kijuttatási technológiák kiválasztásakor figyelembe vett kockázatok

Általánosságban a herbicidekkel végzett kezelési technológia kiválasztásánál az összes kockázati tényező együttes minimalizálására kell törekedni. E kockázati tényezők feloszthatók direkt és indirekt kockázatokra. El kell fogadnunk, hogy a kockázati tényezőket teljesen kiküszöbölni nem lehet, de a csökkentésükre feltétlenül törekedni kell.

Direkt kockázatok

- Elsodródás, elcsöppögés vagy teljes felszívódás előtti lemosódás miatt a célnövényeken kívüli növényzet pusztulása.
- A felhasznált herbicid, valamint gyártási szennyeződésének,

- vivőanyagainak, oldószerének gyökéren keresztüli felszívódása miatt a célnövényeken kívüli növények pusztulása.
- ❑ A herbicid bemosódása nedves élőhelyen élő vízbe, esetleg karsztvízbe kerülése, a növény és a vízi élővilág emiatt bekövetkező pusztulása.
 - ❑ A kezelt növényeket fogyasztó, azokat megporzó rovarok, magasabb rendű élőlények pusztulása.

Indirekt kockázatok

- ❑ A nem megfelelő kivitelezés után létrejövő szabad talajfelszín nemkívánatos növényfajokkal való visszatelepülése.
- ❑ Lassú lebomlású herbicidek krónikus toxicitása, teratogenitása, mutagenitása, esetleges hormonális hatásának kockázata az élőhely állatközösségében.

A kockázati tényezők minimalizálásának elemei

❑ Szelektivitási kritérium a hatóanyag kiválasztásában

Herbicidek felhasználása esetén – mivel az alkalmazásuk többé-kevésbé nyílt rendszerben történik – nem kerülhető el a célnövényeken kívüli diszpozíció, ezért fontos szempont a herbicidek szelektivitásának ismerete és ennek alkalmazása a hatóanyag és a készítmény kiválasztása során. Példaként említhető, hogy elsodródás esetén a kétszikűre ható herbicid a védett sziklagyeptársulás egyszikű fajait még direkt diszpozíció esetén sem károsítja.

❑ Szelektivitási kritérium az alkalmazástechnika esetén

Célunk a célnövényzet herbicidet abszorbeáló felületén (levélfelület, kéreg, kérgen ejtett sebek, injektáló furat) kívüli diszpozíció minimalizálása, ezért a technológia kiválasztásakor törekedni kell a permetezés-sel járó cseppspektrum szűkítésére (kisméretű cseppek elsodródhatnak, nagyméretű cseppek leperegnek a levélről), a különböző árnyékoló tölcsek, lemezek használatára, a kenési technológiák alkalmazására, a fásszárú növények zárt injektálására. Ezzel szorosan összefügg az irtandó növényzet magassága is. 40–60 cm-es magasság felett akaratlanul is nagyobb mennyiségű herbicid sodródik le a célfelületről, illetve túl alacsony növényzetnél jut a talajfelszínre.

□ *Optimális fenológiai fázis kihasználása*

Általánosságban elmondható, hogy lágyszárúak esetében az intenzív növekedési, fásszárúak esetén az őszi időszak (a tápanyagoknak a gyökér felé történő intenzív áramlásának időszaka) optimális a herbicides kezelés elvégzésére. Ez bizonyos biotikus környezeti tényezők hatására módosulhat (például száraz, kis termőtalajú dolomitsziklagyepeknél a bálványfa elszárad a nyár végére).

□ *A terület aszeptusainak ismerete, a szenzitív védendő növények életciklusának, illetve a terület állatvilágának figyelembevétele*

Az elsodródásból adódó, célnövényzetén kívüli esetleges növénypusztulás megelőzése érdekében ismerni kell a terület növényállományának időbeli változását. Arra kell törekedni, hogy a védett növények többsége lehetőleg nyugalmi stádiumban legyen. A kezelés időzítésénél a kezelni kívánt területen, illetve annak közvetlen közelében fészkelő madarak és egyéb állatok nyugalmának biztosítását is fontos szempontként kell figyelembe venni.

□ *Nem vegyszeres beavatkozások integrálása a kockázatok csökkentése céljából*

Abban az esetben, amikor a vegyszeres kezelés obligát a célnövény elpusztítása céljából, a növényállománynak megfelelő fejlettségűnek kell lennie. Ez üde termőhelyen levő bálványfasarjak esetén a nyár közepén teszi szükségessé a mechanikus levágást, annak érdekében, hogy az őszi időszakban alkalmazott sarjpermetezéskor, illetve sarjkenéskor ne kelljen többméteres egyedeket kezelni.

□ *A növényvédő szerek környezeti viselkedésének és ökotoxikológiai paramétereinek ismerete*

A gyomirtó szerek lebomlási sebességének, mobilitásának, vízdoldékonyságának, bioakkumulációs képességének, a talajéletre, a szárazföldi és a vízi élővilágra gyakorolt hatásának ismerete, különösen a védett területeken végzett kezeléseket esetében nagyon fontos. A hatóanyag megválasztásánál összhangot kell találni a szelektivitás, a hatástartam és a lebomlási folyamatok között. Ismerni kell a bomlástermékek kémiai tulajdonságait, az élő szervezetre kifejtett hatásukat. Az optimális készítmény a vegetációs időszakig ható, majd gyorsan, teljes mértékben lebomló gyomirtó szer lenne, azonban a fenti szempontoknak tel-

jes mértékben megfelelő készítmény jelenleg alig található a forgalomban levő készítmények között.

□ *Másodlagos ökológiai hatás ismerete*

Ha bármilyen növényt növekedésében gátolunk, ún. másodlagos ökológiai hatásként ismert jelenség lép fel, az élőhely, a táplálékforrások, a fény és egyéb kondíciók megváltozása miatt. E kockázati tényezőt előzetes tapasztalatok szerint csupán csökkenteni lehet, kiküszöbölni nem. A jelenség általános, nem korlátozódik az inváziós növények mentesítési folyamataira.

□ *A herbicid dózisának csökkentése*

A hivatalos engedélyokiratokban szereplő, elsősorban mezőgazdasági, kertészeti és esetenként erdészeti kultúrákban alkalmazott dózisok csupán irányadó dózisként szerepelhetnek, mivel az inváziós növények többségét nem vizsgálták érzékenység szempontjából.

Speciális technológiáknál, amilyen például a fainjektálás, nem léteznek hivatalosan közölt és elfogadott dózisok, ezért célszerű dóziszvizsgálatokat végezni.

Az általános permetezéstechnikai irányelvek figyelembevételével csökkenthetjük a herbicidek dózisát és a környezetterhelést. Ilyenek például a lágyszárú víz, a nem ionos felületfeszültség-csökkentő adalékok (HYSFRAY, BIOFILM, NONIT, NONION) alkalmazása, ammónium-nitrát oldása permetvízben *glifozát* hatóanyagú készítmények használatakor, természetes vagy permetezéstechnikai olajok, hatásfokozók használata.

□ *Előzetes hatástanulmányok készítése*

Figyelembe véve az élőhelyek különbözőségét, feltétlenül szükség van egy megelőző, számos szempontra kiterjedő, rövid természetvédelmi hatástanulmány elkészítésére, ami főképp a nagyobb területet érintő kezelések esetében bizonyulhat hasznosnak. Ezt mind a célnövényzet, mind a területen uralkodó élőhelytípusok figyelembevételével célszerű elkészíteni. Az értékelésnél át kell tekinteni a különböző technológiák előnyeit és hátrányait, a természetes vegetáció zavarásának mértékét, a készítmény szelektivitását, illetve a honos növényzet mentesítést követő visszatelepülésének lehetőségét.

□ *A herbicides kezelés integrálása a közép-, illetve hosszú távú élőhely-rekonstrukciós folyamatokba*

A kémiai beavatkozásnak az élővilág természetes folyamataitól független értékelése egymagában is kockázati tényező. A sikeres kezelés után ugyanis semmi sem szavatolja, hogy néhány év múlva nem települ vissza a területre az inváziós növény (lásd másodlagos ökológiai hatás). Sajnos, az általános költségvetési gyakorlatban szereplő rövid távú projektek finanszírozása nem veszi figyelembe a szukcessziós folyamatok hosszát és irányíthatóságát. Például az inváziós növényektől már megszabadított sziklagyepek, legelőerdők legeltetése, az inváziós fásszárúaktól megtisztított erdőterületek, folyópartok honos fajokkal való erdősítése, majd az erdő ápolása éppoly fontos feladat, mint a vegyszeres kezelés elvégzése.

□ *Szomszédos területekről érkező inváziós nyomás*

Az előző pontban szereplő időbeli integritáshoz hasonlóan fontos szempont a kezelések térbeli integrálása. A természetben nem léteznek telekhatárok, így a nem vagy nem megfelelően kezelt szomszédos mezőgazdasági, erdészeti vagy lakóterületekről továbbra is szóródhatnak be pl. a bálványfa magjai, ezért ilyen tényezőket is figyelembe kell venni az adott élőhely-rekonstrukció kivitelezésénél.

A glifozát hatóanyag alkalmazásáról általában

A *glifozát* szisztémikus herbicid, amely hatását a növények enzimrendszerének blokkolásán keresztül fejti ki. A gyomirtó szer a növények levézetén és egyéb zöld részein keresztül kerül felvételre, ahonnan az egész növénybe és a gyökérzetbe transzlokálódik. A hatóanyag az egy- és kétszikű fajokat egyaránt irtja, a talajon és az üledékben gyorsan bomlik, a vadon élő állatokra nézve viszonylag kis környezeti kockázatot képvisel.

A hatóanyagot tartalmazó készítmények köre viszonylag széles (megközelítőleg húsz), és számos hazai növényvédőszer-forgalmazó kínálatában szerepelnek.

A készítményeket kisebb állományok esetében kenési, míg kiterjedtebb állományok esetében hāti permetezőgéppel javasolt kijuttatni. A hatóanyag alkalmazása során minden esetben követni kell a hivatalos en-

gedélyokirat és a címketerv előírásait, valamint viselni kell a fenti anyagokban megnevezett védőruházatot. A kaukázusi medvetalp esetében további védőruházat viselése is szükséges lehet.

A tünetek a növényzeten a kezelést követően 2-6 héten belül jelentkeznek, ismételt kezelésre kizárólag abban az esetben lehet szükség, amennyiben a tünetek a fenti ideig sem figyelhetők meg.

Érdemes megjegyezni, hogy a kémiai védekezés elvégzése egyben nem jelent teljes megoldást. A *glifozát* hatóanyagú készítménnyel elvégzett beavatkozást követően, a kezelt növényzet elszárad, kóró formában visszamarad, amelynek zúzása, megsemmisítése (összegyűjtése és esetleges égetése) szintén szükségessé válhat. A védekezést követően az inváziós fajoktól mentesített területeken gondoskodni kell az adott terület adottságaihoz alkalmazkodó őshonos növényzet (fűfélék, bokrok) visszatelepítéséről, mivel ellenkező esetben az özönfajok ismétlen elfoglalhatják a kiüresedett élőhelyet. A telepítendő fajok megválasztásához segítséget nyújthatnak a területileg illetékes természetvédelmi szervek.

Fontos további szempontok a kémiai védekezés során és azt megelőzően

- ❑ A tervezett kezelés megkezdése előtt vegyük fel a kapcsolatot a területileg illetékes szervekkel (nemzeti park igazgatóságok, megyei növény- és talajvédelmi szolgálatok), amelyek segítséget nyújtanak a kezelendő terület adottságaihoz legjobban alkalmazkodó – természet- és környezetvédelmi, vízbázisvédelmi, valamint további szempontokat kielégítő – technológia kiválasztásában.
- ❑ A címkeszöveget figyelmesen el kell olvasni a kezelés előtt, az abban szereplő előírásokat maradéktalanul be kell tartani.
- ❑ A kezelni kívánt területre csak a kezeléshez szükséges vegyszermennyiséget vigyük magunkkal, és ügyelni kell a töltéskori csurgás és esetleges elfolyás megelőzésére.
- ❑ A növényvédő szerek tárolásánál, felhasználásánál és a kiürült csomagolóeszközök elhelyezésénél követni kell a hatályos jogszabályok előírásait.

Néhány fontos inváziós faj bemutatása

Amerikai kőris

(*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.)

CSISZÁR ÁGNES, BARTHA DÉNES

Taxonómia

Az *Oleaceae* családba tartozó *Fraxinus* nemzetségbe lombhullató fák, ritkán cserjék tartoznak. A mintegy hatvanöt faj nagyjából Kelet-Ázsia és Észak-Amerika mérsékelt égövi részén nő. A nemzetségen belül nagymértékű taxonómiai differenciálódás tapasztalható, ezért a fajokat két szekcióba (*Ornus* = virágos kőrisek és *Fraxinaster* = valódi kőrisek) sorolják.

Az amerikai kőris az utóbbi szekcióba tartozik. Európában négy kőrisfaj (*F. ornus*, *F. excelsior*, *F. angustifolia*, *F. pallisiae*) honos, rajtuk kívül az észak-amerikai eredetű *F. americanát* ritkábban ültetik. Az utóbbi elvadásása nem ismert. (Megjegyzendő, hogy a régebbi – elsősorban erdészeti – szakirodalomban gyakran tévesen a *F. americana* nevet használták az amerikai kőrisnél is.) Az amerikai kőrist más néven vörös kőrisnek is nevezik, angol neve: green ash, német neve: Rotesche.

A szekciók fajai, illetve az észak-amerikai és az európai fajok között hibridek nem keletkeznek, viszont szekción és földrészen belül a hibridizáció megfigyelhető.

Morfológiai jellemzés

Rendszerint 25 m-nél magasabbra nem növe fa. Állományban karcsú, csúcsig követhető sudaras törzset nevel, a villásodás nem jellemző rá. Koronája ilyenkor keskeny, ágai vékonyak. Szabad állásban viszont a törzse rövid, hengeres, koronája széles, ágai nagyjából csüngők. A magas és a magyar kőrisrel ellentétben a kérge hamar repedezik, a

hosszanti irányban repedezett barna héjkéreg repedései keskenyek, kéregcserepei lapos hátúak. Kezdetben karógyökérzete van, majd sekélyen elhelyezkedő, terjedelmes szívgyökérzetet fejleszt. Vesszeje vastag, világosszürke, rügymagasságban csak kissé ellaposodó, míg a magas és a magyar kőrisnél erőteljes az ellaposodás. Ennek megfelelően az amerikai kőrisnél a levélpárna kevésbé, míg a másik két fajnál erősen kiugró. Hónaljrügyei tojásdadok, a magas és a magyar kőris félgömbös hónaljrügyeinél nagyobbak. Rügypikkelyei rozsdabarnák és molyhosak, de a rügypikkely színe – amely sokak számára a kőriseknél szinte az egyetlen differenciális bélyeg – nem lehet döntő a határozásnál, ugyanis a magyar kőrisnek és esetenként a virágos kőrisnek is lehet hasonló színű rügye. Az amerikai kőrisre jellemző, hogy a keskeny, félhold alakú levélripacson az edénynyaláb-végződésék szögletesek. Hajtása fénytelen, a páratlanul szárnyalt levelek 20-25 cm hosszúak, rendszerint hét, ritkán kilenc levélkéből összetettek. A tojásdad vagy lándzsás tojásdad levélkéek 7-10 cm hosszúak, 3-5 cm szélesek, a hazai kőrisek levélkéihez képest nagyobbak. A levélkéeknek rövid nyele van, amely az őshonos kőriseink közül csak a virágos kőrisre jellemző. A levélke lemeze vékony, papírszerű, a fonákon a főér nem rozsdásan szőrös, míg a vele összetéveszthető virágos kőrisnél a levélke lemeze vastag, bőrszerű, a fonákon az alap táján a főér rozsdásan szőrös. Lombozata laza, de a magas és a magyar kőrisénél – a nagyobb levélkéek miatt – valamivel tömöttebb.

Kétlaki, míg a honi kőrisek poligámok. Porzós virágai zömök, termős virágai nyúlánk levélhónalji bugában nyílnak. Levélhónalji buga virágzata őshonos kőriseink közül csak a magas kőrisnek van. Tőle és a levélhónalji fürtvirágzatú magyar kőristől is egyértelműen elkülönül a harang alakú, négytagú, forrt csészékkal, mivel az a magas és a magyar kőrisnél is hiányzik. Pártája nincs.

Lependék termése csüngő bugákat alkot, a nőivarú egyedek ennek alapján könnyen felismerhetők. A termés 35-70 mm hosszú, alapja felé egyenletesen keskenyedő, a csúcs lekerekített vagy kicsípelt, sárgás színű. A makkocska alapjánál csészemaradvány látható. A mag – a virágos kőrishez hasonlóan – hengeres, de kétszer olyan hosszú (15-25 mm). A magyar és magas kőris esetében a lependék szárnya a makkocska alapjáig fut le, és a makkocska lapos, míg az amerikai (és virágos) kőrisnél a szárny legfeljebb a makkocska feléig fut. A virágos kőris hasonló felépítésű termése vörösbarna és feleakkora, mint az amerikai kőrisé.

Változatossága

Hazánkban elsősorban az elterjedési terület északi részéről származó változatok terjedtek el, amelyek egymással könnyen kereszteződnek, és a különféle jellegek keveredésével szinte teljes hibridsor található a szőrös és a kopasz típusok között. Ehhez hozzájárult az is, hogy a szaporítóanyagot elsősorban a parkokban található fákról szedték, ahol a hibridizáció lehetősége nagyobb, mint az állományok fái esetében.

A hazánkban előforduló változatok:

□ Északi vörös kőris (*F. pennsylvanica* var. *austini*)

Vesszeje és hajtása vékonyabb, a levélgerinccel együtt szőrös, levélkéi tojásdad lándzsásak, világoszöldek, alig fénylők, fonákukon hosszan szőrözöttek, a végálló levélke nem feltűnően nagyobb. Lombozata ősszel sárgára színeződik, korán hullik.

□ Zöld kőris (*F. pennsylvanica* var. *subintegerrima*)

Vesszeje és hajtása vastagabb, a levélgerinccel együtt kopasz, levélkéi tojásdadok, élénkzöldek, fényesek, kopaszok, a végálló levélke feltűnően nagyobb. Lombozata ősszel sárgára, sárgásbarnára színeződik, később hullik.

Származása, elterjedése

Hazája az atlantikus Észak-Amerika, ahol elterjedési területe Új-Brunswicktól és Dél-Ontariótól a Mexikói-öbölíig, illetve nyugaton a Sziklás-hegységig nyúlik. Az Észak-Amerikában élő kőrisfajok közül ez a faj hatol a legészakabbra. Nagyobb tömegben a sík és dombvidékek folyóvölgyeiben, illetve a tavak partvidékén nő. A nagy elterjedési területen belül számos változata és klímátípusa alakult ki.

Az Észak-Amerikából származó kőrisek közül a *F. americana* került először Európába (1724), míg a *F. pennsylvanica* var. *austini* 1780 körül, a *F. pennsylvanica* var. *subintegerrima* pedig 1820 táján jelent meg földrésznünkön.

Az 1900-as évek elején a puhafás (fűz-nyár) ligeterdőket próbálták keményfás állományokká átalakítani az amerikai kőrisrel, az 1950-es évektől pedig az ártéri nemes nyárasok második lombkoronaszintjét alakították vele. Az amerikai kőris első szakirodalmi említése 1950-ből származik.

Hazánkban a nyugati határszél és a középhegységek kivételével általánosan elterjedt, előfordulásának súlypontja a folyóvölgyekre, a lápterületekre és a szikesekre koncentrálódik. Területaránya 0,4%, ez a faállománnyal borított területből csaknem 6 ezer hektárt jelent. (Megjegyzendő, hogy ez az adatsor az erdészeti üzemtervekből való, amikor is az 5%-os elegyaránynál nagyobb értékű fajok kerülnek be a statisztikába.)

Az amerikai kőris 1% feletti előfordulása a következő tájegységekre jellemző: Szigetköz, Hanság, Rábaköz, Muraköz, Kis-Balaton, Ormánság, Mohácsi-sziget, Sárköz, Gemenc, Solti-sík, Sárrét, Velencei-tó környéke, Zámolyi-medence, Tiszazug, Bodrogköz, Tiszahát, Maros-Körös köze, Kis-Sárrét.

Életciklus, életmenet

Életciklusváltása igen gyors, termést szabad állásban már hat-hét, zárt állásban tíz-tizenöt éves korától hoz, utána évről évre bőségesen terem. Fiatalkori növekedése gyors, ekkor az egyéb fafajokat könnyen kiszorítja. Csírcsometéje már az első őszön 30-35 cm-es magasságot ér el, utána magassági növekedése évente átlagosan 1 m. Növekedése húszéves kora körül lelassul, magassági növekedését 30-35 éves korára befejezi. Vastagsági növekedése elmarad a magyar és a magas kőrisé mellett. Átlagos termőhelyen a magassága 15-20 m, jó vízellátású termőhelyen 30 m is lehet. Rövidebb életű fafaj, a nyolcvan évnél idősebb egyedek ritkák.

Az amerikai kőris általában 8-10 cm-es törzsátmérő elérésekor kezd virágozni. A hímivarú egyedeken a virágrügyek néhány nappal hamarabb kezdenek növekedni, mint a nőivarú egyedeken. A pollenszórás kb. három napig tart, a virágpórt a szél szállítja az anyanövény 60-90 m-es körzetében. A bibe rögtön éretté válik, miután kiemelkedett a rügyből, ez utóbbi folyamat kb. egy hétig tart. A termős virágok és a fiatal termések a késő tavaszi fagyokra rendkívül érzékenyek. A meg nem porzott vagy inkompatilis pollennel beporzott virágok egy hónapon belül lehullnak. A megporzás után egy hónappal a termős virágokból fejlődött termések elérik az érett termésekre jellemző nagyságot, noha az embrió növekedése és fejlődése csak szeptember végére, illetve október elejére fejeződik be. A lependék színének változása (zöld – sárga – barna) addig tart, míg a termés teljesen meg nem ér. Mihelyt

a termések megértek, elkezdnek hullani. Többnyire a széllel szállítódnak, bár az anyanövénytől nem nagy távolságra. A magvakat a víz is szállíthatja, de hosszú távon a víz szerepe jelentéktelen.

Lombfakadás előtt, áprilisban virágozik, termése szeptemberben érik, tél elején, novembertől hullik. A mag két-három évig őrzi meg a csíráképes-ségét. Ezer magjának tömege 25-30 g. Lombosodása május első felében következik be, később fakad, mint a magas és a magyar kőris. A csíranövény szikleveleit a talaj színe felé emeli (epigeikus csírázás), a sziklevelek lándzsásak, egy középerűek (szemben a juharok három „középerével”), az oldalerek szárnyasak. A sziklevelek rendszerint az egész nyáron át megmaradnak. Az első lomblevelek egyszerűek, fűrészszélűek, ék vál-lúak, a második lomblevelek hármásak, a többi már páratlanul szárnyalt.

Tőről jól sarjad, gyökérsarjakat nem hoz. Az amerikai kőris vegetatív és generatív szaporodás révén is képes regenerálódni, bolygatás után bő-ségesen hoz sarjakat és magot. Minden évben sok termést érlel, amelyek a szél és a víz segítségével messzire szállíthatódnak. Ha a fa tetejét eltá-volítják, a károsodásra gyors sarjképzéssel reagál, különösen akkor, ha kisebb átmérőjű egyedről van szó. A sarjképző képesség a fa korától és a törzsátmérőtől függ. A károsítást követően a növény könnyen hoz gyökfő- és tuskósarjakat is, izolált környezetben inkább sarjakkal, mint maggal terjeszkedik. Az amerikai kőris csemete- és rudas állapotban is könnyen sarjadzik, több sarjból álló csokrokat eredményezve.

Az amerikai kőris a tüzet meglehetősen jól tolerálja, képes a tűzhöz adaptálódni és utána regenerálódni. Ha a tűz elég intenzív, a fiatalabb fákat megégetheti, mivel azok viszonylag vékony kérgűek. Ha a főszár megsérül, a növény járulékos rügyek révén gyorsan gyökfősarjakat hoz. Kisebb tűz esetén a lombkoronában levő, illetve a szél és víz által odaszállított magokkal regenerálódik. A tűzre való reakció és regenerálódási idő természetesen függ a tűz intenzitásától, gyakoriságától, a növény korától és az adott évszaktól.

Termőhelyigény

Melegkedvelő faj. Elterjedési területének északi részén a nyáron felme-legedő síkságokat részesíti előnyben. Melegigénye miatt hazánkban el-sősorban a sík vidékeken található meg, nem szereti a hideg éghajlatú

területeket. Nálunk a kontinentális éghajlat szélsőségeit nagyon jól elviseli. A korai és késői fagyoknak jól ellenáll. Az északi típusok (var. *austini*) a rövidebb vegetációs időszakhoz alkalmazkodtak, ezért lombjukat ősszel korán levetik. A zöld kőris (var. *subintegerrima*) a tapasztalatok szerint jobban bírja az extrém termőhelyeket.

A talajok tápanyagkészlete iránt nem különösen igényes. Kerüli az Alföld szárazabb és tápanyagokban szegényebb homoktalajait, de a szikes talajokon – só-tűrése révén – jól megered, ám az eleinte gyors fejlődése megtorpan, és később száradásnak indul. Nem szereti a túl kötött agyagtalajokat sem.

Vízigényes, a félnedves-nedves vízgazdálkodású termőhelyeken érzi jól magát. Optimális termőhelye az árterek mély termőréttegű öntéstalajai. Víz-tűrése kiváló, a nyári időszak hosszan tartó elöntéseit is jól elviseli, ha a víz mozgásban van. A nagy árvizeket (pl. az 1965-ös nagy dunai árvizet is) könnyen átvészeli. Fiatalabb korában különösen nagy a termőhelytűrő képessége, a tápanyagokban szegény, változó vízgazdálkodású termőhelyeken is megél. Ilyenkor viszont a sekélyen futó gyökérzete nem tudja ellátni a szükséges nedvességgel, emiatt ezeken a termőhelyeken nagyon gyengén növekszik. Fényigényes faj, a fajoknál szokásos fiatalkori árnytűrése azonban hosszabb ideig tart, mint a magas és a magyar kőrisnél.

Biotikus interakciók

Az amerikai kőris esetleges allelopatikus hatását CSISZÁR Á. a fehér mustár magjainak csíráztatásával vizsgálta. A hazánkban előforduló két változattól (*F. pennsylvanica* var. *austini*, *F. pennsylvanica* var. *subintegerrima*) vizes kivonatot készített, és az ezzel öntözött, szobahőmérsékleten csíráztatott magvak csírázási százalékát a hatodik napon kiértékelte. A vízzel öntözött magok (kontroll) 98%-a csírázott ki, míg a *F. pennsylvanica* var. *austini* kivonatóval öntözött magok esetén 76, a *F. pennsylvanica* var. *subintegerrima* kivonatóval öntözött magok esetén pedig 67 volt a csírázási százalék. Mindez az amerikai kőris allelopatikus tulajdonságára enged következtetni, amelynek meglétét azonban terepi körülmények között is igazolni kell.

Az amerikai kőris levelében és zöld hajtásában több kumarintartalmú vegyület van, mint a magas és magyar a kőrisében, ezért a lombfogyasztó rovarok szinte teljesen elkerülik. A *Tomostethus nigritus* FABR. nevű levéldarázs és a kőrisbogár (*Lytta vesicatoria* L.) azonban helyenként akár tarágást is okozhat. A leveleket pontszerűen rágja, kivázasítja a gyakran tömegesen előforduló kőris-gömbormányos (*Stereonychus fraxini* DEG.). A kőris-gubacsatka (*Eriophyes fraxinivorus* NAL.) a virágzatban barnás, „karfiolszerű” gubacsokat idéz elő. A *Pseudargyrotoza conwagana* FABR. lepkefaj lárvája a természetben fejlődik, nem gyakori. Elsősorban a száraz termőhelyeken tenyésző egyedek törzsét károsítja gyakran a kis farontó-pille (*Zeuzera pyrina* L.), ritkábban a nagy farontó-lepke (*Cossus cossus* L.). Gyakori szűfaja a *Leperesinus fraxini* PAN. és a *Hylesimus crenatus* FABR., amelyek egyes vélemények szerint a kőrisrák kialakulásában is szerepet játszanak. A kőrisrák kórokozója a *Pseudomonas syringae* baktérium, amely gyakorta károsítja a törzseket. A táplófélék közül a *Ganoderma applanatum* (PERS.) PAT. és a *Perenniporia fraxinea* BULL. ex FR. fordul elő rajta.

A gyakran és sűrűn felverődő újulatát előszeretettel rágja – különösen télen – a gímsszarvas. A hántáskártól viszont csak fiatalabb korban szenved, mert a magas és a magyar kőrishez képest hamarabb cserepededik a kérge. A túltartott nagyvadállomány télen a fiatal amerikai kőrisek törzsét fehérre hántja (pl. Alsó Duna-ártér), a fiatal egyedek törzsét a nyúl is károsítja.

Amerikában számos rovar táplálékául szolgál az amerikai kőris, amelyek közül az egyik legfontosabb a *Lepidosaphes ulmi* L., amely a magoncokat és a fiatal fákat nagymértékben károsítja. A *Prionoxystus robiniae* PECK. a tuskók és a vastagabb ágak gesztjébe hatol be, így elősegíti a gombák megtelepedését. Alkalmanként a *Tomostethus multinctus* ROH. és a *Tethida barda* SAY. is nagy károsodásokat okozhat. A *Podosesia syringae* HAR. bármely méretű fa faanyagát károsíthatja, ezáltal növeli a mortalitást. A *Mycosphaerella fraxinicola* gomba levélfoltosodást idéz elő, amely a fiatal fák idő előtti lombohullására vezethet. A *Gloeosporium aridum* ELL. et HOLW. szintén kiválthatja az utóbbi ártalmat. A *Puccinia peridermiopora* által okozott rozsda torz virágok és csökevényes ágak kialakulását eredményezi. Az amerikai kőris vezikuláris-arbuszkuláris mikorrhizájú.

A faj gazdasági jelentősége

Az amerikai kőris fája hazájában kemény, erős, szilárd, rugalmas, sárgás színű, széles, fehér szíjácscsal. Fajsúlya mérsékelt nagy, nedveségtartalma kicsi. Faanyaga a magas és a magyar kőrisénél értékeletlenebb, kevésbé keresett. Egyes felhasználók ezért a két faj faanyagát elkülönítik, míg mások együtt dolgozzák fel.

Amerikában az amerikai kőrist sok területen hasznosítják: a bútorgyártásban hajlított székeket, konyhabútorokat és ülőlapokat készítenek belőle. A sportszeriparban elsősorban rugalmas tulajdonsága miatt alkalmazzák: baseballütő, evező, teniszütő, hokiütő, sitalpak és síbot gyártásában.

A közlekedési eszközöket illetően például autók és repülők tartószerkezete, vasúti kocsik, repülőpropeller, hajó és csónak készül belőle. Alkalmazzák még a tej-, a baromfi- és játékiparban dobozok, kosarak, raklapok, parketta gyártásához, valamint gazdasági faként (kerítés, ól, szerszámnyelek).

Kultúrváltozatait városokba, parkokba ültetik aranysárga őszi lombszínéződése és a városi környezet (tápanyagszegény talaj, téli sózás) tűrése miatt, az idős egyedek felszíni gyökerei azonban az aszfalt felgömbítésével gondot okozhatnak.

Erdészeti célú szaporítóanyagként 2002-ben 42 500 db csemetét termeltek. Az Országos Mezőgazdasági Minősítő Intézet 2001-es adatai szerint az adataikat közlő, kertészeti célú szaporítóanyagként amerikai kőrist nevelők száma tizenhárom. A forgalmazott növények közül 9700 magcsemete, a többi nevelés alatt levő anyag: 200 edényes, 7300 facsemete, 2200 tovább nevelt fa. Ezenfelül még a következő változatok elérhetők: *Fraxinus pennsylvanica* 'Bergeson', *Fraxinus pennsylvanica* 'Patmore', *Fraxinus pennsylvanica* 'Urbanite', *Fraxinus pennsylvanica* 'Zundert' (a termelők száma: hat, mennyiség: nyolcszáz facsemete és hatszáz tovább nevelt fa).

Az indiánok az amerikai kőrisnek minden részét felhasználták. Gyökereiből sárga, kérgéből vörös festéket készítettek. Kérgét széles körben alkalmazták gyógyászati célokra: belsőleg depresszió, kimerültség, gyomorgörcs ellen, valamint vízajtóként, epeajtóként és hánytató-

ként, külsőleg sebek, sérülések, szúrás, gyulladás, rovarcsípés és kígyómarás gyógyítására. Magjának afrodisziákus hatást tulajdonítottak. Fájából bútort, kerítést, cölöpöt, ládát, állványt, kenut, csövet, íjat, nyilat, éket, dobot készítettek. A sziúk az amerikai kőrist kultikus célokra is felhasználták.

A faj természetvédelmi jelentősége

Hazánkban az amerikai kőrissel szemben támasztott lelkesedés hamar lelohadt. Az ártereken való ültetése, a nemes nyárasok alátelepítése során bebizonyosodott, hogy a kezdeti gyors növekedése fiatalon lelassul, és az egyéb nemes, kemény lombú fafajok (pl. kocsányos tölgy, magas és magyar kőris, mezei szil) jóval nagyobb fatermést adnak. Hazai tapasztalat szerint a faanyaga minőségben elmarad az őshonos kőrisekétől, ipari felhasználása elsősorban a szerszámnyélgyártásra korlátozódik.

Régebben mezővédő erdősávokba is telepítették, mert gyors növekedése és nagy lombtömege révén hatásos védelmet nyújtott. Mivel csemetenevelése könnyű, az átültetést három éves koráig jól bírja (jobban, mint a magas és a magyar kőris), ezért az erdőn kívüli fásításokban is jobban elterjedt.

Megjegyezendő, hogy a XIX. század végén, XX. század elején a hazai erdészeti szakirodalomban sok, az amerikai kőrist dicsőítő írás jelent meg.

Az amerikai kőris folyóink mentén, az ártereken országszerte megjelenik más adventív növények, például a gyalogakác és a zöld juhar társaságában. Egyedszáma és az általa okozott természetvédelmi probléma súlyossága területenként változó. Különösen azokon a területeken fordul elő nagy egyedszámban, ahol előzőleg telepített állománya volt.

Természetvédelmi kezeléssel kapcsolatos ismeretek

Általánosságban elmondható, hogy a faj visszaszorítása hosszú időt igényel, és főleg mechanikai úton történik. Az amerikai kőrist a neve-

lővágások során kiveszik, a termős egyedeket kiirtják, véghasználat után sarjait leverik, felújítást nem végeznek vele. A sorokba spontán módon bevetődött magoncokat az ápolás során eltávolítják. Jelenleg vegyszeres kezelésre a területek védettsége és a faj hullámtereken történő előfordulásának köszönhetően általában nem kerül sor.

Bibliográfia

Taxonómia: GENCSI – VANCSURA (1992). **Morfológia:** BARTHA (1997, 1999), GENCSI – VANCSURA (1992). **Származása, elterjedése:** BARTHA – MÁTYÁS (1995), BUGALA (1956), PRISZTER (1997). **Életciklus, életmenet:** BARNES (1985), GIRARD – GOETZ – BJUGSTAD (1987), GIRARD et al. (1984), HOSIE (1973), HURST – BOURLAND (1980), JONSON (1975), KENNEDY (1972, 1977), MÁTYÁS (1951), MYERS – BUCHMAN (1984), SEVERSON – BOLDT (1977), WASSER (1982), WRIGHT (1959), WRIGHT (1965). **Termőhelyigény:** BARTHA (1997, 1999), MAGYAR (1960), PÉCH (1903). **Biotikus interakciók:** WRIGHT (1959, 1965), SOLOMON (1975). **A faj gazdasági haszna:** BONNER (1974), CLARK (1954), FITZGERALD et al. (1975), GIRARD (1985), ORSZÁGOS MEZŐGAZDASÁGI MINŐSÍTŐ INTÉZET (2001), TALBERT – HEEREN (1979), VAN DEUSEN – CUNNINGHAM (1982), WASSER (1982) WRIGHT (1959, 1965). **Természetvédelmi jelentőség:** KÓRÓDI (2001), MAGYAR (1960), **Kezelés:** KÓRÓDI (2001).

Irodalomjegyzék

- BARNES, W. J. (1985): Population dynamics of woddy plants on a river island. *Canadian Journal of Botany* **63**:647-655.
- BARTHA D. – MÁTYÁS Cs. (1995): *Erdei fa- és cserjefajok előfordulása Magyarországon*. Saját kiadás, Sopron.
- BARTHA D. (1997): *Fa- és cserjehatározó*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- BARTHA D. (1999): *Magyarország fa- és cserjefajai*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- BONNER, F. T. (1974): *Platanus L. sycamore*. In: SCHOPMEYER, C. S. (ed.): *Seeds of Woddy Plants in the United States*. Agriculture Handbook No. 450. U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington, DC.
- BUGALA, W. (1956): Jesiony pólnočno-amerykanske uprawiane w

- Europie. *Rocznik Sekcji Dendroslogicznej P. T. Bot.* Vol. XI., Warszawa.
- CLARK, F. B. (1954): *Forest Planting on Strip-mined Land*. Technical Paper No. 141. U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Central States Forest Experiment Station. Columbus, OH.
- FITZGERALD, CH. H. et al. (1975): Characteristics and growth of natural green ash stands. *Journal of Forestry* 73:486-488.
- GENCSI L. – VANCURA R. (1992): *Dendrológia*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- GIRARD, M. M. et al. (1984): Upland hardwood habitat types in southwestern North Dakota. In: NOBLE, D. L. – WINOKUR, R. P. (eds.): *Wooded Draws: Characteristics and Values for the Northern Great Plains*. Symposium proceedings; 1984 June 12-13; Rapid City, SD. Great Plains Agricultural Council Publication No. 111. Rapid City, SD: South Dakota School of Mines and Technology, Biology Department.
- GIRARD, M. M. – GOETZ, H. – BJUGSTAD, A. J. (1987): Factors influencing woodlands of southwestern North Dakota. *Prairie Naturalist* 19(3):189-198.
- GIRARD, M. M. (1985): *Native Woodland Ecology and Habitat Classification of Southwestern North Dakota*. Dissertation. North Dakota State University, Fargo, ND.
- HOSIE, R. C. (1973): *Native Trees of Canada*. Canadian Forestry Service. Department of the Environment. Ottawa.
- HURST, G. A. – BOURLAND, T. R. (1980): Hardwood density and species composition in bottomland areas treated for regeneration. *Southern Journal of Applied Forestry* 4(3):122-127.
- JONSON, R. L. (1975): *Natural Regeneration and Development of Nuttall Oak and Associated Species*. USDA Forest Service, Research Paper SO-104. Southern Forest Experiment Station, New Orleans, LA.
- KENNEDY, H. E., JR. (1972): *Horizontal Planting of Green Ash Cutting Looks Promising*. USDA Forest Service, Research Note SO-147. Southern Forest Experiment Station, New Orleans, LA.
- KENNEDY, H. E., JR. (1977): *Planting Depth and Source Affect Survival of Planted Green Ash Cuttings*. USDA Forest Service, Research Note SO-224. Southern Forest Experiment Station, New Orleans, LA.
- KÓRÓDI S. (2001): *Invazív növényfajok fellépése a Rábaközi Erdészet területén*. Szakdolgozat. Nyugat-Magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar Növénytani Tanszék, Sopron.

- MAGYAR P. (1960): *Alföldfásítás I.* Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MÁTYÁS V. (1951): *Erdei magvak.* Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- MYERS, CH. C. – BUCHMAN, R. G. (1984): *Manager's Handbook for Elm-ash-Cottonwood in the North Central States.* Gen. Tech. Rep. NC-98. U. S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station, St. Paul, MN.
- ORSZÁGOS MEZŐGAZDASÁGI MINŐSÍTŐ INTÉZET (2001): *Díszfaiskolai termesztés Magyarországon.* Budapest.
- PÉCH D. (1903): *A külföldi fánemek hazánkban való telepítéséről.* Pátria, Budapest.
- PRISZTER SZ. (1997): A magyar adventívflóra kutatása. *Botanikai Közlemények* **84**:25-32.
- SEVERSON, K. E. – BOLDT, CH. E. (1977): Problems associated with management of native woody plants in the western Dakotas. In: Johnson, K L. (ed.): *Wyoming Shrublands.* Proceedings, 6th Wyoming shrub ecology workshop; 1977 May 24-25; Buffalo, WY.
- SOLOMON, J. D. (1975): Biology of an ash borer, *Podosesia syringae*, in green ash in Mississippi. *Annals of the Entomological Society of America* **68**(2):325-328.
- TALBERT, J. T. – HEEREN, R. D. (1979): Sex differences in green ash. *Southern Journal of Applied Forestry* **3**(4):173-174.
- TÓTH I. (1968): Az alsó Duna-ártér kőriseiről. *Az Erdő* **17**:503-508.
- VAN DEUSEN, J. L. – CUNNINGHAM, R. A. (1982): *Green Ash Seed Sources for North Dakota.* RM-236. U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, CO.
- WASSER, C. H. (1982): *Ecology and Culture of Selected Species Useful in Revegetating Disturbed Lands in the West.* FWS/OBS-82/56. U. S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, Western Energy and Land Use Team, Washington, DC. (Available from NTIS, Springfield, VA 22161; PB-83-167023)
- WRIGHT, J. W. (1959): *Silvical Characteristics of Green Ash.* U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, Upper Darby, PA.
- WRIGHT, J. W. (1965): Green ash (*Fraxinus pennsylvanica* Marsh.). In: FOWELLS, H. A. (ed.): *Silvics of Forest Trees of the United States.* U. S. Department of Agriculture, Agriculture, Washington, DC.

Bálványfa

(*Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle)

UDVARDY LÁSZLÓ

Taxonómia

Érvényes tudományos neve: *Ailanthus altissima* (MILL. 1786 sub *Toxicodendron*) SWINGLE 1916; társnevei: *Ailanthus peregrina* (BUC'HOZ 1783 sub *Albinoa*) BARKLEY 1937, *Ailanthus glandulosa* DESF. 1786, *Pongelion cacodendron* FARWELL 1930, DEG. 1937; angol neve: *tree of heaven*, német neve: *Götterbaum*

A rutavirágúak (*Rutales*) rendjének bálványfafélék (*Simaroubaceae*) családjába tartozó, főként elő- és hátsó-indiai, valamint távol-keleti elterjedésű *Ailanthus* nemzetségbe mintegy hét faj tartozik, amelyeknek egyetlen mérsékelt övi képviselője az *A. altissima*. A fossziliák tanúsága szerint a nemzetség a harmadidőszakban Észak-Kínától az Amur vidékéig, Japántól Észak-Amerikáig, valamint a Földközi-tenger vidékén és Közép-Európában is elterjedt volt.

Morfológiai jellemzés

A bálványfa magassága elérheti a 27 m-t, RAUNKIAER-féle életformája MM. Középszürke héjkérgét hosszanti irányban rövid repedések tarkítják. Fája könnyű és puha, a földben nagyon hamar elkorhad, a szaprobia gombák (például a taplók közé tartozó, szürkésfehér hasadtlemézű gomba, *Schizophylum commune*) a föld felett is gyorsan elbontják, ezért oszlopnak vagy karónak nem alkalmas. Fűtőértéke igen csekély. Egyéves vesszői vastagok, törékenyek, a keresztmetszet nagy részét kitevő szivacsos bélszövet világosbarna. A vesszők közép barnák, felülete tized milliméteres papilláktól bársonyos tapintású. A levélripacsok nagyok, tompán háromszögletűek, rügyeik aprók, félgömb alakúak. Friss hajtásai zöldesek vagy vöröslők, egy év alatt akár 3 m-t is növekedhetnek az első keményebb fagyokig. Leveleik hossza elérheti az 1 m-t; páratlanul, vagy ritkábban párosan szárnyasan összetettek, fejlettségüktől függően 13 – 41 levélkéből állnak. A levélké hosszúkás tojásdadok, ki-

hegyezett, ép szélűek, a jól fejlettek alul karéjosodók, válluk szélén olykor mirigyszerű duzzanat jelenik meg. A levélkék mindkét oldalát mikroszkopikus mirigyszőrök borítják, amelyek kellemetlen, leégett pörköltöz hasonló szagú illóolajat termelnek. Ennek fontos szerepe van a kártevőkkel szembeni ellenállóságban. Virágai kétfélék, hímnősek (ezekre proterogynia jellemző) és porzósak lehetnek, ezek külön példányokon fejlődnek, ezért a növény felemás kétlakinak nevezhető. A virágok 5-, ritkábban 6-tagúak, a csésze-, szírom- és termőlevelek száma öt vagy hat, a porzók két körben állnak, számuk 5+5 vagy 6+6. Termése lependécsomó, amelyből nem mindig fejlődik ki mind az öt vagy hat termés. A lependékek hosszában csavarodottak, az olajtartalmú, raktározó szikleveles mag középső részükön helyezkedik el, lehullás közben vízszintesen forognak, így a juharokkal vagy a hárssal ellentétben mozdulatlan levegőben is képesek oldalirányban haladni.

Száraz homoktalajon, viszonylag zárt állományban a bálványfa magas törzset nevel. Száraz városi környezetben vagy vidéki országút szélén magányos útsorfaaként a törzse már alacsonyabban elágazik. A BARKMAN (1988) növényi növekedési formarendszerére épített BAGI-féle (1994) határozókulcs alapján e kettő a *Quercoid* növekedési formának felel meg. Szélsőségesen száraz városi környezetben a talajtól mintegy 1,5–3 m magasságban elágazó, ernyőszerű koronát fejleszt. Minthogy ennek megfelelő növekedési forma a BAGI-féle határozókulcsban nincs, azt *Pineoidnak* neveztem el. Üde környezetben a törzs még alacsonyabban elágazik, a határozókulcs alapján erre a *Tilio-Fagoid*, a sarjtelepre pedig a *Cornoid* növekedési forma illik rá. Homoktalajon az ilyen sarjtelepek idővel zárt, félgömb alakú állománnyá alakulnak, belsejükben az 1–2 m²-es sarjmentes foltokat leszámítva áthatolhatatlan sűrűség alakul ki.

Származás, elterjedés

A kínai szakirodalom alapján a bálványfa a Jangce alsó folyása mentén (Hupej, Honan, Anhuj, Csiangszu; Hunan, Csianghszi és Csöcsiang tartományokban [1000–1800 mm évi csapadékmennyiség]) és Koreában őshonos, szinantróp elterjedése jelenleg a 22–43° északi szélesség között egészen az 1500–1800 m tengerszint feletti magasságig terjed. Jól tűri a szárazságot és a sovány talajt, kedveli a homokot, de nem vi-

seli el a tartósan nedves élőhelyet. Kissé savas, semleges vagy kissé lúgos, 0,6% sót tartalmazó talajban még megél. Északnyugat-Kínában a -35°C -os fagyokat is kibírja. Lössfennsíkokon és mészben gazdag tala-
jú hegyvidéki területeken pionír fajként viselkedik, bányá- és iparvidé-
keken erdősítésre és zöldterületi növényként alkalmazzák.

Vilgméretű elterjedése az 1740-es években kezdődött, midőn magva-
it egy Szibérián át vezető szárazföldi út során Párizsba szállították. A
régebbi szakirodalom alapján európai pályafutását 1751-ben London-
ban kezdte, és 1875-ben Párizsban már a platánfa pótlására ültették. Az
USA-ba szintén az 1700-as években került be, ahol először díszfaként
az északi városokban ültették. Manapság a nyugati félteke legnagyobb
részén elterjedt. A szubtrópusi és az északi mérsékelt övi területeken
gyakran ültetik, így egész Kelet-Ázsiában és Európában; Észak-Ameri-
kában Pennsylvania, Ohio, Wisconsin és Nebraska államokban teljesen
meghonosodott. Tulajdonságainak köszönhetően később minden föld-
részen elterjedt. Hegyoldalak, dűnék, kopárok fásítására és szélfogó-
ként Ausztriában, Olaszországban, Jugoszláviában, a Fekete-tenger
dűnéin, Délkelet-Európa és Kis-Ázsia száraz területein, valamint a haj-
dani Szovjetunióban telepítették. Szennyezett levegőjű iparvidékekre
és városokba való telepítése során kiváló iparvidéki és útsorfának bizo-
nyult. Fájának „jó tulajdonságai”, többek között nagy cellulóztartalma
miatt Ausztriában és Kelet-Európában, valamint Argentínában, Uru-
guayban, Indiában és Új-Zélandon erdészeti ültetvényekben telepítet-
ték. A bálványfa vilgméretű telepítése azt eredményezte, hogy szin-
antróp áréája jelenleg öt kontinens mérsékelt övi és mediterrán éghaj-
latú területeit foglalja magában. S. KOLTZ vázlatai alapján további
spontán előfordulása van Ausztráliában, Japánban, Észak-Afrikában
és Közép-Európában.

Első hazai adatait BARTOSSÁGH József közli 1841-ben és 1843-ban. Saj-
nálkozva írja, hogy Villányon, saját birtokán, a nagyharsányi Szár-
somlyó-hegy déli lábához telepített bálványfacsemetEI elfogytak. 1856-
ban Dél-Tirolban egy természetes erdőben bőven termő állományát ta-
lálták. SOÓ – JÁVORKA (1951) az Alföldön már meghonosodottnak írja,
CSAPODY – CSAPODY – ROTT (1966) szerint BEDÓ Albert régi javaslata el-
lenére kopárfásításra nem használható. SOÓ (1966) és BARTHA – MÁTYÁS
(1995) mellett SOÓ – KÁRPÁTI (1968) is jelzik gyakori elvadulását és ál-
lományokba való telepítését az Alföldön.

Életciklus, életmenet

Magja hosszú ideig megtartja csírákéességét. Csírázásához melegre és nedvességre van szüksége, az ehhez szükséges hőmennyiség a szabadban nálunk május végétől június elejétől áll rendelkezésre. Kerek sziklevei a talaj fölé emelkednek és fotoszintetizálnak. Megnyúlt hipokotilja az első gyökérelágazásnál hamar megvastagodik. Gyökereinek nagy része kevéssel a talajfelszín alatt tenyér-, majd legyezőszerűen elágazik, leggyakrabban egy meghatározott irányban terjeszkedik, néhány közülük megvastagszik és raktározó szerepet tölt be, amely a visszavágtott vagy visszafagyott részek regenerációjakor fontos. Ha föld feletti részei károsodnak, gyökereinek a talajfelszín közelében járulékos rügyek fejlődnek; az ilyen egyedek idővel sűrű sarjteleppé alakulnak. Várható élettartamát mindössze 130–150 évre becsülik, de olykor sokkal fiatalabb (30–50 éves) példányok is kipusztulnak, egyelőre tisztázatlan okok miatt. Az elpusztult törzsön és ágakon valamennyi esetben megjelenik a hasadtlemező gomba.

Lombfakadása átlagosan április elejére–közepére esik, kibomló hajtásai vörösesbarnák. Lombja idővel egyöntetűen zöldre színeződik, növekedése folyamatos, akár a fagyokig is eltarthat. Virágzata rendkívül dús buga, a virágok júniusban nyílnak, émelyítően nehéz illatúak, sok nektárt termelnek, ezért a bálványfát jó méhlegelőnek tartják. A termések elvirágzás után két héttel már kifejlődnek, augusztusra sárgára vagy vörösre (f. *erythrocarpa*) színeződnek, később barnára száradnak. A termés késő ősztől a következő tavaszig folyamatosan hullik. Ivartalan szaporodása a gyökereken kialakuló járulékos rügyekkel történik – a podagrafűhöz (*Aegopodium podagraria*), a selyemkóróhoz (*Asclepias syriaca*) és néhány szellőrózsához (*Anemone hepheensis*, *A. sylvestris*) hasonlóan –, amelynek idővel legtöbbször sűrű sarjtelep lesz az eredménye. A nyár vége felé fejlődő, arasznyi gyökérsarjak között neoténiás jelenség tapasztalható: a mindössze 10–20 cm-es sarjakon néhány virágból álló virágzat jelenik meg. Egy esetben már végleges méretét elérő, de még éretlen, zöld termést is megfigyeltem egy neoténiás sarjon, ez azonban a tél beállta előtt már nem tudott beérni.

Termőhelyigény

A bálványfa hazánkban főként a sík és a dombvidékeken elterjedt, középhegységeinkben ritkán található meg. Ha olyan helyekre telepítik, ahol abiotikus vagy biotikus tényezők nem gátolják, agresszíven terjed. Terjedésének abiotikus korlátja véleményem szerint az alacsonyabb évi középhőmérséklet, biotikus korlátja pedig az erős beárnyékolás. Ezzel összhangban van az a megfigyelésem is, hogy Erdélyben csupán a délnyugati városokban (Szászsebes–Şebeş, Ópiski–Simeria Veche, Déva–Deva, Kimpényszurdok–Câmpuri Surdoc, Arad) található szórványosan a telepített példányok kivadásaként, Aradon már viszonylag gyakori, hazánkban pedig Zalában és a középhegységek magasabb régióiban jóformán hiányzik (talán a 9°C-os évi középhőmérsékleti izoterma jelent számára határt).

Mivel széles ökológiai amplitúdója miatt legnagyobb tömegben településeken ültették, és, sajnos, még napjainkban is ültetik, elvadult példányaival és állományaival elsősorban városokban találkozhatunk. Városi környezetben a bálványfa a nem túl árnyékos, meleg területeket részesíti előnyben, gyakran látható réslakóként (járda, úttest és házfalak közötti résekben, murva és építési törmelék között, régi falakon), romos épületek környékén, gyárudvarokon, vasúti töltések oldalán; a városi zöldterületeken pedig sövények, díszcserjék védelmében, ott, ahol a közterület-fenntartó nem könnyen fér hozzá. Olyan résekben, ahol a felszín alatt a gyökérzet számára viszonylag nagyobb tér áll rendelkezésre, a megtelepedő példányok felnőnek, és ha kétivarúak, mintegy négy-öt éves kortól már dúsan teremnek is.

Településeken kívül utak mellé és erdészeti ültetvényekbe telepítették, ahonnan minden olyan területre behatol, ahol megfelelő hőmennyiség és fény áll rendelkezésére. A bolygatott környezetben kívül a bálványfa megtelepszik a zárt lombkoronaszinttel nem rendelkező természetes vegetációval borított területeken is (Buda–Sashegy, Nagyharány–Szársomlyó, Fót–Somlyó, Bölske–Gyűrűsi völgyrendszer, Káli-medence–Salföld; Pannonhalmi TVK–Sokoró, Tornai–karszt). Ezekben a területeken a bálványfa kezdetben szálanként, 0,5–1 m magas sarjak formájában jelenik meg, majd egyes példányai lassan felnőnek, és visszafordíthatatlanul megváltoztatják a növényzet összetételét, több esetben veszélyeztetve egy-egy ritka növényfaj természetes élőhelyét.

Biotikus interakciók

A bálványfa allelopátiájával kapcsolatban MERGEN (1959 ap. RICE (1984) beszámol arról, hogy a bálványfaállományokban szembetűnően lassú a szukcesszió, és hosszú idő elteltével is látszólag szegény vegetáció marad alattuk. Más növények megvágott szárfelületét az *Ailanthus altissima* levélgerincének és levélkéinek alkoholos kivonatával kezelve MERGEN gyors hervadást tapasztalt, a vizsgált harmincöt nyitvatermő és tizenegy zárvatermő közül csupán a *Fraxinus americana* bizonyult ellenállónak. HEGNAUER (1973) szerint a bálványfa hidrolizált levélkivonata a következő anyagokat tartalmazza: kvercetin, gallusz-sav, ellágsav, 0,2% izokvercetin, kempferol (= robigenin), p-kumársav, kaffersav, valamint 11,9% cserzőanyag, amely azonban nem cserzette az állati bőrt. HEGI (1924) szerint a rügyekben diasztáz előfordulása jellemző. A mag raktározott anyagai: 50% olaj, amelynek fő komponensei az olajsav és a linolénsav, valamint 12,5–27,6% fehérje. A mag keményítőt nem tartalmaz. HEISEY (1990) vizsgálatai alapján a bálványfa egy (vagy több) olyan agyagot tartalmaz, amely potenciálisan gátolja a csírázást és a csíranövények növekedését. Legerősebb gátló hatása a kéreg – különösen a gyökérkéreg –, közepes a levélkék, gyenge a fatest kivonatának van. A bálványfa gyökérkérgének nyers kivonata 34 mg/l, levélkéinek nyers kivonata 119 mg/l vízdoldható anyagot tartalmazott, amely 50%-ban gátolta a kerti zsásza (*Lepidium sativum* L.) gyököcskéjének növekedését. A magvak szintén tartalmaznak csírázásgátló anyagokat, ezeket a perikarpium nem engedi ki a magból, de annak eltávolítása után vizes agaron kioldódnak. A bálványfalevélkék a tavaszi kihajtáskor mutatták a legerősebb csírázásgátló hatást, a törzs kérgének inhibítortartalma pedig közvetlenül a levelek kihajtása előtt volt a legnagyobb. A bálványfa gyökérkéreg-kivonatának csírázásgátló hatását hét lágyszárú növényfajon (*Amaranthus retroflexus* L., *Lepidium sativum* L., *Abutilon theophrasti* MEDIC, *Setaria glauca* [L.] BEAUV., *Echinochloa crus-galli* [L.] BEAUV., *Pisum sativum* L. cv. Sugar Snap, *Zea mays* L. cv. Silver Queen) tesztelve HEISEY csekély szelektivitást tapasztalt, bár a sárga selyemmályva (*Abutilon theophrasti*) kissé ellenállóbbnak bizonyult. A bálványfa gyökérkéreg-kivonatát pre- és posztemergens módon üvegházi talajra permetezve erős gyomirtó hatás volt tapasztalható. A posztemergens permetezés még a legkisebb dózisban is – a selyemmályvát kivéve – majdnem teljes mortalitással járt. HEISEY a bálványfa allelopátiás hatóanyagaiból természetes alap-

anyagú gyomirtó szerek kifejlesztését látja megvalósíthatónak. LAWRENCE és munkatársai (1991) szintén kimutatták, hogy a fiatal bálványfalevelek és -hajtások szignifikáns mennyiségben tartalmaznak olyan anyagokat, amelyek gátolják a szomszédos növények növekedését. Vizsgálataik kimutatták, hogy a bálványfák körüli talaj szintén nagy mennyiségben tartalmazott hasonló hatású toxinokat. Üvegházi kísérletek során az előzőleg a bálványfa hatásának ki nem tett növények és magvaik érzékenyebbnek bizonyultak a bálványfatoxinokkal szemben, mint azok, amelyeket előzőleg már kezeltek velük.

A bálványfának hazánkban semmilyen kórokozója és kártevője nem ismert. A bálványfa-selyemlepke (*Samia cynthia* DRURY 1773) a pávaszemeslepke-félék (*Saturniidae*) családjába tartozó, Kelet- és Közép-Kínából származó faj, amely egész Dél-Ázsiában: Kínában, Indiában, Malajziában, Indonéziában, Japánban és a Fülöp-szigeteken megtalálható. A fajt a XIX. század közepén a selyemipar fejlesztésére irányuló kísérletek keretében betelepítették Franciaországba (ahol még mindig vannak túlélő populációi), Észak-Olaszországba, Svájcba, Ausztriába, valamint Nagy-Britanniába és az Egyesült Államokba is. Eredeti tápnövényeként a fenti országokba ekkor telepítették be a bálványfát. Olcsósága ellenére a bálványfa segítségével gyártott selyem nem tudta felvenni a versenyt a fehér eperfán (*Morus alba*) tenyésztett selyemhernyó selymével. A lepke elterjedési területe az Egyesült Államokban nagyon korlátozott: mindössze DNY-New York, Connecticut, New Jersey, K-Pennsylvania, Delaware, Maryland és Virginia államokban fordul elő.

A bálványfa-selyemlepke az Egyesült Államokban általában egynemzedékes, június végétől július elejéig repül. Nem vonzódik túlságosan a fényhez, de gubói ősszel, lombhullás után gyakran lógnak a bálványfa összetett leveleinek nyeléről. Az imágó a hosszú, karcsú gubóból a függesztőfonál tövénél felnyíló résen át, a reggeli órákban bújik elő, különösen meleg időben. A kanadai fürtösmeggyen (*Padus pennsylvanica*) táplálkozó lárvák vörösesbarna selymet szőnek, ellentétben a bálványfán táplálkozók ezüstös-sárgásbarna színű selymével. A lepkék fogságban készséggel párosodnak, még aránylag szűk ketrecben is, még a befogás napján este. Alkonyat után a nőtény a potrohából kitolja illatmirigyét. A szélben terjedő feromon több kilométeres távolságból is odavonzza a hímeket. Az összekapcsolódott párok általában a következő estig együtt maradnak. A nemek megkülönböztetése nehezebb, mint a

többi selyemlepkéfajnál, mert szárnyaik alakja és színe teljesen azonos, csápjaik pedig nagyon hasonlók egymáshoz. A nőtény potroha vastag, telt, míg a hímé kúposabb. A nőtény rövid sorokba mintegy négyszáz apró, fehér petét rak. A peték kikeléséig nyolc–tizenkét nap telik el, a fiatal lárvák az első két lárvastádiumban (L1, L2) együtt maradnak. Az apró hernyók a levelek szélén rágják. Az L2 lárvák még mindig együtt vannak, fejük viszonylag apró, fekete, testük lapos, piszkosfehér, amelyet néhány apró, fekete szőrösomó díszít. Az L3–L4 lárvák krémfehérek, fejük és lábaik sárgák. A lárvák melegkedvelők, és augusztus elején–közepén gyorsan fejlődnek. Színük az utolsó lárvastádiumban halvány kékeszöld, testüket finom, fehér por borítja, hátukon és oldalukon húsos kiemelkedések vannak, nagyon hasonlítanak az atlaszlepke lárváira. A *Saturniidae* családba tartozó lepkék tápnövényeiként számos növénytaxont felsorolnak*; közülük a bálványfa-selyemlepke tápnövényként előnyben részesíti a bálványfát, amelyen kívül eddig csak a *Padus pennsylvanicán* figyelték meg lárváit. Hazai szerzők alföldi, homoki állományokban arbuszkuláris mikorrhizát mutattak ki.

A faj gazdasági jelentősége

A bálványfának csak vélt gazdasági hasznai vannak; ezeknek illusztrálására lássunk egy korabeli idézetet: „Gyorsan nő. ... Sarjadzóképessége olyan nagy, hogy nehéz kiirtani. Magról szaporítható, csemetenevelése könnyű. Minden évben bőven terem, szárnyas magja széllal messzire terjed. Erdőgazdasági jelentősége homoktalajok fásításánál mint az erdeifejnyő és az akác elegyfájának van. Utak mellett, legelő- és mezővédő fásításokban telepíthető, a vad és a legelő jószág szaga miatt nem bántja. Jó mézelő. Fáját bútór-, farostlemez- és papírgyártásra használják.” Nagyfokú elterjedéséhez minden bizonnyal az ilyen és ehhez hasonló – pl. DANSZKY I. (1964) – biztató leírások is nagymértékben hozzájárultak. A gyors növekedés, a jó sarjadzóképesség, a bő termésképzés és a könnyű csemetenevelés egy inváziós növénynél nem erény. Fájának ipari feldol-

* Többek között mályvarózsa (*Althaea rosea*), zeller (*Apium graveolens*), gyertyán (*Carpinus betulus*), kőrislevelű mézesfa (*Euodia fraxinifolia*), dió (*Juglans regia*), selyemmirtus (*Lagerstroemia indica*), amerikai ámbrafa (*Liquidambar styraciflua*), tulipánfa (*Liriodendron tulipifera*), kései fürtösmeggy (*Padus serotina*), alma (*Malus domestica*), ricinus (*Ricinus communis*), orgona (*Syringa vulgaris*) és jujuba (*Ziziphus jujuba*), valamint több nemzetség (*Berberis*, *Cornus*, *Forsythia*, *Fraxinus*, *Ligustrum*, *Platanus*, *Salix*, *Tilia*).

gozására valószínűleg rossz minősége miatt még nem láttam példát. Vesszőit, suhángjait és törzsét karónak vagy oszlopnak tartósan felhasználni nem lehet, mert pár év után még a 10 cm vastag törzs is olyan mértékű bomlásnak indul (például a xilofág szaprotróf gombáknak köszönhetően), hogy az kisebb terheléstől is eltörik. Tűzifaként elvileg felhasználható, amennyiben sikerül teljesen kiszárítani, de fűtőértéke messze alatta marad például az akácénak. Egyetlen hasznaként mindössze nagyfokú várostűrése hozható fel. Ha azonban számításba vesszük, hogy az extrém szennyezett városi környezetbe telepített példányok termését a viharos szél több kilométeres távolságba is elsodorhatja, és egy annál többre érdemes környezetben meglepedve már nagy problémákat okozhat, akkor az említett haszon is megkérdőjelezhető.

Közvetlen gazdasági káraként megemlíthető, hogy réslakóként meglepedve növekvő gyökérzete és vaskos töve szétfeszítheti az épületek, járdák burkolatát, ami maradandó szerkezeti károsodáshoz vezet. Az így keletkezett résen keresztül ugyanis több csapadékvíz juthat be. Fital és olykor többéves magoncaival találkoztam már épületek függőleges kőfalain, homlokzatán, párkányain és tetőkön is, ahol a károsító hatása még szembetűnőbb. A városi zöldfelületeken, valamint a természetes és természetközeli növényzettel borított területeken esztétikai és ökológiai károsító hatása nem igényel magyarázatot.

A faj természetvédelmi jelentősége

A bálványfával fertőzött területek növényzete a fertőzést megelőző állapotához képest folyamatosan degradálódik, kezdetben a gyökérből kioldódó allelopátiás vegyületek, majd a fokozódó beárnyékolódás hatására az eredeti növényzet értékesebb fajai fokozatosan kiszorulnak. A nagy mennyiségű lehulló lombtömeg és az avar bomlása a talajban nitrogénfeldúsulást indít el, amit az árnyékkedvelő nitrofil zavarástűrő fajok megjelenése jelez.

A bálványfaállományok lombkoronaszintjében talajtípustól függetlenül akcicens elemként jelen van a *Robinia pseudo-acacia* és a *Morus alba*. Ezekhez löszön kialakult talajon az *Acer negundo*, mészkövön a *Cerasus mahaleb* járul viszonylag nagy borítás mellett. Az állományok cserjeszintjében általános akcesszorikus elem a *Crataegus monogyna*,

szubakcesszorikus a *Robinia pseudoacacia*, a *Rosa canina* és a *Sambucus nigra*, viszonylag kis borítási értékekkel. A cserjeszint akcidens elemei közül nagy borítási értékével kitűnik az *Acer negundo*. A gyepszintben uralkodó szubkonstans faj a *Galium aparine*, akcesszorikus elemek a *Ballota nigra*, a *Bromus sterilis* és a *Bilderdykia convolvulus*. A szubakcesszorikus fajok közül említést érdemel az *Anthriscus cerefolium*, amely minden talajtípuson előfordult, valamint a *Muscari comosum* és a *Ribes aureum*, amelyek majdnem kizárólag a homoki állományokban fordulnak elő. Az akcidens lágyszárúak közül nagy borítási értékével kiemelkedik a *Lithospermum purpureo-coeruleum* és a *Parietaria officinalis*; ennek erős vegetatív szaporodásuk lehet a magyarázata, mert véleményem szerint a bálványfa anyagcseretermékei egyes lágyszárúak csírázását és a csíranövények növekedését gátolják ugyan, a vegetatív szaporodást azonban nem. A *Galium aparine*, az *Anthriscus cerefolium* és a *Bromus sterilis* véleményem szerint azért van jelen az akácokhoz hasonlóan nagy borítási értékkel a bálványfaállományokban is, mert gyökérzetük olyan talajrétegben helyezkedik el, ahol viszonylag kicsi a bálványfa gyökereiből kioldódó allelopátiás anyagok koncentrációja, vagy ellenállók ezekkel az anyagokkal szemben.

Több esetben megfigyeltem, hogy a bálványfaállományok közvetlen közelében levő *Asclepias syriaca* sosem volt jelen az állományokban, még a ritkásabb szegélyeikben sem. Ezt nem lehet csupán az árnyékolással magyarázni, mert ugyanakkor akác és főleg nemes nyár alatt a selyemkóró kiterjedt polikormont alkot. Ennek magyarázata valószínűleg a bálványfa – akácétól eltérő – allelopátiás hatásában keresendő.

Természetvédelmi kezeléssel kapcsolatos ismeretek¹

Többen megfigyelték már, hogy hazánkban a bálványfa mindig a lakott településekből kiindulva elsősorban zavart élőhelyeken, például utak, vasutak mentén terjed, és megtelepedéséhez bolygatott vagy nyílt talajfelszínre van szükség. Nyílt talajfelszín azonban, sajnos, értékes nyílt növénytakarásainkban is talál, és ahol ilyen helyeken telepedett meg (például a Kiskunság homokján, a Tornai-karszton vagy a Szársomlyón), mindig felvetődik az eredeti növénytakaró megbontásának gyanúja.

¹ UDVARDY LÁSZLÓ és SZIDONYA ISTVÁN munkája – A szerkesztők.

Megelőzőként tehát a még fertőzetlen, de potenciálisan bálványfával való fertőződésnek kitett területeken alapvetően fontos a talaj és az eredeti növénytakaró bolygatatlanságának megőrzése. Ahol a faj már megtelepedett, és rendszeres mechanikai irtása nem megoldható, egyedüli védekezési módként a vegyszeres gyomirtás vehető számításba.

A bálványfa egyetlen sebezhető pontja a gyökérzete. Ha azt időről időre nagyobb károsodás éri, a növény elpusztul. Kevésbé értékes, könnyen regenerálódó gyepek esetén, ha a bálványfa nem túl nagy egyed-számban jelentik meg, a fiatalabb példányok vízszintes gyökérzetükkel együtt kézzel kihúzhatók, majd a felszakadt gyepet vissza kell helyezni és be kell taposni. Ha a fának csupán a föld feletti részeit távolítjuk el, azzal fokozzuk gyökérzetének a terjeszkedését (ahhoz, hogy ebben a bálványfa „kifáradjon”, hetente kellene az új hajtásokat letörni).

A bálványfa az életmódja és újrasarjadzó képessége miatt az egyik legnehezebben irtható inváziós faj. Irtásakor cél az újrasarjadzás megakadályozása. Jelen tudásunk szerint egyszeri gyomirtó szeres kezeléssel 100%-os hatást elérni nem tudunk. Gyakorlati szempontból meg kell különböztetni a fiatal, illetve a kifejlett fák (5 cm-es törzsméretől) irtásának technológiáját, valamint a gyökérsarjak, magoncok irtásának technológiáját.

Kifejlett fák irtása

Figyelembe véve a bálványfa újrasarjadzó képességét, a legnagyobb hibát akkor követjük el, ha álló, fejlett egyedeket vágunk ki. Erre ugyanis a fa erőltetett gyökérsarjképződéssel válaszol, és a környéken bálványfasarjak tömege jelenik meg a következő években.

A leghatásosabb minél gyorsabban felszívódó gyomirtó szert juttatni az egyed szállítószöveeteibe, hogy az eljusson a gyökerekbe. Ennek módja olajos kéregcsetelés, a fák megsebzése vagy megfúrása és a lyukba gyomirtó szer csorgatása, illetve fainjektálás lehet. Hipotézisünk szerint a bálványfa kész a gyors immunválaszra, és valószínűsíthetően a nem specifikus immunválasza az, hogy fiziológiai folyamat révén lezárja a gyökérrészei felé vezető utat, mert ez segíti az egyed túlélését. A tapasztalatunk azt mutatja, hogy nyomás alatt történő injektáláskor a *dikamba* hatóanyag gyorsabban halad az immunválasznál, és teljesen el tudja pusztítani a fát, miközben mérsékelten erős fitotoxikus tüneteket mutató gyökérsarjak képződnek. Nyílt technológiák

esetén különösen nagy figyelmet fordítsunk a tömény gyomirtó szerek elcsöpögésének megakadályozására, a gyomirtó szerrel kezelt rész lezárására, ami fesebkezelővel, gittel, agyaggal történhet, mert ez megakadályozza a gyomirtó szer elpárolgását vagy kimosódását eső esetén. A lezárásra a zárt injektálási technológia esetén is sort kell keríteni. A kezelés elvégzésére a szakirodalmi adatok szerint a nyár végi, kora őszi időpont a legjobb. Mi injektálás esetén nem találtunk szignifikáns eltérést az őszi és a tavaszi időpont között.

Sarjirtás erdei ökoszisztéma kialakítására alkalmas területen

Az egyetlen integrált gyomirtási eljárás az erdők, erdőszélek, erdősíthető területek bálványfirtásánál létezik. Ezt a bálványfa árnyéktűrő képességének a hiánya teszi hatásossá. A cél a terület zárt, összefüggő beerdősítése; ezt a honos fafajok sűrű telepítésével növekedésbeli „versenyhátrányának” kiküszöbölésével érhetjük el. A beavatkozás során a területen levő kifejlett bálványfákat az előzőekben részletezett módon elpusztítjuk, és a keletkezett sarjakat nem engedjük fáink fölé nőni. Az erdőállomány záródásával a bálványfasarjak megnyurgulnak, elpusztulnak, a sarjképzés abbamarad. Magát a sarjirtást leghatékonyabban pontpermetezéssel végezhetjük. Ennek során a bálványfának a csúcs felé tölcseért formázó leveleire gyomirtó oldatot permetezünk. Ezáltal a gyomirtó szer elsodródása – amely minden zöldfelületen felszívódik – gyakorlatilag kizárható. Tapasztalatunk alapján a többi technológia – a sarjkenés, a permetezőgépes pontpermetezés – nagyobb mértékű környezetszennyezéssel járt. A komplex élőhely-rekonstrukció folyamán a tervezésnél figyelembe kell venni a honos fafajokból álló erdősisítés záródásához szükséges erdészeti ápolási munkafolyamatokat is.

Sarjirtás gyepeken, sziklagyepen

Ezek az élőhelyek több új problémával kell megbirkózni. Mint hogy a sziklagyepekben általában több védett, fokozottan védett növényfaj él, az erdőtelepítés általában nem kivitelezhető. A területek termőrétege sekély, vízháztartása gyenge. Ennek következtében bizonyos méret (és vízigény) elérése után a bálványfa egyedei elszáradnak, majd esős időben – gyakorlatilag természetes módon – erőltetett újrasarjadzás lép fel. Az egyedeket gyakorlatilag folyamatos kezelésekkal tudjuk visszaszorítani. A hatóanyag megválasztásánál nagy figyelmet kell fordítani a talajhatással bíró herbicidek alkalmazásának veszélyeire, ezért minden esetben előzetes kísérleteket kell végezni.

Városi környezetben időnként előfordulnak olyan bálványfák (10 cm-es-től 50 cm-es törzsátmérőig), amelyek viszonylag gyorsan, mintegy egy hónap alatt kiszáradnak, és többé nem hajtanak ki. Célszerű lenne ezeket a példányokat alaposan megvizsgálni, hogy mi okozta a pusztulásukat, élettani betegség vagy károsítók miatt pusztultak-e ki. A vizsgálat eredményei a jövőbeli védekezések szempontjából fontosak lehetnek.

Bibliográfia

Általános összefoglaló művek, monográfiák: HEGI (1924), CSAPODY – CSAPODY – ROTT (1966), Flora Intramongolica (1979), HU (1979), GENCSI – VANCURA (1992), UDVARDY (1997a). **Taxonómia:** HEGI (1924), HU (1979). **Morfológia:** HEGI (1924), HU (1979), BAGI (1993, 1994), BARKMAN (1988), BARTHA (1994), UDVARDY (1997a). **Származás és inváziótörténet:** *Világ:* GOOD (1974), HU (1979); *Európa:* ASCHERSON – GRAEBNER (1914), BÖCKER – KOWARIK (1982), KOWARIK (1983), KOWARIK – BÖCKER (1984), *Magyarország:* BARTOSSÁGH (1841, 1843), PAULINYI (1864), MARC (1876), BORBÁS (1879), KUNSZT (1878a, b), FILARSZKY (1894), RAPAICS (1905), MOESZ (1909), GORKA (1917), PÉNZES A. (1929, 1931, 1934), BOROS (1945), SOÓ – JÁVORKA (1951), PRISZTER (1957, 1960a, b, 1963), SOÓ – KÁRPÁTI (1968), KOVÁCS – PRISZTER (1974), PAPP (1977), BARTHA – MÁTYÁS (1995), UDVARDY (1997a, 1998c). **Életciklus, életmenet:** UDVARDY (1997a). **Termőhelyi igények, cönológia:** ADLER et al. (1994), ELLENBERG (1950), FELFÖLDY (1942), JALAS (1955), SOÓ (1964–1980), MAJER (1968), BÖCKER – KOWARIK (1982), WITTIG (1991), POTT (1992), KOWARIK (1993, 1995a), UDVARDY (1997a, 1998a, c). **Biotikus interakciók:** *allelopátia:* HEGNAUER (1973), RICE (1984), HEISEY (1990), LAWRENCE – COLWELL – SEXTON (1991), *rovarkártevője:* OEHLKE (2002); *mikorrhiza:* KOVÁCS – SZIGETVÁRI (2002). **Gazdasági jelentőség:** DANSZKY (1964), MAGYAR (1960, 1961). **Természetvédelmi jelentőség:** SUKOPP (1978), TERPÓ (1983), TERPÓ – E. BÁLINT (1983), KOWARIK (1995b, c), UDVARDY – FAC SAR (1995), UDVARDY (1997a, b, c, d, 1998b, 1999a, b). **Természetvédelmi kezelés:** MATTHEWS (1999), UDVARDY (1997a).

Irodalomjegyzék

ADLER, W. – OSWALD, K. – FISCHER, R. (1994): *Excursionflora von Österreich*. E. Ulmer, Stuttgart – Wien.

- ASCHERSON, P. – GRAEBNER, P. (1914): *Synopsis der Mitteleuropäischer Flora*. Leipzig–Berlin V/1:220–370.
- BAGI I. (1993): *Növényi növekedési formák. I. Elméleti alapok és tudománytörténeti megjegyzések*. *Bot. Közlem.* **80**:119–128.
- BAGI I. (1994): *Növényi növekedési formák. II. A magyar vegetáció növekedési formáinak határozókulcsa*. *Bot. Közlem.* **81**:1–8.
- BARKMAN, J. J. (1988): New system of plant growth forms and phenological plant types; In: WERGER, M. J. A – AART, P. J. M. van der DURING, H. J. – VERHOEVEN, J. T. A. (eds.): *Plant Form and Vegetation Structure*. SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 9–44.
- BARTHA D. (1994): Magyarország faóriásai és famatuzsálemei. *Erdészeti történeti Közlemények* **15**:242.
- BARTHA D. – MÁTYÁS Cs. (1995): *Erdei fa- és cserjefajok előfordulása Magyarországon*. Sopron.
- BARTOSSÁGH J. (1841): Beobachtungen und Erfahrungen über den Götterbaum (*Ailanthus glandulosa* L.) – Ofen, Gyurián u. Bagó. III, 47 pp.
- BARTOSSÁGH J. (1843): Folytatólagos értesítés a' bálványfa (*Ailanthus glandulosa*, Götterbaum) terjedése körül. *Magyar Gazda* **3**: 298–300.
- BORBÁS V. (1879): A főváros és környékének növényzete; in: GERLÓCZI Gy. – DULÁCSKA G.: „Budapest és környéke természetrajzi orvosi és közművelődési leírása.” I. Budapest, pp. 117–286.; idem: Budapest és környékének növényzete. Sep. 172 pp.
- BOROS Á. (1945): Megfigyelések a kerti fás növények elvadulására vonatkozólag. *Kert. Akad. Közlem.* **10**:191–194.
- BÖCKER, R. – KOWARIK, I. (1982): Der Götterbaum (*Ailanthus altissima*) in Berlin (West). *Berl. Naturschutzbl.*, **26**:4–9.
- CSAPODY I. – CSAPODY V. – ROTT F. (1966): *Erdei fák és cserjék*. Országos Erdészeti Főigazgatóság, Budapest.
- DANSZKY I. (szerk., 1964): *Magyarország erdőgazdasági tájainak erdőfelújítási, erdőtelepítési irányelvei és eljárásai*. OEF, Budapest.
- ELLENBERG, H. (1950): *Unkrautgemeinschaften als Zeiger für Klima und Boden*. *Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie*. Ulmer, Stuttgart, 138 pp.
- FELFÖLDY L. (1942): Szociológiai vizsgálatok a pannóniai flóraterület gyomvegetációján. *Acta Geobotanica Hungarica* **5**:87–140.

- FERET, P. P. (1985): *Ailanthus*: variation, cultivation, and frustration. *Journ. Arboricult.* **11**:361–368.
- FILARSZKY N. (1894): Adatok Budapest flórájához. *PTTK* **26**:117–121.
- Flora Intramongolica, Bd. 4. Huhehot 1979; Institut für Forstwirtschaft an der Akademie der Agrar- und Forstwissenschaften der Provinz Shaanxi (Hrsg., 1979): Die Aufforstung fer Lößhochebene.–Xian.; Komitee für die Herausgabe der „Bäume Chinas“ (Hrsg., 1981): Die Aufforstungstechnik der wichtigsten Bäume Chinas.–Peking.
- GENCSI L. – VANCURA R. (1992): *Dendrológia: Erdészeti növénytan*. 2. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- GOOD, R. (1974): *The Geography of the Flowering Plants*. Longman, London.
- GORKA S. (1917): Az ember szerepe a növények elterjesztésében. *PTTK* **49**:89–91.
- HEGI, G. (1924): *Illustrierte Flora von Mittel-Europa*. VII. München.
- HEGNAUER, R. (1973): *Chemotaxonomie der Pflanzen* VI. Birkhäuser, Basel–Stuttgart.
- HEISEY, R. M. (1990): Allelopathic and herbicidal effects of extracts from tree of heaven (*Ailanthus altissima*). *American Journal of Botany* **77**:662–670.
- HU, S. Y. (1979): *Ailanthus*. *Arnoldia* **39**(2):29–50.
- ILAUF, M. (1991): Neophyten–Neubürger in der Pflanzenwelt Deutschlands. *Mitteilungen für den Landbau* **91**/1:73 pp.
- JALAS, J. (1955): Hemerobe und hemerochore Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. *Acta Soc. Fauna Flora Fenn.* **72**(11):1–15.
- KOVÁCS M. – PRISZTER SZ. (1974): A flóra és vegetáció változása Magyarországon az utolsó száz évben. *Bot. Közlem.* **61**:185–196.
- KOVÁCS, G. M. – SZIGETVÁRI, CS. (2002): Mycorrhizae and other root-associated fungal structures of the plants of a sandy grassland on the Great Hungarian Plain. *Phyton–Annales Rei Botanicae* **42**:211–223.
- KOWARIK, I. (1983): Zur Einbürgerung und zum pflanzengeographischen Verhalten des Götterbaumes [*Ailanthus altissima* (MILL.) SWINGLE] in französischen Mittelmeergebiet (Bas-Languedoc). *Phytocoenologia* **11**:389–405.
- KOWARIK, I. (1990): Some responses of flora and vegetation to urbanization in Central Europe; in: SUKOPP, H. – HEJNĚ, S. – KOWARIK, I. (eds.): *Urban Ecology*. SPB Academic Publishing, Hague.
- KOWARIK, I. (1993): Vorkommen einheimischer und nichteinheimischer

- Gehölzarten auf städtischen Standorten in Berlin; in: GANDERT, K.-D. (ed.): *Beiträge zur Gehölkunde*. Rinteln.
- KOWARIK, I. (1995a): On the role of alien species in urban flora and vegetation. In: PYŠEK, P. – PRAH, K. – REJMÁNEK, M. – WADE, M. (eds.): *Plant Invasions – General Aspects and Special Problems*. SPB Academic Publ., Amsterdam.
- KOWARIK, I. (1995b): Clonal growth in *Ailanthus altissima* on a natural site in west Virginia. *Journal of Vegetation Science* 6: 853–856.
- Kowarik, I. (1995c): Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species. In: PYŠEK, P. – PRACH, K. – REJMÁNEK, M. – WADE, M. (eds.): *Plant Invasions – General Aspects and Special Problems*. SPB Academic Publ., Amsterdam, pp. 15–38.
- KOWARIK, I. – BÖCKER, R. (1984): Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Einbürgerung des Götterbaumes [*Ailanthus altissima* (MILL.) SWINGLE] in Mitteleuropa. *Tuexenia* 4:9–29.
- KUNSZT J. (1878a): Nógrádmegye felvidéke flórája. *Magyar Növénytani Lapok*, Kolozsvár. II. évf. pp. 19–28, 35–44, 51–58.
- KUNSZT J. (1878b): A növények vándorlása. *Természet* 10:311–318.
- LAWRENCE, J. G. – COLWELL, A. – SEXTON, O. J. (1991): The ecological impact of allelopathy in *Ailanthus altissima* (Simaroubaceae). *Amer. Journ. Bot.* 78(7): 948–958.
- MAGYAR P. (1960): *Alföldfásítás* 1. Általános és leíró rész. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MAGYAR P. (1961): *Alföldfásítás* 2. Alkalmazott rész. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MAJER A. (1968): *Magyarország erdőtársulásai*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MARC F. (1876): A növények vándorlása. *TTK* 8: 195–200.
- MATTHEWS, D. (1999): *Solution for killing tree of heaven in Australia*. Szóbeli közlés, Heathdon Agricultural Services, PO Box 742, Wodonga, Victoria, Australia. e-mail: heathdon@hotmail.net.au
- MOESZ G. (1909): Néhány bevándorolt és behurcolt növényünk. *Bot. Közlem.* 8:136–147.
- PAPP J. (1977): *A budai Sashegy élővilága*. Biológiai Tanulmányok 5. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- PAULINYI S. (1864): Néhány szó magyarázatul az új növényfajok feltűnéséhez. *Erd. Lapok* 3:222–229.
- PÉNZES A. (1929): Adatok Budapest adventív flórájához. I. *Magyar Botanikai Lapok* 28:176.

- PÉNZES A. (1931): Adatok Budapest adventív flórájához. II. *Magyar Botanikai Lapok* **30**:132–135.
- PÉNZES A. (1934): Florisztikai adatok, főképp behurcolt növényekre vonatkozóan. *Bot. Közlem.* **31**:153–154.
- POTT, R. (1992): *Die Pflanzengesellschaften Deutschlands*. Ulmer, Stuttgart.
- PRISZTER SZ. (1957): *Magyarország adventív növényeinek ökológiai-areálgeográfiai viszonyai*. Kandidátusi disszertáció. Budapest, 209 + XXXIII pp. (Mscr.) = idem, 1957: Kandidátusi értekezés tételei. Budapest, Tud. Minős. Bizotts. 4 pp.
- PRISZTER SZ. (1960a): Adventív gymnövényeink terjedése. *A Keszthelyi Mezőgazdasági Akadémia Kiadványai* **7**.
- PRISZTER SZ. (1960b): Megjegyzések adventív növényekhez. 3. Néhány feltűnőbb adventív-előfordulás. *Bot. Közlem.* **48**:272–277.
- PRISZTER SZ. (1963): A magyar adventívflóra bibliográfiája. *Bot. Közlem.* **50**:213–223.
- RAPAICS R. (1905): Növényvándorlási megfigyelések. *Bot. Közlem.* **4**:121.
- RICE E. L. (1984): *Allelopathy*. 3. Manipulated ecosystems: Roles of allelopathy in forestry and horticulture. I. Forestry. A. Allelopathic effects of woody seed plants Academic Press Inc., Orlando.
- SOÓ R. (1964–1980): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve*. I–VI. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- SOÓ R. – JÁVORKA S. (1951): *A magyar növényvilág kézikönyve*. I–II. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- SOÓ R. – KÁRPÁTI Z. (1968): *Növényhatározó*. II. kötet. Magyar flóra. Harasztok–virágos növények.
- SUKOPP, H. (1978): *An Approach of Ecosystem Degradation*. The breakdown and restoration of ecosystems. Part II: The degradation of land and freshwater ecosystems in temperate lands. Plenum Publ. Corp. pp. 123–127.
- TERPÓ A. (1983): Az emberi befolyás alatt álló flóra helyzete és osztályozása Magyarországon. *Kertgazdaság* **15**(4):1–9 pp.
- TERPÓ A. – E. BÁLINT K. (1983): A magyar flóra szubspontán fás növényei. *A Kertészeti Egyetem Közleményei* **43**:119–126.
- ÚDVARDY L. (1997a): *Fás szárú adventív növények Budapesten és környékén*. Kandidátusi értekezés, KÉE Növénytani tanszék és SBK Budapest, kézirat.
- ÚDVARDY L. (1997b): A honosítás felelőssége – biológiai környezetszennyezés. 3. *Veszprémi Környezetvédelmi Konferencia és Kiállítás*, 1997.

- május 28–28. Előadások és poszterek anyaga 1–2. szekció pp. 422–428.
- UDVARDY L. (1997c): Adatok a Sashegy Természetvédelmi Terület fás adventív flórájához. *Új Kertgazdaság* 3(1):44–47.
- UDVARDY L. (1997d): Állományképző adventív fanerofitonok társulási viszonyai Budapest környéki populációkban. *IV. Magyar Ökológus Kongresszus, Pécs, 1997. jún. 26–29. Előadások és poszterek összefoglalói.*
- UDVARDY L. (1998a): Budapest környéki bálványfa (*Ailanthus altissima*) állományok florisztikai–cönológiai vizsgálata. *Kitaibelia* 3:343–346.
- UDVARDY L. (1998b): Classification of adventives dangerous to the Hungarian natural flora. *Acta Botanica Hungarica* 41:315–331.
- UDVARDY L. (1998c): Spreading and cenological circumstances of tree of heaven [*Ailanthus altissima* (MILL.) SWINGLE] in Hungary. *Acta Botanica Hungarica* 41:299–314.
- UDVARDY L. (1999a): Exotic plants inclined to escape in an arboretum under a strong urban effect in Budapest. (Kivadulásra hajlamos egzóták egy erős urbánus hatás alatt álló arborétumban Budapesten.) *KÉE Közl.* 59:171–174.
- UDVARDY L. (1999b): Woody adventive plants establishing in gaps in Budapest. (Résekben megtelepedő fás szárú adventív növények Budapesten.) *KÉE Közl.* 59:175–176.
- UDVARDY L. – FAC SAR G. (1995): Aggressive alien woody plants in the subspontaneous vegetation of Budapest. *EURECO '95 Congress Budapest, August 20–25, 1995. Abstracts p. 250.*
- UDVARDY L. – FAC SAR G. (1995): Weed vegetation of Budapest as an indicator of changes in environment's quality. *9th EWRS (European Weed Research Society) Symposium (Budapest 1995: „Challenges for Weed Science in a Changing Europe. Perspektiven für die Unkrautforschung im veränderten Europa.” 10–12 July 1995.) Proceedings vol. 1. pp. 107–112.*
- WITTIG, R. (1991): *Ökologie der Großstadtflora.* G. Fischer, Stuttgart.

Javasolt világhálóoldalak

OEHLKE, B. (2002): *Samia cynthia.*

<http://www3.islandtelecom.com/~oehlkew/sscynthi.htm>

Letöltve: 2003. december 3.

Bíbor nebáncsvirág

(*Impatiens glandulifera* Royle)

BALOGH LAJOS

Taxonómia

Érvényes tudományos neve: *Impatiens glandulifera* ROYLE 1835; társnevei (syn.): *I. glanduligera* LINDLEY 1840, *I. roylei* WALPERS 1842; magyar nevei: bíbor nebáncsvirág, indiai nebáncsvirág; angol nevei: Himalayan balsam, Indian balsam, Jewelweed, „Policeman’s helmet”; német nevei: Indisches Springkraut, Drüsiges Springkraut, Drüsen-Springkraut, Drüsentringendes Springkraut, „Bauernorchidee”.

A gólyaorr-termésűek (*Geraniales*) rendjébe sorolt nebáncsvirágfélék családjá (*Balsaminaceae*) csak két nemzetséget foglal magában. A legnagyobb, mintegy kilencszáz fajt számláló *Impatiens* genus képviselői nagyrészt az óvilági trópus hegyvidéki erdeiben, kisebb részben szubtrópusain honosak. A család fő elterjedési területe a trópusi Afrika, a kelet-afrikai szigetek és India. Igen kis hányaduk észak-amerikai, és csak nyolc fajuk őshonos Eurázsia mérsékelt övi területein. Az európai flórában jegyzett hat faj közül csak egy őshonos, a többi kedvelt dísznövényként került be és honosodott meg szűkebb-szélesebb elterjedésben. A dél-afrikai származású *I. capensis* nálunk nem fordul elő. A magyar flórában egy őshonos (a sárga virágú *I. noli-tangere*), két meghonosodott, valamint két alkalmi megjelenésű idegen *Impatiens*-fajt ismerünk. Az utóbbiak a fehéres és bíboroslila virágú *I. balfourii*, valamint a piros, fehér vagy tarka virágú *I. balsamina*. A meghonosodottak egyike az elsősorban nyirkos erdőkben, folyóvizek mentén, árnyas, zavart termőhelyeken gyomosító, sárga virágú *I. parviflora*, másika pedig a hazánk egyik leggyakoribb inváziós növényének számító *I. glandulifera*, amelyet a nemzetség *Salpiglochilon* Ward. szekciójába sorolnak. (Nem keverendő össze a csak távolról rokon, Srí Lankán endemikus *I. glandulifera* Arn. néven leírt fajjal.)

Morfológiai jellemzés

A bíbor nebáncsvirág magas *termetű* (1–2 [2,5] m), nyári egyéves (terofiton, Th) növény. *Szára* felálló, egyszerű vagy néha elágazó, vöröslőn átetsző, nedvdús, üreges, vastag (0,5–5 cm Ø), a csomókon vastagabb (a legalsó noduson –5 [7]) cm). Az egész növény kopasz. *Gyökerei* csak sekélyen (10–15 cm) hatolnak a talajba, ugyanakkor az alsó szárcsomókról gyakran hoz rögzítő/merevítő szerepű járulékos gyökereket is, különösen elvirágzás után vagy lejtős talajon. *Levelei* nagyok (5–18 × 2,5–7 cm-esek), négyszer-ötször hosszabbak a szélességüknél, átellenes állásúak, a felsők örvösek, ilyenkor rendszerint hármásával állnak. (Az Európában vadon is előforduló többi *Impatiens*-faj levelei szórt állásúak.) Alakjuk tojásdad-lándzsa, ékvállú, röviden a levélnyélre futó, csúcsuk kihegyezett, szélük fűrészszel, mindkét oldalon (18) 25–50 szálkás hegyű foggal. A levelek vállán és a levélnyélen buzogányszerűen megvastagodott peremfogak vannak. Ezek tulajdonképpen hosszú nyelű, bíboros fejű mirigyek (2–3 [5] mm), amelyek az általuk kiválasztott anyagok alapján virágon kívüli nektáriumok. A levelek kemotaxonómiai bélyegekként naftokinont és procianidin nevű flavonoidot tartalmaznak. A *virágok* száma (3) 5–12, amelyek hosszú tengelyű, hónalji elhelyezkedésű, összetett fürtvirágzatot alkotnak. Kétivarúak, erősen kétoldali szimmetriájúak (zigomorfak), proterandrikusak, sarkantyúsak, 2,5–4 cm hosszúak, édes illatúak. A kocsány 1 mm vastag, a virágnál jóval rövidebb. A csésze színes. A három csészelevél közül a középső feltűnően megnagyobbodott, és zsákszerűen kiöblösödött, a kocsány 180 fokkal való elcsavarodása miatt a virágnak a származási tengellyel szemben lévő oldalán áll. Ez a 12–20 cm hosszú és 9–17 mm széles középső csészelevél élénkbíbor színű, sötét pettyekkel tarkított, amely hirtelen szűkülve egy farokszerű, 2–5 (7) mm hosszú, derékszögben vagy jobban hajlott, zöldes sarkantyúban végződik. A két oldalsó csészelevél kicsi (kb. 10 mm hosszú és 7 mm széles), háromszögletű. A további két csészelevél hiányzik. Az öttagú párta látszólag háromszirmú, mert az oldalt álló egy-egy alsó és felső szíromlevél mindkét oldalon páronként összenőtt (a felső 7–9 mm hosszú és 5–7 mm széles, és majdnem egyharmada az alsóénak). A középsőben levő szíromlevél kiszélesedett, csuklyaszerű, ez alkotja a megfordult virág felső ajkát; bíborpiros, 12–17 mm hosszú és 6–8 mm széles. A két oldalsó szíromlevél pedig együttesen az alsó ajkat alakítja ki, amely halványabb (a var. *rosea* rózsaszínű, a var. *candida* Hook. [syn.: *lusus pallidiflora* Hook. f. 1899] a fehértől a hússzí-

nűig változik, piros foltokkal). A felső szírom jellegzetes csuklyát formál a porzók felett, az összenőtt oldalsó szírmok pedig kidomborodó ajkat alkotnak a rászálló rovaroknak (virágbiológiai szempontból poszméhvirágnak [Hummelblume] is nevezik, leggyakoribb megporzóiról). Virágzás után a teljes párta a nektáriummal együtt lehull a növényről. A porzótáj egy porzókörre redukálódott (haplosztemon), öttágú (pentamer). A szírmokkal alternáltan álló porzók a portokoknál összenőttek, és sapkaként védik a magházat, amely a növekedése során a sapkát felemeli, és tövükön elszakítja a széles és rövid porzószalakat. Az öt termőlevélből fejlődő ötrekeszű magház alsó állású, a maglécképződés (placentáció) központi-szögleti helyzetű, a magkezdemények fordított állásúak. *Termése* felhasadó (lokulicid), sokmagvú, húsos tok. Alakja lándzsás, csúcsa felé eléggé vastagodó (bunkós), kissé ötszögletű (15–35 × 4–15 mm), csúcsa hegyes. A termésenként négy–tizenhat *mag* fehérje nélküli, 3–4 mm hosszú, 2–4 mm széles és 1,5–2 mm vastag, tojásdad-gömbölyű, lapított, fakó szürkésbarna-barna színű, légszáraz ezermagtömege 20–350 mg, újabb keletű hazai mérések alapján 8,28 g (CSONTOS 2000). A magvak zsíros olajat és parinarsavat is tartalmaznak. *Fenotipikus változatossága* a virág színében (a fehértől a rózsaszínen át a sötétbíborig), a növény természetében és az elágazások meglétében, illetve minőségében nyilvánul meg leginkább. Míg az utóbbiak esetén a fenotípus megjelenését a talaj rendelkezésre álló víztartalma befolyásolhatja, addig a változatos virágszínt meghatározó genetikai okok nem ismertek. *Hibridek* nem ismertek. *Kromoszómaszáma*: $2n = 18, 20$.

Származás, elterjedés

Az *I. glandulifera* a Nyugat-Himalája mérsékelt, csapadékos éghajlatú térségeiben honos. Észak-Pakisztántól (Chitral, Swar, Hazara tartományok) kelet felé Kasmíron át Északnyugat-Indiában (Himachal Pradeshtől Garhwal tartományokig) 1800–3200 méteres magasságok között gyakori, de 4300 méterig is előfordul. Nyugat-nepáli jelenléte nem tisztázott eredetű. Európába dísz- és mézelő növényként hozták be a XIX. század első felében. A növény magvait az indiai Kasmírból dr. Royle küldte 1839-ben a londoni Kew botanikus kertjébe. A betelepítést követően meglehetősen korai adatok szólnak elvadulásáról (1848), majd meghonosodásáról (1855). Az utóbbi minőségében mint az első ilyen idegen fajt jegyezték fel Angliában. Ez az újjövevény nö-

vény (neofiton) napjainkra a Brit-szigetek majdnem egész területén elterjedt, ahol az egyik legveszélyesebb idegen fajnak tartják. A bíbor nebánicsvirág a kontinentális Európában inkább a XX. század elejétől vált ismertebb dísznövényé. Idővel sok helyütt elvadult (első ilyen adata 1897-ből való), ún. kultúrszökevényé (ergasziofigofitonná) vált, és a mérsékelt éghajlatú területeken meghonosodott. Ettől kezdve elég hosszú idő, több évtized telt el, amíg özönnövényé vált. A különböző országokban ez a lappangási (lag-) időszak eltérő, például míg Britanniában még csaknem nyolcvan, Csehországban már csak mintegy negyven évre tehető. Szlovákiában és Bajorországban később, csak az 1960-as és 1970-es évektől kezdődött az inváziója. WADE (1997) szerint úgy látszik, hogy Európában az utóbbi három évtizedben felgyorsult a faj özönlése, függetlenül a bekerülés idejétől. Napjainkra a kontinens nagy részén elterjedt az é.sz. 64°-áig. Magassági elterjedése a dombvidékitől a hegyvidéki övezetig terjed. Erre vonatkozó abszolút adatokat a Brit-szigetéről (210 m-ig), Svájcban (800 m-ig), Csehországból (830 m-ig) és Ausztriából (1000 m-ig) ismerünk. A hegyek közt él többek között a francia Pireneusokban és az Alpokban is, de a Középső-Alpokból például hiányzik. Észak-Amerikában Nyugat-Washington állam (USA) és a Brit Columbiában levő Fraser Valley (Kanada) területén is megtelepedett. A Kárpát-medencében való szubszpontán előfordulásai keleten először Erdélyben (1892, Nagyszeben, ENTZ; 1917, Kolozsvár, MOLNÁR in herb. SOÓ), majd Kárpátalján (1938, Latorca és Vicsa völgye, MARGITAI) voltak, ahol néhány évtized alatt el is terjedt.

Az ország nyugati végein később kialakuló további fő gócpont első adata Vas vármegyéből származik (1920, Felsőőr, GAYER 1927). A Magyarországról közölt későbbi terjedési adatok nagy része is ebből a térségből ismeretes (pl. 1941, Perint patak, JEANPLONG 1941; 1953, Gyöngös patak [Kőszegtől délre], TERPÓ in KÁRPÁTI 1954). A növény elterjedési területe az utóbbi évtizedekben a szomszédos országokhoz hasonlóan Magyarországon is igen növekedett. Elsősorban a nagyobb folyók, ritkábban hegyi, dombvidéki patakok mentén napjainkban is tovább terjed. A faj állományai kisebbrészt az adott térségbeli kultúrszökevény (ergasziofigofiton) eredetűek (pl. Balaton-felvidék), nagyobb részt azonban a vízfolyásokkal érkeztek. Gyakori például a Nyugat-(pl. Rába) és Délnyugat-Dunántúlon (pl. Dráva), a Duna mentén (a Szigetközben tömeges), de nő a Tisza egyes szakaszain és helyenként a Zempléni-hegységben is.

Életciklus, életmenet

A bíbor nebáncsvirág Európa legnagyobb egyéves, lágy szárú növénye, amely árnyas termőhelyeken megközelítheti a két és fél métert is. A teljes magpopuláció *csírázása* kora tavasszal (nálunk márciusban), nagyjából egy időben kezdődik, a kisebb eltéréseknek elsősorban a magvaknak a talaj különböző mélységeiben való elhelyezkedése és az élőhely kitettsége az oka. A csíranövény-sűrűség a mérések szerint 350 db/m²-ig terjedhet, amelyből végül legfeljebb harminc–negyven kifejlett növény állandóul m²-enként. Típusa föld feletti (epigeikus), vagyis a sziklevel alatti szárrész (hipokotil) nyúlik meg, és a magasba emeli a szikleveleket. Különlegesség, hogy a csírázás a víz alatt is megindulhat. A magvak nyugvó állapotának (dormancia) megszakadása tartósabb hideghatást igényel (+ 4–5 °C körül 1–1,5 hónap), ugyanakkor –10 °C-nál elhalnak. TTC-tesztek alapján a csírázóképeség 80%-osnak bizonyult. Az elvetett magvak nyolc napon belül kicsíráznak. A csírázás után tizenkét nappal kezdenek fejlődni a gyökerek, négy hét múlva pedig a fotoszintézis is megindul a levelekben. A csírázástól tizenhárom hét telik el a *virágzás* kezdetéig (ez árnyékos helyeken két–három héttel később is kezdődhet), amely júliustól augusztusig a legintenzívebb, de már júniusban elkezdődhet és árnyasabb élőhelyeken október végéig, november elejéig is eltarthat. Az egyes *virágok* két–három napig nyílnak, kifejezetten proterandrikusak, önbeporzók (autogámok), rovarmegporzásúak (entomogámok). Német források szerint virágait harminchárom, extrafloralis nektáriumait huszonöt rovarfaj látogatja. Cseh, angol és német adatok szerint leggyakoribb viráglátogatói a hártványászárnyúak (*Hymenoptera*) közül számos poszméhfaj (*Bombus* spp.), a házi méh (*Apis mellifera*), kecske- és német darazsak (*Vespa vulgaris*, *V. germanica*), továbbá zengőlégy (*Syrphidae*, *Diptera*), valamint különböző tripszfajok (*Thysanoptera*) és fénybogarak (*Nitidulidae*, *Coleoptera*). A *magvak* a virágzás után kb. tizenhárom héttel fejlődnek ki, a magszórás augusztus második felétől novemberig tart. *Termést* csak az első (júl.–aug.) virágok érlelnek, hatékony szaporodását azonban lehetővé teszi a termésenkénti viszonylag sok (hat–tizenkét) mag, amelyek áttelelés után is csírázóképesek. Britanniában átlagos méretű növények 20 db/m²-es sűrűségű állományában hét–száz–nyolcszáz mag képződik egyedenként, vagyis mintegy 15 000 mag/m². (Németországban egy hasonló kísérlet ennek mintegy kétszeresét állapította meg.) Kisebb állománysűrűség esetén az egyedenként

ti maghozam akár kétezer-ötszáz is lehet (Angliában ötezres–hatezres értékeket is mértek). Helyi *terjedése* az önterjesztő mechanizmusok (autochória) dinamikus berendezésű fajtáját (dinamochoria) mutatva sodorva szóró toktermései által valósul meg. Éréskor (akár érintésre is) a termőlevelekből képződött termésfal az öt hosszanti háta közti kopácsok mentén szétválón hirtelen felpattanva hátrasodródik, és a magvakat robbanásszerűen, akár hét méter távolságra is szétszórja. WILLSON *et al.* (1990) tipizálási spektrumában e faj a repítők (ballists) közé tartozik. A maghullás akár a 6000 mag/m²-es értéket is elérheti. Mérések szerint ezzel (!) a mechanizmussal a növény 3–5 m/év terjedési sebességre képes. Ennek eredményeképpen sűrű, feldúsuló (kumulatív) vagy szigetyszerű (inzuláris) eloszlású állományokat alkot. Nagyobb távolságokra az ember vagy állatok által, továbbá a folyóvizek révén jut el. Az ember általi terjedés (anthropochoria) lehet szándékos (virágmag-kereskedelem, méhészek) és véletlenszerű, a magvakat tartalmazó felső talajréteg elszállításával. Az állati terjesztésre (zoochoria) példaként egyes rágszálók (pl. erdei egér, *Apodemus sylvaticus*) maggyűjtő tevékenységét említik. A vízi úton való terjedés (hydrochoria) során a magvak úsznak, majd többnyire alámerülnek a vízben, így inkább a meder alsóbb, illetve fenékrégiójában a hordalékkal szállítódhatnak (bitizohydrochoria), és csak az erősebb áradások során kerülnek ki a partokra. Příkladként említhető, hogy a Rajnán Baseltól a több mint 200 km-re lévő Karlsruheig mintegy harminc év alatt jutott el, vagyis kb. 7 km/év sebességgel terjedt (GÖRS 1974). Rendszeresen kialakított, tartós magbankot nem hoz létre, de a magok egy évnél tovább is túlélhetnek. A felszínen maradt magvak esetén terepi kísérletek során tizenhét hónapos, szobahőmérsékleten legalább hároméves életképességet tapasztaltak. A folyók mentén a hordalék által eltemetett magvak azonban ennél hosszabb ideig is megőrizhetik csírázóképeségüket. Így ha egy nagyobb áradás eltávolítja a fedő hordalékrétegeket, az addig eltemetett magbankból „egészen váratlanul” életre kelhet a populáció. Az ilyen egyéves növény életében az *ivartalan (vegetatív) szaporodás* nem jellemző, de meghatározott feltételek mellett nem kizárt. Az áradások által lenyomott száraz az alsó szárcsomókból fejlődő járulékos gyökök fejlesztésével szilárdítják meg a növényt. A mégis elfekvő egyed oldalhajtásai felegyenesedhetnek, és később virágot, illetve termést fejleszhetnek. Letört szárrészei más vízparti növényekhez hasonlóan különleges diasporatípusként működhetnek, amelyek nagyobb áradások alkalmával egészen nagy távolságokra is eljuthatnak. Erősen fagyérzé-

keny mind korai (csíranövény), mind kifejlett állapotában. Az őszi fagyok nyomán elpusztul. A növény víztartalma mellett holocellulóz-tartalma is nagy, ezért elhalt maradványai még a következő tavasszal is elborítják a talajt, hátráltatva más fajok csíranövényeinek kifejlődését.

Termőhelyigény

Autökológia

A bíbor nebáncsvirág hazája a szubtrópusi éghajlati öv nedves-csapadékos tartományában, kismértékű monszunhatás alatt álló hegyvidéki területeken van (PET [potenciális evapotranspiráció]: 0,25–1, csapadék: 100–2000<, évi átlaghőmérséklet: 18–24°C). Folyó menti esőerdőkben, tisztásokon, nagyobb magasságokban pedig hegyi patakok menti magaskórós társulásokban, útszéli árkok mentén, mezsgyéken él. Előfordulása jellemző a himalájai cédrus (*Cedrus deodara*) kevert erdei zónájának bozótosában, cserjéseiben és legelőin. Európai elterjedése ugyanakkor a mérsékelt éghajlati övbe esik (PET: <0,25–2, csap.: 250–1000, évi átlaghőm.: 6–12°C). Adventív elterjedési területén GRIME *et al.* (1988) szerint kompetitív-ruderális stratégiájú, BORHIDI (1995) pedig az agresszív, inváziós, tájidegen kompetitor szociális magatartás-típusú fajok közé sorolja. Hőigénye szerint inkább termofil, ugyanakkor teljes fénynél ritka, inkább félárnyéknövény. Napon csak ott nő, ahol a talajból elég sok vizet vehet fel. Higromorf felépítése miatt előfordulása szinte kizárólag az igen nedves termőhelyekre korlátozódik (szárazabb élőhelyeken tengődő példányai rövid internódiumúak és kis levelűek). Kedveli a tápanyagban gazdag, szelíd humuszos agyag-, vályog- vagy öntéstalajokat. Előfordulása különösen a többé-kevésbé csupasz felszínnekhez kötődik. A legtöbb szerző szerint a talaj kémhatására közömbös (pl. GRIME *et al.* [1988] a különböző felvételek talajmintáit pH 5,0–8,0 közöttinek találta), bár SOÓ (1966) mészkedvelőnek mondja. Sós és szikes talajokon még nem találták. Víz- és félárnyékigényes, ingadozó vízháztartású (hidrolabilis) növény lévén az egész évben gazdag víz- és tápanyag-ellátottságú, a víz munkája következtében átmenetileg hiányos növényzeti borítású élőhelyek jelentenek ideális környezetet a számára. (VALENTINE [1971] hipotézise szerint a növény egy olyan ökológiai nist [niche-t] használ ki, amely érkezése előtt betöltetlen volt, vagy csak nagyon kismértékű versengés folyt érte.) A rövidebb el-

árasztást tűri, de a tartósabb vízborítást nem bírja. (COOMBE [1956] Angliában megfigyelte, hogy ahol az *I. parviflorával* együtt fordul elő, ott az utóbbi a víz színétől távolabbi, magasabb, míg az *I. glandulifera* a vízhez közelebbi, alacsonyabb térszíneken jelenik meg.) A késő tavaszi fagyok a fiatal növényeket károsíthatják, illetve elpusztíthatják. Ilyenkor a később kelő magvakból fejlődő növények veszik át szerepüket. Fokozott fagyérzékenysége földrajzi elterjedését is behatárolja. Összességében atlantikus/szuboceanikus klímahatást kedvelő faj. *Élőhelyi spektruma* egészen széles, de leginkább a nagy produktivitású és legfeljebb közepes zavartságú élőhelyekre összpontosul. Az erősen zavart és a nagyon kis produktivitású élőhelyekről hiányzik.

Cönológia

Legyakoribb folyók és patakok partján, az ártéri növényzetben, főként a bokorfüzesek és puhafaligetek (*Salicetalia purpureae*) különböző társulásainak fációsalkotójaként, magas kőrös társulásokban, gyakran társulásalkotóként is. Így az ártéri ligetek jellemzően ritkás lombkorona- és cserjeszint-borítású szakaszain, változó vízállású holtágak szélén, de telepített faültvényekben (pl. nemes nyárasok) is állományalkotó. Ritkábban előfordul keményfaligetekben (*Alnion incanae*) is, például a leromló állapotú sík vidéki égerligetekben (*Paridi quadrifoliae-Alnetum*), valamint nedves klímájú domb- és hegyvidéki erdők ember járta részeiben, illetve onnét továbbterjedve. Számos esetben feltűnik vízközeli nedves parlagokon és ruderalis területeken is. Régebben többféle ártéri társulástípusból is közölték kisebb-nagyobb állományképzését, így például Németországból SÜKOPP (1962) az aranka-sövényszulák (*Cuscuta-Convolvuletum*), GÖRS (1974) pedig a csalán-sövényszulák társulásból (*Urtico-Calystegietum*). Hazánkban GONDOLA (1965) az aranka-sövényszulák (*Cuscuta-Calystegietum sepium*), SOÓ (1966) az előbbin kívül ligeterdőkből (*Salicetum albae-fragilis*), később (SOÓ 1973) pedig a kúpvirág-aranyvessző (*Rudbeckio-Solidaginetum*) társulásból is jelzi. Társulásképző elemként is ismeretes. Svájcban írták le a nebánsvirág-aranyvessző társulást (*Impatienti-Solidaginetum* MOOR 1958), elkülönítését azonban hazánkban GONDOLA (1965) nem tartotta indokoltnak. Ehelyett SOÓ a sövényszulák-nebánsvirág társulást (*Impatienti-Calystegietum* [Gondola 1965] Soó 1971) vezette be; később azonban az *Impatienti-Solidaginetum*ot előbb részben (SOÓ 1973), majd teljesen a *Rudbeckio-Solidaginetum* alá vonta (SOÓ 1980). Később leírták még a nebánsvirág-sövényszulák (*Impatienti glanduliferae-Convolvuletum* HILBIG

1972) és a bíbor nebáncsvirág társulást (*Impatiens glanduliferae* GÖRS 1974) is. A mintegy negyedszázada alkalmazni kezdett – az uralkodó (domináns) fajra összpontosító – ún. származtatott (derivált) társulásfelfogás jegyében *Impatiens glandulifera-Convulvuletalia* és *Impatiens glandulifera-Aegopodion* társulásokat is leírtak (MÜLLER in OBERDORFER & MÜLLER 1983). MUCINA *et al.* (1993) Ausztriából az *Impatiens glandulifera-(Senecionion fluviatilis)* társulást jellemzi. Az uralkodó és állandó kísérőfajokat tartalmazó diagnosztikus fajkombinációban az *I. glandulifera* domináns, a hamvas szeder (*Rubus caesius*) és a nagy csalán (*Urtica dioica*) pedig szubdomináns fajok. A *I. glandulifera* a *Senecionion fluviatilis* (alluviális gyomtársulások) karakterfaja. Ugyanezen csoportban tárgyalja POTT (1995) is, aki Németországból *Impatiens glandulifera* társulást közöl. A bíbor nebáncsvirágot az idők folyamán cönoszisztematikailag többféle társulástani egységbe sorolták, így például Németországban SUKOPP (1962): *Senecion fluviatilis*, KOENIES & GLAVAČ (1979): *Galio-Alliaretalia*, OBERDORFER & MÜLLER (1983): *Galio-Urticenea*; az egykori Csehszlovákiában DOSTÁL (1989): *Senecion fluviatilis*, *Alno-Padion*, *Salicion albae*, *Arction* és *Phalaridion*; SYKORA (1990): *Bidention*, *Phalaridion*, *Convulvulion*, *Filipendulo-Petasion* és *Salicion albae*; OBERDORFER (1994) szerint Dél-Németországban: *Convulvuletalia*, *Glechometalia* és *Salicion albae*. Hazánkban SOÓ (1966) a *Salicion albae-Calystegion* karakterfajaként kezelte. A későbbiekben ugyanő (SOÓ 1980) *Calystegion-*, BORHIDI (1995) és SIMON (2000) *Calystegietalia*-fajnak tartja, amelynek érvényes neve BORHIDI & SÁNTHA (1999) szerint *Convulvuletalia sepium* (üde szegélynövényzet). E megítélésekből jól látszik a bíbor nebáncsvirág által „belakott” növénytársulástani spektrum, illetve az, hogy igen gyakran további idegen eredetű, inváziós magas kórós és liánfajokkal együtt fordul elő, pl. *Aster* spp., *Echinocystis lobata*, *Fallopia* × *bohemica*, *Helianthus tuberosus* s.l., *Humulus scandens*, *Impatiens parviflora*, *Parthenocissus inserta*, *Rudbeckia laciniata*, *Solidago gigantea*.

Biotikus interakciók

A faj esetleges *allelopatikus hatására* vonatkozó adatot eddig nem találunk, ugyanakkor CSISZÁR (2001) azt tapasztalta, hogy a rokon *I. parviflora* leveléből készült oldatokkal *in vitro* körülmények között locsolt mustármagok csírázóképesége kismértékben csökkent a kontrollhoz

képest. A Brit-szigeteken a juh és a szarvasmarha válogatás nélkül legeli a növény levelét, szárát és virágát. Németországban (Bonn térségében) SCHMITZ (1991) az alábbi csoportokba tartozó fogyasztó, illetve károsító állatfajokat mutatott ki (a fontosabb fajok külön is megemlítve): Csigák (*Gastropoda*): *Arion rufus*, *Succinea putris*. Egyfélészárnyúak (*Homoptera*): *Aphididae* (*Impatiens asiaticum*, *Aphis fabae*), *Cercopidae* (*Aphrophora alni*), *Cicadidae*, *Ortheziidae*, *Psyllidae*, *Aleurodidae* (?). Poloskák (*Heteroptera*): *Miridae*, *Lygaeidae* (*Lygus* spp.), *Pentatomidae*. Kétszárnyúak (*Diptera*): *Agromyzidae* (*Liriomyza impatiens*), *Cecidomyiidae* (?). Ugróvillások (*Collembola*): *Sminthuridae*. Lepkék (*Lepidoptera*): *Sphingidae*, *Tortricidae*, *Geometridae* (?). ALLEN (1949) említi még a *Deilephila elpenor* (*Sphingidae*, *Lepid.*) lárváját. SCHMITZ (2001) szerint Közép-Európában (parazitoidok és ektoparaziták nélkül) huszonegy aphidofág (levéltetű-fogyasztó) rovarfaj, valamint öt hangyafaj (mint trofobióta) gildje hozható kapcsolatba az *I. glanduliferával*. *Paraziták* és *betegségek* a faj esetében nem ismertek. Brit minták vizsgálata során kevés esetben vezikuláris-arbuszkuláris *mikorrhizát* tapasztaltak; ugyanakkor sok *epifiton* gombát találtak.

A faj gazdasági jelentősége

Fiatal levelei és hajtásai főzve, dióízű magjai nyersen állítólag ehetőek, olaja pedig étkezési célokra használható. Az utóbbiból lámpaolajat is nyernek. Hazájában köröm- és bőrfestésre is használják. A keleti gyógyításban balzsamnövényként tartják számon. Újabban a reformgyógyászat körébe sorolható Bach-féle virágterápia is alkalmazza. Európában nem túl gyakori, inkább az 1920-as évektől vált ismertebbé, mint nedves helyeken akár magától is szaporodó dísznövény. Más *Impatiens*-fajokkal együtt nektárt és virágport adó nyári-őszi méhlegelő, mégsem túl fontos, mert az ártéri növényzetet a házi méhek (és méhészek) általában nem túl gyakran látogatják. Gazdasági kárt okoz a természetközeli ártéri erdők spontán újulatának és a „rendezett” vízfolyások mesterséges rehabilitációjának akadályozásával. Sekélyen gyökerező tulajdonsága miatt a talajból könnyen kifordul, ezáltal nagyobb állományai veszélyeztethetik a partok stabilitását is.

A faj természetvédelmi jelentősége

Noha Közép-Európában talán nem jelent akkora veszélyt, mint például a nedvesebb éghajlatú Brit-szigeteken, de egyre fokozódó terjeszkedése miatt hazánkban is mindenképpen figyelemre érdemes. Tipikus természetvédelmi gyom. Sűrű állományképzésével fölé nő és elnyomja az eredetileg ott élő növényfajok egyedeit (évelőket is) és társulásait. Folyómelléki, ártéri ligeterdőkben meggátolja a fafajok újulását. Behatol a folyók holtágaiba is, időszakos kiszáradás esetén pedig a teljes medret eláraszthatja. Erősen inváziós és átalakító tulajdonsága miatt veszélyezteti az őshonos fajok jelenlétét, csökkentve az élőhelyi diverzitást. A nagyszámú, egyszerű csírázó és fejlődő, gyors növekedésű, egykorú egyedek alkotta állomány szavatolja az őshonos fajokkal szembeni kompetíciós sikert, és nem csak a nyílt élőhelyeken, miként az többnyire az egyévesekre jellemző. A versenyt csak néhány, erőteljes vegetatív szaporodásra (is) képes őshonos faj állja vele, amilyen a nagy csalán (*Urtica dioica*), a pántlikafű (*Phalaris arundinacea*), a sövény szulák (*Calystegia sepium*) és a sovány perje (*Poa trivialis*). Vándornövény, állományainak újraképződéséhez folyamatos magutánpótlásra van szükség. A folyóvizek menti állományok esetében ez zömmel a felsőbb szakaszokról érkezik. Terjedése összefüggésben van a természetes folyó menti növénytársulások emberi tevékenység miatti destrukciójával. A vízrendezési munkálatok vagy nemesnyár-ültetvények céljából tarvagtott ártéri ligetek helyén a terjedőképessége fokozódik. Ezzel ugyanakkor – mintegy negatív visszacsatolásként – a „kényszerzubonyos” vízfolyásokat kísérő ökoszisztémák „magától” való újraképződését vagy emberi közreműködéssel történő helyreállítását is akadályozhatja.

Természetvédelmi kezeléssel kapcsolatos ismeretek

A bíbor nebáncsvirág elleni eredményes védekezés nagyrészt az alábbi három szempontnak a kezelésekből való összehangolásától és egyítésétől függ:

- i) a faj autökológiája ismeretének felhasználása,
- ii) összhangba hozott kezelési terv kifejlesztése,
- iii) a további terjedés megállítása.

E viszonylag szűk környezeti tűrőképességű, egyéves faj szaporodási sikere mindenekelőtt a nagyszámú mag létrehozásán alapul. Noha

nincs hosszabb távú, tartósabb magbankja, a talajban néhány évig elfekvő magok miatt bármilyen védekezés csak több (min. három) éven át tartó kezelés eredményeképpen hozhat eredményt. Mivel a magvak legfontosabb terjedési útját a folyóvizek jelentik, különös hangsúlyt kap az ismételt invázió forrásául szolgálható felső szakaszok mentesítése. Ebből következik, hogy a legfelsőbb állományoktól lefelé haladva célszerű a kezeléseket végezni. (Hazánk területének sajátos földrajzi elhelyezkedéséből, az Alpokból és a Kárpátokból, vagyis a szomszédos országok területéről érkező vízfolyások [propagulumfolyosók] miatt a nemzetek közötti kapcsolattartás különösen fontos a védekezés eredményessége szempontjából.) Szinte minden kezelési módra érvényes, hogy bevetésére a virágzás előtt – noha különböző fejlődési stádiumokban –, de mindenképpen a termésérés előtt kell sort keríteni.

Kézi, gépi és művelési védekezési módszerek

Kisebbségi állományok esetében leginkább ajánlott módszer a sekély gyökérszövet miatt viszonylag könnyen végezhető kézi kihúzás. Nagyobb állományok esetében a kaszálás ajánlott, de ha ez korán történik, akkor a növény újrahajthat. A júniusban lekaszált növény azonban már nem tud virágozni. Német szerzők megemlítik, hogy a nádasokhoz kissé hasonló fiziognómiájú állományaiban előfordulhatnak fészkelő és költő madarak is, ezért célszerű az előzetes terepi tájékozódás. A keletkezett növényi almot mindkét említett módszer alkalmazása után el kell távolítani a területről, mert elfeküdve akadályozza a honos növényzet (újra)fejlődését. Művelési védekezési módszerként egyrészt a legeltetés jöhet szóba, mert brit tapasztalatok szerint a juh és a szarvasmarha válogatás nélkül legeli a teljes növényzetet (BEERLING – PERRINS 1993). Másrészt – igaz, a szubmontán régióban levő, fátlan patakpartokon – SCHWABE (1987) fák telepítését javasolja az *I. glandulifera* állományai által uralt növényzet szerkezeti gazdagítása céljából. A borítást tekintve hasonló viszonyok között ezt az érintett térségből származó puhafafajok génanyagából, a bíbor nebáncsvirágnál nagyobbra nevelt csemetékkel lehet megpróbálni. Németországban a fenti közleménnyel egy időben kezdtek ilyen kísérletet, de eredményéről még nincs tudomásunk.

Vegyszeres védekezési módszerek

A többnyire víz menti élőhelyeket érintő alkalmazás esetén figyelembe veendő fontos szempont a vízbe mosódás lehetőségének szem előtt tartása, és a nem célfajok esetleges károsodásának megelőzése.

Hazánkban jelenleg a *glifozát* hatóanyagot tartalmazó gyomirtó szerek illenek leginkább a környezetvédelmi elvárásoknak is megfelelő kezelésekhöz. A DE WAAL *et al.* (1995) által közölt tanulmányban a fenti hatóanyagot tartalmazó készítményt a tenyészidőszak elején (márciusban–áprilisban) sikeresen alkalmazták csíranövényekre. Egy második, kissé később (májusban) elvégzett kezelés pedig a később csírázó egyedekre volt hatásos. A virágzó állapotban végzett permetezés azonban már hatástalannak bizonyult, a termések beértek. Mivel a *glifozát* nem szelektív herbicid, a permetezés az egész növényzetet érinti. Ugyanakkor tartamhatása nincs, tehát a honos növényekkel való visszatelepítés tíz nap eltelte után elvégezhető. Az ilyen visszavetés, visszaültetés, például fűfélékkel, a talajerózió ellen is beválik – írják tanulmányukban.

Biológiai védekezési módszerek

Értékelhető, érdemi információk nem állnak rendelkezésre.

Köszönetnyilvánítás

Köszönöm a következő személyeknek egyes szakirodalmak beszerzésében nyújtott segítségét: BORHIDI ATTILA (Vácrátót), BOTTA-DUKÁT ZOLTÁN (Vácrátót), DANCZA ISTVÁN (Budapest), FEKETE GÁBOR (Vácrátót), KIRÁLY GERGELY (Sopron), OROSNÉ KOVÁCS ZSUZSA (Pécs), PAPP GÁBOR (Budapest), PINKE GYULA (Mosonmagyaróvár), KAREL PRACH (České Budejovice), PETR PYŠEK (Průhonice), SOMLYAY LAJOS (Budapest), SZABÓ LÁSZLÓ GY. (Pécs), SZABÓ T. ATTILA (Veszprém), TÓTH ZOLTÁN (Budapest).

Bibliográfia

Általános összefoglaló művek: GRIME *et al.* 1988, BEERLING 1990, SCHULDES – KÜBLER 1990, BEERLING – PERRINS 1993, WSNWCBO 2001.
Taxonómia: ROYLE 1839, LINDLEY 1840, WALPERS 1842, SCHÜRHOFF 1931, POBEDIMOVA 1949, MOORE 1968, HEGNAUER 1964, 1989, HEß *et al.* 1970, CRONQUIST 1981, AKIYAMA *et al.* 1991, 1992, BAGI 1998, PRISZTER 1998.
Morfológia: ROYLE 1839, LINDLEY 1840, WALPERS 1842, HOOKER 1875, BROUWER – STÄHLIN 1955, DARLINGTON – WYLIE 1955, KHOSHOO 1957,

1966, TROLL 1957, HARA 1966, JONES – SMITH 1966, MOORE 1968, VALENTINE 1971, SCHÄPPI 1973, DANERT *et al.* 1975, FITTER – ENNOS 1989, GREY-WILSON 1991, ENNOS *et al.* 1993, CSONTOS 2000, SIMON 2000. **Szármaszás, elterjedés:** ROYLE 1839, LINDLEY 1840, WALPERS 1842, HOOKER 1875, GÁYER 1927, SOÓ 1927, JEANPLONG 1941, KÁRPÁTI 1954, GONDOLA 1965, PRISZTER 1965, HARA 1966, SOÓ 1966, 1980, MOORE 1968, VALENTINE 1971, GÖRS 1974, MEUSEL *et al.* 1978, POLUNIN – STAINTON 1984, PRISZTER 1985, 1997, TREWICK – WADE 1986, GUPTA 1989, POJAR – MACKINNON 1994, PYŠEK – PRACH 1994, 1995, DRESCHER – PROTS 1996, SLAVÍK 1996, COLLINGHAM *et al.* 1997, WADE 1997, DRESCHER – PROTS 2000, RBGE 2002. **Életciklus, életmenet:** HEINRICHER 1888, LOEW 1891, DAHLGREN 1934, STEFFEN 1944, 1951, 1952, GONDOLA 1965, LHOTSKÁ – KOPECKÝ 1966, DAUMANN 1967, VALENTINE 1971, SCHÄPPI 1973, BEGER – SCHMID 1975, DANERT *et al.* 1975, FITCH 1976, JOURET 1977a, 1977b, VALENTINE 1978, KOENIES – GLAVAČ 1979, MUMFORD 1990, PERRINS *et al.* 1990, WILLSON *et al.* 1990, BEERLING 1993, PERRINS *et al.* 1993, PRACH 1994, PYŠEK – PRACH 1994, SCHMITZ 1994, WILLIAMSON 1996, WADSWORTH *et al.* 1997, MIHULKA 1998, PROWSE 1998, CSONTOS 2000, DRESCHER – PROTS 2000, WILLIS – HULME 2002. **Termőhelyigény (autökológia és cönológia):** COOMBE 1956, MOOR 1958, SUKOPP 1962, SOÓ 1966, 1970, 1973, 1980, GONDOLA 1965, LHOTSKÁ – KOPECKÝ 1966, KOPECKÝ 1967, VALENTINE 1971, GÖRS 1974, KOENIES – GLAVAČ 1979, OBERDORFER – MÜLLER 1983, SCHWABE 1987, DOSTÁL 1989, SYKORA 1990, BEERLING 1993, 1994, MUCINA 1993, PYŠEK – PRACH 1993, BALOGH *et al.* 1994, OBERDORFER 1994, BORHIDI 1995, POTT 1995, PYŠEK – PRACH 1995, TRINAJSTIC – FRANJIC 1995, VISNÁK 1996, BASTL *et al.* 1997, WILLIS *et al.* 1997, DAJDOK *et al.* 1998, MIHULKA 1998, BORHIDI – SÁNTHA 1999, DRESCHER – PROTS 2000, SIMON 2000, BALOGH 2001, WILLIS – HULME 2002. **Biotikus interakciók:** ALLEN 1949, HARLEY – HARLEY 1987, SOWIG 1989, SCHMITZ 1991, BEERLING – DAWAH 1993, PASHCHENKO 1994, DOUGLAS 1997, PROWSE 1998, STARY – TKALCU 1998, STARY – LASKA 1999, TICKNER *et al.* 2000, 2001, CSISZÁR 2001, SCHMITZ 2001, PROTS – KLOTZ 2002. **Gazdasági jelentőség:** LINDLEY 1840, HOOKER 1875, BONSTEDT 1931, BEGER – SCHMID 1975, HÜBER 1979, GREY-WILSON 1983, POLUNIN – STAINTON 1984, SCHULDES – KÜBLER 1991, PFAF 1997-2000, KOWARIK – SCHEPKER 1998. **Természetvédelmi jelentőség:** LHOTSKÁ – KOPECKÝ 1966, USHER 1987, SCHULDES – KÜBLER 1991, DE WAAL *et al.* 1995, PYŠEK – PRACH 1995, WILLIAMSON 1996, BASTL *et al.* 1997, WADE 1997, KOWARIK – SCHEPKER 1998, LARGE – PRACH 1998, BALOGH 2001, TU-Berlin 2001, WSNWCBO 2001. **Kezelés:** RICHARDSON –

JONES 1984, SCHWABE 1987, SCHULDES – KÜBLER 1991, HOLDEN *et al.* 1992, WADE *et al.* 1994, DE WAAL *et al.* 1995, WADE 1995, 1997, ANONYM 1996, LINK 2000.

Irodalomjegyzék

- AKIYAMA, S. – OHBA, H. – SUZUKI, M. (1992): Notes on East Himalayan species of *Impatiens*: studies on Himalayan *Impatiens* (Balsaminaceae): 1. In: OHBA, H. – MALLA, S. B. (eds.): *The Himalayan Plants*. Volume 2. Tokyo: University Museum, University of Tokyo
- AKIYAMA, S. – OHBA, H. – WAKABAYASHI, M. (1991): Taxonomic notes of the East Himalayan species of *Impatiens* (1). *J. Jap. Bot. (Tokyo)* **67**: 187–193.
- ALLEN, P. M. B. (1949): *Larval Food Plants*. Watkins & Doncaster, London.
- ANONYM (1996): *Guidance for the control of invasive plants near water-courses. Japanese knotweed, Himalayan balsam, Giant hogweed*. Canllaw i reoli planhigion ymledol ger cyrsiau dwr. Canllwm Japan, Ffromlys Chwarennog, Efwr Mawr. Environment Agency, Bristol, 20 + 2 pp. (angol és walesi nyelven; fóliázott, képes terepi kártyával).
- BAGI I. (1998): *A zárwatermő növények rendszerének kompendiuma*. Átdolgozott kiadás. JATEPress, Szeged, 146 pp.
- BALOGH L. – TÓTHMÉRÉSZ B. – SZABÓ T. A. (1994): Patakkísérő invazív gyomok (*Helianthus*, *Humulus*, *Impatiens*, *Reynoutria*, *Rubus*, *Sambucus*, *Solidago* és *Urtica*) állományainak számítógépes elemzése Szombathely térségében. *BDTF Tud. Közlem. IX. Természet-tudományok* **4**:73–99.
- BALOGH, L. (2001): Invasive alien plants threatening the natural vegetation of Őrség Landscape Protection Area (Hungary). In: BRUNDU, G. – BROCK, J. – CAMARDA, I. – CHILD, L. – WADE, M. (eds.): *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*. pp. 185–197. Backhuys Publishers, Leiden.
- BASTL, M. – KOČÁR, P. – PRACH, K. – PYŠEK, P. (1997): The effect of successional age and disturbance on the establishment of alien plants in man-made sites: an experimental approach. In: BROCK, J. H. – WADE, M. – PYŠEK, P. – GREEN, D. (eds.): *Plant Invasions:*

- Studies from North America and Europe*. pp. 191–201. Backhuys Publishers, Leiden.
- BEERLING, D. J. – DAWAH, H. A. (1993): Abundance and diversity of invertebrates associated with *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene and *Impatiens glandulifera* Royle: two alien plant species in the British Isles. *Entomologist* **12**:127–139.
- BEERLING, D. J. – PERRINS, J. M. (1993): *Impatiens glandulifera* Royle (*Impatiens roylei* Walp.). In: *Biological Flora of the British Isles*, No. 177. *Journal of Ecology* **81**:367–382.
- BEERLING, D. J. (1990): The ecology and control of Japanese knotweed (*Reynoutria japonica* Houtt.) and Himalayan balsam (*Impatiens glandulifera*) on river banks in South Wales. PhD thesis, University of Wales, Cardiff.
- BEERLING, D. J. (1993): The impact of temperature on the northern distribution limits of the introduced species *Fallopia japonica* and *Impatiens glandulifera* in north-west Europe. *Journal of Biogeography* **20**:45–53.
- BEERLING, D. J. (1994): Predicting the response of the introduced species *Fallopia japonica* and *Impatiens glandulifera* to global climatic change. In: DE WAAL, L. C. *et al.* (eds.): *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*. pp. 135–139. John Wiley and Sons, Chichester.
- BEGER, H. – SCHMID, E. (1975): *Balsaminaceae*. In: G. HEGI's *Illustrierte Flora von Mittel-Europa*, 5. Band, 1. Teil, 2. Auflage (1965), Nachdruck. Lehmanns, München, pp. 309–320.
- BONSTEDT, C. (1931): *Pareys Blumengärtnerei*. Erster Band. Parey, Berlin, pp. 886–888.
- BORHIDI A. – SÁNTA A. (szerk., 1999): *Vörös könyv Magyarország növénytársulásaiól*. 1–2. In: A KÖM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 6. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, 362 + 404 pp., XII + XII tab.
- BORHIDI, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. *Acta Botanica Hungarica* **39**(1–2):97–181.
- BROUWER, W. – STÄHLIN, A. (1955): *Handbuch der Samenkunde*. DLG-Verlag, Frankfurt/Main, pp. 41–42.
- COLLINGHAM, Y. C. – HUNTLEY, B. – HULME, P. E. (1997): A spatially-explicit model to simulate the spread of a riparian weed. In:

- COOPER, A. – POWER, J. (eds.): *Species dispersal and land use processes*. pp. 45–52. Proc. 6th ann. conf. of IALE (UK), Ulster.
- COOMBE, D. E. (1956): *Impatiens parviflora* DC. In: *Biological Flora of the British Isles. Journal of Ecology* **44**:701–713.
- CRONQUIST, A. (1981): *An Integrated System of Classification of Flowering Plants*. Columbia Univ. Press, New York, pp. 834–836.
- CSISZÁR Á. (2001): Miért terjeszkednek a behurcolt növények? *Élet és Tudomány*, **56**(50):1580–1582.
- CSONTOS P. (2000): A magyar flóra ezermagsúly-adatbázisának bemutatása, alkalmazási példákkal. *Acta Biologica Debrecina Supplement Oecologica Hungarica* **11**/1:51.
- DAHLGREN, K. V. O. (1934): Die Embriologie von *Impatiens roylei*. *So. Bot. Tidskr.*, **28**:103.
- DAJDOK, Z. – ANIOL-KWIATKOWSKA, A. – KACKI, Z. (1998) *Impatiens glandulifera* ROYLE in the floodplain vegetation of the Odera river (West Poland). In: STARFINGER, U. – EDWARDS, K. – KOWARIK, I. – WILLIAMSON, M. (eds.): *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*. pp. 161–168. Backhuys Publishers, Leiden.
- DANERT, S. – HANELT, P. – HELM, J. – KRUSE, J. – SCHULTZE-MOTEL, J. (1975): *Uránia növényvilág. Magasabbrendű növények*. II. Gondolat Kiadó, Budapest, pp. 66–67.
- DARLINGTON C. D. – WYLIE A. P. (1955): *Chromosome Atlas of Flowering Plants*. Allen and Unwin Ltd., London, 519 pp.
- DAUMANN, E. (1967): Zur Bestäubungs- und Verbreitungsökologie dreier *Impatiens*-Arten. *Preslia (Praha)* **39**:43–58.
- DE WAAL, L. C. – CHILD, L. E. – WADE, M. (1995): The management of three alien invasive riparian plants: *Impatiens glandulifera* (Himalayan balsam), *Heracleum mantegazzianum* (giant hogweed) and *Fallopia japonica* (Japanese knotweed). In: HARPER, D. M. – FERGUSON, A. J. D. (eds.): *The Ecological Basis of River Management*. pp. 315–321. John Wiley & Sons Ltd, Chichester.
- DOSTÁL, J. (1989): *Impatiens* L. In: *Nová Kvetena ČSSR* 1. Academia, Praha, p. 678.
- DOUGLAS A. E. (1997): Provenance, experience and plant utilisation by the polyphagous aphid, *Aphis fabae*. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **83**(2):161–170.
- DRESCHER, A. – PROTS, B. (1996): *Impatiens glandulifera* Royle im südöstlichen Alpenvorland – Geschichte, Phytosoziologie und Ökologie. *Mitt. Naturwiss. Vereins Steiermark* **126**:145–162.

- DRESCHER, A. – PROTS, B. (2000): Warum breitet sich das Drüsen-Springkraut (*Impatiens glandulifera* Royle) in den Alpen aus? *Wulfenia* 7:5–26.
- ENNOS, A. R. – CROOK, M. J. – GRIMSHAW, C. (1993): A comparative study of the anchorage systems of Himalayan balsam *Impatiens glandulifera* and mature sunflower *Helianthus annuus*. *Journal of Experimental Botany* 44(258):133–146.
- FITCH, I. C. (1976): Dispersal of Himalayan balsam, *Impatiens glandulifera*. *North Western Natur.* 13.
- FITTER, A. – ENNOS, A. R. (1989): Architectural constraints to root system function. *Aspects of Applied Biology* 22:15–22.
- GAYER Gy. (1927): Neue Beiträge zur Flora des Komitates Vas (Eisenburg). *Vasvármegyei Múzeum II. Évkönyve* 1926–1927, Szombathely, pp. 248–255.
- GONDOLA I. (1965): Az *Impatiens glandulifera* Royle terjedése a Nyugat-Dunántúl vízparti növénytársulásaiban. *Botanikai Közlemények* 52(1): 35–46.
- GÖRS, S. (1974): Nitrophile Saumgesellschaften im Gebiet des Taubergießen. In: Das Taubergießengebiet. *Natur- und Landschaftsschutzgebiete Bad.-Württ.* 7:325–354.
- GREY-WILSON, C. (1983): A survey in *Impatiens* in cultivation. *The Plantsman* 5:86–102.
- GREY-WILSON, C. (1991): Balsaminaceae. In: GRIERSON, A. J. C. – LONG, D. G.: *Flora of Bhutan*, 2/1: 82–104, Royal Botanic Garden, Edinburgh.
- GRIME, J. P. – HODGSON, J. G. – HUNT, R. (1988): *Impatiens glandulifera* ROYLE. In: *Comparative Plant Ecology*, pp. 338–339. Unwin Hyman, London.
- GUPTA, R. K. (1989): *The Living Himalayas, Vol. 2. Aspects of Plant Exploration and Phytogeography*. Today & Tomorrows Printers & Publishers, New Delhi.
- HARA, H. (1966): Balsaminaceae. In: HARA, H. (ed.): *The Flora of Eastern Himalaya*. pp. 194–197. Tokyo.
- HARLEY, J. L. – HARLEY, E. L. (1987): A check-list of mycorrhiza in the British flora. *New Phytologist*, Supplement 105:1–102.
- HEGNAUER, R. (1964): *Chemotaxonomie der Pflanzen*. Band 3. Birkhäuser Verlag, Basel und Stuttgart.
- HEGNAUER, R. (1989): *Chemotaxonomie der Pflanzen*. Band 8. Birkhäuser Verlag, Basel und Stuttgart.

- HEINRICHER, E. (1888): Zur Biologie der Gattung *Impatiens*. *Flora (Regensburg)* **71**:179–185.
- HEß, H. E. – LANDOLT, E. – HIRZEL, R. (1970): *Flora der Schweiz und angrenzender Gebiete*. Band 2. Birkhäuser Verlag, Basel/Stuttgart, pp. 690–693.
- HOLDEN, A. N. G. – FOWLER, S. V. – SCHROEDER, D. (1992): Invasive weeds of amenity land in the UK: Biological control—the neglected alternative. *Aspects of Applied Biology* **29**:325–332.
- HOOKE, J. D. (1875): *Impatiens* Linn. In: HOOKE, J. D. (ed.): *The flora of British India*, **1**:440–483. London.
- HÜBER, F. (1979): Das Drüsige Springskraut. *Naturwiss. Z. Niederbayern* **27**:66–71.
- JEANPLONG J. (1941): Adatok Vas vármegye flórájához. *Borbásia* **3**(4–7): 58–60.
- JONES K. – SMITH J. B. (1966): Cytogeography of *Impatiens* L. *Kew Bulletin* **20**:63–72.
- JOURET, M.-F. (1977): Gibbérelline et levée de la dormance séminale chez *Impatiens parviflora* DC., *I. glandulifera* Royle, et *I. balfourii* Hook. f. *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg. (Bruxelles)* **110**:113–118.
- JOURET, M.-F. (1977): Relation entre la dormance séminale et la chorologie de diverses espèces du genre *Impatiens* L. *Bull. Soc. Roy. Bot. Belg. (Bruxelles)* **110**:119–128.
- KÁRPÁTI Z. (1954): Kiegészítés Soó-Jávorka: „A magyar növényvilág kézikönyve” c. munkájához. *Botanikai Közlemények 1948–1953*, **45**(1–2):71–76.
- KHOSHOO T. N. (1957): Cytology of some *Impatiens* species. *Caryologia* **10**:55–74.
- KHOSHOO T. N. (1966): Cytology of pollen with particular reference to *Impatiens*. *Proc Ind. Acad. Sci. B* **63**:35–45.
- KOENIES, H. – GLAVAČ, V. (1979): Über die Konkurrenzfähigkeit des Indischen Springkrautes (*Impatiens glandulifera* Royle) am Fuldaufer bei Kassel. *Philippia* **IV**/1:47–59.
- KOPECKÝ, K. (1967): Die flussbegleitende Neophytengesellschaft *Impatiens-Solidaginetum* in Mittelmähren. *Preslia (Praha)* **39**: 151–166.
- KOWARIK, I. – SCHEPKER, H. (1998): Plants invasions in Northern Germany: human perception and response. In: STARFINGER, U. – EDWARDS, K. – KOWARIK, I. – WILLIAMSON, M. (eds.): *Plant*

- Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*. pp. 109–120. Backhuys Publishers, Leiden
- LARGE, A. R. G. – PRACH, K. (1998): Floodplain ecology of the regulated River Trent: Implications for rehabilitation. In: *United Kingdom Floodplains*. pp. 409–421. Westbury Publishing.
- LHOTSKÁ, M. – KOPECKÝ, K. (1966): Zur Verbreitungsbiologie und Phytozönologie von *Impatiens glandulifera* Royle an den Flusssystemen der Svitava, Svatka und oberen Odra. *Preslia (Praha)* **38**:376–385.
- LINDLEY, J. (1840): *Impatiens glandulifera*. Glandular Balsam. In: *Edward's Botanical Register: or, ornamental flower-garden and shrubbery: consisting of coloured figures of plants and shrubs, cultivated in British gardens*. London. Vol. XXVI (n. s. XIII.), p./t. 22.
- LOEW, E. (1891): Die Blütenbau und die Bestäubungseinrichtung von *Impatiens roylei* Walp. *Botanischen Jahrbücher (Leipzig)* **14**:165–182.
- MEUSEL, H. – JÄGER, E. – WEINERT, E. (1978): *Vergleichende Chorologie der Zentraleuropäischen Flora*. Band II. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena, pp. 20, 82, 114, 134, 163, 280.
- MIHULKA, S. (1998): The effect of altitude on the pattern of plant invasions: a field test. In: STARFINGER, U. – EDWARDS, K. – KOWARIK, I. – WILLIAMSON, M. (eds.): *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*. pp. 313–320. Backhuys Publishers, Leiden
- MOOR, M. (1958): Pflanzengesellschaften schweizerischen Flußauen. *Mitt. schweiz. Anst. forstl. Versuchsw.* **34**(4):221–360 (mit Abbildungen und Tabellen).
- MOORE, D. M. (1968): *Impatiens* L. In: TUTIN, T. G. – HEYWOOD, V. H. – BURGESS, N. A. – MOORE, D. M. – VALENTINE, D. H. – WALTERS, S. M. – WEBB, D. A. (eds.): *Flora Europaea*, Volume 2, pp. 240–241. University Press, Cambridge.
- MUCINA, L. (1993): Galio-Urticetea. In: MUCINA, L. – GRABHERR, G. – ELLMAUER, T. (Hrsg.), *Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil I. Anthropogene Vegetation*. pp. 203–251. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- MUMFORD, P. M. (1990): Dormancy break in seeds of *Impatiens glandulifera* Royle. *New Phytologist* **115**:171–175.
- OBERDORFER, E. – MÜLLER, TH. (1983): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart–New York, pp. 264–266.
- PASHCHENKO, N. F. (1994): Aphids of the genus (Homoptera, Aphidinea, Aphididae) living on plants of Apiaceae,

- Balsaminaceae, Caryophyllaceae, and Chenopodiaceae in the far east of Russia. *Entomological Review* 73(8):152–168.
- PERRINS, J. M. – FITTER, A. – WILLIAMSON, M. (1990): What makes *Impatiens glandulifera* invasive? In: PALMER, J. (ed.), *The Biology and Control of Invasive Plants*, pp. 8–33. Univ. of Wales, Cardiff
- PERRINS, J. M. – FITTER, A. – WILLIAMSON, M. (1993): Population biology and rates of invasion of three introduced *Impatiens* species in the British Isles. *Journal of Biogeography* 20:33–44.
- POBEDIMOVA, E. G. (1949): Balsaminaceae. In: *Flora S. S. S. R.*, 14, pp. 624–634. Moscow.
- POJAR, J. – MACKINNON, A. (1994): *Plants of the Pacific Northwest Coast*. Lone Line Publishing, Redmond, WA, Vancouver B.C. and Edmonton, Alberta, 314 pp.
- POLUNIN, O. – STANTON, A. (1984): *Flowers of the Himalayas*. Oxford University Press, Delhi.
- POTT, R. (1995): *Die Pflanzengesellschaften Deutschlands*. II. Auflage. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, pp. 410–411.
- PRACH, K. (1994): Seasonal dynamics of *Impatiens glandulifera* in two riparian habitats in Central England. In: DE WAAL, L. C. *et al.* (eds.): *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*. pp. 127–133. John Wiley and Sons, Chichester.
- PRISZTER SZ. (1965): Megjegyzések adventív növényeinkhez. 10. *Impatiens*-fajok Magyarországon és az *I. balfourii* HOOK. f. meghonosodása. *Botanikai Közlemények* 52(3):147–151, 152.
- PRISZTER SZ. (1985): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani–növényföldrajzi kézikönyve VII. Kiegészítések és mutatók az I–VI. kötethez*. pp. 45, 167, 481. Akadémiai Kiadó, Budapest, 683 pp.
- PRISZTER SZ. (1997): A magyar adventívflóra kutatása. *Botanikai Közlemények* 84:25–32.
- PRISZTER SZ. (1998): *Növényneveink. A magyar és a tudományos növénynevek szótára*. pp. 185, 400–401. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 549 pp.
- PROTS, B. – KLOTZ, S. (2002): Impact of herbivory on invasive *Impatiens glandulifera* Royle: current assessment, response and simulation. In: „*Anthropization and Environment of Rural Settlements. Flora and Vegetation. V. Intern. Conf.*” 16–18 May 2002, Uzhgorod and Kostyryno, Ukraine. Abstracts, pp. 73–74.
- PROWSE, A. (1998): Patterns of early growth and mortality in *Impatiens glandulifera*. In: STARFINGER, U. – EDWARDS, K. – KOWARIK, I. –

- WILLIAMSON, M. (eds.): *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*. pp. 245–252. Backhuys Publishers, Leiden
- PYŠEK, P. – PRACH, K. (1993): Plant invasions and the role of riparian habitats – a comparison of four species alien to central Europe. *Journal of Biogeography* **20**:413–420.
- PYŠEK, P. – PRACH, K. (1994): How important are rivers for supporting plant invasions? In: DE WAAL, L. C. – CHILD, L. E. – WADE, P. M. – BROCK, J. H. (eds.): *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*. pp. 19–26. John Wiley & Sons, Chichester.
- PYŠEK, P. – PRACH, K. (1995): Invasion dynamics of *Impatiens glandulifera* – a century of spreading reconstructed. *Biological Conservation* **74**:41–48.
- RICHARDSON, W. G. – JONES, A. G. (1984): The response of *Impatiens roylei* to various pre-emergence herbicides. *Annals of Applied Biology* **104**:88–89.
- ROYLE, J. F. (1839): *Impatiens glandulifera*. In: *Illustrations of the Botany and Other Branches of Natural History of the Himalayan Mountains and of the Flora of Cashmere*. Allen & Co., London, 151. t. 28, f. 2.
- SCHÄPPL, H. (1973): Untersuchungen an den Keimpflanzen von Springkräutern. *Mitt. naturwiss. Ges. Winterthur* **34**:61–71.
- SCHMITZ, G. (1991): Nutzung der Neophyten *Impatiens glandulifera* Royle und *I. parviflora* DC. durch phytophage Insekten im Raum Bonn. *Entomologische Nachrichten und Berichte*, **35**, 1991/4: 260–264.
- SCHMITZ, G. (1994): Zum Blütenbesuchsspektrum indigener und neophytischer *Impatiens*-Arten. *Entomologische Nachrichten und Berichte* **38**, 1994/1: 17–24.
- SCHMITZ, G. (2001): Beurteilungen von Neophytenausbreitungen aus zoologischer Sicht. In: BRANDES, D. (Hrsg.): *Adventivpflanzen. Braunschweiger Geobotanische Arbeiten* **8**:269–285.
- SCHULDES, H. – KÜBLER, R. (1990): Ökologie und Vergesellschaftung von *Solidago canadensis* et *gigantea*, *Reynoutria japonica* et *sachalinense*, *Impatiens glandulifera*, *Helianthus tuberosus*, *Heracleum mantegazzianum*. Ihre Verbreitung in Baden-Württemberg, sowie Notwendigkeit und Möglichkeiten ihrer Bekämpfung. Ministerium für Umwelt, Baden-Württemberg, 122 pp. + 31 Abb.
- SCHULDES, H. – KÜBLER, R. (1991): Neophyten als Problempflanzen im Naturschutz. *Arbeitsblätter zum Naturschutz (Karlsruhe)* (12):1–16.
- SCHÜRHOFF, P. N. (1931): Die Haploidgeneration der Balsaminaceen

- und ihre Verwertung für die Systematik. *Botanischen Jahrbücher (Leipzig)* **64**:324–356.
- SCHWABE, A. (1987): Fluß- und bachbegleitende Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexe im Schwarzwald. *Dissertationes Botanicae* **102**:1–368 + Anhang.
- SIMON T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója*. 4. kiadás. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 976 pp.
- SLAVÍK, B. (1996): Rod *Impatiens* v České republice. The genus *Impatiens* in the Czech Republic. *Preslia (Praha)* **67**:193–211.
- SOÓ R. (1927): Verschiedene Adventivpflanzen in Ungarn. In: Beiträge zu einer kritischen Adventivflora des historischen Ungarns. *Botanisches Archiv, Zeitschrift für die gesamte Botanik (Königsberg)* **19**:357–359.
- SOÓ R. (1966, 1970, 1973, 1980): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani–növényföldrajzi kézikönyve. II, IV, V, VI*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- SOWIG, P. (1989): Effects of flowering plant's patch size on species composition of pollinator communities, foraging strategies, and resource partitioning in bumblebees (Hymenoptera: Apidae). *Oecologia* **78**(4):550–558.
- STARY, P. – LASKA, P. (1999): Adaptation on native syrphid flies to new exotic plant (*Impatiens* spp.)–aphid–ant associations in Central Europe (Dipt., Syrphidae; Hom., Aphididae; Hym., Formicidae). *Anz. Schädlingskde., Pflanzenschutz, Umweltschutz* **72**:72–75.
- STARY, P. – TKALCU, B. (1998): Bumble-bees (Hym., Bombidae) associated with the expansive touch-me-not, *Impatiens glandulifera* in wetland biocorridors. *Anz. Schädlingskde., Pflanzenschutz, Umweltschutz* **71**:85–87.
- STEFFEN, K. (1944): *Untersuchungen an Impatiens glandulifera ROYLE*. Dissertation, Marburg.
- STEFFEN, K. (1951): Zur Kenntnis des Befruchtungsvorganges bei *Impatiens glanduligera* LINDL. Zytologische Studien am Embryosack der Balsamineen. *Planta* **39**:175–244.
- STEFFEN, K. (1952): Die Embryoentwicklung von *Impatiens glandulifera* LINDL. *Flora* **139**:394–461.
- SUKOPP, H. (1962): Neophyten in natürlichen Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. *Ber. deutsch. bot. Ges.* **75**:193–205.
- SYKORA, K.V. (1990): History of the impact of man on the distribution of plant species. In: DI CASTRI, F. – HANSEN, A. J. – DEBUSSCHE, M.

- (eds.): *Biological Invasions in Europe and the Mediterranean Basin*. pp. 37–50. Kluwer Academic Publ., Dordrecht, Boston, London.
- TICKNER, D. P. – ANGOLD, P. G. – GURNELL, A. M. – MOUNTFORD, J. O. (2000): Alien invaders: a case study of competition between *Impatiens glandulifera* and the native *Urtica dioica* in a riparian environment. *Aspects of Applied Biology* **58**:213–220.
- TICKNER, D. P. – ANGOLD, P. G. – GURNELL, A. M. – MOUNTFORD, J. O. – SPARKS, T. (2001): Hydrology as an influence on invasion: experimental investigations into competition between the alien *Impatiens glandulifera* and the native *Urtica dioica* in the UK. In: BRUNDU, G. – BROCK, J. – CAMARDA, I. – CHILD, L. – WADE, M. (eds.): *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*. pp. 185–197. Backhuys Publishers, Leiden.
- TREWICK, S. – WADE, P. M. (1986): The distribution and dispersal of two alien species of *Impatiens*, waterway weeds in the British Isles. *Proceedings EWES/AAB. 7th Symposium on Aquatic Weeds, Loughborough, 1986*, pp. 351–356.
- TRINAJSTIC, I. – FRANJIC, J. (1995): As. *Impatiens–Solidaginetum* M. Moor 1958 (*Calystegion sepium*) u vegetaciji Republike Hrvatske. *Fragmenta Phytomedica et Herbologica* **23**:25–30.
- TROLL, W. (1957): *Praktische Einführung in die Pflanzenmorphologie. Zweiter Teil: Die blühende Pflanze*. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena, pp. 114–118.
- USHER, M. B. (1987): Invasibility and wildlife conservation: invasive species on nature reserves. In: KORNBERG, H. – WILLIAMSON, M. H. (eds.): *Quantitative Aspects of the Ecology of Biological Invasions*. pp. 695–710. Royal Society, London.
- VALENTINE, D. H. (1971): Flower-colour polymorphism in *Impatiens glandulifera* Royle. *Boissiera (Genève)* **19**:339–343.
- VALENTINE, D. H. (1978): The pollination of introduced species, with special reference to the British Isles and the genus *Impatiens*. In: RICHARDS, A. J. (ed.): *The Pollination of Flowers by Insects*. pp. 117–123. Academic Press, London.
- VISNÁK, R. (1996): Synantropní vegetace na území města Ostravy. 1. část. *Preslia (Praha)* **67**(1995):261–299.
- WADE, M. (1995): The management of riverine vegetation. In: HARPER, D. M. – FERGUSON, A. J. D. (eds.): *The Ecological Basis of River Management*. pp. 307–313. John Wiley & Sons Ltd, Chichester.
- WADE, P. M. – DE WAAL, L. C. – CHILD, E. L. – DARBY, E. J. (1994): *Control*

- of *Invasive Riparian and Aquatic Weeds*. NRA Report. International Centre of Landscape Ecology Loughborough. R & D Project Record 294/7W.
- WADE, P. M. (1997): Predicting plant invasions: making a start. In: BROCK, J. H. – WADE, M. – PYŠEK, P. – GREEN, D. (eds.): *Plant Invasions: Studies from North America and Europe*. pp. 1–18. Backhuys Publishers, Leiden.
- WADSWORTH, R. A. – SWETNAM, R. D. – WILLIS, S. G. (1997): Seeds and sediment: modelling the spread of *Impatiens glandulifera* Royle. In: COOPER, A. – POWER, J. (eds.): *Species Dispersal and Land Use Processes*. pp. 53–60. Proc. 6th ann. conf. of IALE (UK), Ulster.
- WALPERS, W. G. (1842): *Impatiens Roylei*. In: *Repertorium botanices systematicae*. Fr. Hofmeister, Lipsiae, Tom. I., p. 475.
- WILLIAMSON, M. (1996): *Biological Invasions*. Chapman and Hall, London, pp. 19–25.
- WILLIS, S. G. – HULME, P. E. – HUNTLEY, B. (1997): Habitat suitability and the distribution of alien weeds of riparian ecosystems. In: COOPER, A. – POWER, J. (eds.): *Species Dispersal and Land Use Processes*. pp. 37–44. Proc. 6th ann. conf. of IALE (UK), Ulster.
- WILLIS, S. G. – HULME, P. E. (2002): Does temperature limit the invasion of *Impatiens glandulifera* and *Heracleum mantegazzianum* in the UK? *Functional Ecology* **16**:530–539.
- WILLSON, M. F. – RICE, B. L. – WESTOBY, M. (1990): Seed dispersal spectra: a comparison of temperate communities. *Journal of Vegetation Science* **1**:547–560.

Javasolt világhálóoldalak

- LINK, F.-G. (2000): Workshop „Indisches Springkraut. Regulieren statt resignieren?“
http://www.uvm.badenwuerttemberg.de/nataweb/berichte/inf00_2_252.htm
 Letöltve: 2002. szeptember 12.
- PFAF (1997-2000): *Impatiens glandulifera*. In: Plants For A Future. Species Database. 1997–2000.
<http://www.comp.leeds.ac.uk/cgibin/pfaf/arr.html?Impatiens+glandulifera>
 Letöltve: 2002. október 3.

- RBGE (2002): Balsaminaceae. In: Royal Botanic Garden Edinburgh: Flora Europaea database. Edinburgh, UK.
<http://www.rbg-web2.rbge.org.uk/FE/fe.html>
Letöltve: 2002. október 3.
- TU–Berlin (2002): Indisches Springkraut (*Impatiens glandulifera*). In: Entwicklung Bewertungskriterien für die Freisetzung gebietsfremder Pflanzen: Wirkung auf Pflanzengemeinschaften und ausgewählte Tiere.
<http://www.tuberlin.de/iob/oekosystemkunde/Neophyten/neoimpiensgl.html>
Letöltve: 2002. október 3.
- WSNWCBO (2001): Policeman's helmet (*Impatiens glandulifera* Royle). In: Washington State Noxious Weed Control Board Office, Olympia, USA.
http://www.wa.gov/agr/weedboard/weed_info/policehelmit.html
Letöltve: 2002. október 3.

Gyalogakác

(*Amorpha fruticosa* L.)

SZIGETVÁRI CSABA, TÓTH TAMÁS

Taxonómia

A hazánkban meghonosodott inváziós gyalogakác tudományos neve *Amorpha fruticosa* L. Leggyakoribb angol elnevezése „false indigo”, de gyakran illetik „bastard indigo” vagy „indigobush” elnevezéssel is (az utóbbi a nemzetség több cserjés megjelenésű tagjára is vonatkozhat). Német neve „Gemeiner Bleibusch”. Magyarországon az erdészek közt a latin névből fordított „ámorfa” vagy „ámor” elnevezés terjedt el, de a méhészek „ámorakácnak” is hívják, emellett a tájnyelvben sokan víziakácként ismerik. A szakirodalom még megemlíti a Diószegi Sámuelről eredő „kinincs” elnevezést, ez azonban ténylegesen nem használatos.

A lombhullató cserjéket és félcserjéket tartalmazó *Amorpha* nemzetség a Fabaceae (hüvelyesek) család Psoraleae tribuszába tartozik. Az Észak-Amerika mérsékelt és szubtrópusi tájain elterjedt nemzetségen belül tizenöt-húszt fajt különböztetnek meg (a legújabb feldolgozás szerint tizenötöt). A fajok megkülönböztetése elsősorban a termés alakja és mérete, a csészecimpák alakja, valamint a szőrözöttség alapján történik. A nemzetség fajai közül az *Amorpha fruticosa* a legelterjedtebb és a legváltozatosabb megjelenésű faj; a nemzetségen belül a legtöbb bizonytalan státusú taxon (faj-alfaj-forma-változat) is az *Amorpha fruticosa* alakkörébe tartozik. Ezeknek körében olyan nagy a bizonytalanság, hogy a legújabb taxonómiai feldolgozás nem is tárgyalja őket. Óshazájában az *Amorpha fruticosa* hibridizálhat nemzetségbeli rokonaival.

A faj változatoságáról az európai elterjedési területén nem készült feldolgozás, de több, az óshazában leírt változatot említenek a kontinensről. A nemzetség több faja megtalálható európai botanikus kertekben, de kivadulásukról vagy nagyobb mértékű kultiválásukról nincs ismeretünk a kontinensen. Magyarországi botanikus kertekben a félcserje *A. canescens* PURSH, a törpecserje *A. nana* NUTT. és a gyalogakáchoz hasonló, de szőrös csészéjű és hüvelyű *A. californica* NUTT in TORR & GRAY előfordulásáról van tudomásunk.

Külső alaktani jellemzők

Legfeljebb 3–4 (egyres adatok szerint hat) méter magasra növő cserje. Tőből kihajtó ágai kezdetben egyenesek, fölfelé törők, később kihajlók. Idős, szabad állású példányai laza ágú, széles bokrokat alkotnak. Az ágak végén egész évben láthatók az előző virágzásból származó termések. Az öregebb ágak állományban fokozatosan elhalnak. Ha elfagy vagy visszavágják, sűrű cserjévé fejlődik. A hajtások száma öt–tíz (tizenhat) darab. Az egész növény (a virágokat kivéve) kellemetlen terpénszagú.

Hajtásai folyton növekednek, bordásak, sárgászöldesek vagy szürkésbarnák. Fiatalon finoman szőrösek, megsebezve vöröses nedvet könnyeznek. Az idősebb hajtások kérge sima, szürkésbarna, kiemelkedő paraszemölcsökkel. Rügyei aprók, barnák, bogárhát alakúak, a szárhoz simulók. Gyakran két rügy áll egymás felett. A 7–20 cm hosszú levelek szórt állásúak, páratlanul szárnyasak, tizenegy–huszonöt (harmincöt) levélkéből állnak. A 15–40 mm hosszú és 7–15 (20) mm széles, rövid nyelvű levélkéik hosszúkás elliptikusak, általában rövid szálkahegyűek, áttetszően pontozottak. A lemez felül sötétzöld, fonákján kissé szürkén szőrös, de kopaszodó. A pálhácskák ár alakúak, elálló, maradó vagy lefeshők. A virágok végálló, 8–15 (20) cm hosszú, tömött, felálló füzérei a hajtásvégeken magányosak vagy kettős–ötös fürtökben nyílnak (fürtönként átlagosan százötven virág). Kicsiny, kellemes illatú virágainak harang alakú csészéje bolyhos vagy majdnem csupasz, cimpái sokkal rövidebbek a csésze csövénél. A felső kettő széles és tompa, az alsó három háromszög alakú és hegyes. Az egyetlen szíromlevél (a csökevényes pillangós virág vitorlája) kékes-ibolya színű, a hosszan kilógó porzókat körülöleli. Termése 6–9 mm hosszú, sarlószerűen görbült, nem felnyíló hüvely, amely egy, ritkán két magot tartalmaz. A hüvely fiatalon zöld, éretten sárgás- vagy szürkésbarna, felszíne kopasz, a kis gyantamirigyektől igen jellegzetesen bibircses. A termés belső oldala fénylő barna, míg tojásdad alakú magja fényes sárgásbarna. Ezermagtömege 6–11 g.

A csíranövények sziklevelei nyilas vállú megnyúlt tojásdadok, élénkzöldek. Az első lomblevelek egy, a későbbiek három levélkéjűek, széles tojásdadok, kissé kicsípett csúcsúak.

Gyökérszete mélyre nyúló, valamint vízszintesen igen kiterjedt, a fel-

színhez közel futó, több méter hosszúságot elérő gyökerekből áll. Gyökérsarjakat normális körülmények között nem hoz létre.

Származás, elterjedés

A gyalogakác Észak-Amerika keleti feléről származik. Az USA délkeleti (Florida, Luisiana, Alabama) és Mexikó északkeleti államaiban őshonos, de eredeti elterjedési területének határai nem pontosan ismertek. Napjainkra elterjedt és gyakori az Egyesült Államoknak a Sziklás-hegységtől keletre eső részén és déli államaiban, jelen van Kanadában és Mexikóban is. Ázsiában Irakból, Pakisztánból, Kínából, Koreából (az utóbbi két országban erőteljesen telepítik) és Japánból vannak megtelepedésére adataink. Európa legtöbb országában (kivéve Írországot, Spanyolországot, Portugáliát, Németországot, Lengyelországot, Skandináviát és a balti államokat) meghonosodott, legkeletebbi adatai Oroszországból és Törökország keleti partvidékéről származnak.

A fajt 1724-ben hozták először Angliába dísznövényként, majd 1750 körül került Európa kontinentális részébe. Magyarországról első adata PRISZTER feldolgozása szerint 1907-ből való. A gyalogakác gyors – gazdasági célú telepítésekkel összefüggő – terjedésének kezdete az első világháború utánra tehető, elsősorban a Tisza és a Duna völgyében. Országos léptékben a legalkalmasabb élőhelyeken már a XX. század közepén jelen volt. Tömeges térhódítása a hagyományos ártéri gazdálkodás megváltozásával függ össze. Újabb keletű terjeszkedését – a rendszerváltással járó mezőgazdasági szerkezetváltás és gazdasági hiátus hatására – a hullámtéri szántók felhagyása, a legelő és takarmányozott állattállomány csökkenése hozta magával.

A gyalogakác hazánkban jelenleg szórványosan szinte mindenütt megtalálható. Tömeges előfordulása a Nagyalföldre, elsősorban a Tiszának és mellékfolyóinak, valamint a csatornáknak a völgyére jellemző. A Duna mentén általában ritkább, de a Mohácsi-sziget térségében már tömeges állományai vannak. A Dráva menti ligeterdőkben szórványos. A Dunántúlon és a hegyvidékeken, akárcsak az Alföld folyóktól távol eső részein, általában sövényekben, régebbi telepítésekben, valamint főként másodlagos, nyílt területeken elvadulva fordul elő. Terjedése az alkalmas helyeken jelenleg is folyamatos.

Életciklus, életmenet

Rövid életű, hamar termőre forduló faj. Megfelelő termőhelyen a csírázás évében 25–35, második évben 60–120 cm magasra nő. Folyóhordalékon a növekedése sajátos lehet: az első éves hajtások a következő tavasszal az áradás következtében gyakran elfekszenek, rajtuk a náduszokból egy-három új, felfelé törő új hajtás fejlődik. A második évben ezeknek a növények a gyökérzete megvastagszik, újabb hajtások jelennek meg, amelyeknek száma négy-hét, magasságuk eléri a 70 cm-t. A harmadik évben a növények hajtásszáma tíz-tizenkettő, magasságuk 100–150 cm. Virágot először az ötödik életév körül fejleszt.

Lombfakadása és a visszavágott tövek sarjadzása májusban indul. Virágzási ideje június-július, de az előző évben lekaszált tövek esetében ez kb. egy hónapot csúszik. Elvéve szeptemberben is megfigyelhető a virágzása. A termések beérése augusztus végén kezdődik. A terméshullás folyamatos, még a következő nyáron is maradnak termések az erősebb hajtások virágzatain. Leveleit október végére lehullatja. Hajtásai télen gyakran visszafagynak.

A gyalogakác virágai rovarmegporzásúak. HEGI szerint lehetséges az önmegporzás, de hazai vizsgálatok során, amikor egész virágzatokat izoláltak, elmaradt a megtermékenyülés (ez nem zárja ki az önmegporzás képességét, de a megporzó rovarok jelenléte szükséges lehet). Rokonánál, az *A. californicánál* kétévenként van nagyobb termés. Hazánkban megfigyeltek olyan állományt, amely adott évben, szemben az előző évvel, egyáltalán nem hozott termést. Egy tíz hajtással rendelkező átlagos növény több mint tizenkétezer termést hoz évente. A termések a vízzel képesek terjedni, kezdetben hosszú ideig a felszínen lebegve, majd lesüllyedve. Feltehetőleg állatok is terjesztik.

A magvak éréskor azonnal csírázóképesek, azonban később a kiszáradással a magháj ellenállása miatt nyugalmi állapotba kerülnek. Csírázóképességüket három-öt évig őrzik meg szobahőmérsékleten, alacsonyabb hőmérsékleten tovább (terepi adatok nem ismertek). Kísérletes adatok szerint forró vizes vagy enyhe savas kezelés, valamint a mechanikai szkarifikáció jelentősen megnöveli a csírázási arányt. Csemetekerti neveléshez a 0,8 cm vetésmélységet és 30/20 °C – a napszakoknak megfelelő – váltakozó hőmérsékletet ajánlják. A kis optimális vetés-

mélység jól magyarázza azt a megfigyelést, hogy száraz termőhelyen vagy könnyen kiszáradó talajban rosszul újul a növény. Sötétben gyengén csírázik. Saját (közepesen árnyékos) állományaiban a magvak csírázásnak indulnak, 2–3 cm-es gyököcske fejlesztése után azonban megreked a fejlődésük (ebben allelopátiás okok is szerepet játszhatnak).

A növény töből erőteljesen sarjadzik. Gyökérsarjakat rendes körülmények között nem hoz, de egyes megfigyelések szerint erős, a növény föld alatti részeinek feldarabolásával járó talajmunkák után gyökérből is hajthat. Dugványozással is és bujtással jól szaporítható. Hasonló vegetatív szaporodási módnak természetes körülmények között is van jelentősége, ugyanis az ártereken elfekvő vagy akár a leszárzózózott ágakból a csomókon kihajt a növény.

Termőhelyigény

Spontán nagy tömegű megjelenése elsősorban laza talajú, időszakos elöntést kapó, nem túl árnyékos élőhelyeken várható. Igen jellemző tehát folyó menti fűz-nyár ligeterdőkben (az alacsonyabb térszín fűzes állományaira kevésbé jellemző), nemes nyárasokban, nyitottabb keményfa-ligetekben, valamint szegélyeiken, tisztásaikon és irtásaikon. Tömegeesen megjelenik ártéri magaskórós gyomtársulásokban és felhagyott szántókon, csatorna- és tópartokon, kezeletlen töltésoldalakon, ártéri ecsetpázsitos kaszálóréteken, legelőkön, üde cserjésekben, fűzmocsarakban. A bokorfűzes és az iszapnövényzetben a helyzete – megfigyeléseink szerint – ellentmondásos: egyes szakaszokon ezekből az övekből szinte teljesen hiányzik, másutt viszont teljesen homogenizálta a bokorfűzesek élőhelyeit. Valószínű, hogy vízjárásbeli vagy talajtani eltérések okozzák ezt a különbséget. Nem túl erősen szikes réteken, pusztákon és mocsarakban is terjed, főként a csatornák kikutort iszapján, jellemzően alkalmi vízfolyásokat és megújuló talajfelszíneket követve.

Kevésbé jellemző pangó vizes területeken. Lápos élőhelyekre és égeresekbe csak akkor hatol be, ha azok amúgy is kiszáradóban vannak. Magas sásos mocsárrétekbe és nádasokba is csak korlátozottan települ be. A nem folyóvizekhez kötött területek közül megfigyelték terjedését különféle erdőszéli cserjesávokban, fényben gazdag erdőkben (erdőssztyepp-állományokban is!), bokorerdőkben, száraz legelőkön,

sziklagyepekben, valamint nagy tömegben különféle másodlagos és rontott területeken.

Telepítve a legváltozatosabb helyeken sokfelé előfordul sövényként, rézsűkön, fasorokban. Régebbi erdőtelepítések eredményeként általában szélsőséges termőhelyeken találkozhatunk vele nagy tömegben, így szikeseken, homokon, karszton, az utóbbi két helyen gyakran fenyő alá telepítve.

A gyalogakác a számára leginkább kedvező jó vízellátottságú, tápanyagban gazdag, laza talajú, nyílt élőhelyek mellett igen szélsőséges viszonyok között is megél, és bőséges termést hoz. Mélyre hatoló és kiterjedt gyökérzete miatt száraz futóhomokon, III. osztályú szikeseken, bár kisebb méreteket ér el, teljes életciklusát kiteljesíti. Újulata azonban, bizonyára a rossz csírázási feltételek miatt, száraz homokon alig van. Sziklás vázталajon is korlátozott a növekedése, de itt megfigyelték spon-tán terjedését. A szárazságot jól tűri, ami elsősorban jó ozmoregulációs képességéből adódik. Kínában végzett vizsgálatok alapján a szárazságtűrése körülbelül a homoktövisével (*Hippophae rhamnoides*) azonos. Az előntést hosszabb ideig is elviseli. Kivételesen hosszú ideig tartó, a növényeket teljesen ellepő áradások azonban jól fejlett állományait is képesek kiölni. Több helyről beszámoltak arról, hogy a hullámtéri jégzajlás nagyobb területekről kipusztította. Az erősen ingadozó vízjárást a tapasztalatok szerint nem jól bírja, és a pangó víz sem kedvező a számára. Fényigényes növény, azonban a fiatalokuktól fogva árnyékban növekvő állományai életképesek maradnak akár a fölöttük erősen bezáródó erdő alatt is. Az ilyen egyedek alacsonyok maradnak, vesszőik vékonyak, virágzatot gyengébben fejlesztenek, de így is hoznak termést. Idősebb, nagy termetű egyedei viszont a fölējük növekedő erdő árnyékolásának hatására elpusztulnak. Tűzek után a növény újrasarjad.

Biotikus interakciók

Allelopátiás és kompetíciós jelenségek, állománydinamika

A gyalogakác terpenoid, fenoloid és alkaloid jellegű allelopaticus vegyületeket tartalmaz. CSISZÁR ÁGNES előzetes vizsgálatai szerint a levelek vizes kivonata mintegy 50%-kal csökkentette a mustármag csírázási arányát. Az allelopaticus jelenségeknek valószínűleg természetes

körülmények között is jelentősége van; minden bizonnyal hozzájárul a zárt gyalogakácosok fajszegénységéhez, valamint ahhoz, hogy ritkább állományokban a tövek környéke feltűnően szegényes növényzetű.

A záródó gyalogakácos az alacsonyabb növényeket (lágyszárúakat, fák és cserjék újulatát) erős árnyalásával elnyomja. Gyökérkonkurenciája is erős. A gyalogakác csíranövényeit viszont a zárt, intakt, magas fűvű gyep elnyomja. A felnőtt gyalogakácot a magasabbra növő fák záródó állománya szoríthatja ki árnyalással, és a növényeket nagy tömegben ellepő kúszónövények (szőlők – *Vitis sp.*, komló – *Humulus lupulus*, szedér – *Rubus sp.*, süntök – *Echinocystis lobata*) is csökkentik a vitalitását. Több megfigyelés szerint a zöld juhar (*Acer negundo*) közvetlen közelében a gyalogakác hiányzik vagy csenevész növekedésű az egyébként nyitottabb területeken is.

Egyfajta intraspecifikus kompetíció és ezzel összefüggő sajátos állománydinamika is jellemzi a gyalogakácot. A kedvező termőhelyen növő időseődő gyalogakác állományában a tőszám fokozatosan csökken, és megszűnik a csírázás. A megmaradó egyedek alsó ágai fokozatosan elhalnak, majd a huszonöt-harminc éves gyalogakácosban foltokban „összeomlás” következik be. Az elpusztuló egyedek helyén (ezt a folyamatot rendszerint megelőzi és valószínűleg sietteti az, hogy a süntök – *Echinocystis lobata* – az ilyen egyedeket teljesen elborítja) megindulhat a konkurens fásszárú fajok betelepődése. Idővel a teljes állomány összeomlik, és a gyalogakác által hosszú ideig uralt élőhely fokozatosan ligeterdővé alakul (hasonló szukcessziós irányt – bár a folyamatok részletezése nélkül – vázoltak fel a Pó-síkságról, Olaszországból).

Fogyasztók és kórokozók

A gyalogakác minden része rovarok számára erősen mérgező és taszító hatású anyagot tartalmaz, amelynek legfőbb komponense a rotenoid csoportba tartozó amorfigenin (8'-hidroxi-rotenon). Ennek következtében csak kevés számú, többé-kevésbé specializált fogyasztója van. Amerikában tíz lepkefaj (*Agonopterix dimorphella* CLARKE, *A. argillacea* WALSINGHAM, *Automeris io liliith* STRECKER, *Catocala amestris* STRECKER, *C. consors* ABBOT et SMITH, *Dasylophia anguina* ABBOT et SMITH, *Epargyreus clarus* CRAMER, *Achalarus lycidas* ABBOT et SMITH, *Zerene caesonina* STOLL, *Walshia amorphella* CLEMENS – egyesek gubacs képzők) és három zsiszika-faj (*Acanthoscelides pallidipennis* MOTSCH., *A. submuticus* SHARP, *A. flori-*

dae HORN) ismeretes fogyasztójaként. Európában, így Magyarországon, közülük csak az *Acanthoscelides pallidipennis* bogárfaj telepedett meg (első adata 1972-ből való), emellett két pajzstetűfajt (*Eulecanium corni* LEON, *Neopulvinaria imeretina* HADZ.) figyeltek meg rajta.

Hazánkban az egyetlen megfigyelt rovarfogyasztó az *Acanthoscelides pallidipennis* zsizsikfaj, amely napjainkra az egész országban jelen van, és nagy tömegben figyelhető meg a gyalogakác állományain. Ez a bogárfaj magpredátorként fertőzi a fejlődő és a már száraz lehullott terméseket is. A felnőtt példányok virággal táplálkoznak. Eredeti hazájában igen nagy – 30–90%-os – pusztítást is okozhat a természetben, nálunk azonban nem haladja meg, sőt, általában jóval alatta marad a 40%-nak (az adatok nem tartalmazzák a már lehullott termésekben okozott pusztítást). A bogárnak nálunk egyelőre nincs számottevő parazitoidja. Jelentősége az invázió folyamatának korlátozásában nem ismert, de valószínűleg nem nagy.

A legelő állatok számára a gyalogakác nem mérgező, leveleit, vesszőit fogyasztják, szarvasmarhával, birkával, kecskével legeltethető. Egyes vizsgálatok szerint a kecskék kezdeti elfogadás után inkább elutasították a növényt. A vad nem szívesen fogyasztja.

A gyalogakácon foltos levéllehalást előidéző gombabetegségek figyelhetők meg hazánkban, Amerikából konkrét kórokozó említése nélkül lisztharमत és levélrozsdat említenek. Vírusos vagy mikoplazmás eredetű betegségek – farák, blasztómánia – is előfordulnak.

Mutualizmus, szimbiózis

A gyalogakác megporzását hazánkban elsősorban a mézelő méh (*Apis mellifera*), valamint magpredátora, az *Acanthoscelides pallidipennis* végzik. Mint a hüvelyesek általában, a gyalogakác is nitrogénköti baktériumokkal él szimbiózisban, gyökérgümőiből a *Mesorhizobium amorphae* WANG et al. fajt írták le Kínából. Mikorrhizájáról nem találtunk adatot.

A faj gazdasági jelentősége

Hasznosítás

A gyalogakácot erős gyökérzete miatt hatékonyan használják homokkö-

tésre, erózióvédelemre, meredek rézsűk megkötésére. Részben nagy olajtartalma miatt nagyon jó tüzelő, ezért főként a fában természetből fogva szegény helyeken energiaerdőként telepítik (pl. manapság Kína egyes részein, de régebben hazánkban is). Felhagyott bányák rekultivációjára is használják. A nagyon rossz minőségű talajokat nitrogénkötő képessége révén valamelyest javítja. Szélfogó sávként is ültetik, azonban erre laza koronája miatt kevésbé alkalmas. Felhasználható almozásra, zöldtrágyának, komposztnak. Tápértéke a kiemelkedően nagy fehérjetartalma miatt nagy. Görögország száraz, felföldi vidékein a nyári hónapokra állati takarmánnyként való hasznosítására végeztek biztató kísérleteket. Vesszője a Körösök mentén vagy a Felső-Tiszán jelenleg is a koszorúkészítés, kerítésfonás alapanyaga. Olaszországban kosarat és demizsont is fontak belőle. Vesszőit szalonnasütéshez nyársnak használnak. Magjai összetörve fűszerként alkalmazhatók, Kínában pedig a belőle nyert olajat glicerinnel előállítására használják. A növény kis mennyiségben indigópigmentet tartalmaz, ezért kék festék előállítására használták, azonban ez nem bizonyult gazdaságosnak. A növényből származó számos, a gyógyászatban esetleg alkalmazható vegyülettel végeznek kísérleteket. Dísznövényként is ültetik. Hazánkban elsősorban jó mézelőképessége miatt kedvelik, a tiszta ámorakácméz ára azonban kb. 30 %-kal alatta marad az akácénak.

Kínában a gyalogakácot inszekticid tulajdonságai miatt *biológiai védekezésre* is használják a *Trematodes grandis* nevű mezőgazdasági és erdészeti kártevő bogár ellen. A növényt csemetekertek és faültetvények köré telepítik, mert magához vonzza, majd méreganyagaival elpusztítja a rovar lárváit.

Károk

A gyalogakác erőteljesen gátolhatja az erdőfelújítást. Ahol tömeges, ott gyors kezdeti növekedésével elnyomja a fiatal fákat, és csak igen nagy költséggel szorítható vissza. Az ártéri erdők felújításánál nagy gondokat okoz. Az erdészet szinte egyértelműen gyomfajnak tekinti. A gátrendszereken elburjánzó állományainak gyökérzete gyengíti a töltések állagát, és a folyó menti munkagép-felvonulási sávokat is járhatatlanná teheti. Gyorsítja a csatornák és fokok eltömődését.

Összességében gazdasági szempontból nincs olyan tulajdonsága, amely indokolná jelenlétét. Gyakorlatilag minden felhasználási területen kiváltható őshonos vagy ártalmatlan idegen fajokkal.

A faj természetvédelmi jelentősége

A gyalogakác terjedése legnagyobb átalakító hatással az ártéri természetes fátlan és cserjés növényzetre van. Az áradások alkalmával szétterített termései révén ezeket az élőhelyeket ellepi. Kaszálókon, legelőkön felnövekedve kezelés híján egyeduralkodóvá válhat, főleg akkor, ha az illető gyepek ellenálló képességét előzőleg a kezelés hiánya (ez a legjellemzőbb), vagy a helytelen kezelés (pl. túllegeltetés), vagy a hosszan tartó árvíz meggyengítette. A növény sűrű, több méter magaságúvá növekvő, átjárhatatlan bozótja alatt nem vagy csak nagyon kis arányban képesek túlélni a gyepfajok. Az eredeti fészkelők (pl. haris) és a nyílt területeken táplálkozó ragadozó madarak számára is alkalmatlanná válik az élőhely, és általában is igen szegényes a homogén gyalogakácos állatvilága. A nagy testű emlősfajok (őz, szarvas) számára az ilyen állomány jóformán átjárhatatlanná válik. Ezek a zárt, monodomináns gyalogakácosok hosszú ideig szukcessziós elnyelő állapotot, egyfajta „zöld sivatagot” jelentenek a hullámtereken.

A gyepeket, ereket, csatornákat, mocsarokat, erdőket szegélyező üde cserjés vegetációban és a mocsári jellegű rekettyefüzesekben is folyamatosan felváltja a természetes fajokat a gyorsan növekvő gyalogakác. Az ártéri erdőkben, elsősorban a puhafaligetek kissé magasabb térszíni nyárfás zónájában is a természetes cserjeszint és újulat rovására terjed, azonban itt a természetes vegetációra kifejtett árnyékoló és egyéb negatív hatása alatta marad a zöld juharének (*Acer negundo*) és az amerikai kőrisének (*Fraxinus pennsylvanica*). A keményfaligetekben és a puhafaligetek alacsonyabb, füzesebb zónájában kisebb borításban van jelen. Nagy problémákat mindezeknek az erdőknek a nagy kiterjedésű, tarvágásos letermelése után okoz, amikor megfelelő óvintézkedések híján igen gyorsan elszaporodik, és egyeduralkodó állományai jönnek létre. Az ilyen állományokban az erdő természetes felújulása hosszabb időre lehetetlenné válik. A hullámtereken kívül, egyes nem túl szélsőséges jellegű nyílt vagy csak részben zárt természetes élőhelyeken, megfelelő kezelés híján a gyalogakác lassú előrenyomulására kell számítanunk a természetes fajok rovására. Egyébként általában minden másodlagos vagy rontott élőhelyen gátolja a természetes helyreállási folyamatokat.

Természetközeli területeken a növény esztétikai szempontból is tönkreteszi a tájat, ezáltal a bemutatóövezetek funkciójukat veszti. A turisztikai tanösvényeket is rendszeresen benövi a nyitottabb helyeken, járhatatlanná téve azokat.

Természetvédelmi kezeléssel kapcsolatos ismeretek¹

Stratégiák

Országos léptékben a legfontosabb teendő a gyalogakác további terjedésének megelőzése. A további telepítés és természetbe vonás még az invázióval kevésbé veszélyeztetett területeken sem kívánatos, a meglevő kisebb állományokat fel kell számolni, a kis elszigetelt populációkat véglegesen ki kell irtani. Célirányos kutatásoknak kell feltárnia, elsősorban az ártéri területeken, hogy pontosan milyen körülmények teszik lehetővé és melyek gátolják a faj spontán meglepedését, és a későbbi nagyszabású vízrendezési terveknek milyen hatása lehet a faj további terjedésére. Országos szinten a gyalogakác féken tartása csak a teljes vízgyűjtő területre kiterjedő tervezéssel oldható meg az ártereken.

A természetvédelmi kezelés módjának meghatározása előtt a gyalogakáccal fertőzött vagy inváziójának folyamatosan kitett területeken mindig mérlegelni kell, hogy mi a kívánatos és reális célállapot. Mivel a gyalogakác főként ártereken a teljes tájat folyamatosan szennyezi, a kezelés csak ésszerű táji tervezéssel oldható meg. Az erdők, gyepek, szántók stb. aránya, táji elrendezése nagyban befolyásolja a gyalogakác fékentarthatóságának lehetőségét. A propagulumnyomás mérséklésére a teljes táji egység léptékében szükség van, ezért ahol van rá lehetőség, olyan művelési és kezelési módokat részesítünk előnyben, amelyek a kívánatos táji sokféleség fenntartása mellett csökkentik azt. Így adott esetben még védett területen is ésszerűbb lehet egy rendesen kezelt szántó vagy haszonerdő fenntartása, minthogy ugyanott egy nyílt élőhely legyen, ahol anyagi vagy egyéb erőforrások híján nincs kezelési lehetőség a gyalogakác elszaporodásának meggátlására.

Az egyes élőhelyek tekintetében eltérő célállapotok jelölhetők ki. Amennyiben egy olyan élőhelyen, ahol már erős gyalogakác-állomány van, és nincsenek forrásaink költséges beavatkozásra, erdő kialakítása lehet a reális cél. Ez esetben hosszabb távon rábízhatjuk magunkat a természetes állománydinamikára és szukcesszióra (ebben a folyamatban a gondot csak a hosszú erdőszedési fázis alatt is tömegesen terjedő termés jelenti). Gyepes élőhely fenntartásánál viszont mind a betelepülés megelőzésére, mind a visszaszorításra aktív és folyamatos beavatkozásra van

¹ SZIGETVÁRI CSABA, TÓTH TAMÁS és VARGA SZABOLCS munkája – A szerkesztők.

szükség. Erdőterületeken, amennyiben a kitermelés mellett folyamatosan fenn akarjuk tartani az erdőt, a fakivágás előtt tervezett és aktív módon meg kell előzni, hogy a gyalogakác gyorsan felújuljon a vágásterületen, vagy a telepítéseknél kell speciális technológiát alkalmazni.

Technológiák

Jó sarjadzóképesége miatt a gyalogakác mechanikailag nehezen irtható. Megelőző kezelésként gyepekben mind a legeltetés, mind a rendszeres kaszálás hatékonynak látszik. Hullámtéri parlagszántókon is megelőzi a gyalogakác betelepülését, és jól szolgálja a természetes gyepesedést az évi kétszeri kaszálás. A már előzőnlött réteken a nagyra nőtt bozótot szárzúzóval kell eltakarítani. Idősebb állományt erdészeti cserjeirtóval lehet lezúzni; ilyenkor a téli, fagyos időben végzett kezelés a legalkalmasabb, amikor az ágak könnyen törnek. A nagyon fejlett állományt motoros fűrészsel lehet levágni. Ahol az erős gyalogakácok alatt semmi érdemleges természeti érték nem maradt, ott a következő nyár végén (mikor már sok energiát használt el a növény) újabb zúzást végzünk, közvetlenül utána a területet fölszántjuk, amit erdészeti tárcsával való kezelés követ, és célszerű egy gyökérfésülést is végrehajtani. A regenerálódó területen azután az évi kétszeri kaszálás (az első években, amíg még erős a növekedés, újabb szárzúzás) megakadályozza a további bőséges termésérést, és hosszú ideig alkalmazva a bokrok kiritkúlnak, alacsonyabbak lesznek. Már 60-80%-osra csökkent borításnál megfigyelhető a gyepek fokozatos regenerációja (ha van elegendő mennyiségű túlélő propagulum vagy külső utánpótlás), ahol pedig 30-40%-nál kisebbre csökken a gyalogakác kaszálás előtti legnagyobb borítása, már jó szerkezetű fajgazdag gyepek képesek megélni a megfelelő állatvilággal együtt. A folyamat siettethető, ha a szomszédos kaszálókról származó, nem fertőzött szénát terítünk a területre. Ezzel szemben az általános magkeverékekkel való gyeptelepítés csak árvizek által nem vagy csak ritkán és rövid időre elöntött területeken kifizetődő. Az első kaszálást júniusban célszerű végrehajtani, de harisós élőhelyen ezt július közepéig kell halasztanunk. A második kaszálás ideális időpontja augusztus vége: ilyenkor a tövek még egyszer elkezdenek kihajtani, de ezek a hajtások azután elfagynak, tovább gyengítve a növényeket. Ha a területen a kaszálás kívánatos időpontjával azonos időben virágzó értékes növényfajok vannak (pl. ősszel a Tisza-parti margitvirág – *Leucanthemella serotina*), akkor vagy elhalasztjuk a kaszálást, vagy a megóvandó töveket előzetesen megjelöljük, és külön (akár kézzel) kaszáljuk le a növényzetet körülöttük. Másik megoldás a letakarított terület folyamatos legeltetése. Erre jelen-

leg szarvasmarhával (a speciális tájképi és élőhelyi adottságokra tekintettel főként szürke marhákkal) és juhokkal végeznek az ország több részén kísérleteket. A hektárra számított legelő állatok száma a terület állapotától és fertőzöttségétől függően változó. Hátránya a folyamatos legeltetésnek, hogy túllegeltetés esetén a terület elgyomosodik, és az értékes fajokat is kilegelhetik az állatok. A kezelést ilyenkor tisztító kaszálásnak kell kiegészítenie. Általánosságban a fajgazdagabb gyepek, mindezekelőtt a tradicionális kaszálók esetében mind megelőzésre, mind a regeneráció elősegítésére kaszálást érdemes alkalmazni. A gyalogakáccal nagymértékben fertőzött területeken egységes, táji-tájképi célú regenerációra viszont a legeltetés lehet alkalmasabb. Cserjések, rekettyefüzesek kezelésére egyik módszer sem látszik megfelelőnek, itt egyedileg kell irtani a töveket. Egyelőre nincs rá adatunk, hogy mechanikailag teljesen el lehet-e tüntetni a növényt egy területről. Szárazabb élőhelyeken valószínűleg kisebb a sarjadzási erély, ezért ott valószínűleg gyorsabban érhető el a kívánt eredmény. Egyetlen, Görögországból származó kvantitatív adatunk szerint szemiarid körülmények között nyolc éven keresztül tartó, évenkénti egyszeri visszavágás mindössze 23%-kal csökkentette a növény magasságát (a kontroll ezen az élőhelyen csupán 160 cm átlagmagasságot ért el), az átlagos biomasszáét viszont kb. 80%-kal.

Az erdőkben kerülendő a nagy területekre kiterjedő tarvágás. A véghasználat előtti vegetációs szezonban (esetleg már az azt megelőző évben) célszerű megkezdeni a cserjeszintben a gyalogakác irtását a magaszórás megakadályozására. Legkésőbb a letermeléssel egy időben mindenképpen le kell irtani a növényt, máskülönben a terület felnyílásával nagyon megerősödik, és igen erős magaszórását végez.

Erdőfelújításoknál a gyalogakác felnövekvése megelőzhető a térszintnek és a hidrológiai viszonyoknak megfelelő fajkészletből kialakított természetes elegyarányú, másodlombkorona- és cserjeszinttel rendelkező erdő szokásosnál sűrűbb telepítésével (nagy egyedszám, kis tőtávolság). Fontos, hogy mivel a fákkal együtt a cserjeszint fajait is betelepítjük, a lassabb kezdeti növekedésű fafajok – pl. tölgy – esetében fejlettebb töveket telepítsünk. Az ilyen telepítésekben csak az első egy-két évben kell gyomtalanítást végeznünk, utána a fák és gyorsan növekvő cserjék együttes borítása már elegendően nagy lesz a gyalogakác kizárásához, az ideális állománysűrűség pedig természetes módon kialakul.

Ha a gyalogakácnak az adott területről való teljes eltüntetése a cél, indokolt a vegyszeres kezelés. A gyökérzetbe is jutó – *glifozát* hatóanyagot tartalmazó – herbicidekkel a faj hatékonyan irtható. A vegyszert kivágott, lezúzott növények vágásfelületére vagy az ép növények levelére kell eljuttatni. Összességében elmondható, hogy elszigetelt, folyamatos invázióval nem veszélyeztetett helyeken a vegyszeres kezelés végleges megoldás lehet, de pl. hullámtereken, ahol a propagulumok tömegesen és szüntelenül termelődnek, ez az eljárás is csak ideiglenes helyzetet teremt, és időről időre meg kell ismételni. Ilyen helyeken a nagy kockázattal járó ismétlődő vegyszeres irtás helyett a továbbiakban kíméletesebb megoldások folyamatos alkalmazásával kell megelőzni az inváziót.

A gyalogakác (*Amorpha fruticosa*) ellen 2001-ben folytak hazai kísérletek gyepterületen. A totális hatású *glifozát* hatóanyagú készítmények helyett a kísérletben a GARLON 4E (*triklopyr* hatóanyag), a TROPOTOX (*MCPB* hatóanyag) és a LONTREL 300 (*3,6-diklór-pikolinsav* hatóanyag) készítmények szerepeltek.

A nagy kiterjedésű, 400 m² területű, összefüggő foltokat permetezéssel kezeltük. A gyalogakác egyes hajtásai a karvastagságot meghaladták, tehát nagyon idős, maggal és sarjakkal terjedő telepek voltak. A kísérleti terület ártéren, a kezelés ideje alatt a nyílt víztől 150–200 m-re volt. A kezelést késő nyáron végeztük. A kétszikűekre szelektív hatóanyag miatt a gyeppel nem károsodott. A kora tavaszi geofiton növények már régen visszahúzódtak, így a kezelésnek nem volt rájuk hatása. A kiértékelést a következő vegetációs időszak elején végeztük a kihajtott, kilevelsedett hajtások arányának vizsgálatával. A legjobb eredményt a GARLON 4E adta, ugyanis az újrakhajtás nem érte el a 10%-ot. A LONTREL 300 után az újrakhajtás 20–30%-os, a TROPOTOX esetében 50%-os volt.

Az erőteljes foltok/csoportok elpusztításánál az idős növényállományt el kell távolítani, majd az újraképződött fiatal hajtások ellen célszerű a vegyszeres védekezést elvégezni. A kombinált védekezés – mechanikai és kémiai – két-három év alatt teljes megoldással járhat, a legeltetéssel és a rendszeres visszavágással szemben, amellyel a növény kondíciója csökkenthető, de végleges eltávolítása nem érhető el. A vegyszeres irtást követő új megtelepedés hagyományos eszközökkel meggátolható.

A kísérletben kipróbált készítmények közül a GARLON 4E a legperspek-

tivikusabb a vizes körülmények közötti gyors, a természeteshez közel álló huminsavakká bomlása miatt. A kísérletek permetezéstechnikai, dózis- és kijuttatási időszakra vonatkozó fejlesztése, folytatása javasolt.

Hibalehetőségek a kezelés kapcsán

A szinten tartó vagy lassú visszاسzorítást eredményező legeltetésnél vagy kaszálásnál a kezelés kimaradása akár egyetlen szezonban többéves visszaesést okozhat, ugyanis a tövek újra megerősödnek, magszórásuk megsokszorozódik, és a már megtisztult területeken újulat is létrejöhet. Sajnos, a kezelés néha a kedvezőtlen vízjárás miatt szükségszerűen kimarad, miközben a stresszhelyzetben levő területre az árvíz nagy mennyiségű propagulumot szállíthat. Ilyen helyzetekben mielőbb korrigálnunk kell az elmaradást. Jellemző hiba a kaszálásnál az is, hogy a terület szélein egy hosszabb-szélesebb sáv vagy a gép fordulásánál egy sarok kimarad. Következő alkalomra itt már annyira megerősödik a gyalogakác, hogy a kaszálógép bele sem megy. Így a terület szélein gyűrűszerűen terjedve évről évre egyre több területet hódít meg a növény, és néhány méteres, erős magszórásra képes „sövények” jönnek létre.

Legeltetéskor fontos elkerülni a túlzott elgyomosodást (pl. a taposáskedvelő *Xanthium italicum* vagy az *Asclepias syriaca* több helyen megfigyelhető elszaporodását), az értékes fajok kilegelését, valamint az ellenálló képesség gyengüléséhez vezető túllegeltetést.

Gyakran elárasztódó hullámtéri parlagszántókon általános magkeveréssel való gyeptelepítés, gyalogakácodosást megelőző módszerként általában nem javasolható. Ennek az az oka, hogy a néhány éves periódusonként bekövetkező, hosszan tartó árvizek kiölik a nagy költséggel telepített gyepet. Ennek helyén azután az árvíz levonulása után a farkasfogas alluviális gyomközösség fajai szaporodnak el, majd rövidesen a gyalogakác hódítja meg a területet. Célszerűbb tehát az árvizekkel szemben nagyobb ellenállású természetes gyep spontán (bár lassabb) megtelepülését elősegítő évi többszöri kaszálást végezni.

A vegyszeres kezelés kapcsán a következőkre kell figyelni. Természeti területeken és általában élő vizek közelében a permetezés mindenképpen kerülendő, ezért a vegyszert lehetőleg egyedi kenéssel kell kijuttatni, amelynek nagyobb a munkáigénye, és esetenként így sem zárható ki teljes biztonsággal a környező növényzet károsodása. Védett területeken

minden esetben javasolt az előzetes szakmai-természetvédelmi kockázatfelmérés és az utólagos monitorozás. A vegyszerhasználat a folyóvizek közelében egyébként is fokozott környezeti kockázatot jelent, és a gyalogakác imétlődő megtelepedése esetén amúgy sem tekinthető végleges megoldásnak.

Köszönetnyilvánítás

A fejezet megírásakor publikálatlan információk, tapasztalatok és szakirodalom szolgáltatásával különösen nagy segítségünkre voltak: SIPOS FERENC, VIRÓK VIKTOR, MOLNÁR ATTILA, SZENTESI ÁRPÁD, BALOGH LAJOS, BÁRTOL ISTVÁN, STEFAN TOEPFER és MOLNÁR GÉZA. Külön köszönetünket szeretnénk kifejezni CSISZÁR ÁGNESNEK az allelopátiával kapcsolatos adatokért. Az említetteken kívül még sokan osztották meg tapasztalatukat a növényvel kapcsolatban, amit ezúton is köszönünk.

Bibliográfia

A gyalogakác biológiájáról és az ellene való védekezésről aránylag kevés szakirodalmi adat áll rendelkezésre. A fejezet megírásakor ezért gyakran támaszkodtunk természetvédelmi és botanikus szakemberek személyes közléseire, saját megfigyelésekre, valamint internetes forrásokra. Mindez arra vezethet, hogy egyes megállapítások ellentmondhatnak mások személyes tapasztalatainak, de egyben, reméljük, felhívja a figyelmet a további kutatások igényére.

Monográfiák: A fajjal foglalkozó egyetlen monografikus feldolgozás: GENCSI – VANCSURA (1992), További rövidebb összefoglalók: MAGYAR (1960), BARTHA (1999). **Taxonómia:** WILBUR (1975), PALMER (1931). **Morfológia:** ld. a taxonómiai szakirodalmat, emellett részletes leírás: BARTHA (1997), a gyökérszetről: MAGYAR (1961). **Származás és inváziótörténet:** Amerika: WILBUR (1975), USDA NRCS (2000), világ: ZAVAGNO – D’AURIA (2001), Európa: TUTIN ET AL. (1996), HEGI (1975), Magyarország: PRISZTER (1997), SZENTESI (1999), BARTHA – MÁTYÁS (1995). **Életciklus, életmenet:** csírázás és szaporítás: ZASADA – MARTINEAU (é.n.), DREESEN – HARRINGTON (1997). Reprodukcióval kapcsolatos adatok: SZENTESI (1999). Sarjadóképességről és produkcióról: PAPANASTASIS ET AL. (1998), AINALIS – TSIΟΥVARAS (1998). Időjárási változók a növekedésre gyakorolt hatásáról: PAPANASTASIS ET AL. (1997). **Termőhelyigény:** SOÓ (1966), szárazságtűréséről: PEI-BAOHUA – ZHOU-BAOSHUN (1993),

részletes társulástani feldolgozás: ZAVAGNO – D’AURIA (2001). **Biotikus interakciók:** allelopátia: SZABÓ (1997), ELAKOWICH – WOOTEN (1995), rovarfogyasztóiról legbővebben: SZENTESI (1999), a gyalogakác-zsizsikről: ROGERS – GARRISON (1975), TUDA ET AL. (2001), gubacslepkéjéről: BRANDHORST (1962). Rovarellenes vegyületeiről: BRETT (1946), GOMBOS – GASKÓ (1977), CROMBIE ET AL. (1973). Betegségekről: PACLT (1984). Nitrogénkötő baktériumáról: WANG ET AL. (1999). **A faj gazdasági jelentősége:** általános összefoglaló: PLANTS FOR A FUTURE (é.n.). Takarmányként való termesztéséről: PAPANASTASIS ET AL. (1997, 1998), AINALIS – TSIΟΥVARAS (1998), PAPACHRISTOU ET AL. (1999). Egyéb felhasználásokról: WANG ET AL. (1999). Beltartalmi értékéről: ROTH ET AL. (1984). Erdészeti alkalmazásáról: MAGYAR (1960, 1961). Gyógyászatban való felhasználás lehetőségeiről: MITSCHER ET AL. (1981), CHO ET AL. (2000). Biológiai védekezésben való hasznosításáról: QU (1999). **A faj természetvédelmi jelentősége:** KÓRA (2002), SZIGETVÁRI (2002), TÓTH ET AL (1996), HALUPA (1995). **Kezelés:** TÓTH (2001), SZIGETVÁRI (2002) KELEMEN (1997), TÓTH – GADÓ (2000), KÓRA (2002).

Irodalomjegyzék

- AINALIS, A. B. – TSIΟΥVARAS, C. N. (1998): Forage production of woody fodder species and herbaceous vegetation in a silvopastoral system in northern Greece. *Agroforestry systems*. **42**:1–11.
- BARTHA D. (1997): *Fa- és cserjehatározó*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- BARTHA D. (1999): *Magyarország fa- és cserjefajai*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- BARTHA D. – MÁTYÁS Cs. (1995): *Erdei fa- és cserjefajok előfordulása Magyarországon*. Magánkiadás, Sopron.
- BRANDHORST, C. T. (1962): The microcommunity associated with the gall of *Walshia amorphella* (Lepidoptera: Cosmopterygidae) on *Amorpha fruticosa*. *Annals of the Entomological Society of America* **55**:476–479.
- BRETT, C. H. (1946): Repellent properties of extract of *Amorpha fruticosa*. *J. Econ. Entomol.* **39**:810.
- CHO, J. Y. – KIM, P. S. – PARK, J. – YOO, E. S. – BAIK, K. U. – KIM, Y. – PARK, M. H. (2000): Inhibitor of tumor necrosis factor production in lipopolysaccharide-stimulated RAW264.7 cells from *Amorpha fruticosa*. *Journal of Ethnopharmacology* **70**:127–133.
- CROMBIE, L. – DEWICK, P. M. – WHITING, D. A. (1973): Biosynthesis of

- rotenoids. Chalcone, isoflavone, and rotenoid stages in the formation of amorphigenin by *Amorpha fruticosa* seedlings. *J. Chem. Soc. Perkin Trans.* **1**:1285–1294.
- ELAKOWICH, S. D. – WOOTEN (1995): Allelopathy of woody plants I. *Abies alba* through *Lyonia lucida*. *Allelopathy Journal* **2**:117–146.
- GENCSI L. – VANCSTURA R. (1992): *Dendrológia. Erdészeti növénytan II. Mezőgazda Kiadó, Budapest.*
- GOMBOS M. A. – GASKÓ K. (1977): Extraction of natural antifeedants from the fruits of *Amorpha fruticosa* L. *Acta Phytopathologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **12**:349–357.
- HEGI G. (1975): *Illustrierte Flora von Mittel-Europa.* IV/3. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg.
- HALUPA L. (1995): Liget- és láperdők. In: KESZTHELYI, I. – CSAPODY, I. – HALUPA, L.: *Irányelvek a természetvédelem alatt álló erdők kezelésére.* Kanalgém Nyomdaipari és Kiadói Kft., Budapest.
- KELEMEN J. (1997): *Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez.* TermészetBÜVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.
- KÓRA J. (2002): *Különböző mértékben gyalogakácossá vált területek különböző kezelése a Hármaskörös gyomaendrődi szakaszán.* Szakdolgozat (kézirat), Debrecen.
- MAGYAR P. (1960): *Alföldfásítás I.* Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MAGYAR P. (1961): *Alföldfásítás II.* Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MITSCHE L. A. – PARK, Y. H. – AL-SHAMMA, A. – HUDSON, P. B. – HAAS, T. (1981): Amofrutin A and B, bibemzyl antimicrobial agents from *Amorpha fruticosa*. *Phytochemistry.* **20**:781–785.
- PAULT, J. (1984): Blastomania and gall disease in hardwoods. *Beiträge zur Biologie der Pflanzen* **59**:367–374.
- PALMER, E. J. (1931): Conspectus of the genus *Amorpha*. *Journal of the Arnold Arboretum* **12**:157–197.
- PAPANASTASIS, V. P. – PLATIS, P. D. – DINI-PAPANASTASIS, O. (1997): Productivity of deciduous woody and fodder species in relation to air temperature and precipitation in a Mediterranean environment. *Agroforestry systems* **37**:187–198.
- PAPANASTASIS, V. P. – PLATIS, P. D. – DINI-PAPANASTASIS, O. (1998): Effects of age and frequency of cutting on productivity of Mediterranean deciduous fodder tree and shrub plantations. *Forest Ecology and Management* **110**:283–292.
- PAPACHRISTOU, T. G. – PLATIS, P. D. – PAPANASTASIS, V. P. – TSIΟΥVARAS, C. N. (1999): Use of deciduous woody species as a diet supple-

- ment for goats grazing Mediterranean shrublands during the dry season. *Animal Feed Science and Technology* **80**:267–279.
- PEI-BAOHUA – ZHOU-BAOSHUN (1993): A study on the drought resistance of three shrub species. *Forest Research* **6**:597–602. (Kínai nyelven.)
- PRISZTER SZ. (1997): A magyar adventívflóra kutatása. *Botanikai Közlemények* **84**:25–32.
- QU, Q. Y. (1999): Bionomics and control of the scarabid *Trematodes grandis*. *Acta Entomologica Sinica* **27**:410–417. (Kínai nyelven, angol összefoglalóval.)
- ROGERS, C. E. – GARRISON, J. C. (1975): Seed destruction in indigobush *Amorpha* by a seed beetle. *Journal of Range Management* **28**:241–242.
- ROTH, W. B. – CARR, M. E. – CULL, I. M. – PHILLIPS, B. S. – BAGBY, M. O. (1984): Evaluation of 107 legumes for renewable sources of energy. *Economic Botany* **38**:358–364.
- SOÓ R. (1966): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve* II. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- SZABÓ L. GY. (1997): *Allelopathy–Phytochemical Potential–Life Strategy*. Janus Pannonius Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Növénytani Tanszék és Botanikus Kert, Pécs.
- SZENTESI Á. (1999): Predispersal seed predation of the introduced false indigo, *Amorpha fruticosa* L. in Hungary. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* **45**:125–141.
- SZIGETVÁRI Cs.(2002): Initial steps in the regeneration of a floodplain meadow after a decade of dominance of an invasive transformer shrub, *Amorpha fruticosa* L. *Tiscia* **33**:67-77.
- TÓTH T. (2001): *Problémaelemzés és részletes kimutatás a KMNPI Körös-ártéri terület egységén saját vagyongazdálkodásban levő szántó, gyep és kivett művelési ágú területek 2001. évi gazdálkodási helyzetéről, ökológiai állapotáról, valamint hosszú jövőképeiről, különös tekintettel az adventív növényzet térfoglalására*. Kézirat, Szarvas.
- TÓTH T. – MOLNÁR ZS. – BIRÓ M. – FORGÁCH B. (1996): *A Körös-völgyi Természetvédelmi Terület tájtörténeti, zoológiai és botanikai felmérése és értékelése*. Kézirat, Vácrátót.
- TÓTH T. – GADÓ GY. P. (2000): *Hullámtéri legeltetés a Körös-völgyben*. WWF Magyarország, Budapest. (szórólap)
- TUDA, M. – SHIMA, K. – JOHNSON, C. D. – MORIMOTO, K. (2001): Establishment of *Acanthoscelides pallidipennis* (Coleoptera: Bruchidae) feeding in seeds of the introduced legume *Amorpha*

- fruticosa, with a new record of its Eupelmus parasitoid in Japan. *Appl. Entomol. Zool.* **36**:269–276.
- TUTIN, T. G. – HEYWOOD, V. H. – BURGESS, N. A. – MOORE, D. M. – VALENTINE, D. H. – WALTERS, S. M. – WEBB, D. A. (1996): *Flora Europea* Vol. 2. Cambridge University Press, Cambridge.
- WANG, E. T. – VAN BERKUM, P. – SUI, X. H. – BEYENE, D. – CHEN, W. X. – MARTÍNEZ-ROMERO E. (1999): Diversity of microbia associated with *Amorpha fruticosa* isolated from Chinese soils and description of *Mesorhizobium amorphae* sp. nov. *International Journal of Systematic Bacteriology* **49**:51–65.
- WILBUR, R. L. (1975): A revision of the North American genus *Amorpha* (Leguminosae-Psoralae). *Rhodora* **77**:337–409.
- ZAVAGNO, F. – D'AURIA, G. (2001): Synecology and dynamics of *Amorpha fruticosa* communities in the Po plain (Italy). In: BRUNDU, G. – BROCK, J. – CAMARDA, I. – CHILD, L. – WADE, M. (szerk.): *Plant Invasion, Species Ecology and Ecosystem Management*, Backhuys Publishers, Leiden.

Javasolt világhálóoldalak

- DREESEN, R. D. – HARRINGTON, J. T. (1997): Propagation of native plants for restoration projects in the Southwestern U. S. Preliminary investigations. In: LANDIS, T. D. – THOMPSON, J. (tech. coord.): National Proceedings, Forest and Conservation Nursery Associations Gen. Tech. Rep.
<http://www.fcnet.org/proceedings/1997/dreesen.pdf>
 Letöltve: 2002. december 3.
 ANONIM (é.n.): Plants For A Future
<http://www.scs.leeds.ac.uk/pfaf/>
 Letöltve: 2002. december 3.
- USDA NRCS (2002): The Plants Database, Version 3.5, National Plant Data Center, Baton Rouge.
<http://www.usda.gov>
 Letöltve: 2002. december 3.
- ZASADA, J. C. – MARTINEAU, D. (é.n.): *Amorpha*, L. In: BONNER, F. T. – NISLEY, R. G. (szerk.): *Woody Plant Seed Manual*.
<http://wpsm.net/Amorph.pdf>
 Letöltve: 2002. december 3.

Japánkeserűfű-fajok

(*Fallopia* sectio *Reynoutria*)

BALOGH LAJOS

Taxonómia

A) Érvényes tudományos neve: *Fallopia japonica* (HOULTUYN) L. P. RONSE DE CRAENE in RONSE DE CRAENE – AKEROYD 1988; társnevei (syn.): *Reynoutria japonica* HOULTUYN 1777; *Polygonum cuspidatum* SIEBOLD et ZUCCARINI 1844; *P. sieboldii* DE VRIESE 1849, non MEISSN. in DC. 1856; *P. sieboldii* hort. ex MEISSNER (sensu CLEMENT – FOSTER 1994); *P. giganteum* hort.; *P. confertum* HOOKER fil.; *P. reynoutria* MAKINO 1901; *P. zuccarinii* SMALL 1895; *Pleuropterus zuccarinii* (SMALL) SMALL 1933; *Pl. cuspidatus* (SIEB. et ZUCC.) H. GROSS 1913; *Tiniaria japonica* (HOULT.) HEDBERG 1946;

magyar nevei: ártéri japánkeserűfű, vízparti japánkeserűfű, japánkeserűfű, japán keserűfű, japánkóró, japán óriáskeserűfű¹; angol nevei: UK: Japanese knotweed, Sally rhubarb, donkey rhubarb, gypsy rhubarb, Hancock's curse, broad-leaved polygonum; USA: Mexican bamboo, Japanese bamboo, Japanese fleece-flower, wild rhubarb, crimson beauty, elephant-ear bamboo; német nevei: Japan-Knöterich, Japanischer Staudenknöterich, Japanischer Flügelknöterich, Spitzblättiger Knöterich, Zugespitzter Knöterich, Spitzzugespitzter Knöterich.

B) Érvényes tudományos neve: *Fallopia sachalinensis* (FRDR. SCHMIDT PETROP.) L. P. RONSE DE CRAENE in RONSE DE CRAENE – AKEROYD 1988; társnevei (syn.): *Reynoutria sachalinensis* (FRDR. SCHMIDT PETROP.) NAKAI in T. MORI 1922; *Polygonum sachalinense* FRDR. SCHMIDT PETROP. ex MAXIMOVICZ 1859; *Pleuropterus sachalinensis* (FRDR. SCHMIDT PETROP.) H. GROSS 1913; *Tiniaria sachalinensis* (FRDR. SCHMIDT PETROP.) JANCHEN 1950; *Reynoutria sachalinensis* var. *brachyphylla* HONDA; *R. brachyphylla* (HONDA) NAKAI 1938; *R. × vivax* SCHMITZ & STRANK 1985 (sensu CLEMENT – FOSTER 1994, et KERGUÉLEN 1999);

magyar nevei: óriás japánkeserűfű, óriás-keserűfű, óriás keserűfű, sza-

¹ A szerző javaslata.

halini óriáskeserűfű²; angol nevei: UK: giant knotweed; USA: Sakhalian knotweed, elephant-ear bamboo, Sacaline, Sachaline; német nevei: Sachalin-Knöterich, Sachalin-Staudenknöterich, Sachalin-Flügelknöterich, Sachaliner Knöterich.

C) Érvényes tudományos neve: *Fallopia* × *bohemica* (CHRTEK – CHRTEKOVÁ) J. P. BAILEY 1989; társnevei (syn.): *Reynoutria* × *bohemica* J. CHRTEK – A. CHRTEKOVÁ 1983; *R. × vivax* J. SCHMITZ – K. J. STRANK 1985; *R. × vivax* auct., non SCHMITZ – STRANK 1985 (sensu CLEMENT – FOSTER 1994); (= *F. japonica* × *F. sachalinensis*); magyar nevei: hibrid japánkeserűfű, hibrid óriáskeserűfű³; angol⁴ és német nevei nem ismertek.

A keserűfű-virágúak (*Polygonales*) rendjébe tartozó keserűfűfélék családja (*Polygonaceae*) mintegy negyven nemzetséget tartalmaz. Az e tanulmányban tárgyalt fajok taxonómiája és nevezéktana az idők folyamán sokat változott. A régebben *Reynoutria*, *Polygonum*, *Tiniaria*, *Pleuropterus* és részben *Bilderdykia* nemzetségekbe is sorolt taxonokat – kromoszómavizsgálatok alapján – újabban egy tágabban értelmezett *Fallopia* (s. l.) genusban tárgyalják, amelyet négy szekcióra osztanak.⁵ A *Fallopia* szekcióba egyéves, kapaszkodó szárú növények tartoznak, ilyen nálunk a sövénykeserűfű (*F. dumetorum* [L.] J. HOLUB) és a szulákkeserűfű (*F. convolvulus* [L.] A. LÖVE). A *Parogonum* K. HARALDSON szekció évelő kúszónövényeket tartalmaz, hazai képviselő nélkül. A *Sarmentosae* (I. GRINTZ.) HOLUB. szekcióba évelő/fás kúszónövényeket sorolnak, ilyen a tatáriszalag (*F. baldschuanica* [REGEL] J. HOLUB) és a kínai iszalag (*F. aubertii* [L. HENRY] J. HOLUB).⁶ A *Reynoutria* (HOUTT.) L. P. RONSE DECRAENE (japánkeserűfüvek⁷) szekcióba tartozik az ártéri (*F. japonica*) és az óriás japánkeserűfű (*F. sachalinensis*), valamint a keresz-

² A szerző javaslata.

³ A szerző javaslata.

⁴ BAILEY *et al.* (1995) szerint amíg a *Fallopia* genus *Reynoutria* sectiójába a *F. japonica* és változatai, a *F. × bohemica* és a *F. sachalinensis* tartozik, addig a Japanese knotweeds (japánkeserűfüvek) elnevezés csak a *F. japonica* var. *japonicára* és a *F. × bohemica*ra vonatkozik.

⁵ Ezt az osztályozást a Flora Europaea és általában a közép-európai szakirodalom nem vette át, hanem a japánkeserűfű-fajokat továbbra is a *Reynoutria* genusban tárgyalják.

⁶ A két faj taxonómiai (és így adventív előfordulási) viszonyainak megítélése a nemzetközi botanikai szakirodalomban nem egyöntetű.

⁷ Óriáskeserűfüvek (a szerző javaslata).

teződésükből létrejött hibrid japánkeserűfű (*F. × bohemica*). A japánkeserűfű-fajokat – szinantróp terjedésük, inváziós és erőteljes élőhely-átalakító tulajdonságuk miatt – az utóbbi negyedszázadban világszerte egyre élenkülő tudományos és természetvédelmi érdeklődés övezi. A három faj nagyfokú hasonlósága és ennek nyomán a florisztikai adatok erősen átfedő, eleddig pontosítatlan mivolta okán célszerűnek látjuk együttes ismertetésüket. A három taxon helyenként különböző mélységű bemutatásának elsősorban a taxonok eltérő mértékű nemzetközi kutatottsága szabott határt.

Morfológiai jellemzés

Erőteljes, többnyire embernél nagyobb *termetű*, lágy szárú évelő (geofiton életformájú) fajok, tövükből lefelé 1–2 méter mélyre hatoló *gyökerekkel*, oldalirányban pedig messze kúszó, rügyeket tartalmazó *rizómákkal*. KLIMÉŠ *et al.* (1997) klonális növényekre kidolgozott kategóriarendszerében az „*Aegopodium podagraria*”-típusba tartoznak. A rizómarügyekből fakadó sűrű hajtásrendszerrel összefüggő sarjtelepeket alkotnak, amelyek nemcsak lombos állapotban, hanem a nélkül is jól felismerhetők fésűsen felálló, elszáradtan sötétbarna, vöröslő kórótömegeikről. *Száruk* felálló, vastag, alul üreges, legalul levél nélküli. *Leveleik* nagyok, széles vagy megnyúlt tojásdadok, többé-kevésbé kihegyezettek, ép szélűek. A növekedés különböző fázisaiban és a növény különböző részein való elhelyezkedésüktől függően változatos alakúak és méretűek. A száron levők a legnagyobbak, állásuk szórt. Az oldalágakon levők jóval kisebbek, kétsorosán állnak. Kis gomolyokban elhelyezkedő *virágaik* soktengelyű, felleveles részvirágzatokat, ezek pedig levélhómalji, viszonylag rövid tengelyű, összetett *bugavirágzatokat* (pleiothyrus) alkotnak. A növények a szár csúcsán levő szabad állású fővirágzaton kívül lombos álelágazásaikon (parakládium) mellékvirágzatokat is viselnek. Funkcionálisan *kétlakiak* (ritkán felemás virágúak, poligámok), amely a virágok felépítésében és a virágzatok összképében ivari kétalakúságot is jelent. A *porzós virágok* mintegy 9 mm, a *termős virágok* 5–6 mm hosszúak, de a virágtakaró utónövekedő, a termésképzéskor megnagyobbodik. Az öt lepellevél az alapjánál csövé nőtt össze. A felső részükön kívül állók hátoldalukon háromgerincűek vagy szárnyaltak. A porzók száma nyolc, a három szabadállású bibe szálon a bibék rojtosak. A funkcionálisan hímvivarú növényegyedeken

a termőtáj, míg a nőivarú példányokon a porzók csökevényesek. Ez alól kivétel a *F. × bohemica*, amelynek hímivarú egyedein (kifejlődő termőtájjal és porzóval is bíró) hermafrodita virágok is képződhetnek. Esetükben azonban mégsem lesznek termések. Ezzel szemben a *F. sachalinensis* porzós virágokat viselő (hímivarú) példányain lehetnek, mert ott a termőtáj csak részben csökevényes. E kivételtől eltekintve lepelbe zárt, háromélű, illetve -szárnyú *makkocskatermések* csak a termős virágokat viselő (nőivarú) példányokon képződnek, hosszuk 10 mm körüli. A *F. japonica* esetében a makk 2,5 mm hosszú, ezermagtömege hazai mérések alapján 1,197 g (CSONTOS 2000). A fajoknak *nektáriumai* is vannak. Florális nektáriumaik epitélium típusúak, a levéltalpak külső oldalain elhelyezkedő, levélalapi eredetű extrafloralis nektáriumaik pedig trichóma és gödrös (pit) típusúak. A fajcsoport tagjainak elkülönítését célzó további külső alaktani jellemzést a táblázat tartalmazza. Látható, hogy a *F. × bohemica* hibrid faj nemcsak kormoszómaszámát tekintve, hanem egyes morfológiai jegyeiben is a szülőfajok (*F. japonica* és *F. sachalinensis*) között áll. A *fenotipikus változatosság* főleg az erősen polimorf *F. japonica*-ra jellemző, mindenekelőtt eredeti hazájában, ahol általában kisebb termetű. Mindenütt és mindhárom fajra érvényes viszont, hogy szárazabb élőhelyeken rövidebb szárú és kisebb levelű növények fejlődnek. A *F. sachalinensis* mind hazájában, mind adventív áréáján hasonló termetű, jól elhatárolható, egyöntetű faj. A *F. × bohemica* esetében a szülőfajoknál nagyobb *genetikai változatosság* kap hangsúlyt. Infraszpecifikus taxonokat jó ideje csak a *F. japonica*, újabban pedig egyet a *F. sachalinensis* esetében, a hazájukból írtak le.⁸ A *F. japonica* var. *japonica* × *F. sachalinensis* = *F. × bohemica*-n kívül további, részben intraszekcionális (*Reynoutria* szekcióba tartozó), részben interszekcionális (*Reynoutria* és *Sarmentosae* szekciókba tartozó)⁹ *hibridek* is ismertek. A szekció fajainak *kromoszóma-alapszáma*: n = 11.

⁸ *Fallopia japonica* var. *compacta* (HOOK. f.) J. P. BAILEY 1989 (syn.: *Polygonum cuspidatum* var. *compactum* [J. D. HOOK.] L. H. BAILEY; *P. cuspidatum* var. *compactum* hort.; *Reynoutria japonica* var. *compacta* [HOOK. f.] MOLDENKE 1941, ead. comb. BUCHHEIM 1972; *Polygonum compactum* HOOKER fil.; *P. sieboldii* var. *nanum* hort.; *P. cuspidatum* 'Reynoutria' [sensu NAGY 1978]): A tőfajnál kisebb, tömszibb, alpin változat; (30–) 50–60 (100) cm magas, kevésbé felálló szárú növény; oldalágai sötétvörösek vagy vörösesbarnák; levelei kicsik (4–7 cm), szinte kerekdedek (szélességük és hosszúságuk jellemzően csaknem azonos), szövetük vastag-merev, alapjuk erősen levágott, szélük hullámos, csúcsuk hirtelen hegyesedő; alig vagy nem elágazó, tömöttebb (6 cm-ig), felálló buga virágzataiban a virágok fehérek, kárminszínűek vagy vöröslők. – Közép- és Észak-Japán nyers vulkáni hamu- és törmelékmezőkkel borított hegyvidékein honos alpesi törpenövény. Egy alakja – a *f. colorans* – az aktív vulkáni kráterek 300–500 méteres körzetében több

A *Fallopia* nemzetség *Reynoutria* szekciója hazai fajainak határozókulcsa¹⁰

1. a. A levelek bőrneműen kemény szövetűek, ritkán hosszabbak 15 cm-nél (legfeljebb 18 cm hosszúak és 13 cm szélesek), széles tojásdadok, hirtelen kihegyezettek, ± egyenesen, ritkábban tompa ék alakban levágott vállúak, ezért – legkifejezettebben a szár alsó és középső részén – az alakjuk háromszögszerű. A levelek gyakorlatilag kopaszak, kivéve az elsőrendű erek fonáki részének nagyítóval is alig látható egysejtű papilláit. A virágok száma egy csomóban 2–4. A porzók nem állnak ki a lepelből. A növény ritkán magasabb 2 m-nél. – Japánban, Dél-Szahalinon, Koreában, Középkelet-Kínában és Tajvanon honos; nálunk eredetileg dísznövény, amely elvadult és meghonosodott. Előfordulása mindenekelőtt egykori ültetési környezetében jellemző, elsősorban települési ruderalis, ritkábban leromló állapotú természetközeli élőhelyeken, szórványosan országszerte. (Az eddigi adatok többsége a *F. × bohemica*-ra vonatkozik.) Útszéli gyomnövényzetben és árnyas-nyirkos termőhelyek ruderalis szegélytársulásaiban. (*Reynoutria j.* HOUTT., *Polygonum cuspidatum* SIEB. & ZUCC.) Júl.–sept.

***Fallopia japonica* (HOUTT.) RONSE DECR. Ártéri japánkeserűfű**

méter átmérőjű párnákban növekvő tipikus pionír növény. Szinatrópi elterjedési területén eddig csak a Brit-szigeteken találtak ritka elvadulásával. Általában inkább botanikus kerti, ritkán kerti dísznövény.

Fallopia japonica var. *uzenensis* (HONDA) K. YONEKURA – HIROYOSHI OHASHI 1997 (syn.: *Reynoutria japonica* var. *uzenensis* HONDA): Japánban, a Japán-tenger felőli, hóban gazdag területeken honos szőrös levélfonákú változat, Japánban és Amerikában ritka kerti növény.

Fallopia japonica var. *hachidoensis* (MAKINO) K. YONEKURA – HIROYOSHI OHASHI 1997 (syn.: *Polygonum hachidoense* MAKINO; *P. cuspidatum* var. *terminale* (HONDA) OHWI; *Reynoutria japonica* var. *terminalis* HONDA, *R. hachidoensis* var. *terminalis* HONDA): Japánban, a Honshu sziget mellett levő Izu-szigetek elszigetelt endemizmusa, nagyobb, viaszos fényű levelű változat. Széljárta, csupasz vulkáni hamuzedőkön vagy lávafel-színeken kialakuló nyílt, magas kórós társulásokban nő.

Reynoutria japonica var. *spectabilis* MAKINO (syn.: *Polygonum cuspidatum* var. *spectabile* DE NOT.): A tőfajnál gyengébb növekedésű (1 m-ig), valamivel érzékenyebb, zöld-fehér tarkafoltos, gyakran vöröses árnyalattal márványozott levelű növény. Japánban ritka kerti növény. (*Fallopia*-ba adaptált névkombinációt nem ismerünk.)

Reynoutria japonica var. *variegata* MAKINO: Fehéren és vörösen sávozott levelekkel bír, Japánban ritka kerti növény. (*Fallopia*-ba adaptált névkombinációt nem ismerünk.)

Fallopia sachalinensis var. *intermedia* (TATEW.) K. YONEKURA – HIROYOSHI OHASHI 1997 (syn.: *Polygonum sachalinense* var. *intermedium* TATEW.).

⁹ Pl. *Fallopia conollyana* J. P. BAILEY 2001 (*F. japonica* × *F. baldschuanica*) (vö. BAILEY – CONOLLY 1984, BAILEY 1992, 2001).

¹⁰ Módosítás és kiegészítés a magyarországi határozókönyvekhez.

A Fallopia nemzetség Reynoutria szekciója fajainak összehasonlítása

<i>Ismérv</i>	<i>Fallopia japonica</i> (var. <i>japonica</i>)	<i>Fallopia x</i> <i>bohemica</i>	<i>Fallopia</i> <i>sachalinensis</i>
<i>Növénymagasság</i>	(1,0–) 1,5–2,0 (3,0) m hazájában ált. 1,5 m körüli	(2,0–) 2,5–3,5 (4,5) m	(2,0–) 2,5–3,5 (4,5) m
<i>Középső szárolevelek alakja</i>	széles tojásdad, háromszögű	széles tojásdad	hosszúkécs tojásdad
<i>Levélvállalakja</i>	egyenesen vagy tompa ék alakban levágott	felső leveleké: többnyire egyenesen vagy tompa ék alakban levágott; alsó leveleké: kissé szíves	felső leveleké kissé, alsóké kifejezetten szíves
<i>Levél csúcsi végződése</i>	hirtelen kihegyezett, gyakran hajlott	kihegyezett, gyakran hajlott	hegyes vagy tompa hegyű, nem hajlott
<i>Levelek mérete</i>	5–15 (18) cm hosszú 4–10 (13) cm széles	10–23 (30) cm hosszú 9–20 (22) cm széles	15–35 (43) cm hosszú 10–20 (27) cm széles
<i>Levélfelépítés</i>	bőrnemű–kemény	köztes	lágy
<i>Levélfonák szőrözöttsége</i>	a fonák szabad szemmel kopasznak látszik, nagyítóval azonban gyengén láthatók az inkább csak az elsőrendű erekken levő, duzzadt alapon ülő egysejtű papillák, míg az érközök kopaszak	fonákán meghajlítva és fény felé tartva szemmel alig, nagyítóval jobban láthatók az inkább csak az erekken levő, kb. 0,5 mm hosszú, megvastagodott alapon ülő, egy–négy sejtes szőrök, míg az érközök majdnem kopaszak	a fonákon szemmel láthatók a főleg az erekken, de az érközökben is levő, kb. 1 mm hosszú, négy–tizenkét sejtes, megvastagodás nélküli alapon ülő, hajlékony szőrök
<i>Termős virágzat állása</i>	az egyes buga virágzatok oldaltengelyei további elágazás nélküliek, és lazán, minden irányban egyenesen kinyújtottan állnak	az egyes buga virágzatok oldaltengelyei további elágazás nélküliek, és kissé sűrűbben, kinyújtottan vagy kissé kunkorodón, olykor ívben lehangolón állnak	az egyes buga virágzatok oldaltengelyei további elágazás nélküliek, és tömöttebben, egyöntetűen ívesen leborulók
<i>Porzós virágzat állása</i>	az egyes buga virágzatok oldaltengelyeinek további elágazásai is lehetnek; az oldaltengelyek lazán és félig-meddig felfelé állók	az egyes buga virágzatok oldaltengelyeinek további elágazásai is lehetnek; az oldaltengelyek tömötteben és a virágzati főteneggellyel kis hegyesszöveget alkotva, a fény irányába mintegy nyalábszerűen rendeződve felállók	az egyes buga virágzatok oldaltengelyeinek további elágazásai is lehetnek; az oldaltengelyek sűrűbben és jobbra felfelé állók

<i>Ismérv</i>	<i>Fallopia japonica</i> (<i>var. japonica</i>)	<i>Fallopia ×</i> <i>bohemica</i>	<i>Fallopia</i> <i>sachalinensis</i>
Virágbiológia, ivari kifejeződés	csak a termős virágú (nőivarú) példányok fertilesek (termés lehet), a porzós virágokat viselő (hímivarú) példányok sterilek (termés nincs)	csak a termős virágú (nőivarú) példányok fertilesek (termés lehet), a porzós és hermaphrodita virágokat viselő (hímivarú) példányok sterilek (termés nincs)	mind a termős virágú (nőivarú), mind a porzós virágú (hímivarú) példányok lehetnek fertilesek (termés mindkét esetben lehet)
Virágok száma egy gomolyban	2–4	3–5 (6)	4–7
Porzók állása a porzós virágokban	nem állnak ki a lepelből	jócskán kiállnak a lepelből	kissé kiállnak a lepelből
Virágzás ideje	július–szeptember	július–október	július–szeptember
Termés (lepelbe zárt makkocská) alakja	lepelleveleinek (összességében széles tojásdad alakú) szárnyai hirtelen szűkülnek a kocsányba	lepelleveleinek (összességében keskeny tojásdad alakú) szárnyai előbb hirtelen szűkülve, majd csaknem párhuzamosan a kocsányra futók	lepelleveleinek (összességében keskeny szabású) szárnyai a kocsányra hosszan ráfutók
Termés szélessége (a szárnyakkal együtt)	3–6 mm	2–4 mm	1,5–3,5 mm
Makkocská színe	fekete, fénylő	bronzos, fénylő	sötétbíbor, fénylő
Termesztési vonatkozás (házánkban)	dísznövény	dísznövény	botanikus kerti növény
Meghonosodás foka (házánkban)	meghonosodott, inváziós	meghonosodott, inváziós (átalakító)	alkalmilag elvaduló
Legjellemzőbb élőhelyei (házánkban)	mindenekelőtt egykori ültetési környezetben tovább élve, elsősorban települési ruderalis, ritkábban leromló állapotú természetközeli élőhelyeken	elsősorban leromló állapotú természetközeli (leginkább folyó- és patakpartokon, ártereken), másodsorban települési ruderalis élőhelyeken	ültetési környezetén kívül még valószínűleg nem fordul elő
Elterjedtség mértéke (házánkban)	országszerte szóróványosan	országszerte elterjedt, de főleg a dombvidéki tájakon gyakori	valószínűleg csak botanikus kertben
Kromoszómaszám	2n=88 (<i>F. j. var. japonica</i>) [2n=44 (<i>F. j. var. compacta</i>)]	2n=66 (<i>F. j. var. japonica</i> [2n=88] × <i>F. s.</i> [2n=44]) 2n=44 (<i>F. j. var. compacta</i> [2n=44] × <i>F. s.</i> [2n=44])	2n=44

b. A levelek lágyabb szövetűek, gyakran hosszabbak 15 cm-nél (18 cm-nél hosszabbak és 13 cm-nél szélesebbek is lehetnek); legalább a szár alsó és középső részén levők \pm szíves vállúak; fonákukon \pm szőrösök. A porzók kiállnak a lepelből. 2–4,5 m magas, erőteljesebb termető növény 2

2. a. A levelek lágy szövetűek, hosszuk meghaladhatja a 30 cm-t (43 cm-ig), szélességük a 22 cm-t (27 cm-ig); hosszúkás tojásdadok, hegyesek vagy tompa hegyűek, szíves vállúak, fonákuk – főleg az ereken, de az érközökben is – szabad szemmel is jól láthatóan szőrös. A szőrök 4–12 sejtesek, kb. 1 mm hosszúak. A virágok száma egy csomóban 4–7. A porzók kissé kiállnak a lepelből. Dél-Szahalinon, Észak- és Közép-Japánban honos növény; nálunk eddig valószínűleg csak botanikus kertben (pl. Vácraót). (Az elvadulására vonatkozó hazai adatok minden bizonnyal a *F. x bohémica*-ra vonatkoznak.) (*Reynoutria* s. (SCHM.) NAKAI, *Polygonum sachalinense* SCHM.) Júl.–sept.

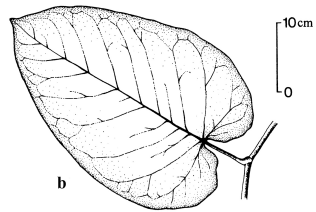
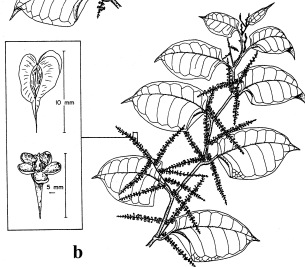
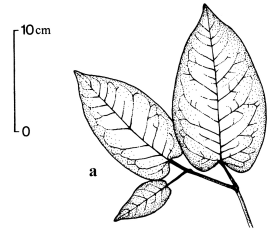
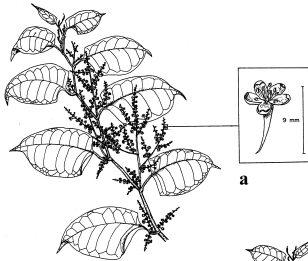
Fallopia sachalinensis (SCHM.) RONSE DECR. **Óriás japánkeserűfű**

b. A növényre a szülőfajok közötti átmeneti bélyegek jellemzők. A levelek köztes szövetűek, legfeljebb 30 cm hosszúak és 22 cm szélesek, széles tojásdadok, kihegyezettek, a felsők többnyire egyenesen vagy tompa ék alakban levágottak, az alsók – legkifejezettebben a szár alsó és középső részén – kissé szíves vállúak; fonákuk szabad szemmel kopasznak látszik, és jobbra csak nagyítóval láthatóan – inkább az ereken – ritkásan rövid szőrös, míg az érközök majdnem kopaszak. A szőrök 1–4 sejtesek, kb. 0,5 mm hosszúak. A virágok száma egy csomóban 3–5 (6). A porzók jócskán kiállnak a lepelből. A *F. japonica* és a *F. sachalinensis* valószínűleg Európában keletkezett hibridje. Nálunk egykor dísznövény is, amely elvadult és meghonosodott. A hazai állományok túlnyomó többsége funkcionálisan hímvirágú, steril, csak vegetatívan terjedő. Elsősorban leromló állapotú természetközeli, ritkábban települési ruderalis élőhelyeken jellemző, országszerte, de főleg a dombvidéki tájakon elterjedt, napjainkban is terjedő veszedelmes, szinte kiiríthatatlan özöngyom. Árnyas-nyirkos termőhelyek ruderalis szegélytársulásaiban és útszéli gyomnövényzetben. (*Reynoutria x b.* CHRTEK & CHRTEKOVÁ) Júl.–okt.

Fallopia x bohémica (CHRTEK & CHRTEKOVÁ) J. P. BAILEY
Hibrid japánkeserűfű

Fallopia sachalinensis (SCHM.) RONSE DECR.

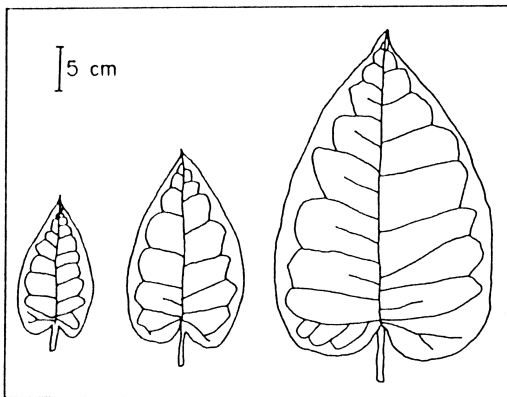
Óriás japánkeserűfű



Virágai és termése.
a Porzós virág.

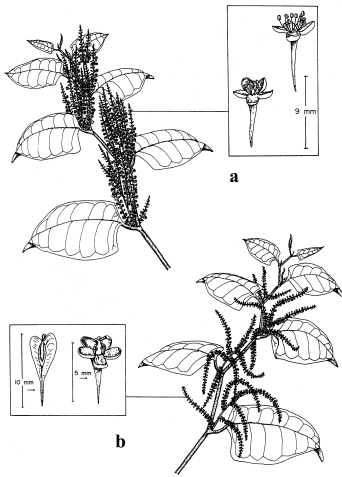
b Termős virág és termés
(ALBERTERNST 1998)

Hajtásának csúcsi része
(a) és kifejtett levele a
hajtás középső részéről (b)
(M. BERNACKIEJ, in: FOJCIK
– TOKARSKA-GUZIK 2000)

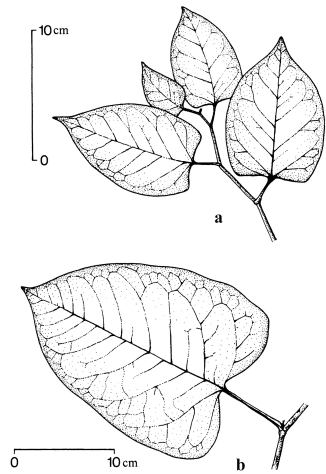


Jellemző levéalakjai
(ALBERTERNST 1998)

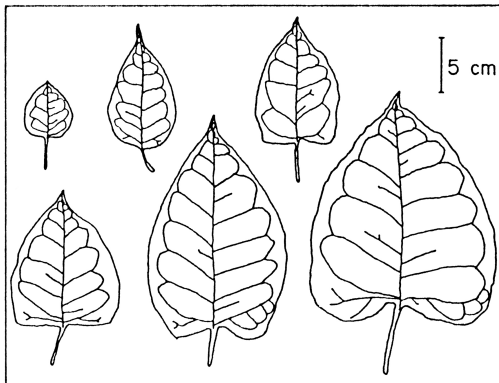
Fallopia × bohemica (CHRTEK & CHRTKOVÁ) J. P. BAILEY
 Hibrid japánkeserűfű



Virágai és termése.
 a Porzós virág.
 b Termős virág és termés
 (ALBERTERNST 1998)

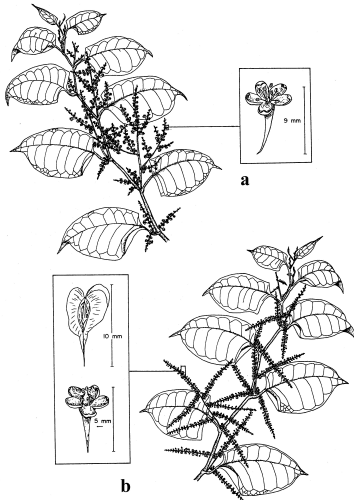


Hajtásának csúcsi része
 (a és kifejtett levele a
 hajtás középső részéről (b)
 (M. BERNACKIEJ, in: FOJCIK
 – TOKARSKA-GUZIK 2000)

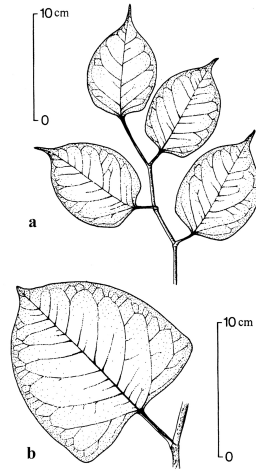


Jellemző levélalakjai
 (ALBERTERNST 1998)

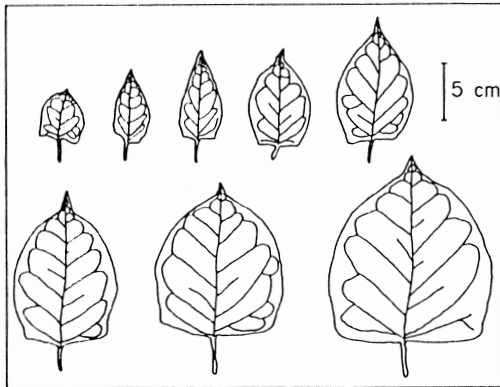
Fallopia japonica (HOULT.) RONSE DECR.
 Artéri japánkeserűfű



Virágai és termése.
 a Porzós virág.
 b Termős virág és termés
 (ALBERTERNST 1998)



Hajtásának csúcsi része
 (a) és kifejlett levele a
 hajtás középső részéről (b)
 (M. BERNACKIEJ, in: FOJCIK
 – TOKARSKA-GUZIK 2000)



Jellemző levélalakjai
 (ALBERTERNST 1998)

Származás, elterjedés

A) A *F. japonica* őshonos elterjedési területe Kelet-Ázsiában van: (északról délre haladva) Oroszországban (Dél-Szahalin, déli Kurili-szigetek), Japánban (Dél-Hokkaido, Honshu, Shikoku és Kyushu szigetek; 0–2800 m), Koreában, Középkelet-Kínában (50–2500 m) és Tajvanon (2400–3800 m) honos.¹¹ Japánban – ahonnan pontosabb adatokat ismerünk – nagyon gyakori, elsősorban a domb- és hegyvidéki tájak növénye.

Szinantróp elterjedési területe több kontinensre is kiterjed. Európába 1823-ban hozták be, először egy hollandiai botanikus kertbe. Rövidesen nemcsak impozáns megjelenése miatt ültették mint dísznövényt, hanem dús zöldhozama miatt helyenként szántóföldi takarmányként vagy világos erdőkben és erdőszéleken vadtakarmányként is termesztésbe vonták. Gyakorta elvadult, majd egyre több helyütt honosodott meg. Napjainkra kontinensünk nagy területein elterjedt, így Nyugat-,¹² Közép-¹³ és részben Délkelet-Európában. A Brit-szigetek 99%-án, az európai területek 41%-án meghonosodottnak tekintik. Szigetszerűen előfordul a Skandináv-félszigeten (é.sz. 70°-ig), a balti államokban, Ukrajnában és Oroszországban¹⁴ is. Dél-Európában az Ibériai-, az Appennini- és a görög félszigetről gyakorlatilag hiányzik, illetve nincsenek adatok. Nemcsak Európában, hanem Észak-Amerika-szerte meghonosodott,¹⁵ Alaszkától Georgiáig, és jelenleg is terjedőben van. Új-Zélandról is jelezték.¹⁶ Magassági elterjedését tekintve Európában domb- és alacsony hegyvidéki faj, nem hatol túl magasra: Skandináv-hegyvidék (480 m), Dél-Wales (320 m), az Alpok Svájcban (800 m, szórványosan 1460–1650 m), Baden-Württemberg (90–1000 m), Érchegység (900 m), Óriáshegység (750 m), Tátra (860 m); Észak-Amerikában: Kalifornia (1000 m), Utah (1220–1830 m). Meghonosodva csak a var. *japonica* for-

¹¹ Zárójelben a magassági elterjedési határokkal.

¹² Az Egyesült Királyságba 1825-ben vitték be, elvadulását 1886-ban jelezték először.

¹³ Németországba 1825-ben vitték be, elvadulását 1884-ban jelezték először. A mostani Cseh Köztársaság területére 1892-ben vitték be.

¹⁴ Moszkva tágabb térségében és a Kaukázus vidékén, valamint a távol-keleti Vlagyivosztkban.

¹⁵ USA és Kanada; először az USA északkeleti államaiban az 1880-as években honosodott meg.

¹⁶ Először 1935-ben.

dul elő. Jelenleg a Kárpát-medence minden országában elterjedt, Szerbiából nem ismerünk adatokat. A térségbeni elvadulásáról (1923; vö. PRISZTER 1957) először általánosságban JÁVORKA (1924) számol be, míg konkrét szubszpontán előfordulását KOVÁCS F. figyelte meg a Tisza-parton Óbecsénél (SOÓ 1927). Magyarországon negyedszázaddal később már tizennyolc település térségéből jelzik (PRISZTER – SOÓ in SOÓ 1952). Azóta egyre gyarapodnak előfordulási adatai, különösen a legutóbbi évtizedben. ÚJVÁROSI (1973) szerint – bár szórványosan az Alföldön is megtelepedett – elsősorban a középhegységben és a Dunántúlon vált gyakorivá, illetve az utóbbi térségekben terjed inkább erősen (SOÓ 1980). PRISZTER (1985) ma már teljesen meghonosodott fajnak, szinte az egész országban mindenütt megtalálhatónak tartja. A szerző több mint évtizedes megfigyelései, illetve hipotézise szerint azonban a szakirodalmi adatokhoz képest jóval kisebb mértékben lehet jelen, mivel azok nagy része a hibrid fajra vonatkozhat (BALOGH 1998).

B) A *F. sachalinensis* őshonos elterjedési területe is Kelet-Ázsia: Oroszországban (Dél-Szahalin, déli Kurili-szigetek), Japán északi (Hokkaido sziget) és középső területein (Honshu sziget északi és japán-tengeri oldalának középső része; 0–1050 m) honos, elég gyakori növény. (A fenti két faj infraspecifikus taxonjainak elterjedési és előfordulási viszonyaira az ismertetésüknel utalunk.)

Szinantróp elterjedési területe szűkebb, mint a társfajé, de szintén több kontinensre kiterjedő. Európába 1863-ban hozták be, először a londoni királyi botanikus kertbe és a moszkvai állatkertbe. Az előző fajhoz hasonlóan – bár ritkábban – szintén dísznövényként és takarmányként ültették. Európában ez is sokfelé meghonosodott, de napjainkig általában jóval ritkább az előfordulása. Elterjedésének súlypontja kontinensünk északnyugati¹⁷ és Közép-Európa¹⁸ északi része. Az é.sz. 45°-tól délre csak bulgáriai előfordulásokról vannak adatok. Szigetszerűen előfordul a Skandináv-félsziget déli részein (é.sz. 65°-ig), a balti államokban, Ukrajnában és Oroszországban¹⁹ is. Röviddel az Európába hozatala után Észak-Amerikába is bevitték, és a XX. század közepétől vannak szubszpontán előfordulási adatai (Kalifornia, USA keleti-közép-

¹⁷ Az Egyesült Királyságba 1860-ban vitték be, elvadulását 1896-ban jelezték először.

¹⁸ Németországba 1863-ban, a mostani Cseh Köztársaság területére 1869-ben vitték be.

¹⁹ Moszkva tágabb térségében. Bevitelének első időadata: 1864.

ső térsége). Új-Zélandról 1936-ban, Ausztráliából (Victoria) 1954-ben, Dél-Afrikából (Natal) 1987-ben jelezték először. Magassági elterjedésére nézve Európában dombvidéki és szubmontán faj: Skandináv-hegyvidék (250 m), Baden-Württemberg (90–710 m), Óriáshegység (750 m, a Policán 895 m); Észak-Amerikában: Kalifornia (500 m). A Kárpát-medencéből csak néhány szörványos adata ismert Ausztriából, Szlovákiából és Romániából. Magyarországon eddig viszonylag kevés adat van az elvadulásáról (az első: Vácrátót 1949, in PRISZTER 1957), amelyek megerősítésre szorulnak (Vácrátót, Budapest, Pécel, Szombathely, Nagymaros, Erdőtelek, Eger; PRISZTER in SOÓ 1970, 1980; PRISZTER 1985; Simon 1992). Közülük a szombathelyi és a vácrátóti esetében ez eddig nem sikerült, a többit pedig még nem láttuk. Elképzelhető, hogy az adatok az akkor még le nem írt – számos bélyegében hasonló – hibrid fajra vonatkozhattak. Napjainkban eddig csak botanikus kerti, ültetett növényként való jelenléte bizonyított (pl. Vácrátót)²⁰.

C) A *F. ×bohemica* a szülőfajok hazájából nem ismert, illetve eddig kevésbé kutatott, így esetleg fel nem ismert. A fenti két faj kereszteződésével Európában jött létre, 1982-ben fedezte fel, majd 1983-ban írta le CHRTEK és CHRTKOVÁ Észak-Csehországból. Elterjedését eddig csak kevés országban vizsgálták. Ezek szerint meghonosodott Angliában, Csehszlovákiában, Németországban, Norvégiában (é.sz. 67°-ig), Lengyelországban, Szlovákiában és hazánkban (BALOGH 1998), de nagyon valószínű, hogy további országokban is.²¹ Már Ausztráliából is jelezték. Magassági elterjedéséről Európában eddig csak Norvégiából van adat: Skandináv-hegyvidék (250 m). Magyarországon leggyakrabban a *hibrid japánkeserűfű* funkcionálisan hímivarú, termést gyakorlatilag nem érlelő példányaival, illetve állományaival találkozhatunk. A növény elterjedési területe az utóbbi évtizedekben a szomszédos országokhoz hasonlóan Magyarországon is igen növekedett. Összességében elmondható, hogy e három faj szinantróp, benne hazai elterjedési területe is minden bizonnyal tovább növekszik, illetve sűrűsödik.

²⁰ Az MTA botanikus kert fejlődéstörténeti növényrendszertani kertrészének Polygonaceae parcellájában. A Sződ-Rákospatak kerti szakasza mentén elvadult állományok ugyanakkor nem a *F. sachalinensis* fajt képviselik.

²¹ A szülőfajok, illetve hibridjük területenkénti tényleges jelenlétének pontosítását célzó vizsgálatok jelenleg is folyamatban vannak.

Életciklus, életmenet

A három faj életmenetének nagyfokú hasonlósága miatt – a különbségekre való utalás mellett – egységesen tárgyalható. Valószínűleg a magyar flóra legmagasabb polikarpikus (többször virágzó) évelő, lágyszárú növényei (a liánokat kivéve). Geofiton életformájúak, kiterjedt, fásodó gyöktörzsrendszerükkel telelnek át. A szülőfajok szaporodásához hazájukban – főleg a vulkáni felszínek pionírjaiként – „életbe vágó” a hatékony generatív szaporodási képesség.²² Szinantróp elterjedési területükön, valamint a hibrid faj esetében már nem. A tapasztalatok szerint nagyon valószínű, hogy e fajok adventív „karrierje” túlnyomó részben a hatékony vegetatív szaporodási képességre támaszkodik. Ez olyan hatások, hogy az 1980-as években a vegetatív növényi növekedés általános tapasztalati modelljeként is tanulmányozták (pl. HIROSE – TATENO 1984). A növény tövén és fásodó rizómáján az ősz és tél folyamán áttelelő rügyek képződnek, ezekből fejlődnek tavasszal az új hajtások, amelyek közül a tőkoronán növekvők a legerőteljesebbek. A gyors hajtásnövekedés, az időjárástól függően március vége – április eleje felé indul. A fiatal hajtásokat a késő tavaszi fagyok károsíthatják. Francia adatok szerint a *F. sachalinensis* az első három hétben 3 cm-t nő naponként. Ez az érték ott május harmadik hetéig 5 cm/nap-ig növekszik. A vaskos rizómákból sűrű állásban fejlődő, fásodó tövű száruk a vegetációs időszak előrehaladtával alsó részükön parásodnak. Később kifejlődnek az oldalhajtások is, amelyek többszörösére növelik az összlevélfelületet. Erre az időre azonban a főszár alsó levelei elsárgulnak, majd lehullanak. A virágzat fejlődése már júniusban elkezdődik. A funkcionálisan kétlaki virágok kialakulása ún. hermafrodita ősvirágok megfelelő virágrészeinek fejlődésbeni visszamaradásával, elcsökevényesedésével megy végbe. A virágzás általában július második felében kezdődik, de inkább augusztusban teljesedik ki (amikor a növények elérik maximális magasságukat), és többnyire szeptemberig-októberig tart, de a megsérült növények akár az őszi fagyok beálltáig is hozhatnak virágzatokat, illetve virágozhatnak. A virágok túlnyomórészt rovarmegporzásúak (entomogámok). Leggyakoribb virág-, florális és extraflorális

²² A csírázás föld feletti (epigeikus), vagyis a sziklevel alatti szár rész (hipokotil) nyúlik meg, és emeli magasba a szikleveleket. A *F. japonica* magvainak vizsgálata során a magnyugalom (dormancia) szobahőmérsékleten tárolva is megszakadt, de az ezt követő csírázás kis százalékban fordult elő (GRIME *et al.* 1988).

nektáriumlátogatói a kétszárnyúak (*Diptera*), különösen a zengőlegyek (*Syrphidae*) és az igazi legyek (*Muscidae*). Gyakoriak még a hártásszárnyúak (*Hymenoptera*), bogarak (*Coleoptera*), *Rhynchoták* és lepkék (*Lepidoptera*). A termések – ahol képződnek – szeptemberben–októberben érnek be, majd októberben–novemberben hullanak el. Korai fagyok a termésnyél leválási zónájának működését károsíthatják, és ilyenkor a termések a télbe nyúlóan is a növényen maradhatnak mindaddig, amíg az időjárás viszontagságai vagy a madarak el nem távolítják őket. Szárnyas makkocskatermésük hazájukban szélel terjedő (anemochoria). Európában azonban elsősorban nem generatív, hanem szinte teljes mértékben vegetatív módon terjednek.²³ Generatív szaporodásra (természetes körülmények között kelt és továbbfejlődött növényre) eddig csak nagyon kevés adat van. Németországból a *F. japonica* és a *F. sachalinensis* által létrehozott *F. × bohemica* hibrid (ALBERTERNST 1998), a Brit-szigetetről pedig a *F. japonica* és a *F. baldschuanica* által létrehozott *F. × conollyana* esete ismeretes (BAILEY – CONOLLY 1984, BAILEY 1992, 2001). Az új növény létrejöttére alkalmas szaporítóképletek (rizóma-, ritkábban hajtásrészek) fő terjesztője az ember és a víz. Termesztési helyükről elsősorban emberi közvetítéssel (antropochoria) kerülnek ki (kerti hulladékkal stb.). Edafikusan száraz vagy ruderális élőhelytípusba kerülve állományaik általában helyben állandósulnak, illetve növekednek. Nedves edafikus élőhelytípusba került, vízmelléki állományaikból pedig már a folyóvizek által szállítva terjednek (hidrochoria). Amellett, hogy a fásodó tő mint megújulási komplex kiterjedése az idővel növekszik, oldalirányban kúszó, megújulási rügyeket tartalmazó rizómákat is fejleszt, már az első évben is. Szakirodalmi adatok szerint később ezek a növénytől 15–20 m távolságra is eljuthatnak (nyilván a talaj kötöttségi viszonyaitól is függően). A növények a tartós nyári szárazságra érzékenyek. A lombhullás október végétől, de legkésőbb a fagyok nyomán következik be (érezkenyek a kora őszi fagyokra), amelyeknek hatására a szár is elhal. A fajok *visszaszerző képessége* kiváló, könnyen regenerálódnak rizómadarabokból, de – szakirodalmi adatok szerint – olykor szárdarabokból is (vö. terjedés).

²³ A *F. japonica* és a *F. sachalinensis* terméseinek terjedésükben betöltött szerepe további vizsgálatokat igényel.

Termőhelyigény

Autökológia

A *szülőfajok* mind hazai, mind szinantróp, tehát teljes áréája az alábbi éghajlati jellemzőjű területekre korlátozódik. Viszonylag nedves nyarak, rendszeres fagyok (*F. sachalinensis*: 120 nap $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ -os átlaghőmérséklet alatt; *F. japonica*: legalább egy rövid időszak $0\text{ }^{\circ}\text{C}$ -os átlaghőmérséklet alatt), és hosszú, enyhe vegetációs időszak (kétszázötven nap körüli, $5\text{ }^{\circ}\text{C}$ -nál magasabb átlaghőmérséklet), kivéve a *F. japonica* északkelet-utahi (USA) előfordulásait (ahol a nyár túl száraz). Amíg a *F. sachalinensis* teljes áréája a mérsékelt növényföldrajzi övre és a szubóceáni térségekre korlátozódik, addig a *F. japonicáé* a szubmeridionális–mérsékelt övet és az oceanitás szélesebb tartományát: az óceánitól a szubkontinentális térségeket is magában foglalja. Mindezért antropogén elterjedési területük – noha az előfordulások sűrűségének további növekedése várható – lényeges kiterjedése nem lehetséges, hacsak nem klímaváltozás eredményeképpen.

A) A *F. japonica* széles ökológiai amplitúdójú. *Hazájában* általában nagyobb magasságok lakója, mint a társfaj. Így például a vulkanikus hegyvidékek (pl. a Fuji) friss hamujának vagy lávafelszíneinek nyílt, napos helyein az egyik legjellemzőbb növény. Másik tipikus élőhelye a folyópartok, a rossz vízgazdálkodású, kiszáradó, sovány kavicstalajok. Gyakori az utak mentén és a művelt legelőkön, különösen ott, ahol nitrogéntartalmú műtrágyákat alkalmaznak. Kíméletlen környezeti hatásokat is elvisel (például rizómái a hónapokig fagyott talajt), és rendkívül savanyú ($\text{pH} < 4$) vulkanikus talajokon is megél. Kis abszorpciós érték mellett jól tűri az aktív vulkáni fumarolák közelében ható nagy kén-dioxid-szennyezést. Kiterjedt gyöktörzsrendszere rögzíti a mozgó törmeléket. Mint nitrogént és más fontos tápanyagokat tartalékoló növény, elősegíti a talajképződést, más fajok megtelepedését, illetve nagyobb szervezetségű ökoszisztéma kialakulását.

Szinantróp elterjedési területén a *F. japonica* különböző, viszonylag produktív, leginkább ember alkotta, gyakran kedvezőtlen adottságú élőhelyeken fordul elő, amelyek az edafikus adottságok alapján itt is két fő csoportra különíthetők. Egyrészt az ember által erősebben befolyásolt, viszonylag száraz vagy rossz vízgazdálkodású, részben pionír élőhelyek: vasúti töltések, meddőhányók, üres telkek, elhanyagolt

vagy felhagyott kertek, sövények, ruderaliák, útszélek stb. Másrészt inkább természetközeli, viszonylag nedvesebb területek: szabályozott (ritkábban szabályozatlan) patakok és folyók mente, töltések, út menti árkok, erdőszegélyek, vágásterületek stb.²⁴ Mindez azt jelzi, hogy a közvetlen és a közvetett emberi zavarás elősegíti a faj terjedését. Az első csoporttípushoz sorolható állományainak a települések környezetében való koncentrálódása bizonyosan kapcsolatban van dísznövényi származásával, az emberi talajzavarás hatásaival, valamint a hajtások károsító kései fagyok és nyári szárazságok ritkább előfordulásával. A növény itt is tág pH-tűrési (3,0–8,5), de inkább a meszes talajokat részesíti előnyben. A talajtípusok között sem válogat, és tűri a talaj nagy nehézfém- és sószennyezését is. Magyar elnevezésével kevéssé összhangban az *ártéri japánkeserűfűvel* – a szerző vizsgálatai szerint – hazánkban mindenekelőtt egykori ültetési környezetéből elvadulva találkozhatunk, elsősorban települési ruderalis, ritkábban leromló állapotú természetközeli élőhelytípusokban. Nálunk tehát inkább urbanofil faj. GRIME *et al.* (1988) szerint kompetitor stratégiájú, BORHIDI (1995) pedig a behurcolt vagy adventív (A) szociális magatartás-típusú fajok közé sorolja.

B) A *F. sachalinensis* hazájában erdőszéleken, erdei utak mentén, hegyvidékek kőtörmelékes területein, tengerparti sziklákon, folyópartokon, palagterületeken és közutak mentén fordul elő. Általában előnyben részesíti a vegetációs periódusban állandó vízáramlású, magasabb hőmérsékletű, alacsonyabb fekvésű alluviális síkságokat. Ugyanakkor helyenként a másik fajhoz hasonlóan az újonnan kialakult csupasz vulkáni felszínek pionír kolonizátoraként, de hegyi vízmosások és folyóvizek mentén is fellép.

Szinantróp elterjedési területén a *F. sachalinensis* is a társfaj esetében említett két fő élőhelycsoportban jelentkezik. A városok melegebb és szárazabb ruderalis, valamint a vízpartok és hegyvidékek nedvesebb és hűvösebb élőhelyeinek elfoglalási aránya azonban Európán belül térségenként jellemzően más és más. Lengyelországban például főleg erdőkből ismert, Franciaországban viszont inkább az alpin folyók nagy alluviális síkságain, illetve szigetein jellemző.

²⁴ Előfordulásának harmadik fő élőhelyi típusát a tengerpartok jelentik (pl. Norvégia, Dánia).

C) Az egyelőre szinte csak Európából ismert *F. x bohemica* termőhelyi viszonyai az edafikus adottságok alapján – a szülőfajok eseteihez hasonlóan – szintén két fő csoportra különíthetők. A szerző vizsgálatai szerint Magyarországon urbanoneutrális faj, ugyanakkor mindeneke-lőtt inkább a leromló állapotú, nedvesebb természetközeli élőhelyeken (főként folyók, hegy- és dombvidéki patakok mentén, ártereken, olykor intenzíven használt erdei földutak mellett) van jelen, és csak másodsorban az ember által erősebben befolyásolt (antropogén) települé-si ruderalis élőhelyeken. Kedveli a borítás nélküli kitettséget, de akár erdei, árnyékos helyeken is megjelenik, állományai ilyenkor kevésbé sűrűnek látszanak.

Cönológia

A) A *F. japonica* hazájában többek között folyóvízi zátonyok és partok pionír állományalkotója: a *Polygonum cuspidatum*-társulás (*Penniseto-Artemision principis*, *Artemisietea principis*) mintegy 40–100 cm magas, viszonylag fajszegény, és a névadó faj túlnyomó dominanciájával jellemezhető. További, főleg magaskórós társulásokban is jellemző, ahol a növényzet magasabb (50–150 cm). Fontos szerepet tölt be a vulkanikus felszínnek szukcessziójában, ahol különböző természetes pionír társulások állományalkotó eleme. A folyamat során jellemzően a *Miscanthus sinensis* gyepfoltjai társulnak hozzá, majd kb. ötven év után ez és más fűfélék, és/ majd a fás vegetáció uralkodik el az élőhelyen.

Szinantróp elterjedési területén a *F. japonica* (miként a másik két faj) társulásképpessége minimális. Az esetek túlnyomó többségében kisebb-nagyobb összefüggő, egynemű állományokat alkot. Ezért a cönológiai szakirodalom ezeket gyakran csupán a faj nevével jelzett társulásként vagy csak állományokként kezeli (*F. japonica*-társulás, *F. japonica*-állományok). Ugyanakkor megjelölhető, hogy az adott állományok milyen társulásokkal érintkezve, illetve környezetében jelennek meg. Az újabb közép-európai szakirodalomban (NEBEL *et al.* 1993, OBERDORFER – MÜLLER 1994) ezek: fűz- és égercserjések, hegyvidéki patakparti égerligetek (így *Stellario-Alnetum*, *S.-Petasitetum*), kányazsombor-társulások (*Alliarion*), bojtorjánosok (*Arction lappae*) és somkórós gyomtársulások (*Dauco-Melilotion*). A mintegy negyedszázada alkalmazni kezdett – az uralkodó (domináns) fajra összpontosító – ún. származtatott (derivált) társulásfelfogás jegyében japánkeserűfű-magaskórós (*Fallopia japonica-Senecion fluviatilis*) társulást is jellemeznék (MUCINA *et al.* 1993), amely

magában foglalja a nebáncsvirág-aranyvessző társulásnak (*Impatiens-Solidaginetum* MOOR 1958) a *F. japonica* általi extrém fáciesét, valamint a *Polygonetum cuspidati* (Moor 1958) Oberd. et al. 1967 társulást. Az uralkodó és állandó kísérőfajokat tartalmazó diagnosztikus fajkombinációban a *F. japonica* domináns, a nagy csalán (*Urtica dioica*), a podagrafű (*Aegopodium podagraria*) és a ragadós galaj (*Galium aparine*) pedig szubdomináns fajok. Az utóbbiak jó árnyéktűrő képességűek, az *Urtica* és az *Aegopodium* pedig szívós, klonális növények. A *F. japonicát* az idők folyamán cönoszisztematikailag többféle társulástani egységbe sorolták, így például Németországban SÜKOPP (1962): *Senecion fluviatilis*, OBERDORFER – MÜLLER (1983): *Galio-Urticenea*; Csehországban HEJNÝ – SLAVÍK (1990): *Convolvuletalia sepium* és *Lamio albi-Chenopodietalia boni-henrici*. Hazánkban SOÓ (1970) szerint ligeterdőkben, tölgyesekben (*Quercetum petraeae-cerris*), artéri gyomtársulásokban (*Cuscuta-Calystegietum*), erdőszéleken és kertekben jellemző; ő *Calystegion sepium*-fajnak és az alluviális gyomtársulások (*Senecion fluviatilis*) karakterfajának tartja. BORHIDI (1995) szerint is *Calystegion sepium*-faj, SIMON (2000)-nál azonban *Calystegietalia*-faj, amelynek érvényes neve BORHIDI – SÁNTHA (1999) szerint *Convolvuletalia sepium* (üde szegélynövényzet). Az utóbbi szerzőpáros mindhárom fajt a félszáraz és üde erdei gyomvegetáció (*Lamio albi-Chenopodietalia boni-henrici*) új, florisztikailag teljesen telítetlen, kiegyensúlyozatlan neofiton társulásképző elemei közé sorolja. A fenti kategóriabesorolások együttesen adnak képet a *F. japonica* cönológiai karakteréről.

B) A *F. sachalinensis* hazájában az alábbi fő társulástani karakterekkel jellemezhető. Egyrészt erdőszélek, hegyi törmelékterületek, tengerparti sziklák, folyópartok mintegy 1,5–3 m magas, csaknem 100 %-os borítású különböző, ún. óriáskórós-társulásainak (*Angelico-Polygonetum sachalinensis*, *Cirsio kamtschatici-Polygonetum sachalinensis*) alkotója. Másrészt – hasonlóan a társfajhoz – a friss vulkáni felszínnek néhány éven belüli, első meghódítóinak egyike.²⁵ A sűrűségétől függő mértékben később betelepülni tudó fák azután néhány évtized alatt „kiárnyékolják” az ilyen élőhelyekről. Majdnem tiszta állományai emberi települések csupasz talajainak pionír vegetációalkotói.

²⁵ Erős sarjadóképességének köszönhetően 0,5–1,0 m vastag vulkáni üledék alól is képes előtörni és sűrű állományokat gyorsan létrehozni, illetve az eltemetetteket részben regenerálni.

Szinantróp elterjedési területén a *F. sachalinensis* cönológiai viszonyai – miként az élőhelyek esetében is – hasonlók a *F. japonicáéi*hoz, a konkrét cönológiai adat azonban kevés. OBERDORFER – MÜLLER (1983) *Galio-Urticenea*, HEJNÝ – SLAVÍK (1990) *Convolvuletalia sepium* és *Lamio albi-Chenopodietalia boni-henrici* fajnak tartja, LOHMEYER – SUKOPP (1992) pedig patak menti, nyirkos erdei gyomtársulások (*Aegopodion*), valamint – epököfitonként – ruderális élőhelyeken kialakult társulásokhoz kapcsolja. BORHIDI – SÁNTA (1999) cönológiai vonatkozásban a másik két fajjal együtt kezeli, bár használható hazai adatok nem állnak rendelkezésre.

C) A *F. × bohémica* cönológiai viszonyai eddig Európa-szerte kevéssé vizsgáltak, illetve a *F. japonicára* vonatkozó ilyen adatok jelentékeny része e hibrid fajra vonatkozhat. Mindazonáltal hazánkban e vonatkozásban is érvényesnek látszanak az élőhelyi részről ismertetett – a szerző által a *F. japonicáéval* ellentétesnek tartott – előfordulási preferenciák. Ennek értelmében elsősorban a természetközeli, árnyas-nyirkos termőhelyek ruderális szegélytársulásaiban (*Galio-Urticetea*), azon belül is különösen az alluviális gyomtársulások (*Senecion fluviatilis*) által jellemezhető vegetációtípusokban a leggyakoribb.²⁶ Hazai állományainak összességét tekintve az erős antropogén hatású útszéli gyomnövényzetben (*Artemisietea vulgaris*) való részaránya csak másodlagos. Megemlítendő, hogy már bükkös erdőben növo állományairól is tudunk. Agresszív, monodomináns tömbjei „föle kerekedni” olykor csak egy-egy lián tud, mint például a *Clematis vitalba*, *Humulus lupulus*, *Echinocystis lobata* vagy a *Calystegia sepium*.

Biotikus interakciók

Allelopátia

A japánkeserűfű-fajok tipikus példáját mutatják az allelopátikus hatás-

²⁶ Itt gyakran további idegen eredetű, inváziós magas kórós és liánfajokkal együtt fordul elő, mint például az adventív őszirózsa- (*Aster*-) fajok, süntök (*Echinocystis lobata*), vadcsicsóka (*Helianthus tuberosus* s.l.), japán komló (*Humulus scandens*), bíbor nebáncsvirág (*Impatiens glandulifera*), közönséges vadszőlő (*Parthenocissus inserta*), magas kúpvirág (*Rudbeckia laciniata*) vagy a magas aranyvessző (*Solidago gigantea*).

²⁷ A *F. japonica* leveléből reynoutriin (Q-3-xilozid; NAKAOK – MORITA 1956 nyomán HEGNAUER 1969), a *F. sachalinensis* esetében pedig terpenoid: triterpén (szterol), fenoloid: tannin, flavonoid (kvercetin glc) és antrakinon (emodin) vegyületeket mutattak ki (MIZUTANI 1996 nyomán SZABÓ 1997).

mechanizmusnak, amely a növények közötti versengések leghatékonyabb eszközei közé tartoznak.²⁷

Kompetíció

A japánkeserűfű-fajok sikerének az allelopatikus hatáson kívül további fontos mozzanata az árnyékolás és a föld alatti tápanyagelvonás is. A fenológiai korán kezdődő és gyorsan előrehaladó növekedésükkel még a többi faj fejlődése előtt kisajátítják maguknak a „légteret”, sűrűn növő hajtásaikkal, illetve lombtömegükkel egyre jobban, majd szinte teljesen elvéve amazok elől a fényt. Emellett rizómarendszerük erőteljes burjánzásával, a talaj tápanyagainak intenzív kiélésével a versenytársak alól mintegy a „talajt is kihúzzák”. Állományaikban mindezzel majdnem 100%-os sikerrel gátolják más fajok csírázását és egyedfejlődését. Jobbára csak a kora tavaszi aspektusban nyíló és termést érlelő néhány növény kivétel ez alól (pl. *Ficaria verna*, *Veronica hederifolia*). Életerejükre, szívósságukra jellemző, hogy például Japánban a kormorán (*Phalacrocorax carbo*) fákon levő fészektelepeiről aláhulló guanó miatt minimálisra csökkent lágyszárú növényi diverzitást alkotó fajok közül a legnagyobb borításban a *F. japonica* marad meg (ISHIDA 1996).

Herbivorok

A) A *F. japonica* esetében ismerjük a legtöbb adatot. Emlősök (*Mammalia*): a Brit-szigeteken juhok, szarvasmarha, kecske, ló és szamár legelte a föld feletti hajtásokat. A gyöktörzsek azonban egyes használatokra mérgezők. A birkák és a szarvasmarhák kora nyári legelése szignifikánsan csökkentette a hajtássűrűséget. Madarak (*Aves*): magevést a házi veréb (*Passer domesticus*) esetében tapasztaltak. Atkák (*Acari*, *Tetranychidae*): *Tetranychus urticae* Koch. Rovarok (*Insecta*): a Brit-szigeteken viszonylag kevés fitofág rovarot azonosítottak rajta; a japánkeserűfű-fajok sikerének ez egyik fontos oka lehet; Lepkék (*Lepidoptera*): *Arctiidae*: *Spilarctia lutea* (Németo.), *Spilosoma lubricipeda* L., *Caradrinidae*: *Apatela megacephala* Schiff., *Noctuidae*: *Phlogophora meticulosa* L., *Orthosiidae*: *Taeniocampa gothica* L., *Orthosia circellaris* Hufnadel, *Nymphalidae*: *Inachis io* L., és további, a *Noctuidae* és *Geometridae* családokba tartozó lárvák, amelyeknek a fajtáig eddig nem sikerült azonosítani; Bogarak (*Coleoptera*): *Curculionidae*: *Phyllobius pyri* L., *Otiorhynchus sulcatus* L., *Chrysomelidae*: *Gastroidea* (*Gastrophysa*) *viridula* Degeer, *Chrysolina fastuosa* Scopoli. Főnalféreg (Nematodae): sem endo-, sem ektoparazita fajt nem találtak.

B) A *F. sachalinensis* esetében kevés adatot ismerünk. Európában (Németországban) egy polifág lepkefajt (*Lepidoptera: Arctiidae: Spilarctia lutea*) és egy levéltetűt mutattak ki a növényről. A *Spilarctia lutea* ugyanolyan sikeres volt, mint a *Rumex obtusifolius*on, honos tápnövényén. Témánk szempontjából érdekes, hogy e faj (és lehet, hogy a másik kettő is) extraflórális nektáriumával vonzza a hangyákat, amelyek segítenek megvédeni a növényevő rovarok ellen.

C) A *F. xbohemica* herbivoriájára csak Németországból van némi adat. Lepkék (*Lepidoptera: Arctiidae: Spilarctia lutea* (polifág). Bogarak (*Coleoptera: Chrysomelidae: Gastroidea (Gastrophyza) viridula* Degeer (oligofág). Kétszárnyúak (*Diptera: Anthomyiidae: Pegomya nigritarsis* Ztt. (oligofág). Atkák (*Acari*): indet sp. A *Gastroidea (Gastrophyza) viridula* e növényen csak 15%-os fejlődési eredményt mutatott a *Rumex obtusifolius*on, a honos tápnövényén táplálkozó egyedekhez képest.

Patogének

A) A *F. japonica* esetében parazita gombákat nem találtak. A kórokozó szaprofita gombák közül az alábbiakat azonosították: Tömlősgombák (*Ascomycotina*): *Ceriospora polygonacearum* (Petra) Pirozynski et Morgan-Jones (Nagy-Britannia), *Glomerella cingulata* (Japán), *Pezizella effugiens* (Desm.) Rehm. (N-Br.). Bazídiumos gombák (*Basidiomycotina*): *Puccinia phragmitis* (Japán), *Puccinia polygoni-amphibii* (Japán), *Puccinia polygoni-weyrichii* (Japán). Konídiumos gombák (*Deuteromycotina*): *Alternaria* sp. (Németország), *Cladosporium* sp. (Japán), *Colletotrichum gloeosporioides* (N-Br.), *Endophragmia cesatii* (Mont.) M. B. Ellis (Németország), *Epicoccum* sp. (Németország), *Fusarium* sp. (Japán), *Helminthosporium* sp. (Japán), *Phoma* spp. (N-Br., Japán, Németország) incl. *Phoma anceps* var. *polygoni* Grove (száron és levélen) és *Phoma polygonorum* Cooke (száron és levélen), *Phomopsis polygonorum* (Cooke) Grove; valamint *Amphorula sachalinensis* Grove (száron és levélen), *Cytospora polygoni-seiboldi* Henn. (száron és levélen), *Myxosporium polygoni* Grove (száron és levélen) és *Chaetoconis polygonii* Ellis et Everh. További tizenhat plurivor mikrogombát jeleztek a növekvő és elhalt szákról.

B) A *F. sachalinensis* esetében az alábbi szaprofita gombákat azonosították: Tömlősgombák (*Ascomycotina*): *Ceriospora polygonacearum* (Petra) Pirozynski et Morgan-Jones. Konídiumos gombák (*Deutero-*

mycotina): *Phomopsis polygonorum* (Cooke) Grove, *Phoma polygonorum* Cooke (száron és levélen); valamint *Myxosporium polygoni* Grove (száron és levélen).

C) A *F. × bohemica* esetében nincs adat.

Mikorrhiza

A *F. japonica* brit-szigeteki és a *F. sachalinensis* lengyel mintáit vizsgálva *mikorrhizát* nem találtak.

A fajok gazdasági jelentősége

Hasznaik: az igazi bambuszokéra emlékeztető gyors növekedésük és impozáns megjelenésük miatt a *F. japonica* és a *F. sachalinensis* fajokat dísznövényként régóta ültették (házánkban például vö. ANONYM 1892). Különösen kertek és parkok gyepjeibe, valamint vízpartokra. Leveleik nagy fehérjetartalma miatt a termesztésükkel haszonállat- és vadtaplálás céljával is kísérleteztek.

A) A *F. japonicának* sokféle gyógyászati célú felhasználási lehetősége ismeretes²⁸. Ezenkívül számos etnobotanikai felhasználása is, így például a második világháborús csapatok a levelét dohányként használták. A fiatal hajtások állítólag salátákhoz használatosak, „mandulaízűek”. Főzve a spárgához hasonlóan vagy püréként emberi táplálékként is fogyaszthatók. Helyettesíthető vele a rebarbara is, egy különlegesen elkészített savanyú szósz kíséretében. Nemrégiben nehézfémekkel szennyezett talajok megtisztítására való alkalmazása is felmerült, mivel levelében és szárában ezeknek a felhalmozására képes.

²⁸ Szárított rizómáját a hagyományos kínai és japán orvoslás az alábbi betegségekre javallja: gennyező bőrgyulladás, gonorrea, kosz (fávuusz), atlétaláb és hiperlipémia. Valószínűsíthető hatóanyagokat is kimutattak (KIMURA *et al.* 1983). Egyik hatóanyagának (resveratrol) baktérium- és gombaölő hatást tulajdonítanak, amely csökkentette a patkányok koleszterolszintjét is. A belőle kivont emodin nevű drog pedig gátló hatással volt a *Schistosoma japonicum* parazita bélféregre. A kínai hagyományos gyógyászatban égések kezelésére is használatos faj aktív hatóanyagtartalmával MOLNÁR (1991) foglalkozott (részben SZABÓ L. Gy. támogatásával).

²⁹ Az első ilyen adat 1864-ből való.

B) A *F. sachalinensis* régebben népszerű volt a német vadászok körében, mert feltételezték, hogy a vad számára ízletesebb a *F. japonicánál*, másrészt jó leshelynek is kínálkozott. Oroszországban szilázásban is felhasználták.²⁹ Hazájában a növény internódiumaiban olykor olyan sok hernyó él, hogy gyakran horgászcsaliként is használják. Gyöktörzsét ott számos betegség kezelésére alkalmasnak tartják, aktív hatóanyagait antrakinon-származékok. Japánban helyenként fiatal, zsenge szárait fogyasztják is. Európában néhány éve növényi gombabetegségek elleni hatását ismerték fel. A leveléből készített kivonat hatásosnak bizonyult az alma, begónia, uborka és búza lisztharmata, valamint az édes-paprikák szürkepenésze ellen. Meleg éghajlatú területeken nagy leveleit felhasználják az árusított gyümölcsök megővésére.

C) A *F. × bohemica* funkcionálisan hímivarú, termést gyakorlatilag nem érlelő állományainak felhasználásával (de nem aktív természetével!) meg lehetne találni a szülőfajokéhoz hasonló hasznosítási lehetőségeket: táplálkozás, gyógyászat, növényvédelem, nehézfémekkel szennyezett talajok megtisztítása, meddőhányók stabilizálása stb.

Káraik: a *F. sachalinensist* az USA-ban valamikor folyóparti rézsűkötőnek is javasolták, de ez oktalanságnak bizonyult, mert ahol alkalmazni kezdték, ott a terjedése befolyásolhatanná vált. Bár eddig erre vonatkozó konkrét adatra nem bukkantunk, nem tartjuk kizártnak, hogy valamikor Európában a *F. japonica* ilyen célú telepítésével is próbálkozhattak. A japánkeserűfüveknek (incl. *F. × bohemica*) napjainkban már kertészeti alkalmazását sem vagy egyre kevésbé ajánlják. Az igényesebb szakkönyvek, dísznövény- és botanikus kerti katalógusok újabban külön is felhívják a figyelmet e fajok elvadulásával, illetve féken tartásával kapcsolatos nehézségekre, veszélyekre. A vízfolyások mentén tovaterjedő állományok akadályozzák azok megközelíthetőségét, vízáteresztő képességét, illetve növelik a szabályozott szakaszok mederfenntartási munkáinak költségeit, többek között az árvízvédelmi berendezések károsításával. Települési környezetben károsíthatják a közlekedési infrastruktúrát: szétfeszíthetik a járdákat, de akár a gyengébb útburkolatokon is áthatolhatnak. A parkokban, utak mentén és vízpartokon ültetett növényeket, sövényeket elnyomhatják. Szerencsére a szűkebb értelemben vett mezőgazdasági területeken nem vagy ritkán lépnek fel gyomosítóként. Csak példaként említjük, hogy Kaliforniában mindkét faj kártékony gyomnak számít, ahol például a *F. sacha-*

linensis „sűrű fertőzéseket okoz” (HICKMAN 1993) – a szakirodalmi forrásból azonban nem derül ki, hogy ott „csak” természetvédelmi, vagy mezőgazdasági gyomként is problémát okoz-e.

A fajok természetvédelmi jelentősége

Noha a japánkeserűfű-fajok okozta gondok nem új keletűek, a természetvédelmi szervezetek figyelme inkább az utóbbi évtizedben fordult feléjük.³⁰ Széttérjedő sarjtelepeikkel szinte teljesen egynemű állományokat alkotnak, amelyekben csak olykor és alig néhány más faj fordul elő, de a többségük nem jut generatív stádiumba. Közvetett vagy közvetlen emberi közreműködés nyomán természetközeli vagy természetes élőhelyekre bekerülve is képesek megtelepedni, és az adott vegetációtípustól függően különböző mértékben terjeszkedni. A megszállt élőhelyeken meggátolják a természetes szukcessziós, illetve regenerációs folyamatokat: akadályozzák a fászszerű újulását, de a légyszárú növényzet életlehetőségeit is minimálisra csökkentik. Az eredetileg ott élő flóra, illetve vegetáció elemeinek kizárásával csökkentik a növényi és ezen keresztül az állati sokféleséget, így gyakorlatilag a teljes biodiverzitást károsítják. Visszaszorításuk rendkívül nehéz, az esetleges vegyszeres kezelés pedig újabb természetvédelmi problémákat vet fel. Mindezt – noha az említett sokféle élőhelyen előfordulnak – természetvédelmi szempontból a legérzékenyebb problémát a természetközeli, víz menti élőhelyeken való terjedésük jelenti.

Természetvédelmi kezeléssel kapcsolatos ismeretek³¹

Az eddigi kutatások alapján szinte kizárólag csak a *F. japonicára* vonatkozó adatok ismeretesek, de valószínű, hogy a különböző módszerek alkalmazására a másik két faj válasza is hasonló lehet. A japánkeserűfűvek elleni eredményes védekezés nagyrészt az alábbi három szem-

³⁰ Ritkán azonban elhangzottak figyelmeztetések is, így például az USA-ban a mezőgazdasági hatóságok (USDA) már a XIX. század végén felhívták a figyelmet *F. sachalinensis* „gátlástalan”, agresszív terjedőképességére.

³¹ BALOGH LAJOS és SZIDONYA ISTVÁN munkája. (A szerkesztők)

pontnak a kezelésekben való összehangolásától és egyesítésétől függ: i) a faj autökológiájára vonatkozó ismeretek felhasználása, ii) összhangba hozott kezelési terv kifejlesztése, iii) a további terjedés megállítása. A kezelési terv elkészítésekor figyelembe veendő szempontok brit szerzők (CHILD – WADE 2000) szerint: a japánkeserűfű-állományok közelsége vízpartokhoz; az élőhely érzékenysége, például természeti területek; a szomszédos fajok és növényzet érzékenysége; a fertőzés mérete; a japánkeserűfű virágait nektárforrásként látogató méhek, tekintettel a (gyomirtó szer hatóanyagával szennyezett) méz minőségére és mennyiségére; a kezelés időzítése, tekintettel a növény méretére és fejlődésére; a fák gyökereinek közelsége; az állomány sűrűsége; a hely megközelíthetősége a kezelés céljából; a hely megközelíthetősége a la-kosság által; az újránövényesítés szükségessége.

E tág környezeti tűrőképességű, évelő fajok szaporodási sikere minde-nekelőtt a kúszo rizómarendszer általi rendkívül vigorózus vegetatív szaporodási képességen alapul. Hatékony visszaszorításukat éppen a föld alatti részek nehéz „kezelhetősége” akadályozza. Mivel a hazánkban általunk legtömegesebbnek tartott hibrid japánkeserűfű vegetatív szaporítóképleteinek legfontosabb terjedési útját a folyóvizek jelentik, különös hangsúlyt kap az ismételt invázió forrásául szolgálható felső szakaszok kezelése. A szomszédos országok területéről érkező vízfo-lyások [propagulumfolyosók] miatt – a védekezés eredményessége szempontjából – különösen fontos a külhoni természetvédelmi szer-vekkal való kapcsolattartás. Európa japánkeserűfűvekkel valószínűleg leghamarább és leginkább fertőzött országában, Nagy-Britanniában van a legnagyobb hagyománya a védekezésnek, a specializált kezelési tervek kialakításának és fejlesztésének. A fajok elterjedésének megállá-pítását kutatók, illetve intézmények által szervezett társadalmi megfi-gyelőhálózat már másfél évtizede rendkívül hatékonyan segíti (LEICESTER & LOUGHBOROUGH UNIVERSITIES 1993). Ehhez hasonló ered-mény elérésére a hazai természetvédelmi szervek aktív részvételével és támogatásával hazánkban is jó esély lehet. Az újabb technológiák (pl. GIS) alkalmazása ezt tovább segítheti.

Kézi, gépi és művelési védekezési módszerek

A kézi kihúzás a kis állományoknál nehézkes, a kiásás több eredménnyel jár. A nagyoknál ezek a módszerek már nehezebben vagy nem járható utat jelentenek. A száraz levágása fokozza a rizómák oldalirányú növe-

kedését. A Brit-szigeteken kipróbált kora nyári *legeltetés* szarvasmarhák, birkákkal és kecskékkal szignifikánsan csökkentette a hajtássűrűséget. A legeltetés természetesen főleg a tavaszi, zsenge kihajtási időszakban folytatható, mivel a nagyra nőtt szárazak már kemények, parásodó tövűek. A három faj kísérleti parcellákba ültetett rizómadarabjaiból fejlődő fiatal növényeken végzett cseh vizsgálatok a kaszálást és legeltetést mindazonáltal negatív hatásúnak találták az egyedek túlélése szempontjából ($P < 0,001$). Ugyanakkor a *F. japonica* és a *F. × bohemica* esetében szignifikánsan jobb megmaradást tapasztaltak, mint a *F. sachalinensis*-nél, például az áttelelést tekintve is. A kaszálás és legeltetés – mint hagyományos kezelési módok – rendszeres alkalmazása tehát hatékony módszernek tekinthető, amely az állományok kiférasztásával hatékony gátat szabhat az invázióknak. *Kaszálás* esetén brit szakirodalmi források a kétételes gyakoriságot javasolják. Megkezdése előtt azonban szükség van az előző évi kórók eltávolítására, esetleg elégeté-

<i>kívánt hatás</i>	<i>módszer</i>	<i>időzítés</i>	<i>gyakoriság</i>
elhalt száraz eltávolítása; a hely kezelés előtti előkészítése	levágás fémélű strimmerrel vagy szárazzás	ősz/tél	évente
„jó” (amenity) gyep-területnek a japánkeserűfű szomszédos állománya általi előzönlségének megakadályozása	kaszálás vagy legeltetés	az egész tenyészidőszakban (márciustól októberig)	kaszálás kétételes; haszonállatok legeltetése az egész tenyészidőszakban – megelőzendő az újrahajtást
a növény vigorjának csökkentése	levágás vagy kaszálás	márciustól októberig	évente négyszer
a japánkeserűfű egyes szárainak eltávolítása vegyes növényzetből	kihúzás	egész évben	amint új hajtások feltűnnek
a növénymagasság csökkentése a kémiai kezelést megelőzően	levágás	márciustól augusztusig; a vegyszeres kezelés előtt hagyni kell a 0,5–1,0 méteres magasság eléréséig való újranövekedést	szükség szerint

A nem kémiai védekezési módszerek áttekintése brit szerzők (CHILD – WADE 2000) szerint

sére. Ha azonban ez abbamarad, akkor az inváziós potenciál felerősödik, és amennyiben fellép az invázió, úgy további védekezési módszerek bevetésére is szükség lehet az állományok hatékony felszámolása érdekében.

Vegyszeres védekezési módszerek

A japánkeserűfű-fajok kémiai módszerekkel való irtásának nehézségét gyakori vízközeli előfordulásuk okozza. Tekintettel arra, hogy a vízi szervezetekre nem mérgező herbicidekkel is kötelező az ötméteres védőtávolság betartása, a kezelés elvégezhetősége gyakorlatilag az eseti hatósági jóváhagyástól függ. Az egyedüli kivétel a *diklobenil* hatóanyag lehet, mivel csatornák, élővizek gyomirtására engedélyezték. A kezelést védett területeken kizárólag a vízzel el nem árszott részeken végezzük. Tekintettel arra, hogy a készítmény granulátum formájú, különös figyelmet kell fordítani a kezelt sávok csatlakozására. A kezelést a kora tavaszi időszakban a növény preemergens (kihajtás előtti) fenológiai stádiumában kell elvégezni. A hazai kísérletekben az irtás hatékonysága 80% körül alakult. A nem összefüggő borítású területen lehetőség volt az egyedi kenéses, pontpermetezéssel vagy injekciós túvel (állatorvosi tömegoltó) való injektálásos kezelés elvégzésére. A kísérletek szerint pontpermetezéssel újrasarjadzás nélküli gyomirtó hatásra a *dikamba* hatóanyag volt képes, viszont ennek a hatóanyagnak a vizes élőhelyen való alkalmazása megkérdőjelezhető és további részletes vizsgálatokat igényel. A tömény *glifozátot* tartalmazó herbicidek *kenéses* alkalmazása szintén hatékony lehet. Ez a kezelés a megfelelő technológia rendelkezésre állása esetén – különös tekintettel a tömény *glifozát*oldat elcsöppenésére – környezetvédelmi szempontból is kívánatos. Kísérleteink szerint a *glifozát*tartalmú készítményeknek az engedélyokiratban levő dózisa pontpermetezéssel eljárással fitotoxikus hatású volt a kezelt növényeken.

A gyomirtó szeres védekezés előtt a kezelendő területről el kell szállítani az előző években felhalmozódott elhalt növényrészeket. Ezek összezúzhatók vagy elégethetők. A már vegyszerrel kezelt elhalt növényi maradékot fokozott körültekintéssel kell megsemmisíteni (elégetés, talajba való forgatás). A gyomirtó szerek alkalmazásának követelményeit szigorúan be kell tartani, különös tekintettel a nem célnövények és élőhelyek épségére.

Eredményes használat esetén gondoskodni kell a japánkeserűfüvek és a gyomirtó szer együttes hatása nyomán kialakult csupasz felszínek rehabilitációjáról, növényzettel való fedettségéről. Különös jelentőségű, de egyben nehéz problémát is jelent ez a víz által erodált partokon.

Biológiai védekezési módszerek

Jelenleg még a tudományos vizsgálati szakaszban vannak azok a kísérletek, amelyek a két szülőfaj távol-keleti hazájában honos kártevőire mint lehetséges biológiai védekezési ágensekre vonatkoznak. Szóba jöttek már Japánban honos gerinctelenek, például bogárfajok, de lehet, hogy patogének is felmerülnek, mint például a károsító rozsdagombák vagy levélfoltosodást okozó gombák (pl. *Phyllosticta rayoutina*).

Köszönetnyilvánítás

Köszönetemet fejezem ki a következő személyeknek az ábrák használatának átengedéséért: BEATE ALBERTERNST (Frankfurt am Main), BARBARA FOJCIK, BARBARA TOKARSKA-GUZIK és M. BERNACKIEJ (Katowice); továbbá egyes szakirodalmak beszerzésében nyújtott segítségükért: JOHN P. BAILEY (Leicester), BARTHA DÉNES (Sopron), BORHIDI ATTILA (Vácrátót), BOTTA-DUKÁT ZOLTÁN (Vácrátót), CSISZÁR ÁGNES (Sopron), DANCZA ISTVÁN (Budapest), JENNIFER FORMAN (Boston), KIRÁLY GERGELY (Sopron), KÓSA GÉZA (Vácrátót), PAPP GÁBOR (Budapest), PAPP NÓRA (Pécs), PINKE GYULA (Mosonmagyaróvár), S. TABA ESZTER (Gödöllő), SZABÓ LÁSZLÓ GY. (Pécs), SZABÓ T. ATTILA (Veszprém), TÓTH ZOLTÁN (Budapest).

Bibliográfia

Általános összefoglaló művek: GRIME *et al.* 1988, BEERLING *et al.* 1994, SCHULDES – KÜBLER 1990, ALBERTERNST 1998, SCHNITZLER – MULLER 1998, CHILD – WADE 2000, Ecoflora 2003. **Taxonómia:** STEWARD 1930, OHWI 1965, HEGNAUER 1969, HARALDSON 1978, CRONQUIST 1981, LOUSLEY – KENT 1981, CHRTEK – CHRTKOVÁ 1983, BAILEY – CONOLLY 1984, MAKINO 1985, SCHMITZ – STRANK 1985, 1986a, RONSE DECRAENE – AKEROYD 1988, KERGUÉLEN 1999, BAILEY 1992, 1994, 2001, BAILEY – STACE 1992, BAGI 1998, PRISZTER 1998, RBGE 2002, IPNI 2002, BALOGH 2003. **Morfológia:**

OHWI 1965, HARALDSON 1978, TCHANG BOK LEE 1979, LOUSLEY – KENT 1981, CHRTEK – CHRŤKOVÁ 1983, BAILEY – CONOLLY 1985, MAKINO 1985, SCHMITZ – STRANK 1985, 1986a, MITCHELL – DEAN 1978, HANDELAND 1991, SUKOPP – SCHICK 1991, 1992, 1993, BAILEY – STACE 1992, WEBB 1993, BAILEY *et al.* 1995, 1996, ALBERTERNST *et al.* 1995a, 1995b, FREMSTAD – ELVEN 1997, KLIMEŠ *et al.* 1997, BALOGH 1998, CSONTOS 2000, FOJCIK – TOKARSKA-GUZIK 2000, SIMON 2000, BALOGH 2003. **Szármaszás, elterjedés:** JÁVORKA 1924, SOÓ 1927, 1970, 1980, PRISZTER 1957, 1985, 1997, GRAHAM – WOOD 1965, OHWI 1965, CONOLLY 1977, TCHANG BOK LEE 1979, CHRTEK – CHRŤKOVÁ 1983, MAKINO 1985, SCHMITZ – STRANK 1985, 1986a, JALAS – SUOMINEN 1988, SUKOPP – SUKOPP 1988, MITCHELL – DEAN 1978, PETRÁNYI – BOROS 1992, 1993, BEERLING 1993, 1994, LEIC. LOUGHB. UNIV. 1993, NEBEL *et al.* 1993, CLEMENT – FOSTER 1994, PALMER 1994, PYŠEK – PRACH 1994, SUZUKI 1994, ALBERTERNST *et al.* 1995a, BAILEY *et al.* 1995, 1996, JÄGER 1995, SUKOPP – STARFINGER 1995, CSAPODY 1996, FREMSTAD – ELVEN 1997, SEIGER 1997, TERPÓ 1997, WADE 1997, WILLIS *et al.* 1997, BALOGH 1998, 2001, FEHÉR 1998, MÜLLER – OKUDA 1998, FOJCIK – TOKARSKA-GUZIK 2000, SHAW 2000, BALOGH – BAILEY 2003. **Életciklus, életmenet:** VOGG 1919, FUCHS 1957, MARUTA 1976, KUBOTA *et al.* 1988, NATORI – TATSUKA 1988, BROCK – WADE 1992, BEERLING 1993, 1994, MARIKO *et al.* 1993, BAILEY 1994, PYŠEK – PRACH 1994, BROCK 1995, BROCK *et al.* 1995, HORN – PRACH 1995, ADACHI *et al.* 1996, NISHITANI – MASUZAWA 1996, HORN 1997, SEIGER 1997, SEIGER – MERCHANT 1997, MARIGO – PAUTOU 1998, HULINA – ĐUMIJA 1999, CSONTOS 2000, DE WAAL 2001, PRICE *et al.* 2001, SCHMITZ 2001. **Termőhelyigény (autökológia és cönológia):** MOOR 1958, SUKOPP 1962, GONDOLA 1965, OHWI 1965, SOÓ 1970, 1980, DIERSCHKE *et al.* 1983, OBERDORFER – MÜLLER 1983, HIROSE – TATENO 1984, KOPECKÝ 1985, SCHMITZ – STRANK 1986b, SCHWABE 1987, MOROZOV – BELAYA 1988, SUKOPP – SUKOPP 1988, MARTIN 1989, BEERLING 1990, 1993, 1994, HEJNÝ – SLAVÍK 1990, KLOTZ – GUTTE 1991, ADLER 1993, MUCINA 1993, NEBEL *et al.* 1993, PYŠEK – PRACH 1993, BALOGH *et al.* 1994, BEERLING – PALMER 1994, PAAL 1994, PALMER 1994, BORHIDI 1995, DE WAAL *et al.* 1995, POTT 1995, SUKOPP – STARFINGER 1995, ADACHI *et al.* 1996, VISNÁK 1996, FREMSTAD – ELVEN 1997, SEIGER 1997, WILLIS *et al.* 1997, BORHIDI – SÁNTHA 1999, HULINA – ĐUMIJA 1999, BALOGH 2000, 2001, BRABEC – PYŠEK 2000, SIMON 2000. **Biotikus interakciók:** HARLEY – HARLEY 1987, ZIMMERMANN – TOPP 1991a, 1991b, BEERLING – DAWAH 1993, FOWLER – HOLDEN 1994, DIAZ – HURLE 1995, MIZUTANI 1996, SZABÓ 1997, SCHMITZ 2001. **Gazdasági jelentőség:** ANONYM 1892, BONSTEDT

1932, ÚJVÁROSI 1973, HELM 1974, NAGY 1978, HEGI 1981, MITCHELL – DEAN 1978, CHI *et al.* 1983, HERGER *et al.* 1988, SCHULDES – KÜBLER 1991, PALMER 1994, KOWARIK – SCHEPKER 1998, HUNYADI *et al.* 2000. **Természetvédelmi jelentőség:** SCHULDES – KÜBLER 1991, PALMER 1994, SEIGER 1997, WADE 1997, KOWARIK – SCHEPKER 1998, BALOGH 2001. **Kezelés:** HARPER – STOTT 1966, SCHWABE 1987, BAKER 1988, ROBLIN 1988, FIGUEROA 1989, MARTIN 1989, BEERLING 1990, SCHULDES – KÜBLER 1991, CHILD *et al.* 1992, 1998, 2001, HOLDEN *et al.* 1992, STEVENS – REYNOLDS 1992, LEIC. LOUGHB. UNIV. 1993, BEERLING – PALMER 1994, FOWLER – HOLDEN 1994, HILL 1994, DE WAAL 1995, PALMER 1994, STENSONES – GARNETT 1994, DIAZ – HURLE 1995, HAGEMANN 1995, ANONYM 1996, 2001a, 2001b, SCHULDES – KÜBLER 1991, WADE *et al.* 1994, DE WAAL *et al.* 1995, WADE 1995, 1997, CHILD – DE WAAL 1997, SEIGER 1997, SEIGER – MERCHANT 1997, CHRIS BLANDFORD ASS. 1998, BRABEC – PYŠEK 2000, HATHAWAY 2001, RENALS – RENE 2001, JKLIST 2002, CKF 2003.

Irodalomjegyzék

- ADACHI, N. – TERASHIMA, I. – TAKAHASHI, M. (1996): Nitrogen translocation via rhizome systems in monoclonal stands of *Reynoutria japonica* in an oligothropic desert on Mt Fuji: field experiments. *Ecological Research* **11**:175–186.
- ADLER, C. (1993): Zur Strategie und Vergesellschaftung des Neophyten *Polygonum cuspidatum* unter besonderer Berücksichtigung der Mahd. *Tüxenia* **13**:373–397.
- ALBERTERNST, B. (1998): Biologie, Ökologie, Verbreitung und Kontrolle von *Reynoutria*-Sippen in Baden-Württemberg. *Culterra (Freiburg)* **23**:1–198, I–LIV.
- ALBERTERNST, B. – BAUER, M. – BÖCKER, R. – KONOLD, W. (1995): *Reynoutria*-Arten in Baden-Württemberg – Schlüssel zur Bestimmung und ihre Verbreitung entlang von Fließgewässern. *Floristische Rundbriefe (Bochum)* **29**(2):113–124.
- ALBERTERNST, B. – KONOLD, W. – BÖCKER, R. (1995): Genetische und morphologische Unterscheide bei der Gattung *Reynoutria*. In: BÖCKER, R. – GEBHARDT, H. – KONOLD, W. – S. SCHMIDT-FISCHER (Hrsg.): *Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten*

- und Managment. pp. 113–124. Ecomed Verlagsgesellschaft AG & Co. K. G., Landsberg.
- ANONYM (1892): *Polygonum cuspidatum* (syn. *Polygonum Sieboldi*). *Kertészeti Lapok* 7(12): 328.
- ANONYM (1996): *Guidance for the control of invasive plants near water-courses. Japanese knotweed, Himalayan balsam, Giant hogweed.* Canllaw i reoli planhigion ymledol ger cyrsiau dwr. Canclwm Japan, Ffromlys Chwarennog, Efwr Mawr. Environment Agency, Bristol, 20 + 2 pp. (angol és walesi nyelven).
- ANONYM (2001a): *Cornwall Knotweed Forum.* Business plan for the financial year 2001/02. Manuscript. Cornwall, UK, 5 pp.
- ANONYM (2001b): *Japanese Knotweed. Guidance for Household and Landowners.* Cornwall County Council, UK, 24 pp.
- BAGI I. (1998): *A zárva-termő növények rendszerének kompendiuma.* Átdolgozott kiadás. JATEPress, Szeged, 146 pp.
- BAILEY, J. P. (1990): *Breeding Behavior and Seed Production in Alien Giant Knotweed in the British Isles.* The biology of invasive plants; a BES industrial Ecology Group. pp. 110–120. R. Mooreheads & Laing, Ruthin.
- BAILEY, J. P. (1992): The Haringey Knotweed. *Urban Nature Magazin* 1(3):50–51.
- BAILEY, J. P. (1994): Reproductive biology and fertility of *Fallopia japonica* (Japanese knotweed) and its hybrids in the British Isles. In: DE WAAL, L. C. – CHILD, L. E. – WADE, M. – BROCK, J. H. (eds.): *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants.* pp. 141–158. John Wiley and Sons, Chichester.
- BAILEY, J. P. (2001): *Fallopia* × *conollyana*, the Railway-yard Knotweed. *Watsonia* 23:539–541.
- BAILEY, J. P. – CONOLLY, P. (1984): A putative *Reynoutria* × *Fallopia* hybrid from Wales. *Watsonia* 15:162–163.
- BAILEY, J. P. – CONOLLY, P. (1985): Chromosome numbers of some alien *Reynoutria* species in the British Isles. *Watsonia* 15:270–271.
- BAILEY, J. P. – STACE, C. A. (1992): Chromosome number, morphology, pairing, and DNA values of species and hybrids in the genus *Fallopia* (Polygonaceae). *Pl. Syst. Evol.* 180:29–52.
- BAILEY, J. P. – CHILD, L. E. – CONOLLY, P. (1996): A survey of the distribution of *Fallopia* × *bohemica* (Chrtek & Chrtková) J. Bailey (Polygonaceae) in the British Isles. *Watsonia* 21:187–198.
- BAILEY, J. P. – CHILD, L. E. – WADE, M. (1995): Assessment of the gene-

- tic variation and spread of British populations of *Fallopia japonica* and its hybrid *Fallopia* × *bohemica*. In: PYŠEK, P. – PRACH, K. – REJMÁNEK, M. – WADE, M. (eds.): *Plant Invasions. General Aspects and Special Problems*. pp. 141–150. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- BAKER, R. M. (1988): Mechanical control of Japanese knotweed in an S.S.S.I. *Aspects of Applied Biology* **16**:189–192.
- BALOGH L. (1998): Külső alaktani megfigyelések a *Fallopia bohemica* (Chrtek & Chrtková) J. Bailey (*F. japonica* F. *sachalinensis*) hibrid-faj magyarországi jelenlétének alátámasztásához. *Kitaibelia* **3**(2): 255–256.
- BALOGH L. (2000): Japánkeserűfű-állományok társulástani vizsgálatának egy módszere és tapasztalatai. *Kitaibelia* **5**(1): 79–82.
- BALOGH L. (2001): Invasive alien plants threatening the natural vegetation of Őrség Landscape Protection Area (Hungary). In: BRUNDU, G. – BROCK, J. – CAMARDA, I. – CHILD, L. – WADE, M. (eds.): *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*. pp. 185–197. Backhuys Publishers, Leiden.
- BALOGH L. (2003): A *Fallopia* nemzetség *Reynoutria* szekciója Magyarországon előforduló fajainak határozókulcsa. (Key to the species of *Fallopia*, section *Reynoutria* occurring in Hungary). *Flora Pannonica (Sopron)* **1**(1):76–88.
- BALOGH, L. – BAILEY, J. P. (2003): Species of the genus *Fallopia* sectio *Reynoutria* in Hungary – a land of the hybrid *Fallopia* × *bohemica*? In: *Invasive Plants in Natural and Managed Systems: Linking Science and Management and 7th International Conference on the Ecology and Management of Alien Plant Invasions. November 3–7, 2003, Wyndham Bonaventure Resort, Ft. Lauderdale, FL*, p. 7.
- BALOGH L. – TÓTHMÉRÉSZ B. – SZABÓ T. A. (1994): Patakkísérő invazív gyomok (*Helianthus*, *Humulus*, *Impatiens*, *Reynoutria*, *Rubus*, *Sambucus*, *Solidago* és *Urtica*) állományainak számítógépes elemzése Szombathely térségében. *BDTF Tud. Közlem. IX. Természettudományok* **4**:73–99.
- BEERLING, D. J. (1990): *The ecology and control of Japanese knotweed (Reynoutria japonica Houtt.) and Himalayan balsam (Impatiens glandulifera) on river banks in South Wales*. PhD thesis, University of Wales, Cardiff.
- BEERLING, D. J. (1993): The impact of temperature on the northern distribution limits of the introduced species *Fallopia japonica* and

- Impatiens glandulifera* in north-west Europe. *Journal of Biogeography* **20**: 45–53.
- BEERLING, D. J. (1994): Predicting the response of the introduced species *Fallopia japonica* and *Impatiens glandulifera* to global climatic change. In: DE WAAL, L. C. – CHILD, L. E. – WADE, M. – BROCK, J. H. (eds.): *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*. pp. 135–139. John Wiley and Sons, Chichester.
- BEERLING, D. J. – BAILEY, J. P. – CONOLLY, A. P. (1994): *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr. (*Reynoutria japonica* Houtt.; *Polygonum cuspidatum* Sieb. & Zucc.). *Journal of Ecology* **82**:959–979.
- BEERLING, D. J. – DAWAH, H. A. (1993): Abundance and diversity of invertebrates associated with *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decraene and *Impatiens glandulifera* Royle: two alien plant species in the British Isles. *Entomologist* **12**:127–139.
- BEERLING, D. J. – PALMER, J. P. (1994): Status of *Fallopia japonica* (Japanese knotweed) in Wales. In: DE WAAL, L. C. – CHILD, L. E. – WADE, M. – BROCK, J. H. (eds.) *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*. pp. 199–211. John Wiley and Sons, Chichester.
- BOLMAN, J. (1982): Fruchtbildung und Verbreitung des Japanischen Staudenknöterichs. *Natura* **79**(9):223–225.
- BONSTEDT, C. (1932): *Polygonum* L., Knöterich. In: Parey's Blumen-gärtnerei. Erster Band. Parey, Berlin, pp. 511–514.
- BORHIDI, A. (1995): Social behaviour types, the naturalness and relative ecological indicator values of the higher plants in the Hungarian flora. *Acta Botanica Hungarica* **39**(1–2):97–181.
- BORHIDI A. – SÁNTA A. (szerk.) (1999): *Vörös könyv Magyarország növénytársulásaiól*. 1–2. In: A KÖM Természetvédelmi Hivatalának Tanulmánykötetei 6. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, 362 + 404 pp., XII + XII tab.
- BRABEC, J. – PYŠEK, P. (2000): Establishment and survival of three invasive taxa of the genus *Reynoutria* (Polygonaceae) in mesic mown meadows: a field experimental study. *Folia Geobotanica* **35**:27–42.
- BROCK, J. (1995): Technical note: Standing crop of *Reynoutria japonica* in the autumn of 1991 in the United Kingdom. *Preslia (Praha)* **66**(1994):337–343.
- BROCK, J. – CHILD, L. E. – DE WAAL, L. C. – WADE, M. (1995): The invasive nature of *Fallopia japonica* is enhanced by vegetative regeneration from stem tissues. In: PYŠEK, P. – PRACH, K. – REJMÁNEK,

- M. – WADE, M. (eds.): *Plant Invasions. General Aspects and Special Problems*. pp. 131–139. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- BROCK, J. – WADE, M. (1992): Regeneration of Japanese knotweed (*Fallopia japonica*) from rhizome and stems: observations from greenhouse trials. IXème Colloque International sur la Biologie des Mauvaises Herbes, Dijon, France, pp. 85–94.
- CHI, HYUNG-JOON – MOON, HEE-SOO – LEE, YONG-JU (1983): Anthraquinones from the rhizome of *Polygonum sachalinense*. *Yakhak Hoeji* 27:37–43.
- CHILD, L. – DE WAAL, L. (1997): The use of GIS in the management of *Fallopia japonica* in the urban environment. In: BROCK, J. H. – WADE, M. – PYŠEK, P. – GREEN, D. (eds.): *Plant Invasions: Studies from North America and Europe*. pp. 207–220. Backhuys Publishers, Leiden.
- CHILD, L. – DE WAAL, L. C. – WADE, P. M. – PALMER, J. P. (1992): Control and management of *Reynoutria* species (Knotweed). *Aspects of Applied Biology* 29:295–307.
- CHILD, L. – WADE, M. (2000): *The Japanese Knotweed Manual*. The management and control of an invasive alien weed. Packard Publishing Limited, Chichester, 123 pp.
- CHILD, L. – WADE, M. – HATHAWAY, S. (2001): Strategic invasive alien plant management, linking policy and practice: a case study of *Fallopia japonica* in Swansea, South Wales (United Kingdom). In: BRUNDU, G. – BROCK, J. – CAMARDA, I. – CHILD, L. – WADE, M. (eds.): *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*. pp. 291–302. Backhuys Publishers, Leiden.
- CHILD, L. – WADE, M. – WAGNER, M. (1998): Cost effective control of *Fallopia japonica* using combination treatments. In: STARFINGER, U. – EDWARDS, K. – KOWARIK, I. – WILLIAMSON, M. (eds.): *Plant invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*. pp. 143–154. Backhuys Publishers, Leiden.
- CHRIS BLANDFORD ASSOCIATES (1998): *The eradication of Japanese knotweed*. Model tender document. Manuscript. Welsh Development Agency, Cardiff, 45 pp.
- CHRTEK, J. – CHRTEKOVÁ, A. (1983): *Reynoutria* × *bohemica*, nový kříženec z čeledi rdesnovitých. (*Reynoutria* × *bohemica*, eine neue Hybride aus der Familie Polygonaceae.) *Casopis narodního muzea v Praze, r. prir.* 152(2):120.

- CHRTEK, J. – CHRŤKOVÁ, A. (1985): Kříženec *Reynoutria* × *bohemica* v Prùhonickem parku. *Ziva* 4:136–137.
- CLEMENT, E. J. – FOSTER, M. C. (1994): *Fallopia* Adans. In: Alien Plants of the British Isles. B. S. B. I., London, p. 68.
- CONOLLY, A. P. (1977): The distribution and history in the British Isles of some alien species of *Polygonum* and *Reynoutria*. *Watsonia* 11: 291–311.
- CRONQUIST, A. (1981): *An Integrated System of Classification of Flowering Plants*. Columbia Univ. Press, New York, pp. 277–281.
- CSAPODY I. (1996): Japánkóró. In: Változások és új növényfajok Sopron és környéke flórájában. In: *Tanulmányok Csatkai Endre emlékére*. Sopron, pp. 391–392.
- CSONTOS P. (2000): A magyar flóra ezermagsúly-adatbázisának bemutatása, alkalmazási példákkal. *Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica* 11/1:51.
- DANCZA I. – BOTTA-DUKÁT Z. – SZABÓ I. (1998): A *Reynoutria japonica* Houtt. föld feletti szerveinek növekedési vizsgálata. In: 44. Növényvéd. Tud. Napok (Budapest, 1998. febr. 24–25.), p. 147.
- DANCZA I. – BOTTA-DUKÁT, Z. – SZABÓ, I. (2000): Comparative growth analysis of *Solidago gigantea* Ait., *Fallopia japonica* (Houtt.) Ronse Decr. and *Sambucus ebulus* L. XIème Colloque International sur la Biologie des Mauvaises Herbes, Dijon, France, pp. 97–103.
- DANCZA I. – SZABÓ I. – BOTTA-DUKÁT Z. (1997): A *Solidago gigantea*, *Reynoutria japonica* és a *Sambucus ebulus* összehasonlítása a földfeletti szervek növekedése és elemkoncentrációinak változása alapján. In: IV. Magy. Ökol. Kongr. (Pécs, 1997. jún. 26–29.) Összefoglalók, p. 53.
- DE WAAL, L. C. (1995): Treatment of *Fallopia japonica* near water – a case study. In: PYŠEK P. – PRACH, K. – REJMÁNEK, M. – WADE, M. (eds.): *Plant Invasions. General Aspects and Special Problems*. pp. 203–212. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- DE WAAL, L. C. (2001): A viability study of *Fallopia japonica* stem issue. *Weed Research* 41:447–460.
- DE WAAL, L. C. – CHILD, L. E. – WADE, M. (1995): The management of three alien invasive riparian plants: *Impatiens glandulifera* (Himalayan balsam), *Heracleum mantegazzianum* (giant hogweed) and *Fallopia japonica* (Japanese knotweed). In: HARPER, D. M. – FERGUSON, A. J. D. (eds.): *The Ecological Basis of River Management*. pp. 315–321. John Wiley & Sons Ltd, Chichester.

- DIAZ, M. – HURLE, K. (1995): Am Japanknöterich vorkommende Pathogene: Ansatz zu einer biologischen Regulierung. In: BÖCKER, R. – GEBHARDT, H. – KONOLD, W. – S. SCHMIDT-FISCHER (Hrsg.): *Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management*. pp. 173–178. Ecomed Verlagsgesellschaft AG & Co. K. G., Landsberg.
- DIERSCHKE, H. – OTTE, A. – NORDMANN, H. (1983): Die Ufervegetation der Fließgewässer des Westharzes und seines Vorlandes. *Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen*, Beiheft, Heft 4, 83 pp.
- FEHÉR, A. (1998): Spreading reconstruction of invasive species of *Fallopia* genus in Pozitavská Pahorkatina region in Slovakia. In: *Invasions and invasive organisms. 2nd scientific conference*. Nitra, Nov. 18–20. 1998, p. 29.
- FIGUEROA, P. F. (1989): Japanese knotweed herbicide screening trial applied as a roadside spray. In: *Proceedings of the Western Society of Weed Science* 42:288–298.
- FOJCIK, B. – TOKARSKA-GUZIŁ, B. (2000): *Reynoutria bohemica* (Polygonaceae) – nowy takson w florze Polski. *Fragmenta Floristica et Geobotanica Polonica* 7:63–71.
- FOWLER, S. V. – HOLDEN, A. N. G. (1994): Classical biological control for exotic invasive weeds in riparian and aquatic habitats—practice and prospects. In: DE WAAL, L. C. – CHILD, L. E. – WADE, M. – BROCK, J. H. (eds.): *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*. pp. 173–182. John Wiley and Sons, Chichester.
- FREMSTAD, E. – ELVEN, R. (1997): Fremmede planter i Norge. De store *Fallopia*-artene (Alien plants in Norway. The large *Fallopia* species). *Blyttia* 55(1): 3–14.
- FUCHS, C. (1957): Sur le developpement des structures de l'appareil souterrain du *Polygonum cuspidatum* Sieb. et Zucc. *Bulletin de la Societe Botanique de France* 104:141–147.
- GRAHAM, S. A. – WOOD, C. (1965): The genera of Polygonaceae in the southeastern United States. *J. Arnold Arb.* 46:91–121.
- GRIME, J. P. – HODGSON, J. G. – HUNT, R. (1988): *Reynoutria japonica* Houtt. Japanese Knotweed (Data refer to var. *japonica*). In: *Comparative Plant Ecology*. Unwin Hyman, London, pp. 488–489.
- HAGEMANN, W. (1995): Wuchsform und individuelle Bekämpfung des Japanknöterichs durch Herbizidinjektionen: ein vorläufiger

- Bericht. In: BÖCKER, R. – GEBHARDT, H. – KONOLD, W. – SCHMIDT-FISCHER S. (Hrsg.): *Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management.* pp. 179–194. Ecomed Verlagsgesellschaft AG & Co. K. G., Landsberg.
- HANDELAND, S. (1991): Nokre store artar av slirekne, *Polygonum* L. s.l., i Noreg. *Blyttia* **91**(4):183–190.
- HARALDSON, K. (1978): Anatomy and taxonomy in Polygonaceae subfam. Polygonoideae Meisn. emend. Jaretsky. *Symbolae Botanicae Upsalienses* **22**(2):1–95.
- HARLEY, J. L. – HARLEY, E. L. (1987): A check-list of mycorrhiza in the British flora. *New Phytologist*, Supplement **105**:1–102.
- HARPER, C. W. – STOTT, K. G. (1966): The control of Japanese knotweed–*Polygonum cuspidatum* Sieb. et Zucc. Experiments made during 1961–1966. *Rep. agric. hort. Bristol* 1966, p. 268.
- HATHAWAY, S. (2001): The management of an invasive plant in policy and in practice: a case study of *Fallopia japonica* in Swansea, in South Wales. *Journal of Practical Ecology and Conservation* **4**(2): 22–31.
- HAYEN, B. (1995): Populationsökologische Untersuchungen an *Reynoutria japonica*. In: BÖCKER, R. – GEBHARDT, H. – KONOLD, W. – S. SCHMIDT-FISCHER (Hrsg.): *Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management.* pp. 125–140. Ecomed Verlagsgesellschaft AG & Co. K. G., Landsberg.
- HEGI, G. (1981): *Polygonum* L. In: *Illustrierte Flora von Mitteleuropa.* Band III. Teil 1. Parey, Berlin–Hamburg, pp. 430–432, 486.
- HEGNAUER, R. (1969) *Chemotaxonomie der Pflanzen.* Band 5. Birkhäuser Verlag, Basel und Stuttgart, p. 367.
- HEJNÝ, S. – SLAVÍK, B. (eds.) (1990): *Květena České Socialistické Republiky* 2. Academia, Praha.
- HERGER, G. – KLINGAUF, F. – MANGOLD, D. – POMMER, E.-H. – SCHERER, M. (1988): Die Wirkung von Auszügen aus dem Sachalin-Staudenknöterich, *Reynoutria sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai, gegen Pilzkrankheiten, insbesondere Echte Mehltau-Pilze. *Nachrichtenbl. Deutsch. Pflanzenschutzd. Braunschweig* **40**:56–60.
- HILL, D. J. (1994): A practical strategy for the control of *Fallopia japonica* (Japanese knotweed) in Swansea and the surrounding area, Wales. In: DE WAAL, L. C. – CHILD, L. E. – WADE, M. – BROCK, J.

- H. (eds.): *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*. pp. 195–198. John Wiley and Sons, Chichester.
- HIROSE, T. – TATENO, T. (1984): Soil nitrogen patterns induced by colonisation of *Polygonum cuspidatum* on Mount Fuji, Japan. *Oecologia* **61**:218–223.
- HOLDEN, A. N. G.–FOWLER, S. V.–SCHROEDER, D. (1992): Invasive weeds of amenity land in the UK: Biological control – the neglected alternative. *Aspects of Applied Biology* **29**:325–332.
- HORN, P. (1997): Seasonal dynamics of aerial biomass of *Fallopia japonica*. In: BROCK, J. H. – WADE, M. – PYŠEK, P. – GREEN, D. (eds.): *Plant Invasions: Studies from North America and Europe*. pp. 203–206. Backhuys Publishers, Leiden.
- HORN, P. – PRACH, K. (1995): Aerial biomass of *Reynoutria japonica* and its comparison with that of native species. *Preslia (Praha)* **66**(1994):345–348.
- HULINA, N. – ĐUMIJA, L. (1999): Ability of *Reynoutria japonica* Houtt. (Polygonaceae) accumulate heavy metals. *Periodicum Biologorum* **101**(3): 233–235.
- HUNYADI K. – BÉRES I. – KAZINCZI G. (szerk.) (2000): *Gyomnövények, gyomirtás, gyombiológia*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 186, 188.
- JÄGER, E. J. (1995): Die Gesamtareale von *Reynoutria japonica* Houtt. und *R. sachalinensis* (F. Schmidt) Nakai, ihre klimatische Interpretation und Daten zur Ausbreitungsgeschichte. *Schr.-R. f. Vegetationskde., Sukopp-Festschrift*, Heft 27, pp. 395–403.
- JALAS, J. – SUOMINEN, J. (1988): *Atlas Florae Europaeae*. II. 4. Polygonaceae. Cambridge University Press, Cambridge.
- JÁVORKA S. (1924): *Magyar Flóra* (Flora Hungarica). Studium, Budapest, I. kötet, p. 280.
- KLIMEŠ, L. – KLIMEŠOVÁ, J. – HENDRIKS, R. – VAN GROENENDAEL, J. (1997): Clonal plant architectures: a comparative analysis of form and function. In: DE KROON, H. – VAN GROENENDAEL, J. (eds.): *The Ecology and Evolution of Clonal Plants*. pp. 1–29. Backhuys Publishers, Leiden
- KLOTZ, S. – GUTTE, P. (1991): Zur Soziologie einiger urbaner Neophyten. 2. Beitr. *Hercynia (Leipzig)* N. F. **28**(1):45–61.
- KOPECKÝ, K. (1985): Společenstva řádu Convolvuletalia sepium a svazu Convolvulion sepium v Československu. *Preslia (Praha)* **57**: 235–246.

- KOWARIK, I. – SCHEPKER, H. (1998) Plants invasions in Northern Germany: human perception and response. In: STARFINGER, U. – EDWARDS, K. – KOWARIK, I. – WILLIAMSON, M. (eds.): *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*. pp. 109–120. Backhuys Publishers, Leiden.
- KUBOTA, K. – NISHIZONO, H. – SUZUKI, S. – ISHII, F. (1988): A copper-binding protein in root cytoplasm of *Polygonum cuspidatum* growing in a metalliferous habitat. *Plant and Cell Physiology* **29**(6):1029–1033.
- LEICESTER & LOUGHBOROUGH UNIVERSITIES (1993): Japanese knotweed joint research project–hybrid survey. *B. S. B. I. news* **63**:51–52.
- LOUSLEY, J. E. – KENT, D. H. (1981): *Docks and knotweeds of the British Isles*. BSBI Handbook No. 3. Botanical Society of the British Isles, London.
- MAKINO, T. (1985): *Makino's New Illustrated Flora of Japan*. The Hokuryukan Co., Ltd., Tokyo, pp. 124–125.
- MARIGO, G. – PAUTOU, G. (1998): Phenology, growth and ecophysiological characteristics of *Fallopia sachalinensis*. *Journal of Vegetation Science* **9**:379–386.
- MARIKO, S. – KOIZUMI, H. – SUZUKI, J. – FURUKAWA, A. (1993): Altitudinal variations in germination and growth responses of *Reynoutria japonica* populations on Mt Fuji to a controlled thermal environment. *Ecological Research* **8**:27–34.
- MARTIN, B. P. (1989): The Japanese knotweed (*Reynoutria japonica* Houtt.), ecology and control. *Ecological Research* **4**(3):81–85.
- MARUTA, E. (1976): Seedling establishment of *Polygonum cuspidatum* on Mount Fuji. *Japanese Journal of Ecology* **26**:101–105.
- MITCHELL, R. S. – DEAN, J. K. s.a. [1978]: Polygonaceae (buckwheat family) of New York State. In: MITCHELL, R. S. (ed.): Contributions to a Flora of New York State I. *New York State Mus. Bull.* No. 431, VI + 81 pp.
- MIZUTANI, J. (1996): Plant ecochemicals which may play important roles in complex interactions between higher plants. FWCA Book Abstr. p. 161.
- MOOR, M. (1958): Pflanzengesellschaften schweizerischen Flußauen. *Mitt. schweiz. Anst. forstl. Versuchsw.* **34**(4):221–360 (mit Abbildungen und Tabellen).
- MOROZOV, V. L. – BELAYA, G. A. (1988): *Ekologija dalnevostochnogo krup-*

- notravja*. (Ecology of the Far East tall-herb communities.) Moscow, 255 pp.
- MUCINA, L. (1993): Galio-Urticetea. In: MUCINA, L. – GRABHERR, G. – ELLMAUER, T. (Hrsg.): *Die Pflanzengesellschaften Österreichs*. Teil I. Anthropogene Vegetation. pp. 203–251. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- MÜLLER, N. – OKUDA, S. (1998): Invasion of alien plants in floodplains – a comparison of Europe and Japan. In: STARFINGER, U. – EDWARDS, K. – KOWARIK, I. – WILLIAMSON, M. (eds.): *Plant Invasions: Ecological Mechanisms and Human Responses*. pp. 321–332. Backhuys Publishers, Leiden.
- NAGY B. (1978): *Évelő dísznövények termesztése*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, p. 65.
- NATORI, T. – TATSUKA, T. (1988): Responses of dry weight growth under SO₂-tolerant plant, *Polygonum cuspidatum*. *Ecological Research* 3: 1–8.
- NEBEL, M. – PHILIPPI, G. – QUINGER, B. – RÖSCH, M. – SCHIEFER, J. – SEBALD, O. – SEYBOLD, S. – VOGGESBERGER, M. (1993): Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs. Band 1. Hrsg.: SEBALD, O. – SEYBOLD, S. – PHILIPPI, G. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, pp. 537–540.
- NISHITANI, S. – MASUZAWA, T. (1996): Germination characteristics of two species of *Polygonum* in relation to their altitudinal distribution on Mt. Fuji, Japan. *Arctic and Alpine Research* 28(1):104–110.
- OHBA, T. (1975): Über die *Polygonum cuspidatum* var. *terminale* – *Carex doenitzii* var. *okuboi*-Ass. ass. nov. mit einer Bemerkung über den Ursprung der speziellen Flora der Izu-Inseln Japans. *Bull. Kanagawa Pref. Mus.* 8:91–106.
- OHWI, J. (1965): *Polygonum* L. Tade Zoku. In: Flora of Japan (in English). Smithsonian Institution, Washington, pp. 405–413.
- OBERDORFER, E. – MÜLLER, TH. (1983): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart–New York, pp. 268–270.
- PAAL, J. (1994): Jätteörtsamhällena i Nordostasien. (The tall-herb communities in the Far East.) *Svensk Bot. Tidskr. (Lund)* 88:221–226.
- PALMER, J. P. (1994): *Fallopia japonica* (Japanese knotweed) in Wales. In: DE WAAL, L. C. – CHILD, L. E. – WADE, M. – BROCK, J. H. (eds.): *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*. pp. 159–171. John Wiley and Sons, Chichester.
- PETRÁNYI I. – BOROS L. (1992): A japánkóró (*Reynoutria japonica* Houtt.)

- előfordulása Budapesten és környékén. In: „Lippay János” Tudományos Ülésszak, pp. 526–528. KÉE, Budapest.
- PETRÁNYI I. – BOROS L. (1993): A japánkóró (*Reynoutria japonica* Houtt.) előfordulása Budapesten. In: 39. Növényvéd. Tud. Napok, p. 159.
- POTT, R. (1995): *Die Pflanzengesellschaften Deutschlands*. II. Auflage. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, pp. 410–411.
- PRICE, E. A. C. – GAMBLE, R. – WILLIAMS, G. G. – MARSHALL, CH. (2001): Seasonal patterns of partitioning and remobilization of 14C in the invasive rhizomatous perennial Japanese knotweed (*Fallopia japonica* [Houtt.] Ronse Decraene). *Evolutionary Ecology* **15**(4–6): 347–362.
- PRISZTER SZ. (1957): *Magyarország adventív növényeinek ökológiai-areál-geográfiai viszonyai*. Kandidátusi disszertáció. Budapest, 209 + XXXIII pp.
- PRISZTER SZ. (1985): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve VII. Kiegészítések és mutatók az I–VI. kötethez*. Akadémiai Kiadó, Budapest, 549 pp.
- PRISZTER SZ. (1997): A magyar adventívflóra kutatása. *Botanikai Közlemények*, **84**:25–32.
- PRISZTER SZ. (1998): *Növényneveink. A magyar és a tudományos növénynevek szótára*. Mezőgazda Kiadó, Budapest, 549 pp.
- PYŠEK, P. – PRACH, K. (1993): Plant invasions and the role of riparian habitats – a comparison of four species alien to central Europe. *Journal of Biogeography* **20**:413–420.
- PYŠEK, P. – PRACH, K. (1994): How important are rivers for supporting plant invasions? In: DE WAAL, L. C. – CHILD, L. E. – WADE, P. M. – BROCK, J. H. (eds.): *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*. pp. 19–26. John Wiley & Sons, Chichester.
- RENALS, T. – RENE, P. (2001): *The environment agency code of practice for the management, destruction and disposal of Japanese knotweed*. Manuscript. Version 1. May 2001, Cornwall, UK, 6 pp.
- ROBLIN, E. (1988): Chemical control of Japanese knotweed (*Reynoutria japonica*) on river banks in South Wales. *Aspects of Applied Biology* **16**:201–206.
- RONSE DE CRAENE, L. P. – AKEROYD, J. R. (1988): Generic limits in *Polygonum* and related genera (Polygonaceae) on the basis of floral characters. *Bot. J. Linn. Soc.* **98**:321–371.
- SCHMITZ, G. (2001): Beurteilungen von Neophytenausbreitungen aus

- zoologischer Sicht. In: BRANDES, D. (Hrsg.): Adventivpflanzen. *Braunschweiger Geobotanische Arbeiten* 8: 269–285.
- SCHMITZ, J. – STRANK, K. J. (1985): Die drei *Reynoutria*-Sippen (Polygonaceae) des Aachener Stadtwaldes. *Gött. Flor. Rundbriefe* 19(1):17–25.
- SCHMITZ, J. – STRANK, K. J. (1986a): Nachtrag zu „Die drei *Reynoutria*-Sippen (Polygonaceae) des Aachener Stadtwaldes“. *Gött. Flor. Rundbriefe* 20(1):77.
- SCHMITZ, J. – STRANK, K. J. (1986b): Zur Soziologie der *Reynoutria*-Sippen (Polygonaceae) im Aachener Stadtwald. *Decheniana (Bonn)* 139:141–147.
- SCHNITZLER, A. – MULLER, S. (1998): Ecologie et biogeographie de plantes hautement invasives en Europe: Les renouees geantes du Japon (*Fallopia japonica* et *F. sachalinensis*). (Ecology and biogeography of plants which invade Europa: The annoying knotweed from Japan [*Fallopia japonica* and *F. sachalinensis*]). *Revue d' Ecologie La Terre et la Vie* 53(1):3–39.
- SCHULDES, H. – KÜBLER, R. (1990): Ökologie und Vergesellschaftung von *Solidago canadensis* et *gigantea*, *Reynoutria japonica* et *sachalinense*, *Impatiens glandulifera*, *Helianthus tuberosus*, *Heracleum mantegazzianum*. Ihre Verbreitung in Baden-Württemberg, sowie Notwendigkeit und Möglichkeiten ihrer Bekämpfung. Ministerium für Umwelt, Baden-Württemberg, 122 pp. + 31 Abb.
- SCHULDES, H. – KÜBLER, R. (1991): Neophyten als Problempflanzen im Naturschutz. *Arbeitsblätter zum Naturschutz (Karlsruhe)* (12): 1–16.
- SCHWABE, A. (1987): Fluß- und bachbegleitende Pflanzengesellschaften und Vegetationskomplexe im Schwarzwald. *Dissertationes Botanicae* 102:1–368 + Anhang.
- SEIGER, L. A. (1997): The status of *Fallopia japonica* (*Reynoutria japonica*; *Polygonum cuspidatum*) in North America. In: BROCK, J. H. – WADE, M. – PÝŠEK, P. – GREEN, D. (eds.): *Plant Invasions: Studies from North America and Europe*. pp. 95–102. Backhuys Publishers, Leiden.
- SEIGER, L. A. – MERCHANT, H. C. (1997): Mechanical control of Japanese knotweed (*Fallopia japonica* [Houtt.] Ronse Decraene): Effects of cutting regime on rhizomatous reserves. *Natural Areas Journal* 17(4):341–345.

- SIMON T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója*. 4. kiadás. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 846 pp.
- SOÓ R. (1927): Verschiedene Adventivpflanzen in Ungarn. In: Beiträge zu einer kritischen Adventivflora des historischen Ungarns. *Botanisches Archiv, Zeitschrift für die gesamte Botanik (Königsberg)* **19**:357–359.
- SOÓ R. (1970, 1980): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve*. IV, VI. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- STENSONES, A. – GARNETT, R. P. (1994): Controlling invasive weeds using glyphosate. In: DE WAAL, L. C. – CHILD, L. E. – WADE, M. – BROCK, J. H. (eds.): *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*. pp. 183–188. John Wiley and Sons, Chichester
- STEWART, A. N. (1930): The Polygonaceae of Eastern Asia. *Contrib. Gray Herb. Harvard Univ.* **88**:1–129.
- STEVENS, W. A. – REYNOLDS, T. (1992): Plant virus inhibitors from members of the Polygonaceae. *Biomedical Letters* **47**(187):269–273.
- SUKOPP, H. (1962): Neophyten in natürlichen Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. *Ber. deutsch. bot. Ges.* **75**:193–205.
- SUKOPP, H. – SCHICK, B. (1991): Zur Biologie neophytischer *Reynoutria*-Arten in Mitteleuropa. I. Über Floral- und Extrafloralnektarien. *Verh. Bot. Ver. Berlin Brandenburg (Berlin)* **124**:31–42.
- SUKOPP, H. – SCHICK, B. (1992): Zur Biologie neophytischer *Reynoutria*-Arten in Mitteleuropa. III. Morphometrie der Laubblätter. *Natur und Landschaft* **67**(10):503–505.
- SUKOPP, H. – SCHICK, B. (1993): Zur Biologie neophytischer *Reynoutria*-Arten in Mitteleuropa. II. Morphometrie der Sproßsysteme. *Dissertationes Botanicae, Festschrift Zoller* **196**:163–174.
- SUKOPP, H. – STARFINGER, U. (1995): *Reynoutria sachalinensis* in Europe and in the Far East: a comparison of the species ecology in its native and adventive distribution range. In: PYŠEK, P. – PRACH, K. – REJMÁNEK, M. – WADE, M. (eds.): *Plant Invasions. General Aspects and Special Problems*. pp. 151–159. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- SUKOPP, H. – SUKOPP, U. (1988): *Reynoutria japonica* Houtt. in Japan und in Europa. *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel (Zürich)* **98**:354–372.
- SUZUKI, J. (1994): Growth dynamics of shoot height and foliage structure of a rhizomatous perennial herb, *Polygonum cuspidatum*. *Annals of Botany* **73**:629–638.

- SZABÓ, L. Gy. (1997): *Allelopathy-phytochemical potential-life strategy*. JPTE, Pécs, 129 pp.
- TCHANG BOK LEE (1979): *Illustrated Flora of Korea*. pp. 303–304.
- TERPÓ, A. (1997): Invázne druhy povodných a synantropných biotopov v Maďarsku. In: ELIAS, P. (ed.): *Invázie a invázne organizmy*. Príspevky z vedeckej konf. Nitra, 19–20. nov. 1996, pp. 81–90.
- ÚJVÁROSI M. (1973): *Reynoutria japonica* Houtt. Japánkóró. In: *Gyomnövények*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, pp. 657–658.
- VISNÁK, R. (1996): Synantropní vegetace na území města Ostravy. 1. část. *Preslia (Praha)* **67**(1995):261–299.
- VOGG, (1919): *Polygonum cuspidatum* Siebold et Zucc. Ein Studienversuch zur Pflanzenbiologie. *Ber. Natw. Verein Augsburg* **42**:175–183.
- WADE, M. (1995): The management of riverine vegetation. In: HARPER, D. M. – FERGUSON, A. J. D. (eds.): *The Ecological Basis of River Management*. pp. 307–313. John Wiley & Sons Ltd, Chichester.
- WADE, P. M. (1997): Predicting plant invasions: making a start. In: BROCK, J. H. – WADE, M. – PYŠEK, P. – GREEN, D. (eds.): *Plant Invasions: Studies From North America and Europe*. pp. 1–18. Backhuys Publishers, Leiden.
- WADE, P. M. – DE WAAL, L. C. – CHILD, E. L. – DARBY, E. J. (1994): *Control of Invasive Riparian and Aquatic Weeds*. NRA Report. International Centre of Landscape Ecology Loughborough. R & D Project Record 294/7W.
- WEBB, D. A. (1993): *Reynoutria* Houtt. In: TUTIN, T. G. – HEYWOOD, V. H. – BURGESS, N. A. – MOORE, D. M. – VALENTINE, D. H. – WALTERS, S. M. – WEBB, D. A. (eds.): *Flora Europaea*, Volume 1., Cambridge Univ. Press, Cambridge, p. 98.
- WILLIS, S. G. – HULME, P. E. – HUNTLEY, B. (1997): Habitat suitability and the distribution of alien weeds of riparian ecosystems. In: COOPER, A. – POWER, J. (eds.): *Species dispersal and land use processes*. Proc. 6th ann. conf. of IALE (UK), Ulster, pp. 37–44.
- ZIMMERMANN, K. – TOPP, W. (1991a): Herbivore Insect Community in a *Reynoutria* (Polygonaceae) Hybrid Zone in Central Europe. Proceedings of the 4th ECE/XIII. SIEEC, Gödöllő, pp. 607–609.
- ZIMMERMANN, K. – TOPP, W. (1991b): Anpassungserscheinungen von Insekten an Neophyten der Gattung *Reynoutria* (Polygonaceae) in Zentraleuropa. *Zool. Jb. Syst.* **118**:377–390.

Javasolt világhálóoldalak

- CKF (2003): The Cornwall Knotweed Forum. Cornwall, UK.
http://www.ex.ac.uk/knotweed/control_it.htm
Letöltve: 2003. július 21.
- Ecoflora (2003): The Ecological Flora of the British Isles at the University of York. York, UK.
<http://www.york.ac.uk/res/ecoflora/cfm/ecofl/>
Letöltve: 2003. április 3.
- IPNI (2002): International Plant Names Index (IPNI). Royal Botanic Gardens, Kew; The Harvard University Herbaria; Australian National Herbarium.
<http://www.ipni.org/index.html>
Letöltve: 2002. december 5.
- JKLIST (2002): JAPANESE-KNOTWEED JISCmail list (The Japanese Knotweed Forum).
<http://www.jiscmail.ac.uk>
Letöltve: 2002. december 5.
- KERGUÉLEN, M. (1999): Index synonymique de la flore de France. Institut National de la Recherche Agronomique, Dijon, France,
<http://www.inra.fr/Dijon/malherbo/dfd/index.htm>
Letöltve: 2002. december 5.
- RBGE (2002): Flora Europaea Database. Royal Botanic Garden Edinburgh, Edinburgh, UK.
<http://www.rbg-web2.rbge.org.uk/FE/fe.html>
Letöltve: 2002. december 5.
- SHAW, R. (2000): Japanese knotweed's days are numbered. CABI Bioscience. UK.
<http://www.cabi.org/BIOSCIENCE/morenews.htm>
Letöltve: 2000. január 27.

Kaukázusi medvetalp

(*Heracleum mantegazzianum* Somm. et Lev.)

DANCZA ISTVÁN

Taxonómia

A *Heracleum* nemzetség magasabb termetű, olykor a 3–5 méteres magasságot is elérő fajai az európai botanikus kertekben a XIX. század közepétől ismert dísznövények. A populációk egy részét napjainkban a *Heracleum mantegazzianum* SOMMIER et LEVIER 1895 fajjal azonosítják. A *Heracleum mantegazzianum* (magyar neve: kaukázusi medvetalp, angol neve: Giant Hogweed, angol neve az USA-ban: Giant Cow Parsnip) több társnéven kerül közlésre: *Heracleum giganteum* FISCHER ex HORNEM., *H. villosum* FIXSCHER ex SPRENGEL, *H. asperum* BIEB., *H. persicum* DESF. ex FISCHER, *H. stevenii* MANDEN. és *H. sibiricum* SPHALM.

Valószínűsíthető, hogy a *Heracleum mantegazzianum* európai populációinak egy része több fajjal, például a *H. lehmannianum* BUNGE vagy a *H. sosnowskyi* MANDEN. fajjal azonos. A *H. mantegazzianum* kromoszóma-száma $2n = 22$. A *H. mantegazzianum* és *H. sphondylium* hibridjei ismeretek, magas fertilitással jellemezhetők.

A Délnyugat-Ázsiából származó *Heracleum*-populációk azonosításán, a taxonómiai problémák tisztázásán, és az ellenük való védekezésen napjainkban egy európai munkacsoport dolgozik. A *Giant Hogweed* (*Heracleum mantegazzianum*) a *pernicious invasive weed: Developing a sustainable strategy for alien invasive plant management in Europe* – című programban hét ország irányításával tizennégy ország, közöttük Magyarország is részt vesz. Az országok által a *H. mantegazzianum*-ról szóló rövid helyzetjelentések a világhálón megtekinthetők (FNWPGA 2003).

Morfológiai jellemzés

A *H. mantegazzianum* magas termetű, 3–5 m-es magasságot, valamint 10 cm-es szárvastagságot is elérő, egyszer virágzó (monokarpikus), évelő faj. Kaszálást követően többször is virágzik. Leveli feltűnően

nagy méretűek, igen változatosak mind a levélszél fogazottsága, mind az osztottsága tekintetében. A levél alakjának változatossága a faj körüli taxonómiai problémák fő oka.

A *H. mantegazzianum* sziklevelei épek, hosszúkásak, az első lomblevelek osztatlanok, fogazott szélűek. A kifejlődő második lomblevéltől a levél szárnyasan osztott, az alsó két levélke nyeles. Első évben a tőlevelek a 0,5 m hosszúságot is elérik, a második évtől képződő tőlevelek akár az 1 méteres hosszúságot és átmérőt is meghaladhatják. A levéllemez alakjára a szezonális dimorfizmus jellemző, a tavaszi levelek lemeze szélesebb, területe nagyobb, mint a nyári leveleké.

A virágzat összetett ernyővirágzat, a végálló (terminális) virágzat átmérője elérheti az egy métert is. A virágok rovarbeporzásúak, kétivarúak, a porzók elhelyezkedését a protandria jellemzi. A zigomorf virágok szíromlevelei fehér színűek. A levelek hónaljában axilláris virágzatok képződnek, virágzati tengelyük hosszabb, mint a terminális virágzaté. A gallérlevelek szélesek. Az ikerkaszatok 0,7 mm szélesek és 1,0 cm hosszúak, a külső oldalukon négy, a belső oldalukon két olajcsatornával, amelyek folyamatosan vastagodva a termés közepéig érnek. Az ikerkaszatok száma egy tövön 29 000 is lehet. A hajtások szára gyengén, a virágzat és a termés erősen hólyagszőrös. Az összehúzódó (kontraktilis) karógyökér elágazó, a gyökérnyakban széles, virágzás idejére elérheti a 15 cm-es vastagságot is.

Származás, elterjedés

A *Heracleum mantegazzianum* a Nyugat-Kaukázusból származó faj, ahonnan dekoratív évelő dísznövényként került az európai botanikus kertekbe. A Kew Royal Botanical Garden gyűjteményi nyilvántartása szerint az első tövek Oroszországból, a Gorenki Botanikus Kertből érkeztek Angliába 1817-ben.

Az 1840-es évekre Angliában a nagyobb botanikus kertekbe magcserével terjedt el. A kaukázusi medvetalp a XIX. század közepétől nemcsak Angliában, hanem Európa-szerte kedvelt dísznövény volt. Az első kivadásait csatornák mentéről jelezték. Később nedves területeken, autótutak mentén, rézsűk szélén, felhagyott farmok környékén is megfi-

gyelték. A fokozott terjedés a második világháború után indult meg. Angliában például 1950-ig csupán az ország déli részén fordult elő, a háborút követően a szigetország belsejében is, egészen Skócia északi részéig elterjedt. A fokozott terjedés az emberi, antropogén hatásoknak tulajdonítható. A *H. mantegazzianum* terjedését a közép-európai flóratérképezés rendszerében vizsgálva hasonló megállapításra jutottak Csehországban is: a faj 1950 előtt összesen hét, 1970-ben harminckilenc, 1980-ban százkét, 1990-ben kétszázharminchárom kvadrátban fordult elő. Az előfordulási helyek száma 1947-től 1990-ig exponenciálisan nőtt. A terjedés legfőbb okai a rétek, legelők, természetes és természeteshez közeli területek kaszálatlansága. Csehországban háromszázhetvennyolc előfordulás alapján 42,8%-ban szalagszerű élőhelyeken, például völgyekben, folyók árterein, útszéleken és vasúti töltések mentén, 41,5%-ban ember által zavart élőhelyeken, kertek, szemétdombok környékén, és 15,7%-ban egyéb féltermészetes termőhelyről jelezték. Féltermészetes élőhelyeken a terjedés kisebb mértékű volt, mint a települések környékén. Németországban ruderális és nedves élőhelyeken találták leggyakoribbnak. Napjainkban a *H. mantegazzianum* legjobban Nagy-Britanniában, Dániában, Svédországban és Németországban terjed. A *H. mantegazzianum* közép-európai terjedését több szempontból vizsgálva megállapítható, hogy elsősorban a meteorológiai tényezők teszik lehetővé a faj ugrásszerű szaporodását. A faj előfordulási mintázata leginkább a januári középhőmérséklettel, valamint a népsűrűséggel áll szoros kapcsolatban, a melegebb telű és ritkán lakott területeken kevésbé gyakori. A populációk leggyakrabban a januári 3°C, valamint a júniusi 6 és 10°C közötti izotermákkal jellemezhető területeken fordulnak elő. A viszonylag meleg délkelet-európai országokban ritka vagy hiányzó faj. Európában jelenleg Ausztriában, Belgiumban, Csehországban, Dániában, Finnországban, Franciaországban, Hollandiában, Írországon, Lettországon, Liechtensteinben, Luxemburgban, Magyarországon, Nagy-Britanniában, Németországban, Norvégiában, Olaszországban, Svájcban, Szlovákiában, Svédországban és Ukrajnában, Európán kívül Kanadában, valamint az Amerikai Egyesült Államokban (Floridában, Észak-Karolinában, Oregonban és Washingtonban) és Ausztráliában fordul elő.

A hazai terjedés története

A *H. mantegazzianum* a közép-európai országokhoz hasonlóan hazánkba is mint dísznövény került a botanikus kertekbe és arborétumokba.

A hazai első előfordulási adatát BORBÁS 1880-ban Pesten egy kertben gyűjtött egyed herbáriumi lapjára hivatkozva OCHSMANN (1996) jelzi, aki BORBÁS gyűjtését a *H. mantegazzianum*mal tekinti azonosnak. BORBÁS herbáriumi céduláján az alábbi feljegyzés szerepel: *H. persicum* in horti Pestini ("Vin," de Borbás VII/1880. BORBÁS herbáriumi lapja a Bécsi Természettudományi Múzeumban található. JÁVORKA (1925) a *Heracleum persicum* Desf. egyszeri megtelepedését jelzi Budapestről, amely valószínűleg a *H. mantegazzianum*mal lehetett azonos.

A *H. mantegazzianum*ot hazánk területéről először PRISZTER (PRISZTER in SOÓ 1966, PRISZTER 1978) említi helymegjelölés nélkül. SOÓ (1980) PRISZTERRE hivatkozva kivadulásait Zircről, Szombathelyről és Szarvasról közli. Zircen, az arborétum környékén, valamint a Zirc környéki természetes vegetációban terjed (BAUER 2000, 2001). BAUER megfigyelései szerint a kaukázusi medvetalp zirci elterjedési területe Zirc belterületén bővült. A cseszneki Aranyos-patak mentén, a Cuha-völgy Porva–Cesznek vasútállomástól északra eső felső szakaszán több mint tíz helyen rögzíti jelenlétét. A kaukázusi medvetalp újabb előfordulását a Zempléni-hegység két pontjáról, a Rostalló kulcsosház melletti égeresből és a Málnás-völgyből is jelzi. Vép és Bozzai között a Borzó-patak mentén, réteken, ruderalis területeken, taposott társulásokban, törmeléklerakó helyeken fordul elő (KOVÁCS 1999, 2003). Vácrátóton, a botanikus kert keleti oldalán a kertből kivadult példányok figyelhetők meg (BALOGH és munkatársai 2002). Továbbá a Mátrában, Mátraszentimre határában egy kisebb populációja található (PENKSZA Károly szóbeli közlése).

A Felső-Tisza-vidéken Tiszabecs és Tiszacsécse között a hazai ártéren feltételezhetően a *Heracleum sosnowskyi* fajjal azonosítható populációk az 1980-as években tűntek fel először. Az említett állományok ukrainai és kárpátaljai természetett állományokból származnak (FINTHA 1994, TERPÓ 1995). Napjainkban a Tisza hullámterében, hullámtéri üde fűz-nyár ligeterdők szélein, tisztásain, utak mentén, magaskórósokban ezres nagyságrendű populációi fordulnak elő. LESKU Balázs szóbeli közlése szerint állománya az utóbbi néhány évben nem növekszik, a telepített „erdők”, amelyekben megjelent, azóta felnőttek és árnyékolnak.

A Keszthelyi Agrártudományi Főiskolára az 1960-as évek elején kísér-

leti takarmánynövényként, gazdasági céllal hozták be. A kísérletek befejezését követően a populációt nem semmisítették meg, ezért a település környékén kivadult és azóta is terjed.

Hazánkban a tágabb értelemben a *Heracleum mantegazzianum*mal azonosítható populációk terjedése figyelhető meg. BAUER (2000) szerint a legveszélyeztetettebb tájegységek hazánk csapadékosabb hegységeinek kis- és középtájai: az Alpokalján a Kőszegi-hegység, a Bakony-vidékén az Északi-Bakony, valamint a Zempléni- (Eperjes-Tokaji-) hegység, illetve nagyobb folyóink árterei.

Életciklus, életmenet

A *H. mantegazzianum* évelő, hemikriptofiton, monokarpikus faj. Kaszálás nélkül három-négy évig tartó vegetatív növekedést követően éri el a virágzás idejét. Ültetett példányok esetében a második, harmadik, negyedik, de főleg a harmadik évben figyeltek meg virágzó egyedeket. Kaszálást követően a második évtől egy tő többször fejleszthet virágzatot, feltételezhetően ezért tartja több szakirodalmi forrás többször virágzó (polikarpikus) fajnak. A közép-európai országokban a csírázás időszaka kora tavasz és április hónap. A hazai populációk virágzási ideje június és július, a termésérés időszaka július-augusztus, a terméshullás szeptemberig tart. Az ikerkaszatok érése érintőirányú, először a terminális ernyő szélső termései érnek be.

Az ikerkaszatok tizenöt évig is életképesek a talajban. A termések szobahőmérsékleten, száraz körülmények között hét évig is megtartják csírázókéességüket. Száraz talajban, szabadföldi körülmények között áttelelő termések a tél elmúltával csíráznak. Szabadföldi körülmények között a csírázást a fény, valamint a nedvesség határozza meg. A csírázáshoz szükséges optimális feltételek leginkább a folyók menti ártereken, patakpartokon, nedves területeken található meg. A termés a mulcsrétegben, valamint kőtörmelékek között is csírázik.

A termés csírázása kedvező körülmények között már az érés évében megindulhat. Angliai vizsgálatok szerint júliusban gyűjtött termések tizenkét hét után nedves szűrőpapíron és 5°C-os szobahőmérsékleten, sötétben tartva csíráztak. A terméseket 5°C-on, száraz körülmények között huszonnégy órán keresztül teljes sötétségben vagy tizenkét-ti-

zenkét órás sötét–világos megvilágításban tartva a csírázás elmaradt, ezzel azt bizonyítva, hogy a csírázás során nedvességre feltétlenül szükség van. A nedves termések egy vagy hat hétig tartó fagyasztása nem indukált csírázást. Viktóriai kertészek megfigyelései alapján ahhoz, hogy a termés tavasszal kikeljen, már ősszel, a tél beállta előtt el kell vetni. Az illóolajnak és a szerves anyagoknak a termésből való extrahálását követően (vízben nem oldódó inhibitorok kivételével) végzett kísérletek alapján a gibberellinsav és egyéb hormonhatású anyagokat tartalmazó oldat 100 mg/l-es koncentrációja a dormanciát nem oldotta fel. Csupán a gibberellinsav 1 g/l-es koncentrációja indukált gyenge csírázást. A hat hétig történő hideg rétegezés 10–30%-os csírázást indukált. A hathetes rétegezést követő gibberellines kezelés 40%-ra növelte a csírázást.

Termőhelyigény

A *H. mantegazzianum* származási helyén, a Nyugat-Kaukázusban az éves, átlagos csapadék mennyisége 1000 és 2000 mm között változik, a nyarak forrók, a telek igen hidegek. Európában leggyakrabban a homokos és iszapos termőhelyeken fordul elő, de az agyagtalajoktól a sziklás termőhelyekig mindenütt képes megtelepedni.

Skóciában mért adatok alapján a termőhelyek talaja gyengén savas–neutrális volt. Németországban a mért adatok semleges kémhatást mutattak, a talaj szervesanyag-tartalma 3,1 és 8,7% között változott. Egy 150 m-es transekt mentén a talaj foszfor- és kalciumtartalma, valamint a növények magassága között pozitív korrelációt tapasztaltak.

Közép-Európában a *Heracleum mantegazzianum* számos élőhelyen, Csehországban például patakok, folyók, utak mentén, tarvágásokon, degradált legelőkön jelenik meg agresszív inváziós fajként. Hazánkban az európai előfordulási helyeknél lényegesen kisebb éves átlagos csapadék-mennyiség mellett a csehországihoz hasonló termőhelyeken fordul elő.

Nyugat-Magyarországon, Vépen Kovács (2003) vizsgálatai szerint a kaukázusi medvetalp a Borzó-patak mentén árnyas-nyirkos termőhelyek ruderalis szegélytársulásaiban (*Galio-Urticetea*), útszéli gyomnövényzetben (*Artemisietea*), magas fűvű réteken és kaszálókon (*Molinio-*

Arrhenatheretea) fordul elő, ahol a borítása olykor a 75–90 %-ot is eléri. A kaukázusi medvetalp származtatott társulásában (DC *Heracleum mantegazzianum* [*Galio-Urticetea*]) Keszthelyen (DANCZA 2003) és Vépen (KOVÁCS 2003) is az árnyas-nyirkos termőhelyek ruderalis szegélytársulásainak (*Galio-Urticetea*) fajai jellemzők: *Urtica dioica*, *Aegopodium podagraria*, *Glechoma hederacea*, *Galium aparine*, *Anthriscus sylvestris*, *Calystegia sepium*, *Rubus caesius*.

Biotikus interakciók

A *H. mantegazzianum* a legnagyobb lágy szárú faj az európai flórában, kompetitív hatása igen erős. Nagyméretű leveleivel az előzőnlött termőhelyen árnyékolja a talajfelszínt. A hatalmas levelek árnyékában csupán az árnyéktűrő fajok maradnak meg, a fényigényes fajok fokozatosan eltűnnek a termőhelyről. A csírázást követő első évben a fajon belül is erős kompetitív hatás érvényesül. Az egyéves tövek gyakorisága 6–10 tő/m², a virágzás időszakára ez az érték 0,5–1,0 tő/m²-re csökken. Hazai vizsgálatok szerint Vépen öt-hat idős, virágzó tő fordult elő 100 m²-en.

Svájcban a *Heracleum sphondylium* és a *H. mantegazzianum* töveiről összesen hatvankét rovarfajt azonosítottak. A *H. mantegazzianum*on azonosított harmincegy közönséges fajból csupán 15,3% volt az *Apiaceae* családra jellemző.

Angliai adatok szerint a virágzás időszakában az alábbi rovarfajokat azonosították a kaukázusi medvetalp töveiről: Heteroptera: *Orthops basalis* FIEBER; Homoptera: *Philaenus spumarius* L., *Eupteryx aurata* L., *Trioza apicalis* FÖRSTER, *Cavariella aegopodi* SCOPOLI, *C. pastinaceae*, *C. theobald* GILLETTE et BRAGGI, *Aphis* sp., *Paramyzus heracle* BÖRNER, *Psila rosae* FABR.; Thysanoptera: *Thrips atratus* HALIDAY, *T. vulgatissimus* HALIDAY; Diptera, Acalyptera: *Phytomyza sphondylii* ROBINEAU – DESVOIDY, *Euleia heraclei* L.; Lepidoptera: *Epermenia chaerophylllella* (GOEZE), *Phaulernis dentella* ZELLER, *Depressaria pastinacella* RETZIUS, *Cydia aurana* FABRICIUS, *Agonopterix heracleana*; Coleoptera: *Phaedon tumidulus* GERMAR, *Crepidodera ferruginea*, *Meligethes* sp., *Byrrhus* sp. A felsoroltak közül egyik faj sem károsította hatékonyan a *H. mantegazzianum* töveit.

A fitopatogén gombafajok közül a *Sclerotinia sclerotiorum*, *Melanochaeta acaraoe*, *Erysiphe heracli*, *Trichoderma hamatum*, a baktériumok közül a *Pseudomonas syringae* előfordulása ismeretes a *H. mantegazzianum*on. A *Heracleum mantegazzianum* mikorrhiza-kapcsolata nem ismert.

A faj gazdasági, humán-egészségügyi és természetvédelmi jelentősége

A *Heracleum* nemzetség kumarin típusú vegyületekben gazdag, a *Heracleum mantegazzianum* hajtása furanokumarinokat tartalmaz. Az utóbbi vegyületek napfény hatására bomlanak, az állati és emberi bőr felszínén fitofotodermatitist idéznek elő, a képződő bomlástermékek hólyagot húznak a bőr felszínén. Az egy-két nap alatt felhólyagosodó bőrfelület akár több centiméteres lehet, nagyon nehezen gyógyul, további bőrbetegségek kiindulási helyévé válik. A fotoaktív vegyületek legnagyobb koncentrációban a levelekben fordulnak elő, koncentrációjuk a vegetációs időszakban változó. Települések környékén a növény vastag szárából a gyerekek játék látcsövet készíthetnek, ám a szár keresztmetszetét a szemükhöz érintve súlyos seb alakulhat ki (BALOGH LAJOS szóbeli közlése egy, a vépi lakosok által elmondott régebbi esetről). A levéllel való egyszeri érintkezés is elegendő a tünetek kialakulásához. A felhólyagosodott bőrfelszín orvosi ellátására a gyógyuláshoz feltétlenül szükség van.

A *Heracleum mantegazzianum*nak a dekoratív értékén kívül más gazdasági haszna nincs. Hajdan Kelet-Közép-Európában egyszerre több kísérleti gazdaságban vizsgálták mint ígéretes, erjesztve szilázsként takarmányozásra alkalmas növényt. A hektáronkénti nedves tömege már az első évben elérte a 9,2 tonnát. A takarmányozási kísérletekben alkalmazott populációk taxonómiája napjainkban sem tisztázott, több szerző szerint ezek a populációk a *Heracleum sosnowskyi* fajjal azonosíthatók.

Természetvédelmi kezeléssel kapcsolatos ismeretek

A *H. mantegazzianum* humán-egészségügyi és természetvédelmi szempontból veszélyes inváziós növényfaj, ezért terjedésének megakadályozása, a populációk felszámolása indokolt. A kaukázusi medvetalp

dísznövényként való ültetése az elsődleges megtelepedés forrása lehet. Természetes vegetációban a fokozott terjedéshez a folyóvizek szállító-képességére van szükség. A terjedésben az emberi tevékenységnek van a legnagyobb szerepe, amelynek megakadályozása a megelőzés és védekezés alapja. A termések madarak és emlősök általi terjesztése nem jellemző.

A világhálón több információs oldal nyújt tájékoztatást a *H. mantegazzianum* biológiájáról és az ellene való védekezés lehetőségeiről. Szakirodalmi adatok szerint több, hatékonyságában azonban eltérő eszköz (legeltetés, mechanikai és kémiai védekezés) áll rendelkezésre a nagyobb kiterjedésű populációk kipusztítására.

A növény fiatal leveleit a juhok, sertések és szarvasmarhák legelik. Dániában a rendszeres legeltetés nagyban csökkentette a tövek vitalitását és terjedését. Hét évvel a juhokkal való legeltetés bevezetése után a talajban nem fordult elő csírázóképes termés.

A kaszálás kevésbé eredményes védekezési módszer, amelyet követően két héten belül újabb levelek regenerálódnak, valamint újabb ernyővirágzat alakul ki. Virágzás idején a talaj felszínén lekaszált tövek esetében a gyökér hónalj- (axilláris) rügyei kihajtanak.

A kísérletek azt mutatják, hogy ha a töveket a virágzás előtt lekaszálták, akkor a karógyökérből a lomblevelek és a virágzó hajtások gyorsan regenerálódtak, a következő évben a virágzás erőteljesebb volt. Írországbán a kora márciusban és májusban, virágzás idején kaszált töveknek a kaszátlan tövekkel való összehasonlítása szerint a májusi kaszálás csökkentette a növények magasságát és a termések számát. A júniusban különböző szármagasságban (0, 5, 15, 50 cm) lekaszált tövek esetében augusztus közepére az 5–15 cm szármagasság alatti kaszálás után a töveken nem képződött virágzat. A virágzást és termésérlelést megelőző rendszeres kaszálások után, a legeltetéshez hasonlóan, hét év elteltével nem találtak életképes terméseket a talajban.

Keszthelyen kaszátlan, illetve rendszertelenül kaszált termőhelyen a *Heracleum mantegazzianum* átlagos borítási értéke meghaladta a 75%-ot. Évente kétszer kaszált lucernásban 39%-os, rendszeresen kaszált útszélen 13%-os volt a borítási értéke.

A kaszálásnál hatásosabb, ha a vastag áttelelő karógyökereket 8–12 cm mélységben elvágják, így a tövek ugyanis elpusztíthatók. A vastag, fásodott gyökereket azonban nehéz elvágni. A fertőzés kezdeti szakaszában, a megtelepedés idején a legjobb megelőzési mód a fiatal tövek eltávolítása, kiásása a gyökérzettel együtt.

Leghatékonyabb védekezési mód a kémiai védekezés. A gyomirtó szerek csak tavasszal, a vegetációs időszak elején alkalmazhatók megbízhatóan. A helytelen időpontban történő alkalmazást követően a tövek ismét virágozhatnak. A herbicidek nyári, illetve későbbi alkalmazása a tövek kisebb vitalitása miatt kevésbé hatásos. A kaukázusi medvetalp ellen javasolt gyomirtószerek-hatóanyagok az alábbiak: 2,4-D, MCPA, dikamba, triklópyr és glifozátszármazékok.

Napjainkban Európában a *Heracleum mantegazzianum* modellnövényként szolgál az integrált védekezési módoknak az inváziós fajokra történő alkalmazása terén. Az EU által támogatott – *Giant Hogweed (Heracleum mantegazzianum) a pernicious invasive weed: Developing a sustainable strategy for alien invasive plant management in Europe* – program a prevenciót (megelőzést), a biológiai, kémiai és mechanikai módokat a Kaukázusi Medvetalp Integrált Gyomszabályozása (IWMS) témakörben együttesen vizsgálja.

Köszönetnyilvánítás

Köszönet illeti KOVÁCS J. ATTILÁT és BAUER NORBERTET a kaukázusi medvetalpra vonatkozó újabb hazai, részben publikálatlan elterjedési adataik és dokumentációik, a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósága részéről LESKU BALÁZST a Felső-Tisza-vidéki előfordulásról közölt információk rendelkezésre bocsátásáért. BALOGH LAJOSNAK és UDVARDY LÁSZLÓNAK a kézirat véleményezését, CSONTOS PÉTERNEK a szakirodalom felkutatásában nyújtott segítségét köszönöm.

Bibliográfia

Monográfiák: GRIN 2003, MANDENOVA 1950, OCHSMANN 1992, 1996, 2003, TILEY – DODD – WADE 1996, USDA 2003. **Taxonómia, morfológia,**

határozókulcs: RGBE 2003, SHUMOVA 1972, 1973, TUTIN 1980, TUTIN ET AL. eds. 1992, WIERMARK – STEWART – GRACE 1979. **Kémiai összetétel, allelopátia:** NIELSEN 1971. **Herbivorok:** JAKOB – VON MANDACH – NETWING 1998. **Patogének:** GRAY – NOBLE 1965. **Fitofotodermatitisz:** DREVER – HUNTER 1970, PIRA – ROMANO – SULOTTO – PAVAN – MONACO 1989, SCHMIDT 2003, TOWERS 1980. **Származás, elterjedés, az invázió története:** *Hazai vonatkozás:* BALOGH – BOTTA-D. – DANCZA – KÓSA 2002, BALOGH 1996, BAUER 2000, 2001, DANCZA 1997, FINTHA 1994, KOVÁCS 1996, 1999, 2003, KOVÁCS – TAKÁCS 1997, PRISZTER 1978, SOÓ 1966, 1980, TERPÓ 1995. *Nemzetközi vonatkozások:* CLEGG – GRACE 1974, CWIKLINSKI 1973, LUNDSTRÖM, 1984, MORTON 1978, NEILAND 1986, OKLEJEWICZ 2000, PYŠEK 1991, 1994, PROTOPOVA – SHEVERA 2002. **Az irtással kapcsolatos szakirodalmak:** DAVIES – RICHARDS 1985, DODD – WAAL – WADE – TILEY 1994, FOWLER – HOLDEN – SCHROEDER 1991, LUNDSTRÖM 1989, MAYER 2000, NNFPGH 2003, PYŠEK – KUČERA – PUNTIERI – MANDÁK 1995, RAVN 2003, SAMPSON 1990, TILEY – PHILP 1992, 1994, TILEY 1994, VOGHT 1994, WILLIAMSON – FORBES 1982. **Társulási viszonyok:** KORNIÁK – SRODA 2000, DANCZA 2003, KOVÁCS 2003.

Irodalomjegyzék

- BALOGH L. (1996): Adatok néhány inváziós növényfaj elterjedéséhez az Őrségi Tájvédelmi Körzetben és a kapcsolódó területeken. In: VIG K. (szerk.): Az Őrségi Tájvédelmi Körzet Természeti Képe II. *Savaria* **23**(2):297–307.
- BALOGH L. – BOTTA-D. Z. – DANCZA I. – KÓSA G. (2002): Inváziós növények tanösvénye a vácrátóti botanikus kert mentén. *Kitaibelia* **7**(2):282.
- BAUER N. (2000): A *Heracleum mantegazzianum* Somm. et Lev. újabb bakonyi előfordulásai és élőhelyeinek felvételezése a Cuha-völgyben. Kézirat.
- BAUER N. (2001): Florisztikai adatok a Bakonyból és a Bakonyaljáról. A *Bakonyi Természettudományi Múzeum Közleményei* **17**:21–35.
- CLEGG, C. H. – GRACE J. (1974): The distribution of *Heracleum mantegazzianum* (Somm. – Levier) near Edinburgh. *Transactions of the Botanical Society of Edinburgh* **42**:223–229.
- CWIKLINSKI, E. (1973): *Heracleum mantegazzianum* SOMMIER &

- LEVIER–rare plant. Roslina malo znana (Doniesienie). *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej w szczecinie* **39**:53–60.
- DANCZA I. (1997): A kaukázusi medvetalp (*Heracleum mantegazzianum* Somm. et Lev.) inváziója Keszthelyen. *Kitaibelia* **2**(2):212–213.
- DANCZA I. (2003): Ruderális növénytársulások a Zalai-dombvidéken. *Kanitzia* **11**:133–223.
- DAVIES, D. H. K. – RICHARDS, M. C. (1985): Evaluation of herbicides for control of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier) and vegetation regrowth in treated areas. *Tests of Agrochemicals and Cultivars* **6**:100–101.
- DODD, F. S. – DE WAAL, L. C. – WADE, P. M. – TILEY, G. E. D. (1994): Control and management of *Heracleum mantegazzianum* (Giant Hogweed). In: L. C. DE WAAL, L. E., CHILD, P. M. WADE – J. H. BROCK (eds.): *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*. Wiley, Chichester, pp. 111–126.
- DREVER, J. C. – HUNTER, J. A. A. (1970): Giant hogweed dermatitis. *Scottish Medical Journal* **15**:315.
- FINTHA I. (1994): Az Észak-Alföld edényes flórája. A KTM Természetvédelmi Hivatalának tanulmánykötetei 1. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, p. 130.
- FOWLER, S. V. – HOLDEN, A. N. G. – SCHROEDER, D. (1991): The possibilities for classical biological control of weeds of industrial and amenity land in the U.K. using introduced insects, herbivores or plant pathogens. In: Proceedings of the Brighton Crop Protection Conference. *Weeds* **3**:1173–1180.
- GRAY, E. G. – NOBLE, M. (1965): *Sclerotinia* disease. *Scottish Agriculture* **44**:265–267.
- HARLEY, J. L. – HARLEY, E. L. (1987): A checklist of mycorrhiza in the British Flora. *New Phytologist* **105**:1–102.
- JAKOB, B. – VON MANDACH, T. – NETWING W. (1998): Phytophage an *Heracleum mantegazzianum* und *Heracleum sphondylium* in der Schweiz. *Journal of Plant Diseases and Protection* **16**:223–230.
- JÁVORKA S. (1925): *Magyar Flóra*. Studium Kiadása, Budapest, p. 792.
- JØRGENSEN, M. (1992): More on giant hogweeds. *BSBI News* **60**:17–18.
- KORNIÁK, T. – SRODA, M. (2000): Plant communities with *Heracleum sosnovskii* Manden. in North–Eastern Poland. In: Abstracts of Phytogeographical problems of Synanthropic Plants. IV. Anthropization and Environment of Rural Settlements, Flora

- and Vegetation Conference, Cracow, 13–15 September 2000, p. 34.
- KOVÁCS J. A. (1996): Vas megye edényes flórájának biológiai adatbázisa (Biological database of the vascular flora in Vas county, Hungary). BDF-Szombathely.
- KOVÁCS J. A. (1999): A *Heracleum mantegazzianum* Somm. et Lev. terjedése a Borzók-patak mentén (Vas megye). „Aktuális flóra- és vegetációkutatások Magyarországon” III. Országos Konferencia, Programfüzet, p. 4.
- KOVÁCS J. A. (2003): Contribution to the biology and the vegetation ecology of *Heracleum mantegazzianum* populations in West Transdanubia (Hungary). *Acta Acad. Agriensis, Sectio Biologiae* **24**:273–289.
- KOVÁCS J. A. – TAKÁCS B. (1997): Vas megye edényes flórájának kritikai vonatkozásai (Critical regards on the vascular flora of Vas-county, Hungary). *Kitaibelia* **2**(2):220–225.
- LUNDSTRÖM, H. (1984): Giant Hogweed, *Heracleum mantegazzianum*. A threat to the Swedish countryside. *Weeds and Weed Control, 25th Swedish Weed Conference, Uppsala*, **1**:191–200.
- LUNDSTRÖM, H. (1989): New experiences of the fight against the Giant Hogweed, *Heracleum mantegazzianum*. *Weeds and Weed Control, 30th Swedish Crop Protection Conference*, **2**:51–58.
- MANDENOVA, I. P. (1950): *Caucasian species of the genus Heracleum*. Monographs, Ser. A. Systematics–Plant Geography, Tbilisi. (orosz nyelvű).
- MORTON, J. K. (1978): Distribution of giant cow parsnip (*Heracleum mantegazzianum*) in Canada. *Canadian Field Naturalist* **92**:182–185.
- NEILAND, M. R. M. (1986): *The distribution and ecology of Giant hogweed (Heracleum mantegazzianum) on the River Allan, and its control in Scotland*. BSc dissertation, University of Stirling.
- NIELSEN, B. E. (1971): Coumarin patterns in the *Umbelliferae*. *Botanical Journal of the Linnean Society* **64**:325–336.
- OCHSMANN, J. (1992): *Riesen-Bärenklau (Heracleum spec.) in Deutschland: Morphologie, Ökologie, Verbreitung und systematische Einordnung*. Diplomarbeit vorgelegt. Göttingen University.
- OCHSMANN, J. (1996): *Heracleum mantegazzianum* Sommier–Levier (*Apiaceae*) in Deutschland–Untersuchungen zur Biologie, Verbreitung, Morphologie und Taxonomie. *Feddes Repertorium* **107**:557–595.

- OKLEJEWICZ, K. (2000): Sosnowski's hogweed (*Heracleum sosnowskii*) in the Beskid Niski Mts. In: *Abstracts of Phytogeographical Problems of Synanthropic Plants. IV. Anthropization and Environment of Rural Settlements, Flora and Vegetation Conference, Cracow, 13–15 September 2000*, p. 44.
- PIRA, E. – ROMANO, C. – SULOTTO, F. – PAVAN, I. – MONACO, E. (1989): *Heracleum mantegazzianum* growth phases and furocoumarin content. *Contact Dermatitis* **21**:300–303.
- PRISZTER SZ. (1978): Die Einschleppung fremder Pflanzenarten nach Ungarn in der Vergangenheit und nach dem II. Weltkrieg. *Acta Bot. Slovaca* **3**:65–69.
- PROTOPOVA, V. – SHEVERA, M. (2002): *A preliminary checklist of the urban flora of Uzhgorod*. Phytosociocentre Kyiv, 68 pp.
- PROTSKO, R. F. – GERSHUNINA, L. M. (1990): Dormancy state of *Heracleum mantegazzianum* L. seeds and methods of increasing their germinating capacity. *Ukrainskii Botanickni Zhurnal* **47**:58–60. (orosz nyelvű)
- PYŠEK, P. (1991): *Heracleum mantegazzianum* in the Czech Republic – the dynamics of spreading from the historical perspective. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica* **26**:439–454.
- PYŠEK, P. (1994): Ecological aspects of invasion by *Heracleum mantegazzianum* in the Czech Republic. In: DE WAAL, L. C. – CHILD, L. E. – WADE, P. M. – BROCK, J. H. (eds.): *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*. Wiley, Chichester, pp. 45–54.
- PYŠEK, P. – KOPECKÝ, M. – JAROŠIK, V. – KOTKOVÁ, P. (1998): The role of human density and climate in the spread of *Heracleum mantegazzianum* in the Central European landscape. *Diversity and Distribution* **4**:9–16.
- PYŠEK, P. – KUČERA, T. – PUNTIERI, J. – MANDÁK, B. (1995): Regeneration in *Heracleum mantegazzianum*–response to removal of vegetative and generative parts. *Preslia* **67**:161–171.
- PYŠEK, P. – PYŠEK A. (1993): Invasion by *Heracleum mantegazzianum* in different habitats in the Czech Republic. *Journal of Vegetation Science* **6**:711–718.
- RUSKOVA, V. M. (1973): The rythms of growth and development of species of *Heracleum* introduced to Moscow. *Bjulleten Glavnogo Botaniczeszkogo Szada* **87**:46–49. (orosz nyelvű).
- SAMPSON, C. (1990): *Towards biological control of Heracleum mantegazzianum*. MSc thesis, University of London, Imperial College.

- SATSIPEROVA, I. F. (1977): Peculiarities of the ontogeny in *Heracleum* species of the USSR flora. *Plant Resources* **13**: 435–449. (orosz nyelvű)
- SHEPPARD, A. W. (1991): Biological Flora of the British Isles: *Heracleum sphondylium* L. *Journal of Ecology* **79**:235–258.
- SHUMOVA, E. M. (1972): The morphology of the main shoot of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum* Somm. et Levier) at the juvenile stage. *Dokladi Tskha* **180**:235–243. (orosz nyelvű).
- SHUMOVA, E. M. (1973): A study of morphology of the hogweeds. *Izvesztija Timirjazevszkoj Szelszkokhozjajsztovennoj Akademii* **1**:52–61. (orosz nyelvű).
- SOÓ R. (1966): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani–növényföldrajzi kézikönyve. II.* Akadémiai Kiadó, Budapest.
- SOÓ R. (1980): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani–növényföldrajzi kézikönyve VI.* Akadémiai Kiadó, Budapest.
- STEWART, F. – GRACE, J. (1984): An experimental study of hybridization between *Heracleum mantegazzianum* Somm. et Levier and *H. sphondylium* L. ssp. *sphondylium* (*Umbelliferae*). *Watsonia* **15**:73–83.
- TERPÓ A. (1995): A szubspontán medvetalp- (*Heracleum*-) fajok terjedése Európában. *Előadás-összefoglaló, Növényvédelmi Fórum '95, Keszthely, 1995. január 26–27.*
- TILEY, G. E. D. (1996): *Giant Hogweed*. Technical note T407. Scottish Agricultural College, Edinburgh.
- TILEY, G. E. D. – PHILP, B. (1992): Strategy for the control of giant hogweed (*Heracleum mantegazzianum* Somm. et Lev.) on the River Ayr in Scotland. Vegetation management in forestry, Amenity and Conservation Areas. *Aspects of Applied Biology* **29**:463–466.
- TILEY, G. E. D. – PHILP, B. (1994): *Heracleum mantegazzianum* (giant hogweed) and its control in Scotland. In: DE WAAL, L. C. – CHILD, L. E. – WADE, P. M. – BROCK, J. H. (eds.): *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*. Wiley, Chichester, pp. 101–109.
- TILEY, G.E.D. – DODD, F.S. – WADE P.M. (1996): *Heracleum mantegazzianum* SOMMIER & LEVIER. *Journal of Ecology* **84**:297–319.
- TOWERS, G. H. N. (1980): Photosensitizers from plants and their photodynamic action. *Progress in Phytochemistry* **6**:183–202.
- TUTIN, T. G. (1980): *Umbellifers of the British Isles*. BSBI Handbook no. 2, Botanical Society of the British Isles, London.
- TUTIN, T. G. et al. (eds.) (1992): *Flora Europaea* vol. 2. Cambridge Univ. Press.
- VOGHT ANDERSEN U. (1994): Sheep grazing as a method of controlling

- Heracleum mantegazzianum*. In: DE WAAL, L. C. – CHILD, L. E. – WADE, P. M. – BROCK, J. H. (eds.): *Ecology and Management of Invasive Riverside Plants*. Wiley, Chichester, pp. 77–91.
- WIERMARK, G. – STEWART, F. – GRACE, J. (1979): Morphometric and chromatographic variation and male meiosis in the hybrid *Heracleum mantegazzianum* × *H. sphondylium* (Apiaceae) and its parents. *Hereditas* **91**:117–127.
- WILLIAMSON, J. A. – FORBES, J. C. (1982): Giant hogweed, *Heracleum mantegazzianum*, its spread and control with glyphosate in amenity areas. *Proceedings of the British Crop Protection Conference, Weeds*, pp. 967–972.

Javasolt világhálóoldalak

- FNWPGA (2003): Federal Noxious Weed Program Giant Alien, Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*) a pernicious invasive weed: Developing a sustainable strategy for alien invasive plant management in Europe, EVK-2001 CT-00128.
<http://www.flec.kvl.dk/giant-alien/>
 Letöltve: 2003. december 3.
- GRIN (2003): The Germplasm Resources Information Network (GRIN), ARS, National Genetic Resources Program. National Germplasm Resources Laboratory, Beltsville, Maryland.
http://www.ars-grin.gov/var/apache/cgi-bin/npgs/html/tax_search.pl?Heracleum+mantegazzianum
 Letöltve: 2003. december 3.
- MAYER, LARESSA K. (2000): Comparison of Management Techniques for *Heracleum mantegazzianum* in North and Central Europe. Restoration & Reclamation Review Home Page. Vol 6. Fall: Invasive Species & Ecosystem Restoration.
<http://www.hort.agri.umn.edu/h5015/00papers/mayer.htm>
 Letöltve: 2003. december 3.
- NNFPGH (2003): Technical Information about *Heracleum mantegazzianum* (GIANT HOGWEED). Non-Native Freshwater Plants Giant Hogweed. Washington State Department of Ecology.
<http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/weeds/aqua012.html>
 Letöltve: 2003. december 3.

- OCHSMANN, J. (2003): The *Heracleum* Pages. *Heracleum* (*Apiaceae-Umbelliferae*): Literature.
<http://www.ochsmann-online.de/heracleum/>
Letöltve: 2003. december 3.
- RAVN, H. P. (cord.) (2003): Biological control of Giant Hogweed. BioMatNet project, EVK2-2001-00128.
<http://www.nf-2000.org/secure/FP5/S1612.htm>
Letöltve: 2003. december 3.
- RGBE (2003): Flora Europaea Database. Royal Botanic Garden Edinburgh, UK.
<http://rbg-web2.rbge.org.uk/FE/fe.html>
Letöltve: 2003. december 3.
- SCHMIDT, J. R. (2003): BODD, The Botanical Dermatology Database (Umbellifer family).
<http://bodd.cf.ac.uk/BotDermFolder/BotDermU/>
Letöltve: 2003. december 3.
- USDA (2003): INVADERS Database System. Agricultural Research Service, United States Department of Agriculture.
http://invader.dbs.umt.edu/NoxiousWeeds/query_plant_run.asp
Letöltve: 2003. december 3.

Kései meggy

(*Prunus serotina* Ehrh.)

JUHÁSZ MAGDOLNA

Taxonómia

A kései meggy érvényes tudományos neve *Prunus serotina* EHRH., hazai határozókönyvekben általában *Padus serotina* (EHRH.) BORKH. néven szerepel, régebbi társneve *Cerasus serotina* LOIS. Helyenként használatos magyar elnevezések: fürtös meggy, kései zelnice, amerikai zelnice. A faj angol neve: black cherry; német neve: Spätblühende Traubenkirsche, Amerikanische Vogelkirsche.

A kései meggy a rózsafélék (*Rosaceae*) családjába, ezen belül a szilvafélék (*Prunoideae*) alcsalád *Prunus* nemzetségébe tartozik. A *Prunoideae* alcsaládba fás növények tartoznak, amelyeknek egyszerű levele és csonthéjas termése van. A termés endokarpiuma majdnem mindig kemény, fás, a mezokarpium lédús, húsos, az exokarpium nagyon vékony, bőrnemű. A *Prunus* nemzetségbe tartozó kétszáznál több faj az egész északi féltekén elterjedt (kiemelkedő fajszámmal Kis-Ázsiában), de Amerika trópusi részein is találkozhatunk a nemzetség képviselőivel. Termésük alaki sajátosságai szerint szilva, meggy, cseresznye, őszies kajszibarack, mandula stb. néven ismeretesek. A kései meggyet a *Prunus* nemzetségen belül a *Padus* alnemzetségbe sorolják. Az alnemzetség más fajaitól a termésen maradó csészelevelek és a levél-szél fogazottsága alapján lehet elkülöníteni.

Eredeti hazájában a kései meggynek négy változatát különböztetik meg. Ezek a következők:

- var. *serotina*, Észak-Amerika egész keleti felén elterjedt, magassága elérheti a 38 métert;
- var. *eximia* (SMALL) LITTLE, Texas középső részén él, magassága legfeljebb 15 méter;
- var. *rufula* (WOOT. ET STANDL.) McVAUGH, Texas nyugati részének hegyvidékeitől Arizonán át Mexikó középső részéig él, magassága ritkán haladja meg a 9 métert;

- var. *virens* (WOOT. ET STANDL.) McVAUGH, előfordulása megegyezik a var. *rufula* elterjedési területével.

A faj változatosságáról az európai elterjedési területén nem készült feldolgozás.

Morfológiai jellemzés

Közepes termetű fa, a nálunk megfigyelt legnagyobb magassága 24–25 méter, de általában ennél alacsonyabb, gyakran cserjetermetű. Hajlamos az erős ágasodásra, lombkoronája széles, törzse gyakran görbe. Kérgé sima, barnásszürke, számos keresztirányban megnyúló, világos paraszemölcsessel. Az idősebb fák kérgé sötétszürke, hosszanti irányban repedezett, felhajló szélű kisebb kéregcserepek jellemzik. Fialat hajtása zöld, az alsó szakaszon finoman molyhos, később vörösesbarna, sok kiemelkedő, sárgás paraszemölcsessel. A másodéves hajtásokat szürke periderma borítja. Rügyei elálló, összenyomott kúposak, kopaszok, vörösesbarnák, zöldessárgán foltosak. A csúcsrügy a hónaljryügyeknél nagyobb.

A levelek váltakozva állanak, egyszerűek, alakjuk megnyúlt tojásdad vagy elliptikus, 5–12 cm hosszúak, 2,5–5 cm szélesek, lekerekített vagy ékvállúak, kihegyesedő csúcsúak. A levélszél finoman fogazott, a fogak ívesen előrehajlók, nyúlánkak, mirigyes végűek. A levéllemez vastag, fényes felületű, bőrnemű, haragoszöld, finom erezetű, sima. A levélfonák sárgászöld, a középér mentén rozsdabarnán molyhos. A levélnyel 12 cm hosszú, szabálytalanul előforduló mirigyszemölcsökkel. A levelek ősszel élénksárgára vagy pirosasra színeződnek. A virágok a leveles oldalhajtások csúcsán 8–14 cm hosszú, eleinte felálló, később csüngő, hengeres fürtben nyílnak. A virágfürt a nálunk őshonos zelnicemeggyéhez hasonló, de annál keskenyebb, lazább és kisebb. A szirmok sárgásfehérek, hosszúkás tojásdadok, a csészecimpák széles háromszögletűek, maradók, pirosak. A lombzat teljes kifejlődése után május végén virágzik. Termése gömbölyded, 8–10 mm átmérőjű, érés előtt piros, később sötét kékeslila, éretten fekete, fényes. Kesernyés ízű. Az ötfogú csésze a termésen maradó. A csontár tojásdad, sima felületű, benne a mag magános, fekete. Szeptemberben érik. Az egész nő-

vény (a levelek, a gallyak, a kéreg és a magvak) ciánglikozidot tartalmaz.

A kései meggy összhatásában nagyon emlékeztet az Európában honos zelnicemeggyre (*Prunus padus*), amely májusfa és zselnice néven is ismeretes. Ez utóbbi faj a hazai ligeterdőkben és üde lomberdőkben szórványosan az egész ország területén előfordul, nyugaton és délnyugaton gyakoribb, az Alföldön ritkább. Díszfának is ültetik. Ennek levéllemeze vékony, fénytelen felületű, kissé ráncos, élénkzöld. A levél ereztisége kifejezett, az erek felül bemélyedők, alul kiemelkedők, hálós lefutásúak, a lemez szélén egymásba olvadnak (anasztomizálnak). A levélfonák világos kékeszöld, nincsenek rozsdavörös szőrök a középér mentén. A virágfürt tömöttebb, nagyobb. Termése fényes fekete, édes, de undorító ízű. Csészelevelei lehullók. Kérge aromás illatú.

A szintén Észak-Amerikából származó virginiai meggyet (*Prunus virginiana*) esetenként szintén ültetik Közép-Európában, és ugyancsak meghonosodhat. Termései sötétpirosak, csészéje lehulló. Termete alacsonyabb, magassága legfeljebb 5 m. Kérge nem aromás. Levelei erősen kihegyezettek, csak nyolc-tizenegy feltűnő oldalérrel (a kései meggyenél legalább tizenöt oldalér van).

Származás, elterjedés

A kései meggy hazája Észak-Amerika keleti fele, elterjedési területe délen Közép-Amerika hegyvidékeire is áthúzódik (Mexikótól Guatemaláig). Klimatikus optimuma a Nagy-tavaktól délre fekvő területeken van. A hazájában leírt négy változat elterjedési területe részben fedi egymást. A *Prunus serotina* az első fajok között volt, amelyet Észak-Amerikából Európába hoztak. Először 1623-ban (más szerző szerint 1629-ben) ültették Párizs közelében. A következő évtizedekben számos európai országban elterjedt, Németországban 1685-ben jegyezték fel először. Azután két évszázadon át főként díszfaként ültették kertekbe, parkokba szép virágai és élénk őszi lombszínéződése miatt. Erdőgazdasági hasznosításának lehetőségével csak a XIX. század vége felé kezdtek foglalkozni. A Németországban végzett első erdészeti kísérletek után alkalmasnak ítélték arra, hogy sovány talajokra ültetve az őshonos fajoknál hamarabb adjon értékes faanyagot. A várakozásokkal

ellentétben azonban nem szolgáltatott értékesíthető méretű faanyagot, hanem rövid időn belül sűrű cserjeszintet alkotott először a tölgyelegyes fenyvesekben, majd más erdőtípusokba is behatolt. Különösen száraz és tápanyagszegény talajokon terjedt el. Manapság a legtöbb európai országban spontán szaporodik. Mindenhol kellemetlen, terhes fajnak tartják, mert jelenléte akadályozza az erdők természetes felújulását, és csökkenti az aljnövényzet fajgazdagságát, de a fatermesztési célú intenzív erdőművelés szempontjából is számos problémát jelent. Mindezek ellenére a fajt helyenként az utóbbi évtizedekig ültették, vélt előnye miatt. Avarjának kicsi a szén-nitrogén aránya, és gyorsan le bomlik, ezért Németországban fenyőültetvényekben a humusztartalom fokozását remélték tőle. Hollandiában 1920 és 1950 között mindenféle ültették talajjavítás, valamint tűz- és viharvédelem céljából. Gyakran nehéz, sőt lehetetlen pontosan végigkövetni a kései meggy európai terjedésének történetét és állomásait. Számos szerző kételkedik abban, hogy a gyors terjedés kizárólag az agresszív invázió eredménye lenne, hanem inkább az ültetési gyakorlattal hozzák összefüggésbe.

Napjainkban a *Prunus serotina* jelen van az európai kontinens síkságainak nagy részén, különösen nagy gyakorisággal fordul elő Németországban (főként az ország északi felén), Hollandiában, Északkelet-Franciaországban, Dániában, Lengyelországban és Ausztria egyes részein. Jelen van Észak-Olaszországban, Magyarországon, Romániában, Csehországban és Anglia déli részén is, de úgy látszik, egyelőre nem lelhető fel Oroszországban és a szovjet utódállamokban, és nincs a mediterrán térségben és Skandináviában sem. Az európai országokban készült előfordulási térképek azt mutatják, hogy a kései meggy elterjedése nagyjából egybeesik a homoki talajok elterjedésével.

A Kárpát-medencében első előfordulási adata 1897-ből (egy puztaszentlőrinci nyaraló kertjéből) származik. Az 1934 és 1949 közötti években többször említik előfordulását a gödöllői erdészeti kísérleti telepen. Később hazánkban is főként homokvidékeken ültették, a Nyírségben, Belső-Somogyban és a Kiskunságban, de az Alföld más részein és helyenként dombvidékeinken is találkozhatunk ültetett, illetve kivadult egyedekkel. Belső-Somogy déli részén az 1950-es évek végén, 1960-as évek elején erdeifenyő-ültetvények alá nagy tömegben telepítették a kései meggyet, ezzel a fenyő jobb ágtisztulását, a minőségi növedék fokozását vélték elősegíteni. Kezdetben a vadállomány kissé

akadályozta a csemeték növekedését, mivel a fiatal hajtások kevésbé mérgezők, és valószínűleg érvényesült a csemegehatás. Később az alátelepítések folytatódtak a legeltetés megszűnése után spontán erdőszülő, őshonos fafajokból álló, kevésbé záródott lomberdőkben is. Belső-Somogyban a kései meggy második nemzedéke az 1970-es évek elején jelent meg, és robbanásszerű terjedése a mai napig is tart. A Nyírség területén manapság a faj általánosan elterjedtnek mondható, helyenként kisebb számban megjelenik a Hajdúság löszhátjának erdeiben is. Az erdészeti ültetvényeken (főleg akácokban, továbbá fenyvesekben) gyakori, de spontán megjelenik más erdőtípusokban is. A Kiskunságban általában kevésbé van jelen a faj, az ültetett fenyvesekben alig fordul elő, de lombos fák alkotta ültetvényeken Kunadacs és Kunbaracs térségében néhol tömeges. Terjedése elsősorban bolygatott (akár ötven évvel ezelőtti bolygatás is lehet) erdőrészekben figyelhető meg, függetlenül az erdőrészlet fafajaitól.

Életciklus, életmenet

A kései meggy magvai a föld alatt csíráznak. Első lomblevelei tojásdad-lándzsásak, szálkás-fűrészszelűek, az egyéves hajtások vékonyak, élénk lilásbarnák, fényesek, kopaszok, sűrűn paraszemölcsösek. Az ágak rövidek, merőlegesen állnak. Erős fiatalkori növekedési hajlam jellemzi. Szabad állásban számos oldalágat hajt, gyakran bokrosodik, de néhány év múlva erős törzset fejleszt. Élete generatív fázisát hamar eléri, eredeti hazájában gyakran már öt-hat (nálunk nyolc-) éves korában virágozik és terem. Tízéves kora után rendszeresen és bőven hoz termést. Magjait az állatok nagyobb távolságokra is elszállítják, azonban a magok többsége az anyafák közelében marad. Európai vizsgálatok kimutatták, hogy a magoknak mintegy 70 százaléka kerül 25 méteren belülre. A magok által megtett távolság mértékére indirekt bizonyíték a sűrű magoncújulat távolsága az anyafától. Az állatok általi szállítást is figyelembe véve a vizsgálatok szerint 1) legfeljebb 600 méter távolság van a magoncok és a magtermő fa között; 2) a magoncok több mint fele közelebb van 200 méternél; 3) a fa és a magoncok távolsága általában kevesebb mint 400 méter. A kései meggy töről jól sarjadjik, regenerálódási képessége kiváló, a töre vágott idősebb fák is kihajtanak. Sarjai erőteljes növekedésűek. Gyökérsarjakat nem hoz. Lombfakadása tavasszal viszonylag korán, áprilisban következik be,

homoki termőhelyeken a legtöbb őshonos fafajt megelőzi. Virágzatát a lombzat teljes kifejlődése után, május végén hozza. Termése későn, szeptemberben érik. Lombja ősszel feltűnően sárgásra-vörösre színeződik. Közép-Európában nem hosszú életű faj, ötven éves kora után a vitalitása gyorsan csökken.

Termőhelyigény

Eredeti hazájában a kései meggy a tengerparti síkságoktól az 1800–2000 méter magas hegycsúcsokig különböző tengerszint feletti magasságokon előfordul. A klimatikus viszonyok széles skálája megfelelő a számára. Elterjedési területén az átlagos évi csapadékmennyiség 500 mm és 2000 mm között változik. A januári átlaghőmérséklet -15 °C -tól $+13\text{ °C}$ -ig terjed, a júliusi átlaghőmérséklet 17 °C és 28 °C között van. Vízigénye közepes, gyökérszete mélyre hatoló, így a rövidebb szárazságot jól tűri. Talajtűrése is meglehetősen széles, a kötöttebb agyagtól a laza homoktalajokig számos átmenetet elvisel. A mély rétegű, üde hordaléktalajok jelentik számára az optimumot. A száraz, sovány homokon eltölpül.

A *Prunus serotina* Észak-Amerika keleti felén az erdők legkülönbözőbb típusaiban elterjedt elegyfaj. Az eredeti elterjedési terület középső részén lombhullató erdőkben nő, északon a boreális erdők átmeneti zónájába is felhúzódik. Az Atlanti-óceánhoz közel fenyőerdőkben található, míg nyugaton a füves puszta (préri) határához közel tölgyes szavannákon. Észak-Amerikában összesen huszonnégy erdőtársulásban írták le az előfordulását. Önállóan nem alkot erdőségeket, de igen nagy gyakorisággal fordul elő a bükk (*Fagus*) és juhar (*Acer*) dominálta erdőtársulásokban a lombhullató zóna északi részén, az Appalache-hegység hegylábi területein pedig a tölgy–hikoridió (*Quercus-Carya*) alkotta erdőkben. Délebbre ritka az előfordulása, boreális erdőkben pedig nem fordul elő. Ebben a sokféle vegetációtípusban a kései meggy a lombkoronaszint egyik nem túl gyakori alkotóeleme, vagy nem éri el a lombkoronaszintet, csak a cserjeszintben marad. Elterjedési területének középső részén (Pennsylvania, New York, Nyugat-Virginia, Ohio) kis gyakorisággal fordul elő, de nagy fái vannak a mintegy kétszáz évvel ezelőtti tarvágásokat követően felnőtt öreg erdők maradványaiban,

ahol az erdők természetes felújulása során a kezdeti szukcessziós stádiumban a kései meggynek domináns szerepe volt.

Európában díszfaként sokféle termőhelyre ültették, erdészeti célból elsősorban homokvidékeken telepítették. Magyarországon is főleg homoki kultúrerdőkbe, erdei- és feketefenyvesekbe, akácosokba, nemes nyárasokba és helyenként a legeltetés felhagyása után spontán erdősülő fás legelőkre telepítették. A fa termőre fordulása (nyolc–tíz év) után magról gyorsan terjed. Számos szerző írja, hogy a kései meggynek leginkább az élőhely zavarása kedvez, akár természetes (szélvihar), akár emberi zavarás (erdőművelés) az.

Belső-Somogy déli részén homoki termőhelyeken az égeres láperdőtől (*Carici elongatae – Alnetum*) a száraz homoki gyepekig (*Festuco dominii – Corynephorum*) minden növénytársulásban tömeges lehet. A láptavak szegélyzónájában, nedves, iszapos talajon nő a legjobban. Az időszakos elöntést is elviseli, de a vegetációs időszakban a tartós (két-három hónapig tartó) vízborítást nem tűri. A Nyírségben nagy területeken domináns vagy gyakori cserjeszintalkotó, degradált ültetvényeken és erdőkben homogén cserjeszintet is létrehozhat. A természetes homoki tölgyesekben is teret hódít, elsősorban a száraz és „félüde” pusztai és gyöngyvirágos-tölgyesekben (*Festuco- és Convallario-Quercetum*). A kifejezetten üde erdőkben, liget- és láperdőkben megjelenhet, de ilyen élőhelyeken a Nyírségben nem jellemző az elszaporodása. A kiskunsági megfigyelések szerint elsősorban a bolygatott erdőrézletekben terjed, függetlenül az erdőrézlet fafajaitól. Néhol már tömeges, és ezeken a területeken kiszorítja a természetes újulatot. Az öreg kocsányos tölgyesekben, nyíresekben és erdős sztyepp típusú természetközeli élőhelyeken nem vagy alig található meg (ezekben erősen záródott gyepszint és/vagy sűrű cserjeszint van). Az itteni megfigyelések szerint a magas talajvízállású területeken telepszik meg először, és innen terjed a szárazabb termőhelyekre.

Biotikus interakciók

Európai termőhelyeken a kései meggy sűrű újulata gyorsan túlnövi az őshonos növényeket (lágyszárúakat, fák és cserjék újulatát), és erős árnyalásával elnyomja azokat. Észak-Amerikában a különböző méretű

magoncok előfordulási körülményeit vizsgálva azt találták, hogy idős fák alatt nagyon sok kisméretű magonc fordul elő, de nagyobb méretű magoncok csak ott, ahol már a nagyobb fák hiányoztak, ezáltal felnyílt a lombkorona. Számos erdei fafaj esetében ismert ez a viselkedés: rövid életű magvaik miatt ezeknek a fáknek nincs magbankjuk, mint sok más erdei növénynek (vagy csak rövid időre), hanem helyette egy fejlődési szintet hoznak létre a lombkorona alatt, amelyet „magoncbank”-nak nevezhetnénk. Ezek a magoncok nagyon sokáig túlélnek elnyomott, fényszegény körülmények között, látszólag magassági növekedés nélkül. Csak amikor a fényviszonyok megváltoznak, mint például szélvihar vagy tarvágás után, akkor indulnak növekedésnek, és hozzák létre a lombkoronaszint fának következő nemzedékét. Ezt a viselkedést (G. Grass regényének főszereplője után, aki hároméves korában megállította a növekedését) „Oszkár-szindróma”-ként írták le. Az ilyen „Oszkár-stratégia” előnye az, hogy a fafajnak nem akkor kell meghódítania az élőhelyet, amikor az a fa növekedése szempontjából kedvezővé válik, hanem már előre kitölti a teret, és ennek következtében sikeresebb lesz, mint a versenytársai. A kései meggynek csemetekorában igen nagy a fényigénye, ez határolja be a faj sikerességét olyan erdőkben, amelyeket árnyéktűrő fafajok alkotnak, mint például a bükk (*Fagus grandifolia*) vagy néhány juhar (*Acer* spp.). Következésképpen hazájában a *Prunus serotina* csak a szukcesszió bizonyos behatárolt fázisában ér el dominanciát a lombkoronaszintben (pionír faj). A Berlin környéki erdőállományokban a faj demográfiai analízise hasonló mintázatot mutat, mint amelyet Észak-Amerikában megállapítottak. Ugyanaz az „Oszkár-viselkedés” jellemző rá, de Németországban az „Oszkár-magoncok” nagyobbak, amit a több fénynek tulajdonítanak, mivel a tölgy-fenyő kevert erdő jobb növekedési körülményeket jelent a magoncok számára.

Eredeti hazájában egy szövőlepke (*Malacosoma americanum* FABRICIUS) és egy araszolólepke (*Hydria prunivorata* FERGUSON) a legfontosabb lombfogyasztói; ezek a fajok a levelek fogyasztása révén a fa teljes pusztulását okozhatják. Európában ezek a lepkefajok nem élnek, de vannak adatok az Európában honos rovarfajok és a kései meggy kapcsolatáról is. Az eddig igazolt legfontosabb európai lombfogyasztója egy levélbogár (*Gonioctena quinquepunctata* FABR.), amelynek a lárváit és az imágóit is megtalálták a kései meggyen Németországban mintegy tíz évvel ezelőtt. Helyenként nagy mennyiségű levélragás volt megfi-

gyelhető, de azt nem bizonyították, hogy ez a kései meggy fejlődésére negatív hatással lenne. Ez a levélbogár eredetileg nedves erdőkben él (*Sorbus aucuparia*, *Sorbus aria*, *Prunus padus*, *Corylus avellana* a tápnövénye), és megfigyelték, hogy a szárazabb termőhelyekre telepített kései meggy fogyasztása révén az elterjedési területe növekedett. Ezt a levélbogarat egyébként az odúlakó énekesmadarak szívesen fogyasztják. A kései meggyen megfigyelt további bogárfajok: Elateridae: *Athous haemorrhoidalis*, *Athous subfuscus*, *Dalopius marginatus*; Curculionidae: *Otiorhynchus raucus*, *Phyllobius calcaratus*, *Phyllobius pyri*, *Polydrusus cervinus*, *Furcipes rectirostris*. Különböző pókfajokat, legyeket, hártványászárnyúakat és lepkéket is megfigyeltek a kései meggyen, valamint a *Meconema thalassinum* szöcskefajt.

A *Prunus serotina* termését számos madárfaj fogyasztja, egyes szerzők Európában összesen hatvan ilyen madárfajt soroltak fel. A kisméltók (nyest, nyuszt, borz, róka) is szívesen megeszik a gyümölcsét, közülük főként a borz hatékony a kései meggy terjesztésében, mivel gyakran elássa a termést, ezáltal a magvak a csírázás szempontjából kedvező helyzetbe kerülnek. A fa egyéb részeit a gerinces állatok nem fogyasztják, mivel számukra azok mérgezők. A levelek, a rügyek, a magvak, a kéreg és a gallyak hidrociansavat (HCN) és ciánglikozidokat (amigdalín, prunazín) tartalmaznak. A fiatal levelekben, a magoncokban és a csemetékben azonban jóval kevesebb toxin van, ezért ezeket kisebb mennyiségben ártalom nélkül fogyaszthatják a vadak.

A faj gazdasági jelentősége

Az Európában felnőtt kései meggy a fa mérete, kedvezőtlen alaki tulajdonságai miatt ipari célú fatermesztésre nem alkalmas. Fája igen kemény, száradás során csavarodva reped, nagyon nehezen megmunkálható. A hazai erdészeti gyakorlatban főként tájidegen ültetvények esetében az állományok alátelapítására, alsó koronaszint kiképzésére használták, és ezáltal a minőségi növedék fokozását és a talajvédelmet kívánták elősegíteni. Telepítési hézagok kitöltésére is használták, mivel sovány termőhelyeken is megél, és a vad nem szívesen fogyasztja. A kedvező hatásokra vonatkozó reményeket azonban a gyakorlat általában nem igazolta, és a nem várt káros hatások messze felülmúlják a faj esetleges hasznát. A kései meggy tápanyag- és vízkonkurenciát jelent

az ültetett és a természetes fajoknak, ezáltal csökkenti a gazdaságilag fontos fajok hozamát. Gyors fiatalkori növekedése révén a telepítési hézagokba ültetett kései meggy a fő fajt gyakran túlnövi és leárnyékolja. Az őshonos cserjék és lágyszárúak gyorsan alászorulnak és kipusztulnak, ezáltal nagyban csökken a természetes vadtáplálék mennyisége. A spontán terjedő, gyorsan növő, sűrű késeimeggy-állományok akadályozzák az erdőfelújítást, más ültetett fajok növekedését. A fakitermelést megelőző tisztítás során levágott kései meggy tuskói akadályozzák a gépek mozgását, kemény fája kiszúrhatja a járművek gumikerekeit. A gyakorlati erdőgazdálkodás szempontjából a kései meggy egyértelműen gyomnövénynek minősül, amely nehezíti az erdőművelést.

A fatermesztési célú ültetvényeken kívül őszi lombszíneződése miatt, esztétikai célból is ültették, erdőszélek kiképzésére, utak szegélyezésére is használták. Intenzív vadaskertekben is telepítették, mivel sűrű bózótja búvóhelyet jelenthet a vadaknak. Erdőn kívüli fásítások, parkerdők, zöldövezetek, útfásítások céljaira is telepítették, esetenként bányák meddőhányóinak növényesítésére is használták. Összességében megállapítható, hogy a kései meggynek nincs olyan felhasználási területe, amely indokolná jelenlétét, minden alkalmazási területen kiváltható más, őshonos vagy ártalmatlan idegen fajjal.

A faj természetvédelmi jelentősége

A kései meggy az általa alkotott sűrű, zárt cserjeszint révén az európai erdőkben akadályozza az őshonos erdei fajok felújulását, csökkenti az aljnövényzet fajgazdagságát, kedvezőtlen hatása van az erődinamikára. A honos erdei fák közül különösen a fényigényesebb fajok megújulására van kedvezőtlen hatással, amilyenek például a tölgyek és a nyír. Az aljnövényzet fajgazdagságának csökkenésével kapcsolatban végzett németországi vizsgálatok határozott összefüggést állapítottak meg a kései meggy jelenléte és a fajgazdagság között: ahol a kései meggy jelen van a vegetáció felsőbb szintjeiben, ott a gyepszint fajszáma egyenes arányban csökken a kései meggy dominanciájának növekedésével.

A homoki termőhelyeken levő védett természeti területeken a kései

meggy térhódítása igen nagy problémákat okoz. A Barcsi Borókás védett területének mintegy harmada erősen fertőzöttnek mondható, ami azt jelenti, hogy az őshonos cserjefajokat 400–500 hektáron leváltotta. Erős konkurenciát jelent a második lombkoronaszint fafajainak is, sőt helyenként a fő fafajt is részben kiszorította. Gyepeken, felhagyott legelőkön erős vetélytársa az őshonos pionír, fás szárú fajoknak. Csupán a nyílt vízzel tartósan borított élőhelyeken nem tud megjelenni, ha a vízborítás a vegetációs időszakban legalább két-három hónapig tart. A Nyírségben is nagymértékben terjed, jelenleg és a közeli jövőben előreláthatólag egyre nagyobb természetvédelmi problémát okoz. Ha csak a lágyszárú-szintet tekintjük, erős árnyaló hatása gyomos aljnövényzet esetén látszólag kedvező lehet olyan értelemben, hogy a gyomok (*Chelidonium majus*, *Galium aparine*, *Urtica dioica* stb.) sem tudnak alatta elszaporodni, így „tüneti kezelést” adhat. Ugyanakkor az értékes, erdős sztyepp jellegű homoki erdőkben is terjed, kiszorítva az őshonos cserjéket, az értékes lágyszárú-szintet (pl. *Iris aphylla* subsp. *hungarica*), valamint akadályozva a tölgy természetes felújulását.

Természetvédelmi kezeléssel kapcsolatos ismeretek

A kései meggy terjedésének kedvez az élőhelyek zavarása, ezért a terjedés megakadályozása vagy mértékének csökkentése elsődlegesen a zavarások megszüntetésével valósítható meg. Kerülni kell, hogy a még nem fertőzött területekre a faj bekerüljön, erre napjainkban főként díszfaként való alkalmazása vagy a felhagyott bányák tájrendezése révén kerülhet sor, de esetenként az erdészeti célú ültetés is előfordul. A szórványos állományok kiirtása a gyengén fertőzött területeken a faj terjedését nagymértékben korlátozhatja vagy meg is állíthatja. Az erősebben fertőzött területeken a hosszabb idejű rendszeres irtás vezethet eredményre, de nagy területeken végzett és összehangolt munkára van szükség. A szomszédos fertőzött területekről a faj gyors visszatelepülésére lehet számítani.

Hollandiában és Németországban már évtizedek óta irtják a kései meggyet, ezáltal is igyekeznek a terjedését megakadályozni. Kezdetben herbicideket is alkalmaztak, de a talajfaunára való káros hatásuk miatt a használatukat betiltották. Jelenleg a mechanikai és a kémiai módszer kombinációját alkalmazzák. A fákat kivágják, és a tuskókat a

vágási felületen *glifozát* hatóanyagú herbiciddel kezelik a tősarjképződés megakadályozása céljából.

A kései meggy *glifozát* készítménnyel végzett vegyszeres irtására hazai kísérletek is voltak. Az egyik kipróbált módszer szerint a kéreg megsértése után a sebzett felületet kezelték a vegyszerrel. A tapasztalat azt mutatja, hogy ez a módszer nem eredményes, mert a vágás helyén erős mézgásodás indul meg, és a vegyszert mintegy „kitolja” magából a fa. A másik módszer az volt, hogy a fa kivágása után a visszamaradó vágáslapot kezelték a *glifozát*-tartalmú vegyszerrel. Ez általában eredményesnek bizonyult, különösen akkor, ha a fa kivágása és a mérgezés augusztusban történt, a második (János-napi) hajtásnövekedés idején. A fatörzset kb. 1 méter magasan kell elvágni, és a vágási felületet körben be kell kenni (elegendő a külső élő részt kezelni, a belső gesztet nem szükséges bekenni). A módszer hátránya az, hogy védett természeti területeken a vegyszerek nem, vagy csak fokozott körültekintéssel használhatók, valamint a vegyszerek költsége miatt a módszer elég drága.

A faj mechanikai irtására eredményes és környezetkímélő módszert dolgoztak ki a Duna–Dráva Nemzeti Parkhoz tartozó Barcsi Borókás területén. Az ottani tapasztalatok szerint a kb. 1 cm átmérőjű magoncok (egy-három éves kor) nagyon könnyen kihúzhatók a talajból a leveles szárnak a kézre csavarása után. A 23 cm törzsátmérőjű fáschkák irtása a legnehezebb, mert a kihúzás során általában részben bennszakadnak, ezért megújulnak; a nagyobb fáknál szokásos gyűrűzés ezek esetében rendkívül munkaigényes lenne, ezért nem alkalmazzák. Mintegy hatéves kortól (4 cm törzsátmérőtől) a növény kéreggyűrűzéssel hatékonyan és gazdaságosan irtható. Kb. harmincéves kortól (kb. 25 cm törzsátmérő felett) a vastag parakéreg durván cserepesedni kezd, ezért a gyűrűzést baltával kell végezni. Az első irtási kísérletek a fák kivágásával kezdődtek, de a következő években jól látható volt a módszer teljes kudarca: hatalmas tömegű tősarjképződés indult meg. A kései meggy igen jó regenerálódási képességének köszönhetően egy 5–10 cm törzsátmérőjű fáska helyett hét-tizennégy tősarj indult erőteljes növekedésnek. Második módszerként a baltával való törzsgyűrűzéssel próbálkoztak. Az elmélet jónak mutatkozott, de a kései meggy kiváló regenerálódási képessége ezt a megoldást is megnehezítette. A fa kambiumrétege nem hal el a hánccszövet teljes lefejtése után sem, hanem

néhány nap alatt beparásodik a vágási felületen, és életfunkcióit rövid megtorpanás után újra teljesíti. Ezért a hánccsövet eltávolításán túl az alatta levő osztódószövet elhalását is el kell érni, úgy, hogy az élő faszövetet is meg kell szakítani 12 mm mélységig. Ennél mélyebben viszont nem szabad megsérteni a farészt, mert akkor megindul a tősarjéképződés. A 4–25 cm törzsátmérőjű fák esetében a gyűrűzésre a baltánál alkalmasabb eszköznek bizonyult a gyűrűzőlánc, amelyet Stix József természetvédelmi őr fejlesztett ki. Ezzel az eszközzel kis erőkifejtéssel, nyolc–tíz húzással kész az a munka, amelyet előzőleg harminc–negyven baltacsapással lehetett csak elvégezni. A hatékony munkavégzés érdekében a törzseket elő kell készíteni. Ez történhet közvetlenül a gyűrűzéssel egy munkamenetben olyan állományban, amelyben már végbement az öntisztulás, így csak kevés és főleg száraz ág van a mellmagassági sávban, így azok könnyen leüthetők a törzsről. Amennyiben még nem ment végbe a törzsek természetes feltisztulása, és sok élő oldalág van a gyűrűzési magasság alatt, a fák nyesését egy évvel hamarabb kell elvégezni, ugyanis a levágott ágak helyén keletkezett sebek körül nagyszámú vízajtás jelenik meg, amelyek a fa túlélését teszik lehetővé. A kényelmes munkamagasság 130–140 cm. Ehhez igazítva kell kb. 150–160 cm magasságig felnyesni a törzseket, hogy az ágak ne akadályozzák a munkát. A gyűrűt nem szabad túlságosan a törzs aljára tenni, mert akkor a rejtett rügyből alul kihajt a fa. A fűrészlánc 1–2 cm széles sávban szakítja meg a para- és hánccsövetet. A bevágás mélysége függ a fa korától. A fontos az, hogy a palást teljes területén megszakítás nélküli fehér rostos felületet kapjunk (az a farész 1–2 mm mélységű roncsolását jelzi), és vöröses színű hánccsrészek ne maradjanak sehol a gyűrűben. Kéregbenövés, bordás palást esetén (ami egyébként nem jellemző a kései meggyre) baltával kell kifaragni azt a részt, ahol a lánc nem tudja folyamatosan megszakítani a szükséges mélységig a fatörzset. Kedvező termőhelyen, főként konkurencia nélküli állományban előfordulhat, hogy a fa átnövi a keletkező szövethiányt. Ilyen élőhelyen (tavak, lápok, mocsarak közvetlen környezetében található nedves talajokon) a gyűrűzőlánc fel-le mozgatásával 3–4 cm-re kell növelni a gyűrű szélességét, vagy kettős gyűrűt kell készíteni, tenyérszerű távolságra egymástól. Az előbbi megoldás fiatal fák esetén, míg az utóbbi a vastag kérgű idősebb fák esetében célszerű. A vegetációs időszakban a leírt módon szabályosan meggyűrűzött fa tősarjakat nem hoz, hanem lassan elpusztul és két-három év alatt földdé válik. A gyűrűzés optimális időszaka a virágzás és termésérés ideje (má-

jus-június). őszi gyűrűzés esetén két gyűrűt kell készíteni a biztos eredmény eléréséhez. A gyűrűzőlánc használata könnyen betanítható, vele a munkavégzés hatékony és eredményes. Nem kelt zajt, nem balesetveszélyes. Problémát jelenthet, hogy a betanított munkások esetenként nem tudják megkülönböztetni a kései meggy fiatal, néhány centiméteres törzsátmérőjű egyedeit az őshonos fásszárúaktól (pl. a kutyabengétől), ezért a faj felismertetésére különös gondot kell fordítani.

Köszönetnyilvánítás

Egyes fejezetek megírásakor a szakirodalmi forrásokon túl gyakran támaszkodtam természetvédelmi és erdész szakemberek személyes közléseire, amelyeket ezúton is megköszönök. A kezelésekkel kapcsolatos fejezet hazai vonatkozású részének megírását STIX JÓZSEF és FENYÓSI LÁSZLÓ (Duna–Dráva Nemzeti Park) munkája tette lehetővé. A nyírségi tapasztalatok közléséért LESKU BALÁZSNAK, a kiskunsági megfigyelésekért MÁTÉ ANDRÁSNAK és SIPOS FERENCNEK tartozom köszönettel.

Bibliográfia

Taxonómia: REHDER (1951), SIMON (1997), SOÓ (1966), BARTHA (1997, 1999), COOMBES (1992), HEGI (1975), SCHOLZ, V. – SCHOLZ, I. (1995). **Morfológia:** BARTHA (1997, 1999), COOMBES (1992), CSAPODY I. – CSAPODY V. – ROTT (1966), GENCSI – VANCSURA (1992), FOWELLS (1965). **Életciklus:** BARTHA (1999), CSAPODY et al. (1966), GENCSI – VANCSURA (1992), STARFINGER (1990, 1991), CSAPODY I. – CSAPODY V. – ROTT (1966). **Szár-mazás, elterjedés:** KORBERG – WILLIAMSON (1986), FOWELLS (1965), McVAUGH (1951), BAKKER (1963), BARTHA – MÁTYÁS (1995), STARFINGER (1997), ABBA (1975), BENKERT – FUKAREK – KORSCH (EDS.) (1996), BORRMANN (1987), CZEREPANOV (1995), GOEZE (1916), HAEUPLER – SCHÖNFELDER (1998), TWEEL – EIJSACKERS (1987), STARFINGER (1990, 1997), PRISZTER (1997). **Termőhelyigény:** BOOTH (1896), BRAUN (1950), EIJSACKERS – OLDENKAMP (1976), TWEEL – EIJSACKERS (1987), TURCEK (1961), STARFINGER (1997), MAGYAR (1960). **Növénytársulások:** OKUDA (1994), AUCLAIR – COTTAM (1971), BRAUN (1950), FOWELLS (1965), HOUGH – FORBES (1943), STARFINGER (1997). **Biotikus interakciók:** AUCLAIR – COTTAM (1973), CRONK – FULLER (1995), EIJSACKERS (1974), EIJSACKERS –

HAM (1984), HOUGH – FORBES (1943), WIMMER – WINKEL (2000), STARFINGER (1991, 1997), McCUNE – COTTAM (1985), MACKEY – SIVEC (1973). **Természetvédelmi jelentőség:** DRAKE et al. (1989), EIJSACKERS – OLDENKAMP (1976), TWEEL – EIJSACKERS (1987), STARFINGER (1997), KOWARIK (1992), KRAUÁ et al. (1990). **Kezelések:** EIJSACKERS – OLDENKAMP (1976), EIJSACKERS – HAM (1984), JAGER (1977), TWEEL – EIJSACKERS (1987), STARFINGER (1997), JAGER – OOSTERBAAN (1979), KRAUÁ et al. (1990).

Irodalomjegyzék

- ABBA, G. (1975): Some new and little known exotics in the Italian flora. *Inf. Bot. Ital.* **7**:362–364.
- ANONYMUS (1984): Prunus serotina van uitroeijing naar beheersing. *Bosbouwvoorlichting* **23**:77–81.
- AUCLAIR, A. N. – COTTAM, G. (1971): Dynamics of black cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) in Southern Wisconsin oak forests. *Ecological Monogr.* **41**:153–177.
- AUCLAIR, A. N. – COTTAM, G. (1973): Multivariate analysis of radial growth of Black Cherry (*Prunus serotina* Ehrh.) in Southern Wisconsin oak forests. *Am. Midl. Natur.* **89**:408–425.
- BAKKER, J. (1963): De ontwikkelingsgeschiedenis van *Prunus serotina* in Nederland. *Ned. Bosbouw Tijdschr.* **35**:201–206.
- BARTHA D. – MÁTYÁS Cs. (1995): *Erdei fa- és cserjefajok előfordulása Magyarországon*. Sopron.
- BARTHA D. (1997): *Fa- és cserjehatározó*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- BARTHA D. (1999): *Magyarország fa- és cserjefajai*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- BENKERT, D. – FUKAREK, F. – KORSCH, H. (EDS.) (1996): *Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Ostdeutschlands*. Gustav Fischer, Jena.
- BOOTH, J. (1896): *Die nordamerikanischen Holzarten und ihre Gegner*. Zeitschr. F. Forst- u. Jagdwesen, p. 18.
- BORRMANN, K. (1987): Einbürgerung, Ausbreitung und Vorkommen der Späten Traubenkirsche (*Padus serotina* Borkh.) in der Oberförsterei Lütkenhagen (Kreis Neustrelitz). *Bot. Rundbr. Bez. Neubrandenburg* **19**:13–18.

- BRAUN, E. L. (1950): *Deciduous Forests of Eastern North America*. Hafner Publ. Co., New York and London.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1964): *Pflanzensoziologie*. 3rd ed. Springer Verlag, Wien and New York.
- COOMBS, A.J. (1992): *Trees*. Dorling Kindersley Ltd., London.
- CRONK, Q. C. B. – FULLER, J. L. (1995): *Plant Invaders. The Threat to Natural Ecosystems*. Chapman and Hall, London. 241 pp.
- CZEREPANOV, S. K. (1995): *Vascular Plants of Russia and Adjacent States (the former USSR)*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, New York, Sidney.
- CSAPODY I. – CSAPODY V. – ROTT F. (1966): *Erdei fák és cserjék*. Országos Erdészeti Főigazgatóság, Budapest.
- DRAKE, J. A. – MOONEY, H. A. – DI CASTRI, F. – GROVES, R. H. – KRUGER, F. J. – REJMANEK, M. – WILLIAMSON, M. (eds.) (1989): *Biological Invasions. A Global Perspective*. John Wiley and Sons, Chichester.
- EIJSAKERS, H. (1974): Mogelijke neveneffecten van bestrijdingsmiddelen tegen *Prunus serotina*. *Ned. Bosbouw Tijdschr.* **46**:55–62.
- EIJSAKERS, H. – OLDENKAMP, L. (1976): Amerikaanse vogelkers, aanvaarding of beperking? *Landbouwkundig Tijdschr.* **88**:366–375.
- EIJSAKERS, H. – HAM, D. VAN DEN (1984): Kiemingspercentages van Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina* EHRH.) onder laboratorium- en veldomstandigheden. *Ned. Bosbouw Tijdschr.* **56**:178–185.
- ERNST, K. (1965): Späte Traubenkirsche und Traubenholunder. *Berliner Naturschutz Blätter* **26**:4–11.
- FOWELLS, H. A. (1965): *Silvics of Forest Trees of the United States*. USDA Forest Service, Agriculture Handbook No 271.
- GENCSI L. – VANCSURA R. (1992): *Dendrológia. Erdészeti növénytan II. Mezőgazda Kiadó, Budapest*.
- GOEZE, E. (1916): Liste der seit dem 16. Jahrhundert bis auf die Gegenwart in die Gärten und Parks Europas eingeführten Bäume und Sträucher. *Mitt. Dtsch. Dendrol. Ges.* **25**:129–201.
- GROVES, R. H. – BURDON, J. J. (1986): *Ecology of Biological Invasions*. Austr. Acad. of Science, Canberra.
- HAEUPLER, H. – SCHÖNFELDER, P. (eds.) (1998): *Atlas der Farn- und Blütenpflanzen der Bundesrepublik Deutschland*. E. Ulmer, Stuttgart.
- HEGI, G. (1975): *Illustrierte Flora von Mittel-Europa*. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg.

- HOUGH, A. F. – FORBES, R. D. (1943): The ecology and silvics of forests in the high plateaus of Pennsylvania. *Ecol. Monogr.* **13**:299–320.
- HOUGH, A. F. (1960): *Silvical Characteristics of Black Cherry, Prunus serotina*. Station Paper No 139, NE Forest Exp. Sta. USDA Forest Service, Upper Darby, PA.
- JAGER, K. (1977): Glyfosaat, een nieuw middel voor de bestrijding van Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina*). *Ned. Bosbouw Tijdschr.* **49**:191–198.
- JAGER, K. – OOSTERBAAN, A. (1979): Bestrijding van Amerikaanse vogelkers (*Prunus serotina* Ehrh.) door middel van Stam- of stobbebehandeling. *Ned. Bosbouw Tijdschr.* **52**:113–120.
- JAGER, K. – TEN KATE, S. (1975): Nieuwe middelen voor de bestrijding van Amerikaanse vogelkers. *Gewasbescherming* **2**:25–31.
- JOENJE, W. (1987): Remarks on biological invasions. *Proc. K. Ned. Akad. Wet. Ser. C* **90**:15–18.
- KELEMEN J. (1997): *Irányelvek a fives területék természetvédelmi szempontú kezeléséhez*. TermészetiBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.
- KORNBERG, H. – WILLIAMSON, M.H. (1986): Quantitative aspects of the ecology of biological invasions. *Phil. Trans. R. Soc. London B* **3**-14.
- KOWARIK, I. (1992): Einführung und Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten in Berlin und Brandenburg. *Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin and Brandenburg (Berlin) Beih.* **3**:11–88.
- KOWARIK, I. (1995): Ausbreitung nichteinheimischer Gehölzarten als problem für den Naturschutz? In: BÖCKER, R. – GEBHARDT, H. – KONOLD, W. – SCHMIDT-FISCHER, S. (eds.): *Gebietsfremde Pflanzenarten. Auswirkungen auf Einheimische Arten, Lebensgemeinschaften und Biotope. Kontrollmöglichkeiten und Management*. Ecomed. Landsberg. pp. 33–56.
- KRAUÛ, M. – LOIDL, H. – MACHATZI, B. – WALLACHER, J. (1990): *Vom Kulturwald zum Naturwald. Landschaftspflege konzept Grunewald*. Berlin, Landeforstamt Berlin, 261 pp.
- LOHMEYER, W. – SUKOPP, H. (1992): *Agriophyten in der Vegetation Mitteleuropas*. Schriftenreihe für Vegetationskunde **25**. Bonn-Bad Godesberg.
- LUTZ, H. J. (1930): The vegetation of Heart's Content, a virgin forest in northwestern Pennsylvania. *Ecology* **11**:1–29.
- MACKEY, H. E. – SIVEC, N. (1973): The present composition of a former

- oak-chestnut forest in the Allegheny mountains of western Pennsylvania. *Ecology* **54**:915–919.
- MAGYAR P. (1960): *Alföldfásítás* I. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MAGYAR P. (1961): *Alföldfásítás* II. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MCBRIDE, J. (1973): Natural replacement of disease killed elms. *Amer. Midl. Natur.* **91**:300–306.
- MCCUNE, B. – COTTAM, G. (1985): The successional status of a southern Wisconsin oak woods. *Ecology* **66**:1270–1278.
- MCVAUGH, R. (1951): Revision of the North American Black Cherries (*Prunus serotina* Ehrh. and relatives). *Brittonia* **7**:279–315.
- MOONEY, H. A. – DRAKE, J. A. (eds.) (1986): *Ecology of Biological Invasions of North America and Hawaii*. Springer Verlag, New York.
- MOOYWEER, A. M. (1978): De MORO Prunusrooier. *Ned. Bosbouw. Tijdschr.* **50**:300.
- OKUDA, S. (1994): Deciduous Hardwood Forest Communities in Eastern North America, Including Some Conifer Forest and Shrub Communities. In: MIYAWAKI, A. – IWATSUKI, K. – GRANDTNER, M. M. (eds.): *Vegetation in Eastern North America. Vegetation System and Dynamics under Human Activity in the Eastern North American Cultural Region in Comparison with Japan*. University of Tokyo Press, Tokyo. pp. 155–201.
- PRISZTER SZ. (1997): A magyar adventívflóra kutatása. *Botanikai Közlemények* **84**:25–32.
- PYŠEK, P. – PRACH, K. – REJMÁNEK, M. – WADE, M. (eds.) (1995): *Plant Invasions. General Aspects and Special Problems*. SPB Academic Publ. Amsterdam.
- REHDER (1951): *Manual of Cultivated Trees and Shrubs*. New York.
- RITIU, A. – NICOLESCU, L. – NICOLESCU, N. (1987): Contributii la cunoasterea culturii malinului american (*Prunus serotina* Ehrh.) in nord-vestul tarii. (Contribution to the knowledge of American Black Cherry (*Prunus serotina*) in the north west of the country). *Revista padurilor: Ser. Silvicultura și exploatarea padurilor (București)* **102**:200–205.
- SACHSE, U. – STARFINGER, U. – KOWARIK, I. (1990): Synanthropic woody Species in the Urban Area of Berlin (West). In: SUKOPP, H. – HEJNY, S. – KOWARIK, I. (eds): *Urban Ecology*. SPB Academic Publ., Den Haag. pp. 233–243.
- SCHEEPENS, P. C. – ZON, C. J. VAN (1982): Microbial Herbicides. In:

- KURSTAK, E. (ed): *Microbial and Viral Pesticides*. Marcel Dekker Inc., New York.
- SCHWAPPACH (1907): Über die wichtigsten für deutsche Forsten geeigneten Laubholzarten. *Mitt. Dtsch. Dendrol. Ges.* **16**:126ff.
- SCHWERIN, F. GRAF VON (1906): *Prunus serotina* Erhardt. *Mitt. Dtsch. Dendrol. Ges.* **15**:13.
- SEIDLING, W. (1993): Zum Vorkommen von *Calamagrostis epigeios* und *Prunus serotina* in den Berliner Forsten. *Verhandlungen des Botanischen Vereins von Berlin und Brandenburg (Berlin)* **126**:113–148.
- SCHOLZ, H. – SCHOLZ, I. (1995): *Prunus serotina*. In: SCHOLZ, H. (ed): *Gustav Hegi Illustrierte Flora von Mitteleuropa. Band IV, teil 2B, Spermatophyta: Angiospermae: Dicotyledones 2 (3). Ed. 2. Blackwell Sci. Publ., Oxford.*
- SILVERTOWN, J. W. (1982): *Introduction to Plant Population Ecology*. Longman, London.
- SIMON T. (1997): *A magyarországi edényes flóra határozója*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- SKEEN, J. N. (1976): Regeneration and survival of woody species in a naturally created forest opening. *Bull. Torrey Bot. Club* **103**:259–265.
- SMITH, A. J. (1975): Invasion and ecesis of bird-disseminated woody plants in a temperate forest sere. *Ecology* **56**:19–34.
- SOÓ R. (1966): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve II*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- SPAETH, I. – BALDER, H. – KILZ, E. (1994): Das problem mit der Spätblühenden Traubenkirsche in den Berliner Foresten. *Allg. Forst- u. Jagd-Z.* **11**:234–236.
- STACE, C. (1991): *New Flora of the British Isles*. Cambridge Univ. Press, Cambridge. New York, Port, Chester, Melbourne, Sydney.
- STARFINGER, U. (1990): Die Einbürgerung der Spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) in Mitteleuropa. *Landschaftsentwicklung u. Umweltforschung* **69**:11–19.
- STARFINGER, U. (1991): Population Biology of an Invading Tree Species – *Prunus serotina*. In: SEITZ, A. – LOESCHKE, V. (eds.): *Species Conservation: A Population Biology Approach*. A. Birkhäuser Verlag, Basel. pp 171–184.
- STARFINGER, U. (1997): Introduction and naturalization of *Prunus serotina* in Central Europe. BROCK, J. H. – WADE, M. PYŠEK, P. – GREEN,

- D.(eds.), *Plant Invasions: Studies from North America and Europe*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands. pp. 161–171.
- STYPINSKI, P. (1979): Stanowiska czeremchy amerykańskiej (*Padus serotina* (Ehrh.) Borkh.) w lasach państwowych Pojezierza Mazurskiego. *Rocz. Sekc. Dendrol. Pol. Tow. Bot.* **32**:191–204.
- TOL, G. VAN (1975): De Amerikaanse vogelkers. *Gewasbescherming* **6**:79–83.
- TURCEK, F. J. (1961): *Ökologische Beziehungen der Vögel und Gehölze*. Bratislava.
- TWEEL, P. A. VAN DEN – EIJSACKERS, H. (1987): Black cherry, a pioneer species or 'forest pest'. *Proc. K. Ned. Akad. Wet. Ser. C* **90**:59–66.
- WEIN, K. (1930): Die erste Einführung nordamerikanischer Gehölze in Europa. *Mitt. Dtsch. Dendrol. Ges.* **42**:137–163.
- WENDROFF, G. VON (1952): *Die serotina in Mitteleuropa*. Eine waldbauliche Monographie. Diss. Hamburg.
- WIMMER, W. – WINKEL, W. (2000): Zum Auftreten von *Gonioctena quinquepunctata* (Fabr.) (Coleoptera: Chrysomelidae) an *Prunus serotina* Ehrh. und in der Nestlingsnahrung höhlenbrütender Singvögel im Emsland. *Braunschweiger Naturkundliche Schriften* **6**(1): 131–138.

Javasolt világhálóoldalak

- DREESSEN, R. D. – HARRINGTON, J. T. (1997): Propagation of native plants for restoration projects in the Southwestern U. S. Preliminary investigations. In: LANDIS, T. D. – THOMPSON, J. (tech. coord.): *National Proceedings, Forest and Conservation Nursery Associations Gen. Tech. Rep.*
<http://www.fcnanet.org/proceedings/1997/dreesen.pdf>
 Letöltve: 2003. december 3.
- ZASADA, J. C. – MARTINEAU, D.: *Prunus*. In: BONNER, F. T. – NISLEY, R. G. (szerk.): *Woody Plant Seed Manual*.
<http://wpsm.net/Prunus.pdf>
 Letöltve: 2003. december 3.

Magas aranyvessző (*Solidago gigantea* Ait) **és** **kanadai aranyvessző** (*Solidago canadensis* L.)

BOTTA-DUKÁT ZOLTÁN, DANCZA ISTVÁN

Taxonómia

A *Solidago* L. nemzetségbe világszerte kb. száz faj tartozik. A nemzetség pontos fajsámát a tisztázatlan taxonómiai helyzet miatt gyakorlatilag lehetetlen megállapítani. A nemzetség génközpontja Észak-Amerikában van, itt fordul elő a legtöbb faj. A Flora Europaea hat faj (nyolc változat) európai előfordulását jelzi, azonban a taxonómiai problémák (lásd később) miatt ez a szám is vitatható. Az Európában vadon előforduló *Solidago*-fajok és faj alatti kategóriák érvényes tudományos neveit, illetve szinonim neveit az 1. táblázat tartalmazza.

A *S. virga-aurea* L. (közönséges aranyvessző) egész Európában elterjedt őshonos faj. A *Solidago sempervirens* Észak-Amerikában a Mexikói-öböl és az Atlanti-óceán mentén számos helyen előfordul. Európában vadon csak az Azori-szigeteken található, ahol talán őshonos.

Európában észak-amerikai eredetű behurcolt fajok a *Solidago canadensis* agg. (magyar neve: kanadai aranyvessző, angol neve: canadian goldenrod, német neve: Kanadische Goldrute), a *S. gigantea* (magyar neve: magas aranyvessző, angol neve: giant goldenrod, late goldenrod, smooth goldenrod, német neve: Reisen-Goldrute) és a *S. graminifolia*. Egyes szerzők a *Solidago canadensis* agg.-t számos faj alatti taxonnal egy fajnak tekintik, mások viszont faji szinten elkülönítik a *Solidago altissimát*. A Flora Europaea 1990-es kiadásában a *S. altissima* nem szerepel a határozókulcsban, de megemlíti mint termesztett és esetleg kivadulójajt. Az európai *Solidago canadensis* agg. populációi morfológiailag viszonylag egységesek, de számos tulajdonságban eltérnek mind a *S. canadensis* s. str., mind a *S. altissima* észak-amerikai populációitól, bár az utóbbihoz állnak közelebb. Ezért egyes szerzők külön fajnak tekintik *Solidago anthropogena* néven, míg mások a *Solidago altissimához* sorolják. Az ezzel kapcsolatos kutatások még nem tekinthetők lezártnak,

1. táblázat.

Az Európában előforduló *Solidago*-fajok érvényes (a Flora Europaea alapján) és szinoním nevei

Érvényes taxonnevek		Szinonimák
Fajok	Faj alatti kategóriák	
<i>Solidago altissima</i> L.		<i>Solidago canadensis</i> L. var. <i>scabra</i> TORR. & A. GRAY ³ <i>Solidago altissima</i> L. var. <i>pluricephala</i> M. C. JOHNSTON ⁴ <i>Solidago altissima</i> L. var. <i>procera</i> (AIT.) FERN. ⁴ <i>Solidago hirsutissima</i> P. MILL. ⁴ <i>Solidago lunellii</i> RYDB. ⁴
<i>Solidago canadensis</i> L.	var. <i>canadensis</i> ¹	
	var. <i>gilvocanescens</i> RYDB.	<i>Solidago altissima</i> L. var. <i>gilvocanescens</i> (RYDB.) SEMPLE ⁴ <i>Solidago gilvocanescens</i> (RYDB.) SMYTH ⁴ <i>Solidago pruinosa</i> GREENE ⁴
	var. <i>hageri</i> FERN.	
	var. <i>lepida</i> (DC.) CRONQ.	<i>Solidago canadensis</i> L. var. <i>subserrata</i> (DC.) CRONQ. ⁴ <i>Solidago lepida</i> DC. ⁴ <i>Solidago lepida</i> DC. var. <i>molina</i> FERN. ⁴
<i>Solidago gigantea</i> AITON	var. <i>salebrosa</i> (PIPER) M.E. JONES	<i>Solidago canadensis</i> L. subsp. <i>elongata</i> (NUTT.) KECK ⁴ <i>Solidago canadensis</i> L. var. <i>elongata</i> (NUTT.) M.E. PECK ⁴ <i>Solidago canadensis</i> L. subsp. <i>salebrosa</i> (PIPER) KECK ⁴ <i>Solidago dumetorum</i> LUNELL ⁴ <i>Solidago elongata</i> NUTT. ⁴ <i>Solidago lepida</i> DC. var. <i>elongata</i> (NUTT.) FERN. ⁴ <i>Solidago lepida</i> DC. var. <i>fallax</i> FERN. ⁴
		<i>Solidago gigantea</i> AITON subsp. <i>gigantea</i> var. <i>leilophylla</i> FERNALD ³ <i>Solidago gigantea</i> AITON var. <i>gigantea</i> ⁴ <i>Solidago gigantea</i> AITON var. <i>pitcheri</i> (NUTT.) SHINNERS ⁴ <i>Solidago gigantea</i> AITON var. <i>shinnersii</i> BEAUDRY ⁴ <i>Solidago glabra</i> DESF., non MILL. ⁴

Érvényes taxonnevek		Szinonimák
Fajok	Faj alatti kategóriák	
<i>Solidago gigantea</i> AITON		<p><i>Solidago</i> × <i>leiophallax</i> FRIESNER⁴ <i>Solidago pitcheri</i> NUTT.⁴ <i>Solidago serotina</i> AITON, non REIZ.³ <i>Solidago serotina</i> AITON var. <i>gigantea</i> (AITON) A. GRAY⁴ <i>Solidago serotinoïdes</i> A. & D. LÖVE⁴ <i>Solidago shinersii</i> (BEAUDRY) BEAUDRY⁴</p>
	subsp. <i>gigantea</i> subsp. <i>serotina</i> (KUNTZE) McNEILL	<p><i>Aster latissimifolius</i> (P. MILL.) KUNTZE var. <i>serotinus</i> Kuntze⁵ <i>Solidago gigantea</i> AITON subsp. <i>gigantea</i> var. <i>serotina</i> (KUNTZE) CRONQUIST³ <i>Euthamia graminifolia</i> (L.) NUTT. var. <i>graminifolia</i>⁴ <i>Euthamia graminifolia</i> (L.) NUTT. var. <i>major</i> (MICHX.) MOIDENKE⁴ <i>Solidago graminifolia</i> (L.) SALISB. var. <i>major</i> (MICHX.) FERN.⁴ <i>Euthamia graminifolia</i> (L.) Nutt. var. <i>nuttallii</i> (GREENE) W. STONE⁴ <i>Solidago graminifolia</i> (L.) SALISB. var. <i>nuttallii</i> (GREENE) FERN.⁴ <i>Solidago graminifolia</i> (L.) SALISB. var. <i>polycephala</i> (FERN.) FERN.⁴ <i>Euthamia gymnospermoides</i> GREENE⁴ <i>Solidago graminifolia</i> (L.) SALISB. var. <i>gymnospermoides</i> (GREENE) CROAT⁴ <i>Solidago graminifolia</i> (L.) SALISB. var. <i>media</i> (GREENE) S.K. HARRIS⁴ <i>Euthamia tenuifolia</i> (PURSH) NUTT. var. <i>pynoccephala</i> (FERN.) C. & J. TAYLOR⁴ <i>Solidago graminifolia</i> (L.) SALISB. var. <i>galeatorum</i> (GREENE) HOUSE⁴</p>
	???	
	???	
	???	
<i>Solidago sempervirens</i> L.	var. <i>sempervirens</i> var. <i>azorica</i> (HOCHST.) H. St. JOHN	
<i>Solidago virgaurea</i> L.		<p><i>Solidago taurica</i> Juz.³ <i>Solidago lapponica</i> WIRTH. subsp. <i>stenophylla</i> G.E. SCHULTZ² <i>Solidago alpestris</i> WALDST. & KIT. ex WILLD.³ <i>Solidago lapponica</i> WIRTH.³ <i>Solidago lapponica</i> WIRTH. subsp. <i>lapponica</i>³ <i>Solidago jairlarum</i> Juz.³ <i>Solidago minuta</i> L.³ <i>Solidago virgaurea</i> L. subsp. <i>alpestris</i> (WALDST. & KIT. ex WILLD.) HAYER³</p>
	subsp. <i>minuta</i> (L.) ARCANG.	

eredményeik a határozókönyvekben még nem jelentek meg (pl. a legújabb hazai határozó is *Solidago canadensis* néven említi a fajt), ezért mi is a *Solidago canadensis* elnevezést alkalmazzuk a továbbiakban. Ugyanakkor fel kell hívnunk a figyelmet arra, hogy az amerikai *S. canadensis* s. str. és *S. altissima* taxonok között számos morfológiai és ebből következő ökológiai különbség van (lásd az Életciklus, életmenet fejezetben). Így hiába kedvenc kísérleti objektumai ezek a fajok az amerikai ökológusoknak, a taxonómiai kérdések tisztázatlansága miatt nem egyértelmű, hogy mely eredmények vonatkoztathatók az európai populációkra, és melyek nem. (A helyzetet tovább bonyolítja, hogy a közleményekben a fajok megjelölése nem mindig pontos, a *S. canadensis* elnevezés alapján nem dönthető el, hogy *S. canadensis* s. str. vagy *S. altissima* volt-e a kísérleti objektum.)

Megjegyzések az 1. táblázathoz:

1. Az európai *S. canadensis* sl. populációinak taxonómiai hovatartozása erősen vitatott. WEBER (1997) szerint inkább a *S. altissima* fajhoz állnak közel, a Flora Europaea említi a *S. altissimát* és a *S. canadensist* is, mint előforduló fajokat. Az utóbbinak amerikai szerzők öt (illetve a *S. altissimát* is beleértve hat) változatát különböztetik meg, ezek közül a Flora Europaea csak a var. *canadensist* említi. A teljesség kedvéért a másik négy változatra vonatkozó szinoním elnevezéseket is megadjuk.
2. A *S. graminifolia* esetében a Flora Europaea nem említi faj alatti taxonokat. Ezzel szemben a USA NRCS adatbázisa, amely csak szinonímaként fogadja el ezt a nevet, számos változatot említi. Az amerikai adatbázis által elkülönített taxonokat felvettük a listába, az érvényes faj alatti taxonómiai besorolást azonban nem tudtuk eldönteni, erre utalnak az érvényes faj alatti taxonnév rovatban szereplő kérdőjelek.
3. Forrás: Flora Europaea digitális változata: <http://www.rbge.org.uk/forms/fe.html>
4. Forrás: USA NRCS adatbázisa: <http://plants.usda.gov>
5. Forrás: Soó 1970

A másik észak-amerikai eredetű, behurcolt *Solidago*-faj, a *Solidago gigantea* esetében kevesebb taxonómiai problémával találkozunk. A fajnak három különböző ploideasztintú genotípusa van: diploid ($2n = 18$), tetraploid ($2n = 36$) és hexaploid ($2n = 54$). A különböző ploideasztintú populációkat egyes szerzők fajsztinten, mások faj alatti kategóriaként különböztetik meg, de ezek között egyértelmű morfológiai különbséget nem lehet kimutatni. A flóraművek említik, hogy az európai, illetve a hazai populációk a tetraploid genotípusba tartoznak, de kérdéses, hogy mennyire a morfológiai jellemzőkre (amelyek a genotípussal csak gyengén korrelálnak), illetve mennyire tényleges kromoszóma-szám-lálások eredményeire alapozzák ezt a kijelentést.

A *S. graminifolia* előfordulását hazánkban eddig még nem jelezték, azonban több közép-európai országban (Németország, Svájc, Ausztria, Csehország, Lengyelország, Románia) is előfordul, így megjelenésére hazánkban is számíthatunk.

Morfológiai jellemzés

A *Solidago canadensis* és a *S. gigantea* magas kórós megjelenésűek, száruk a virágzatrendszerig (szünfloreszcencia) nem elágazó, a hajtások 25–250 cm magasak. Számos észak-amerikai fajjal szemben megkülönböztető bélyegük, hogy a tőlevelek mindkét fajnál korán lehullanak. A szárleveleik szórt állásúak, háromerűek, lándzsás vagy hosszúkás-lándzsás alakúak, felső harmadukban fűrészesek, alul ép szélűek. A végálló virágzatrendszer fő- és oldalvirágzatokból áll, bár az utóbbiak hiányozhatnak is. A sárga színű fészekvirágzatok mind a fő-, mind az oldalvirágzatokban buga virágzatba tömörülnek.

Mindkét faj geofiton. Tarackjaik a talajfelszín közelében hypocotylból erednek, a talajban 10–20 cm mélyen helyezkednek el. A tarackok szümpodiális növekedésűek, azaz a föld feletti hajtások a tarackok csúcsrügyeiből fejlődnek. A tarackok oldalrügyei általában nem hajtanak ki, ritkán újabb tarackok képződnek belőlük (ezeknek a száma elhanyagolható a hypocotylból eredő tarackokéhoz képest). A *Solidago gigantea* tarackjai csak két évig élnek, a *S. canadensis* tarackjai hosszabb ideig. Gyökérzetüket – a kaszattból kikelt elsőéves magoncok kivételé-

vel – az előző évben kifejlődött tarackokon keletkező járulékos gyöke-
rek alkotják.

A *Solidago canadensis* és *S. gigantea* legfontosabb elkülönítő bélyegei
az alábbiak:

S. gigantea

szár: kopasz (csak a virágzatban rövid szőrös), gyakran viaszos,
fészek: a nyelvs virágok pártája túlnyúlik a csöveseken;

S. canadensis

szár: tömötten rövid szőrű, később alul kopaszodó,

fészek: a nyelvs virágok pártái nem hosszabbak a csövesekénél.

Származás, elterjedés

Az észak-amerikai *Solidago*-fajok közül a *Solidago canadensis* az USA ál-
lamaiban, Kanadában a 26. és 45. földrajzi szélességi fok között fordul
elő, a faj áréája Alaszka területén eléri a 65. szélességi fokot. A *Solidago*
gigantea az USA keleti partvidékén a 30–47., míg a nyugati partvidéken
a 36–55. szélességi fokig terjedt el. A *Solidago canadensis* és *S. gigantea* a
XVII. században mint dísznövények kerültek az európai botanikus ker-
tekbe. Az első kivadulások a XIX. század közepén következtek be. A
kivadulást követő néhány évtized elteltével rohamosan terjedő invázi-
ós fajokká váltak Európában. Herbáriumi adatok alapján, európai lép-
tékben, mindkét faj terjedési üteme lineárisnak tekinthető: a *Solidago*
gigantea európai elterjedési területe átlagosan 910 km²-rel, míg a *S.*
canadensis területe 741 km²-rel növekedett évente. Jelenleg mindkét faj
elterjedt Európában.

A *Solidago*-fajok magyarországi terjedéséről először MOESZ GUSZTÁV
számolt be 1909-ben. Sajnos, adatainak némelyike téves határozáson
alapult (például MOESZ a *S. gigantea* első Kárpát-medencéből előkerült
példányának azt az 1863-ban gyűjtött növényt tartotta, amely valójában
az első itteni *S. canadensis* egyed). A magas aranyvessző első herbáriu-
mi adata, pontos helymegjelölés nélkül, valószínűleg a Duna valame-
lyik szigetéről (feltehetően a Duna-kanyarból) 1848-ból származik.

A TTM Növénytarában megtalálható száztizenhárom darab *Solidago*
gigantea és tizenkilenc darab *S. canadensis* (EWALD WEBER svájci kutató
által 1992-ben ellenőrzött) herbáriumi lap alapján megállapítható, hogy

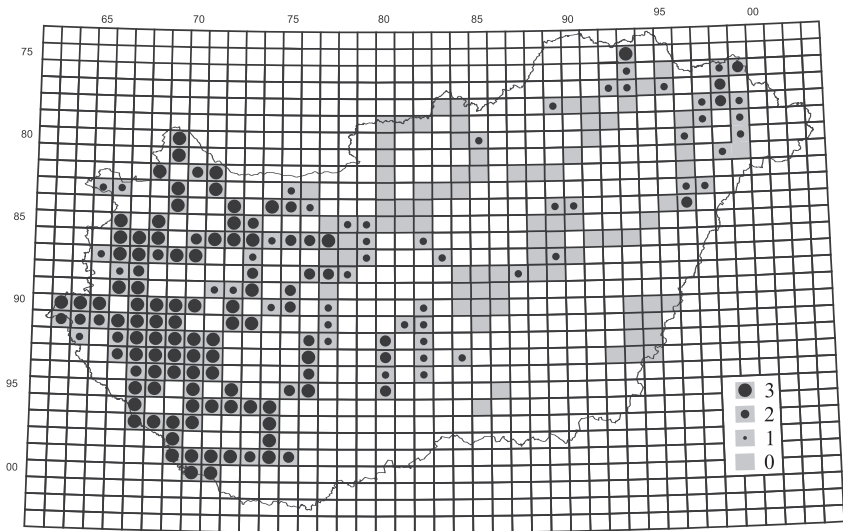
bár a két faj nagyjából egy időben jelent meg hazánkban, a *Solidago canadensis*-lapok száma sokkal lassabban nőtt, és lényegesen alatta maradt a *S. gigantea*-lapokénak, amelyeknek száma gyorsan gyarapodott. Ennek alapján a *S. canadensis* lassabb terjedése feltételezhető.

A *Solidago gigantea* első tömeges előfordulásairól a Duna mentéről számoltak be (1865 Csallóköz, 1873 Csepel-sziget). Terjedése valószínűleg nem egy pontról indult, hanem csaknem egy időben több helyen is kivadulhatott. Megjelenését az 1880-as években a Dunántúl több pontján is észlelték, a Dunától keletre első alkalommal csak 1902-ben Szolnok közelében akadtak rá, és a későbbiekben is jóval ritkábbak a kelet-magyarországi előfordulások.

Magyarország területét hétszázötven (kb. 11x12 km-es) KEF-alapmező fedi le, amelyeknek egyharmadáról (kétszáznegyvenhárom KEF-alapmezőről) rendelkezünk aktuális adatokkal a két *Solidago*-faj előfordulásáról és tömegességéről (háromfokozatú skálán). Ez a kétszáznegyvenhárom KEF-alapmező az ország területén viszonylag egyenletesen elosztva található, ezért már ennyi adatból is megítélhető a fajok országos elterjedése (1., 2. ábra).

Megállapítható, hogy a *Solidago gigantea* a Dunántúl nagy részén közönséges (1. ábra), hatalmas állományai manapság már (sajnos!) hozzátartoznak a dunántúli tájképhez. A Magyar-középhegységben és az Alföldön elsősorban a folyók és a patakok völgyeiben fordul elő, de helyenként (pl. Kiskunság) onnan kilépve is terjed. Egyelőre alig fordul elő az Alföld keleti-délkeleti részén. Elterjedését az éghajlati tényezők közül leginkább az éves csapadék mennyisége határozza meg, de fontos az áprilisi csapadék mennyisége, valamint az éghajlati vízhiány éves és nyári félévi összege is. Nem bizonyult viszont vizsgálatunkban fontosnak a terület éves, illetve áprilisi és júliusi középhőmérséklete, és érdekes módon a júliusi csapadék mennyisége sem. Az utóbbi összhangban van azzal a megfigyelésünkkel, hogy a növény növekedését csak a tenyészidőszak első felének vízellátottsága befolyásolja lényegesen. A vizsgált tényezők közül csak az éves csapadék bizonyult szignifikánsnak (a többi fontos tényező ezzel szorosan korrelál, ezért nem javította a predikciót): 650 mm alatt a *S. gigantea* hiányát, míg e fölött tömeges előfordulását jósolja a modell.

A *Solidago canadensis* országosan ritkább (2. ábra), legtömegesebb előfordulásait a Dunántúli- és Északi-középhegység mentén, nagyvárosok (Budapest, Gödöllő, Miskolc, Veszprém, Székesfehérvár) körül figyeltük meg. Érdekes, hogy Délnyugat-Magyarországon, ahol a másik faj a legtömegesebb, ritkábban fordul elő. Az éghajlati tényezők közül az elemzés szerint leginkább az éves középhőmérséklet magyarázza a faj előfordulását, de fontos tényező az áprilisi csapadék mennyisége is. A kapott klasszifikációs fa sokkal bonyolultabb, mint a *S. gigantea* esetén, ennek ellenére (valószínűleg a túl kevés előfordulás miatt) a predikció bizonytalansága nagyon nagy.



1. ábra:

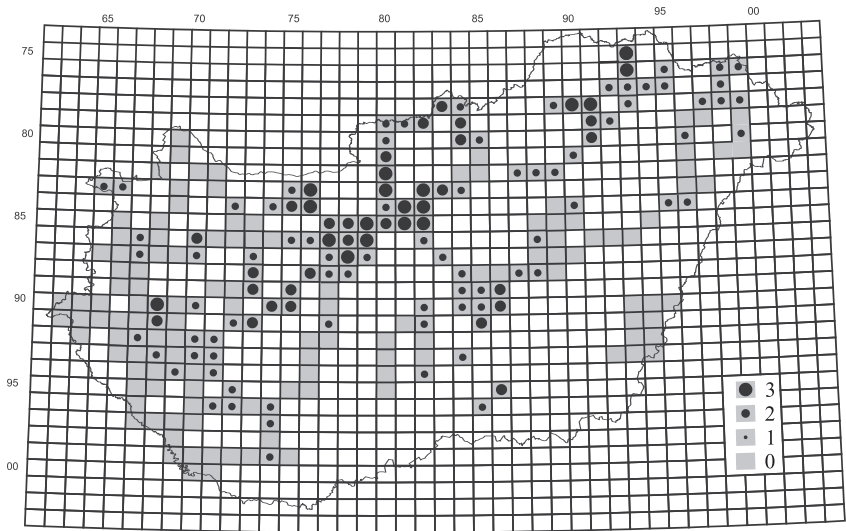
A *Solidago gigantea* elterjedési térképe. A vizsgált területet gömbökkel jelöltük,

0 = a faj jelenlétét nem észleltük,

1 = a faj igen ritka, csak szálanként vagy kis csoportokban fordul elő,

2 = a faj ritka, a legnagyobb megfigyelt folt sem haladja meg a 10 m²-t,

3 = a faj közönséges, nagy (gyakran hektáros méretű) foltokat alkot.



2. ábra:

A *Solidago canadensis* elterjedési térképe. A vizsgált területet gömbökkel jelöltük,

0 = a faj jelenlétét nem észleltük,

1 = a faj igen ritka, csak szórványként vagy kis csoportokban fordul elő,

2 = a faj ritka, a legnagyobb megfigyelt folt sem haladja meg a 10 m²-t,

3 = a faj közönséges, nagy (gyakran hektáros méretű) foltokat alkot.

Életciklus, életmenet

A kaszattal való ivaros szaporodás csak az új élőhely meghódításakor fontos. A nagy számban képződő kaszatok laboratóriumi körülmények között jól csíráznak ugyan, ám a természetben a csírázásuk mégis viszonylag ritka. Ennek az az egyik oka, hogy a kaszatok egy részét kórokozók elpusztítják, a másik oka pedig, hogy csak fényben csíráznak, vagyis a csírázáshoz szabad talajfelszínre van szükség; a növényzet és az avarborítás egyaránt gátolja a csírázást. Ezért a már kialakult *Solidago*-állományokban ivaros szaporodásra szinte soha sem kerül sor. A kaszatok csírázásához legkedvezőbb feltételek a felhagyott szántókon vannak. Gyepekben akkor tud csírázni, ha a kaszat üres felszínre hull (ilyenek alakulhatnak ki például fűcsomók pusztulása miatt [szárazság vagy éppen túlzott vízborítás esetén], túllegeltetés vagy helytelenül végzett kaszálás következtében). A kaszatok ősszel nem kerülnek nyugalmi állapotba (nincs dormancia), őszi csírázásukat az alacsony hőmérséklet akadályozza meg.

A *Solidago gigantea* tavasszal csírázó magoncai már a vegetációs idő végére, őszre két-három 1–10 cm-es tarackot fejlesztenek. A tarackok két év alatt behálózzák a talajt, három-négy év alatt általában diszperz eloszlású sarjtelepeket alakítanak ki. A sarjtelepek záródását követően monodomináns állományok alakulnak ki. A *S. canadensis* tarackjai rövidebbek, ezért a klónjai kompaktabbak, és a nagyobb kiterjedésű állományok kialakulása lassúbb.¹ A tarackok hossza az állományon belül függ a hajtások méretétől: a nagyobb hajtások általában több és hosszabb tarackot fejlesztenek. Másfelől a hosszabb tarackokból kihajtó hajtások általában magasabbra nőnek. Az új tarackok legnagyobb valószínűséggel 180 fokos szöveget zárnak be az előző évi tarackkal (azaz ugyanabban az irányban folytatják a növekedést), de az elágazási szögek szórása nagy. Ez a nagy szórás az oka annak, hogy nem alakulnak ki „boszorkánykörök”, mert a klónok közepén is képződnek új egyedek.

¹ Amerikai összehasonlító vizsgálatok szerint a *S. canadensis* s. str. tarackjai rövidek (0–5 cm), a *S. altissima* és a *S. gigantea* tarackjai hosszabbak (0–20 cm), és az utóbbi két faj között ebben a tekintetben nincs eltérés. Az európai *S. canadensis* populációinak tarackhosszára vonatkozóan nincsenek adataink, de ebben a tekintetben valószínűleg a *S. canadensis* s. str. fajhoz állnak közelebb.

A zárt állományokban a talaj felszínéhez közel vagy a mulcsrétegben telelnek át a szümpodiális rügyek. Már kora tavasszal – márciusban – megfigyelhető a rügyek talajfelszín feletti kihajtása, de az intenzív hajtásnövekedés csak március végén – április elején indul meg. A hajtások száraz tömege augusztus közepén-végén, levélterülete korábban, július közepén-végén éri el maximumát. Ezt követően a hajtástömeg kismértékben, a levélterület drasztikusan csökken. A csökkenés oka, hogy az önárnyékolás következtében az alsó levelek fokozatosan elhalnak, és a képződő új levelek mérete a tenyészidőszak folyamán csökken. Az elhaló levelek szénhidrátjai mobilizálódnak, és forrásul szolgálnak az új tarackok képződéséhez. A tenyészidőszak során képződő levelek specifikus levélterülete is csökken, vagyis nő az egységnyi levélterületre jutó levéltömeg. Ez valószínűleg a nyári rosszabb vízellátottsághoz való alkalmazkodás.

A virágzatok július elejétől kezdenek kifejlődni, a virágzás július közepétől októberig tart. A hajtások közül csak azok virágoznak, amelyek elérték egy kritikus méretet. Ez a méret termőhelyenként változó, valószínűleg genetikai és környezeti tényezők is befolyásolják. A virágzatrendszer mérete (és ezzel együtt a hajtásonkénti fészkek száma) pozitívan korrelál a hajtás vegetatív részének méretével. A kaszataból fejlődő egyedek legkorábban a második évben virágoznak, de általában csak később kerül erre sor. A virágzás és a kaszatok beérése után a föld feletti részek elpusztulnak. A nem virágzó hajtások azonban az első fagyokig életben maradnak, és csak a hideg hatására pusztulnak el. Az ősszel elpusztuló hajtásokból az ásványi anyagok nem transzlokálódnak a föld alatti szervekbe, ahogy az sok csekély tápanyagigényű növénynél megfigyelhető.

A tarackokon keresztül az összeköttetésben levő hajtások között tápanyagkicserélődés van, amellyel az egyedek (genetek) kiegyenlítik (kiátlagolják) az abiotikus tényezők térbeli heterogenitását, illetve a szomszédos növények okozta kompetíciót.

A két faj növekedésének, fejlődésének éven belüli dinamikája nem tér el lényegesen egymástól. Vannak azonban olyan morfológiai különbségek közöttük, amelyek nem határozóbélyegek, de a növény életmetszete szempontjából fontosak. Ezek közül a tarackok eltérő hosszát már említettük. Ennek csak egyik következménye a *S. canadensis* lassúbb

klonális terjedése, a másik következmény a klónon belüli erősebb integráció és kompetíció. A vegetatív szaporodásra fordított energia mennyisége is eltérő: amerikai vizsgálatok alapján a *S. canadensis* csak a szervesanyag-produkció 5%-át allokalja vegetatív szaporodásra, a *S. altissimával* és a *S. giganteával* szemben, amelyek 25%-át.

A föld feletti hajtások tekintetében a legfontosabb különbség, hogy a *S. canadensis* hajtásai sűrűbben levelesek, ebből következően nagyobb a hajtásonkénti levélszám és levélfelület (a levelek méretében a két faj között nincs lényeges különbség). Az USA-ban végzett vizsgálatok szerint a *S. canadensis* leveleinek fotoszintetikus rátája és párologtatása nagyobb, mint a *S. gigantea* és a *S. altissima* leveleié (a két hatás eredőjeként a három faj vízhasznosítási hatékonysága csaknem azonos).²

Termőhelyigény

Az észak-amerikai eredetű *Solidago*-fajok termőhelyi plaszticitása igen széles. Víz- és tápanyag-ellátottság szempontjából tág tűrésű fajok. Nagy karbonáttartalmú talajoktól a nitrogénben gazdag tőzegtalajokig számos termőhelyen képesek zárt, nagy kiterjedésű sarjtelepeket kialakítani, csak a nagy sótartalmú, szikes területekről hiányoznak. Az árnyékolást rosszul tűrik, zavart nedves erdőkben előfordulnak ugyan, de a vitalitásuk csökken.

A két faj termőhely-preferenciája eltérő. Míg a *Solidago gigantea* a nedves, olykor kötött talajokon, elsősorban természeteshez közeli termőhelyeken, addig a *Solidago canadensis* inkább a lazább, gyorsan felmelegedő talajokon, települések környezetében fordul elő. Ez megfelel a természetes élőhelyükön – az észak-amerikai prérin – megfigyelhető viselkedésüknek, ahol a *S. gigantea* kicsit nedvesebb élőhelyeket preferál, mint a *S. canadensis*.

Az abiotikus tényezőkre adott válaszok

Megfigyeléseink szerint a *Solidago gigantea* rameteinek mérete és felépítése erősen függ a termőhely vízellátottságától. Száraz termőhelyen a

² Sajnos, nem lehetünk biztosak benne, hogy a *S. canadensis* hazai populációira is igazak ezek a megállapítások.

hajtások alacsonyabbak, a virágzó hajtások aránya és a virágzatok mérete kisebb, és a virágzó hajtások között kisebb arányban fordulnak elő oldalvirágzatot (kofloreszcencia) is tartalmazók. Kevésbé szembetűnők, de a növény életmenete szempontjából legalább ilyen fontosak a tarackrendszernek a vízellátottságra adott válasza. A száraz termőhelyen a növény több, de rövidebb tarackot fejleszt. A modellkísérletek alapján ennek pontosan az ellenkezőjét várnánk, ugyanis a kedvező (esetünkben a nedves) feltétel érdemes sok rövid tarackot fejleszteni, mert ebben az esetben az utódok is nagy valószínűséggel ugyanabba a kedvező feltételbe kerülnek. Ezzel szemben a kedvezőtlen feltételben érdemes hosszabb tarackokat fejleszteni, mert ezzel nő az esélye annak, hogy az utód egy másik (kedvezőbb) feltételbe kerül. A tarackok hossza és száma közötti csereszony (trade off) miatt a hosszabb tarackokból kevesebbet tud fejleszteni a növény, ezért a kedvezőtlen feltételben a tarackok várható száma kisebb. A kapott eredmény azzal magyarázható, hogy száraz termőhelyen a *Solidago gigantea*-val együtt élő fűvek sűrű gyökérzete gátolta a tarackok növekedését, míg nedves termőhelyen a *Solidago gigantea* monodomináns állományokat alkot, amelyekben más faj nem fordul elő.

A *Solidago canadensis* morfológiai plaszticitására vonatkozóan nem végeztünk vizsgálatokat és a szakirodalomban sem találtunk adatokat. Megfigyeléseink alapján azonban elmondható, hogy ennél a fajnál a hajtások méretében és morfológiájában a különböző termőhelyek között ilyen markáns különbségek nem figyelhetők meg.

Cönológiai viszonyok

Európában a *Solidago*-fajok állományainak cönológiai besorolása során két irány figyelhető meg: a Zürich–Montpellier iskola klasszikus társulásleírásai és a származtatott társulásleírások.³ A szomszédos országokban elsősorban a származtatott társulásleírást alkalmazzák.⁴ A származtatott társulásokat a karakterfajok előfordulása alapján csak

³ A származtatott társulások definícióját lásd: KOPECK, K. – HEJN S. 1974: A new approach to the classification of anthropogenic plant communities. *Vegetatio* 29: 17–20.

⁴ Ausztria: MUCINA, L. – GRABHERR, G. – ELLMAUER, T. 1993: *Pflanzengesellschaften Österreichs*. Teil I. *Anthropogene Vegetation*. Gustav Verlag, Jena, Stuttgart, New York; Csehország: KOPECK, K. – HEJN S. 1992: *Ruderální spoločenstva bylin České republiky*. Akademia, Praha, Szlovákia: JAROLÍMEK, I. – ZALIBEROVÁ M., MUCINA L., – MOCHNACKY S. (eds.) 1997: *Rastlinné spoločenstvo Slovenská*. 2. *Synantropná vegetácia*. Slovenskej Akadémie VIED Bratislava.

valamilyen asszociációnál magasabb szüntaxonómiai szinten lehet besorolni, de jellemző rájuk valamilyen faj nagy dominanciája. Elnevezésük a domináns fajról történik: pl. DC *Solidago gigantea* [Arction].

Az említett értelmezéssel szemben hazánkban a klasszikus cönoszisztematikai rendszer alapján leírt asszociációkkal találkozunk. SOÓ (1961, 1964, 1980) áttekintéseiben, ugyan számos termőhelyen említi a *Solidago gigantea*-t, mint fáciesalkotó fajt, de csak az aranyvessző-kúpvirág társulás (*Rudbeckio-Solidaginetum* (Tx. et RAABE 1950) em. SOÓ 1961) szerepel nála önálló társulásként. Ezt a társulást a folyamkísérő, ártéri gyomnövényzethez (*Calystegion sepium* asszociációcsoport) sorolja. A társulást a Hanság területéről írta le, ahol Tőzeggyármajor környékén napjainkban is megfigyelhető. BORHIDI (BORHIDI – SÁNTA 2001, BORHIDI 2003) áttekintésében ezen a társuláson kívül szerepel még a *Solidagini-Cornetum sanguineae* Kárpáti I. 1958 ártéri vágáscserjés is. A nem ártéri *Solidago*-állományok azonban egyik társulásba sem sorolhatók be, pedig ezek is nagy területen fordulnak elő. Ezt a hiányt felismerve KOVÁCS (1994, 1995a, 1995b) a *Solidago gigantea* két új társulását (*Agropyro-Solidaginetum* KOVÁCS 1993 és *Eupatorio-Solidaginetum* KOVÁCS 1993) írta le.

Biotikus interakciók

Kompetíciós képesség

A kialakult sarjtelepek megfelelő környezeti feltételek között, talajbolygatás és kaszálás nélkül igen agresszíven képesek gátolni először a magról kelő egyéves, majd az évelő növények fejlődését. Ennek kulcspontjai az igen intenzív növekedés, a sűrű hajtásfejlesztés, mert e miatt a talajfelszínre kevés fény jut. Az árnyékolás mellett az allelopatikus hatás okozza a *Solidago*-fajok kompetíciós előnyét. A *Solidago gigantea* allelopatíás potenciálja közepesen erős, juglonindexe: 0,9.⁵ A *Solidago canadensis* agg. esetében a szakirodalom szintén beszámol allelopatíásan hatékony (és rovarrepellens hatású) diterpénzarmazékok

⁵ A juglonindex az allelopatíás potenciál mérésére szolgáló csírázási bioteszttel megállapított viszonzyszám. Ha értéke 0,5 alatti, gyakorlatilag nem valószínű allelopatíás reakció bekövetkezése, az 1-nél nagyobb érték viszont erős allelopatíás potenciált jelez. További részleteket lásd: SZABÓ L. GY. (2000): Juglone index – a possibility for expressing allelopathic potential of plant taxa with various life strategies. *Acta Bot. Hung.* **42**: 295–305.

(pl. kolavenol, kolavensav, 6-oxokolavensav, 7-acetoxi-kolavensav) és poliacetilének előfordulásáról. Az allelopátiás anyagaikkal nemcsak közvetlenül hatnak a többi növényre, hanem a talaj nitrifikáló baktériumainak tevékenységét gátolva közvetve is.

Észak-Amerikában a másodlagos (parlag) szukcesszió során a *Solidago* fajok a rövid életű, jól terjedő füveket követően jelennek meg a szukcesszióban. Őket erdős tájban a fák, bokrok követik. Ezek megtelepedését hosszú ideig képesek hatékonyan gátolni, de a már megtelepedett fásszárúak árnyékolását rosszul tűrik. Szárazabb termőhelyen, ahol klimatikus vagy talajtani okokból nem alakul ki erdő, a prérit alkotó évelő füvek követik a *Solidago*-fajokat.⁶

Kísérleti körülmények között az évelő füvek jelentős negatív hatással voltak a *Solidago*-egyedek (rametek) méretére, valamint vegetatív és generatív szaporítószervek számára és méretére. A vízárt és a tápanyagokért folyó kompetíció mellett, sűrű gyökérzetük valószínűleg mechanikailag is képes gátolni a *Solidago*-tarackok fejlődését.

Betegségek, kártevők, kórokozók

A *Solidago canadensis*hez eredeti élőhelyen gazdag rovarfauna kapcsolódik: összesen háromszáztizennégy növényevő rovarfajt mutattak ki a növényről. Ezeknek egy része mono-, illetve oligofág, tehát csak *Solidago canadensis*t, illetve csak *Solidago*-fajokat fogyaszt. A leggyakrabban vizsgált (bár nem feltétlenül a legfontosabb) rovarkártevője az *Eurosta solidaginis* FITCH (Diptera: Tephritidae), amelynek lárvái a száron keletkező gubacsokban fejlődnek. A fajnak van *Solidago canadensis*en és *Solidago giganteán* élő rassza is. Szintén gubacsokat hoz létre a *Gnorimoschema gallaesolidaginis* (RILEY) (Lepidoptera: Gelechiidae), az *Epiblema scudderiana* (CLEMENS) (Lepidoptera: Tortricidae) és a *Rhopalomyia solidaginis* (LOEW) (Diptera: Cecidomyiidae). A növény leveleit fogyasztják a *Trirhabda*-fajok (*T. canadensis* [KIRBY], *T. borealis* BLAKE, *T. virgata* LECONTE; Coleoptera: Chrysomelidae) és a

⁶ Általánosságban is elmondható, hogy nedvesebb élőhelyeken az évelő kétszikűek, szárazabb élőhelyeken az évelő füvek erősebb kompetítorok. Vö. OSBORNÓVÁ, J. – KOVÁČOVÁ, M. – LEPŠ, J. – PRACH, K. (1990): *Succession in abandoned fields. Studies in Central Bohemia, Czechoslovakia*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Microrhopala vittata FAB. (Coleoptera: Chrysomelidae). A növény nedveit számos poloska-, levéltetű- és kabócafaj szívogatja, ezek közül a *Solidago*ra specifikusak a következő levéltetű- (Homoptera: Aphididae) fajok: *Uroleucon caligatum* (RICHARDS), *U. tissoti* (BOUDREAUX), *U. canadensis* (RICHARDS), *U. nigrotuberculatus* (OLIVE), *U. pieloui* (RICHARDS). A herbivorok nagy hatást gyakorolnak a növényre. A generatív szaporodásraallokált energia mennyisége már kis herbivornyomás esetén is csökken, nagyobb herbivoregyedszám esetén pedig a hajtások növekedése is gyengébb, és csökken a tarackok száma, hossza és az egységnyi tarackhosszra jutó tömeg. Egyes rovarok – pl. *Epicauta pennsylvanica* (DE GEER) (Coleoptera: Meloidae) és *Coleophora* spp. (Lepidoptera: Coleophoridae) hernyói – közvetlenül a generatív részeket fogyasztják, ezzel számottevően csökkentik a képződő kaszatok számát. A rovarok hatása nemcsak az egyedek szintjén mutatható ki, hanem befolyásolja a faj kompetíciós és kolonizációs képességét, és ezen keresztül a szukcessziós folyamatok sebességét is.

Európában hiányoznak az észak-amerikai eredetű *Solidago*-fajokat fogyasztó specialista rovarok. Néhány generalista rovarfaj fogyasztja ugyan e növényeket, de a hatásuk a növényre nem érdemi, ami valószínűleg a fajok inváziós képességének egyik kulcsa.

Hazánkból egy kétéves vizsgálat során huszonöt fitofág rovarfaj jelenlétét mutatták ki a *Solidago giganteán*, amelyek közül az *Oecanthus pelucens* SCOPOLI (Orthoptera: Oecanthidae), a *Calocoris norvegicus* (GMELIN) (Heteroptera: Miridae), a *Nysius senecionis* (SCHILL.) (Heteroptera: Lygaeidae) és a *Cicadella viridis* (L.) (Homoptera: Cicadellidae) voltak a leggyakoribbak. A gyűjtött fajok között nem volt táplálékspecialista.

A gombabetegségek közül Európában az *Erysiphe cichoracearum* nevű lisztharmatgombát, valamint a kaszatokat a talajban megtámadó, közelebbről meg nem határozott gombákat említi a szakirodalom.

A fajok gazdasági jelentősége

Mindkét faj jó nyár végi mézelő növény, bár a nektártermelésük az időjárás és a termőhely függvényében erősen változó. Mindkét faj gyógy-

növény; a virágzás kezdetén gyűjtött, szárított hajtásaik *Solidaginis herba* néven kerülnek forgalomba. Kémiai összetételüket, másodlagos anyagcseretermékeiket ebből a szempontból részletesen vizsgálták.

A hazai adatok elsősorban a nálunk gyakoribb *Solidago giganteára* vonatkoznak. A növény sok, kb. 9% triterpén-szaponint (oleanan típusú bayogenin-bisdezmoid, klerodan típusú diterpén-butenolid-lakton), kb. 4% fenoloidot, azaz flavonoidokat (kvercetin, kvercitrin, rutin, izokvercetin, kempferol, asztragalin, izoramnetin, kempferol-rutinozid, kempferol-glükoramnozid), fenol-karbonsavakat (kávéssav, ferulasav, sziringin, vanilin, protokatechinsav, szalicilsav, fahéjsav, klorogénsav) és polifenolokat, valamint kb. fél százalék illóolajat (kadin és további tizennégy mono- és szeszkviterpén) tartalmaz.

Gyomnövényként erdészeti csetetekertekben és fiatal telepítésekben, parlagterületeken, tarvágásokon és magasfeszültségű vezetékek alatt jelennek meg. Nagy mennyiségben termelődő virágporuk az erre érzékeny személyeknél allergén hatású.

A fajok természetvédelmi jelentősége

A *Solidago*-sarjtelepek nagyarányú kialakulása közvetett eredménye a természetes és természeteshez közeli termőhelyek helytelen kezelésének. A fátlan vegetációs egységek fennmaradáshoz szükséges rendszeres és okszerű kaszálás, legeltetés elmaradása teszi lehetővé e nemzetség nem őshonos fajainak megtelepedését és felszaporodását.

A zárt állományok kialakulása együtt jár az eredeti növénytakaró pusztulásával, de kedvezőtlenül érinti a gerinces faunát is: a fészkelő madarak elhagyják fészkeiket, az emlősök számára áthatolhatatlan állományok képződnek. A növényzet diverzitásának csökkenésével párhuzamosan csökken a növényevő, majd emiatt a ragadozó gerinctelenek fajgazdagsága is.

Természetvédelmi kezeléssel kapcsolatos ismeretek⁷

A *Solidago*-fajok elleni védekezés legkönnyebb módja a megelőzés. A kaszálórétek, legelők és egyéb fátlan vegetációjú területeken a rendszeres kaszálás, valamint a mezőgazdasági területeken a rendszeres talajművelés meggátolja a *Solidago*-fajok megtelepedését. A zárt, monodomináns állományok kezelése a tarackrendszer folyamatos gyengítésére irányuló tisztító kaszálásokkal, az avarréteg eltávolításával oldható meg. A kaszálás egyrészt megakadályozza a virágzást és az ivaros szaporodást, másrészt csökkenti a tarackprodukción, és növeli a taracok mortalitását.

Számos szántóföldi gyomnövénytől (*Elymus repens*, *Cynodon dactylon*, *Cirsium arvense*) eltérően a talajművelés hatására keletkező tarackszegmentumok ritkán hajtanak ki. Ezért hatékony megoldást jelent a növény mechanikai irtása talajműveléssel. Az előzőnlőtt gyepterületeken a *Solidago*-maradványok őszi-téli végi szárazzását követő tárcsázása, azt követő rendszeres kaszálása a terület kezelésének megfelelő tervezése mellett javasolt.

A *Solidago* zöld részeinek magas szaponintartalma az állatoknál emésztőszervi problémát, felfúvódást okozhat, ezért a *Solidago*val fertőzött területek legeltetése előtt ebben a kérdésben állattenyésztő szakember tanácsát kell kérni.

Természetvédelmi célból a vegyszeres védekezést a *Solidago*-fajok ellen csak a természetvédelmi szempontból fontos területekkel szomszédos parlagokon javasoljuk.

Az aranyvessző vegyszeres irtása kis fedettségi érték esetén

Egyes területeken még nem tudott az aranyvessző teljes fedettséget elérni. Itt a védekezést célszerű pontpermetezéssel a növény 20-40 cm-es állapotában elvégezni. A kezelés során lehetséges hatóanyag a *klopiralid*, amelyre a kanadai aranyvessző fokozottan érzékeny.

A aranyvessző vegyszeres irtása nagy fedettségi érték esetén

A védekezés legfontosabb irányelve a terület „hasznosításának” eldön-

⁷ BOTTA-DUKÁT ZOLTÁN, DANCZA ISTVÁN és SZIDONYA ISTVÁN munkája – A szerkesztők.

tése. Amennyiben a területen a gyephasznosítás megtartása a kívánalom, úgy itt tudomásul kell venni a kaszálás, legeltetés szükségességét. Erdészetekben a faj megjelenése szintén növényvédelmi problémát okoz, ezért itt is kémiai védekezést folytatunk ellene, leggyakrabban sorcsíkpermetezéssel vagy sorcsíkban történő granulátumszóróval. A terület beerdősítését követően a telepített fafajtól függően az állomány záródása az aranyvessző életfeltételeit megszünteti.

Bibliográfia

Monográfiák: WEBER 2000, WERNER *et al.* 1980. **Taxonómia:** BEAUDRY 1963, MELVILLE – MORTON 1982, MORTON 1984, NRCS 2002, SCHOLZ 1993, SOÓ 1970, WEBER 1997. **Morfológia, határozókulcs:** ABRAHAMSON – HEINRICH 2002b, ALMÁDI *et al.* 1997, MCNEILL 1990, SIMON 2000, ÚJVÁROSI 1973, TAL 2002, WAGENITZ 1964. **Származás, elterjedés:** NRCS 2002, MEUSEL – JÄGER 1992, MOESZ 1909, WEBER 1998. **Életmenet:** HARTNETT – BAZZAZ 1985a, b, c; **Csírázás:** CORNELIUS 1990b, GOLDBERG – WERNER 1983, MEYER – SCHMID 1999a, SZABÓ – BALOGH 2000; **Vegetatív szaporodás, tarackrendszer struktúrája:** CAIN 1990a, b, CAIN – CARSON – ROOT 1991, CAIN – PACALA – SILANDER 1991; **klónon belüli integráció:** SCHMID – BAZZAZ 1987, SCHMID *et al.* 1988a, b; **Tápelemek és tápanyagok dinamikája:** ABRAHAMSON – MCCREA 1985, SZABÓ – BALOGH 2000; **Fajok összehasonlítása:** SCHMID *et al.* 1988a. **Termőhelyigény:** CORNELIUS 1990a; WERNER – PLATT 1976, **Abiotikus környezeti tényezőkre adott válaszok:** BOTTA-DUKÁT – DANCZA 2001, DANCZA – BOTTA-DUKÁT 2000, SCHMID – BAZZAZ 1990, 1992, SCHMID – WEINER 1993; **Társulási viszonyok:** BALOGH *et al.* 1994, BAUER – BALOGH – KENYERES 2001, BORHIDI – SÁNTA 1999, BOTTA-DUKÁT 1994, DANCZA 2003, KÁRPÁTI 1973, KOVÁCS 1994, 1995a, b, SOÓ 1961, 1964, 1970, 1980, SZABÓ *et al.* 1994., TÓTH 1993. **Biotikus interakciók:** **kompetíció:** BURTON – BAZZAZ 1995; CORNELIUS – FAENSEN-THIEBES 1990; GOLDBERG 1988. **Helyük őshazájukban a (másodlagos) szukcesszióban:** BAZZAZ 1996, PICKETT 1982, TILMAN 1988; **Allelopátia:** COOPER-DRIVER – LEQUESNE 1985, HEYWOOD *et al.* 1977, ICHIHARA *et al.* 1978, SZABÓ *et al.* 2002. **Herbivorok és hatásuk:** ABRAHAMSON *et al.* 1989, ABRAHAMSON – HEINRICH 2002a, CAIN – CARSON – ROOT 1991, CARSON – ROOT 1999, 2000, HARTNETT – ABRAHAMSON 1979, HARTNETT – BAZZAZ 1984, JOBIN *et al.* 1996, MCDUNNOUGH 1956, MESSINA 1978, MEYER 1993, 1998, MEYER – ROOT 1993, RICHARDS 1972, ROOT 1996, ROOT – CAPPUCINO

1992, SAVELA 2002, SCHMID *et al.* 1988b, STINNER – ABRAHAMSON 1979, SZIRTES 1999. *Patogének*: SCHMID 1994. **Gazdasági jelentőség**: BERNÁTH 1994, HALMÁGYI – KERESZTESI 1975, KARAMÁN – BODOR 1992. **Kezelés: kasszállás hatása**: BOTTA-DUKÁT *et al.* 1998, MEYER – SCHMID 1999b, c, STOLL *et al.* 1998. **Vegyszeres védekezés**: DANCZA – BÉRES 1998.

Irodalomjegyzék

- ABRAHAMSON, W.G. – MCCREA, K.D. (1985): Seasonal nutrient dynamics of *Solidago altissima* (Compositae). *Bulletin of Torrey Botanical Club*. **112**:414–420.
- ABRAHAMSON, W. G. – MCCREA, K. D. – ANDERSON, S. S. (1989): Host preference and recognition by the goldenrod gallmaker *Eurosta solidaginis* (Diptera: Tephritidae). *American Midland Naturalist* **121**:322–330.
- ALMÁDI L. – BOTTA-DUKÁT Z. – DANCZA I. – SZABÓ I. (1997): A *Solidago gigantea* Ait. reprodukív hajtásrendszerének (tarack, virágzatrendszer) morfológiája. *Kitaibelia* **2**(2):321–322.
- BALOGH L. – TÓTHMÉRÉSZ B. – SZABÓ T. A. (1994): Patakkísérő invazív gyomok (*Helianthus*, *Humulus*, *Impatiens*, *Reynoutria*, *Rubus*, *Sambucus*, *Solidago* és *Urtica*) állományainak számítógépes elemzése Szombathely térségében. *Berzsenyi Dániel Tanárképző Főiskola Tudományos Közleményei* **9**:73–99.
- BAUER N. – BALOGH L. – KENYERES Z. (2001): A Tapolcafői- és Attyai-láprét vegetációja és természetvédelmi problémái (Pápai-Bakonyalja). *Bot. Közlem.* **88**(1-2):71-94.
- BAZZAZ, F. A. (1996): *Plants in Changing Environments. Linking Phytosociological, Population and Community Ecology*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- BEAUDRY, J. R. (1963): Studies on *Solidago* L. VI. Additional chromosome numbers of taxa of the genus *Solidago*. *Can. J. Genet. Cytol.* **5**:150–174.
- BERNÁTH J. (1994): *Solidago* spp. In: BERNÁTH J. (szerk.): *Vadontermő és termesztett gyógynövények*. Mezőgazda Kiadó, Budapest. pp. 566.
- BORHIDI A. (2003): *Magyarország növénytársulásai*. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 610.
- BORHIDI A. – SÁNTA A. (1999): *Vörös könyv Magyarország növénytársulásairól*. TermészetBÚVÁR Apítvány Kiadó, Budapest.

- BOTTA-DUKÁT Z. (1994): Classification of Giant Goldenrod (*Solidago gigantea* Ait.) Stands on Urban Habitats around Keszthely town. In: TERPÓ A. – MOCHNACKY, S. (eds.): *Anthropization and Environment, Flora and Vegetation*. Proceedings of International Conference, Sátoraljaújhely 22–26. August 1994.
- BOTTA-DUKÁT Z. – DANCZA I. (2001): Effect of weather conditions on the growth of giant goldenrod (*Solidago gigantea* Ait.). In: BRUNDU, G. – BROCK, J. – CAMARDA, I. – CHILD, L. – WADE, M. (eds.): *Plant Invasions: Species Ecology and Ecosystem Management*. Backhuys Publishers, Leiden. pp. 47–54.
- BOTTA-DUKÁT Z. – DANCZA I. – SZABÓ I. (1998): A kaszálás és az avar eltávolításának hatása a *Solidago gigantea* Ait. növekedésére. *Természetvédelmi Közlemények* 7:65–73.
- BURTON, P. J. – BAZZAZ, F. A. (1995): Ecophysiological responses of tree seedlings invading different patches of old-field vegetation. *Journal of Ecology* 83:99–112.
- CAIN, M. L. (1990a): Patterns of *Solidago altissima* ramet growth and mortality: the role of below-ground ramet connections. *Oecologia* 82:201–209.
- CAIN, M. L. (1990b): Models of clonal growth in *Solidago altissima*. *J. Ecol.* 78:27–46.
- CAIN, M. L. – CARSON, W. P. – ROOT, R. B. (1991): Long term suppression of insect herbivores increases the production and growth of *Solidago altissima* rhizomes. *Oecologia* 88:251–257.
- CAIN, M. L. – PACALA, S. W. – SILANDER J. A. (1991): Stochastic simulation of clonal growth in the tall goldenrod, *Solidago altissima*. *Oecologia* 88:47–485.
- CARSON, W. P. – ROOT, R. B. (1999): Top-down effects of insect herbivores during early succession: Influence on biomass and plant dominance. *Oecologia* 121:260–272.
- CARSON, W. P. – ROOT, R. B. (2000): Herbivory and plant species coexistence: Community regulation by an outbreaking phytophagous insect. *Ecological Monographs* 70:73–99.
- COOPER-DRIVER, G. A. – LEQUESNE, P. W. (1985): Diterpenoids as insect antifedants and growth inhibitors: role in *Solidago* species. *J. Amer. Chem. Soc.* 107:534–550
- CORNELIUS, R. (1990a): The strategies of *Solidago canadensis* L. in relation to urban habitats I. Resource requirements. *Acta Oecologica* 11:19–34.

- CORNELIUS, R. (1990b): The strategies of *Solidago canadensis* L. in relation to urban habitats III. Conformity to habitat dynamics. *Acta Oecologica* **11**:301–310.
- CORNELIUS, R. – FAENSEN-THIEBES, A. (1990): The strategies of *Solidago canadensis* L. in relation to urban habitats II. Competitive ability. *Acta Oecologica* **11**:145–153.
- DANCSA I. (2003): Ruderális növénytársulások a Zalai-dombvidéken. *Kanitzia* **11**:133–223.
- DANCSA I. – BÉRES I. (1998): A magas és a kanadai aranyvessző (*Solidago gigantea* és *S. canadensis*). *Agrofórum* **9**(6): 25–28.
- DANCSA I. – BOTTA-DUKÁT Z. (2000): Időjárási tényezők hatása a magas aranyvessző (*Solidago gigantea* AIT.) növekedésére. *Acta Agronomica Óváriensis* **42**:62–72.
- GOLDBERG, D. E. (1988): Response of *Solidago canadensis* clones to competition. *Oecologia* **77**:357–364.
- GOLDBERG, D. E. – WERNER, P. A. (1983): The effects of size of opening in vegetation and litter cover on seedling establishment of goldenrods (*Solidago* spp.). *Oecologia* **60**:149–155.
- HALMÁGYI L. – KERESZTESI B. (1975): *A méhlegelő*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- HARTNETT, D. C. – ABRAHAMSON, W. G. (1979): The effects of stem gall insects on life history patterns in *Solidago canadensis*. *Ecology* **60**:910–917.
- HARTNETT, D. C. – BAZZAZ, F. A. (1984): Leaf demography and plant-insect interactions: goldenrods (*Solidago canadensis*) and phloem feeding aphids. *American Naturalist* **124**:137–142.
- HARTNETT, D.C. – BAZZAZ, F.A. (1985a): The integration of neighbourhood effects by clonal genets in *Solidago canadensis*. *Journal of Ecology* **73**:415–427.
- HARTNETT, D.C. – BAZZAZ, F.A. (1985b): The regulation of leaf, ramet and genet densities in experimental populations of the rhizomatous perennial *Solidago canadensis*. *Journal of Ecology* **73**:429–443.
- HARTNETT, D.C. – BAZZAZ, F.A. (1985c): The genet and ramet population dynamics of *Solidago canadensis* in an abandoned field. *Journal of Ecology* **73**:407–413.
- HEYWOOD, V. H. – HARBORNE, J. B. – TURNER, B. L. (eds.) 1977. *The Biology and Chemistry of the Compositae*. Academic Press, New York.

- ICHIHARA, K. – KAWAI, T. – NODA, M. (1978): Polyacetylenes of *Solidago altissima* L. *Agric. Biol. Chem.* **42**:427–431.
- JOBIN, A., – SCHAFFNER, U. – NENTWIG, W. (1996): The structure of the phytophagous insect fauna on the introduced weed *Solidago altissima* in Switzerland. *Entomol. Experim. Appl.* **79**:33–42.
- KARAMÁN J. – BODOR GY. (1992): Gyomirtási kísérlet karácsonyfatelepen. *Növényvédelem* **28**(9):378–383.
- KÁRPÁTI I. (1973): *Magyarországi ártéri szintek és vizek vegetációjának synökológiai és produkcióbiológiai viszonyai*. Akadémiai Doktori értekezés, Keszthely.
- KOVÁCS, J. A. (1994): Outline for a synopsis of plant communities in Vas county (Hungary). *Kanitzia* **2**:79–113.
- KOVÁCS J. A. (1995a): Lágyszárú növénytársulásaink rendszertani áttekintése. *Tilia* **1**:86–144.
- KOVÁCS J. A. (1995b): Vas-megye növénytársulásainak áttekintése. *Vasi Szemle* **49**:518–557.
- MCDUNNOUGH, J. H. (1956): On the *Aster*- and *Solidago*-feeding species of the genus *Coleophora* in Nova Scotia (Lepidoptera, Coleophoridae). *Amer. Mus. Novit.* **1777**:1–20.
- MCNEILL, J. (1990): *Solidago* L. In: TUTIN, T. G. – HEYWOOD, V. H. – BURGESS, N. A. – MOORE, D. M. – VALENTINE, D. H. – WALTERS, S. M. – WEBB, D. A. (eds.): *Flora Europaea*. Vol. 4. *Plantaginaceae* to *Compositae* (and *Rubiaceae*). Cambridge University Press, Cambridge.
- MELLVILLE, M. – MORTON, J. K. (1982): A biosystematic study of the *Solidago canadensis* (*Compositae*) complex. I. The Ontario populations. *Canadian Journal of Botany* **60**:976–997.
- MESSINA, F. J. (1978): Mirid fauna associated with old-field goldenrods (*Solidago*: *Compositae*) in Ithaca. N. Y. *Journal of the New York Entomological Society* **86**:137–143.
- MEUSEL, H. – JÄGER, E. (1992): *Vergleichende Chorologie der zentraleuropäischen Flora*. Band III. Fischer, Jena.
- MEYER, A. H. – SCHMID, B. (1999a): Seed dynamics and seedling establishment in the invading perennial *Solidago altissima* under different experimental treatments. *Journal of Ecology* **87**:28–41.
- MEYER, A. H. – SCHMID, B. (1999b): Experimental demography of the old-field perennial *Solidago altissima*: the dynamics of the shoot population. *Journal of Ecology* **87**:7–27.
- MEYER, A. H. – SCHMID, B. (1999c): Experimental demography of rhi-

- zome populations of establishing clones of *Solidago altissima*. *Journal of Ecology* **87**:42–54.
- MEYER, G. A. (1993): A comparison of the impacts of leaf and sap-feeding insects on growth and allocation of goldenrod. *Ecology* **74**:1101–1116.
- MEYER, G. A. (1998): Mechanisms promoting recovery from defoliation in goldenrod (*Solidago altissima*). *Canadian Journal of Botany* **76**:450–459.
- MEYER, G. A. – ROOT, R. B. (1993): Effects of herbivorous insects and soil fertility on reproduction of goldenrod. *Ecology* **74**:1117–1128.
- MOESZ G. (1909): Néhány bevándorolt és behurczolt növényünk. *Botanikai Közlemények* **8**(1):137–147.
- MORTON, G. H. (1984): A practical treatment of the *Solidago gigantea* complex. *Canadian Journal of Botany* **62**:1279–1282.
- PICKETT, S. T. A. (1982): Population patterns through twenty years of oldfield succession. *Vegetatio* **49**:45–59.
- RICHARDS, W. R. (1972): Review of the *Solidago*-inhabiting aphids in Canada with description of three new species (Homoptera: Aphididae). *Can. Entomol.* **104**:1–34.
- ROOT, R. B. (1996): Herbivore pressure on goldenrods (*Solidago altissima*): its variation and cumulative effects. *Ecology* **77**:1074–1087.
- ROOT, R. B. – CAPPUCINO, N. (1992): Patterns in population change and the organization of the insect community associated with goldenrod. *Ecological Monographs* **62**:393–420.
- SCHMID, B. (1994): Effects of genetic diversity in experimental stands of *Solidago altissima*—evidence for the role of pathogens as selective agents in plant populations. *Journal of Ecology* **82**:165–175.
- SCHMID, B. – BAZZAZ, F.A. (1987): Clonal interaction and population structure in perennials: effects of severing rhizome connections. *Ecology* **68**:2016–2022.
- SCHMID, B. – BAZZAZ, F.A. (1990): Plasticity in plant-size and architecture in rhizome-derived vs. seed-derived *Solidago* and *Aster*. *Ecology* **71**:523–535.
- SCHMID, B. – BAZZAZ, F.A. (1992): Growth response of rhizomatous plants to fertilizer application and interference. *Oikos* **65**:13–24.
- SCHMID, B. – PUTTICK, G. M. – BURGESS, K.H. – BAZZAZ, F.A. (1988a): Correlation between genet architecture and some life history features in three species of *Solidago*. *Oecologia* **75**:459–464.
- SCHMID, B. – PUTTICK, G. M. – BURGESS, K.H. – BAZZAZ, F.A. (1988b):

- Clonal integration and effect of simulated herbivory in oldfield perennials. *Oecologia* 75:465–471.
- SCHMID, B. – WEINER, J. (1993): Plastic relationships between reproductive and vegetative mass in *Solidago altissima*. *Evolution* 47:61–74.
- SCHOLZ, H. (1993): Eine unbeschriebene anthropogene Goldrute (*Solidago*) aus Mitteleuropa. *Floristische Rundbriefe* 27(1):7–12.
- SIMON, T. (2000): *A magyarországi edényes flóra határozója. Harasztok–Vírágos növények*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 4., átdolgozott kiadás.
- SOÓ R. (1961): Systematische Übersicht der pannonischen Pflanzengesellschaften. III. *Acta Botanica Hungarica* 7:425–450.
- SOÓ R. (1964): *A magyar flóra és vegetáció növényrendszertani- növényföldrajzi kézikönyve I*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- SOÓ R. (1970): *A magyar flóra és vegetáció növényrendszertani- növényföldrajzi kézikönyve IV*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- SOÓ R. (1980): *A magyar flóra és vegetáció növényrendszertani- növényföldrajzi kézikönyve VI*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- STINNER, B. R. – ABRAHAMSON, W. G. (1979): Energetics of the *Solidago canadensis*–stem gall insect–parasitoid guild. *Ecology* 60:918–926.
- STOLL, P. – EGLI, PH. – SCHMID, B. (1998): Plant foraging and rhizome growth patterns of *Solidago altissima* in response to mowing and fertilizer application. *Journal of Ecology* 86:341–354.
- SZABÓ I. – BOTTA-DUKÁT Z. – DANCZA I. (1994): Adatok a *Solidago gigantea* AIT. biológiájához, tekintettel a gyomirtási vonatkozásokra. *Növényvédelem* 30(10):467–470.
- SZABÓ L. GY. – BALOGH L. (2000): A few characteristics of the life strategy of *Solidago gigantea* Ait. (germination ability of achene, fructans of the rhizome). *Acta Agronomica Óváriensis* 42:51–59.
- SZABÓ L. GY. – BOTZ L. – OROSZ-KOVÁCS ZS. – DEZSŐ GY. – FARKAS Á. – HORVÁTH GY. – PAPP N. – POZSONYI K. – BALOGH L. (2002): Fitokémiai habitus és életstratégia. In: SALAMON-ALBERT É. (szerk.): *Magyar botanikai kutatások az ezredfordulón. Tanulmányok Borhidi Attila 70. születésnapja tiszteletére*. Pécsi Tudományegyetem Növénytani Tanszék, Pécs.
- SZIRTES V. (1999): *Három gyomnövény elleni biológiai védekezés rovarantani alapjai*. Szakdolgozat. Keszthely.
- TILMAN, D. (1988): *Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities*. Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey.
- TÓTH J. (1993): A Rába-völgy növényvilága. *Vasi Szemle* 47(3):346–368.

- ÚJVÁROSI M. (1973): *Gyomnövények*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- WAGENITZ, G. (1964): *Solidago* L. In: HEGI, G. (ed.): *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*. Vol. VI(3.1), pp. 16–29.
- WEBER, E. (1997): Morphological variation of the introduced perennial *Solidago canadensis* L. *sensu lato* (Asteraceae) in Europe. *Botanical Journal of Linnean Society* **123**:197–210.
- WEBER, E. (1998): The dynamics of plant invasions: a case study of three exotic goldenrod species (*Solidago* L.) in Europe. *Journal of Biogeography* **25**:147–154.
- WEBER, E. (2000): Biological flora of Central Europe: *Solidago altissima* L. *Flora* **195**:123–134.
- WERNER, P. A. – BRADBURY, I. K. – GROSS, R. S. (1980). The biology of Canadian weeds. 45. *Solidago canadensis* L. *Canadian Journal of Plant Science* **60**:1393–1409.
- WERNER, P. A. – PLATT, W. J. (1976): Ecological relationships of co-occurring goldenrods *Solidago*: Compositae). *American Naturalist* **110**:959–971.

Javasolt világhálóoldalak

- ABRAHAMSON, W. – HEINRICH, P. (2002a): The *Solidago Eurosta* Gall Homepage.
<http://www.facstaff.bucknell.edu/abrahmsn/solidago/main.html> Letöltve: 2003. december 3.
- ABRAHAMSON, W. – HEINRICH, P. (2002b): Some Notes on Recognition of the Members of the *Solidago canadensis* Polyploid Complex in Central Pennsylvania.
<http://www.facstaff.bucknell.edu/abrahmsn/solidago/plan-tid.html> Letöltve: 2003. december 3.
- NRCS (2002): Plant Database. Natural Resources Conservation Service. United States Department of Agriculture.
<http://plants.usda.gov>. Letöltve: 2003. december 3.
- SAVELA, M. (2002): Lepidoptera and some other life forms.
<http://www.funet.fz/pub/sci/bio/life/intro.html>
 Letöltve: 2003. december 3.
- TAL, A. (2002): Quick Guide to the Common Goldenrods of New England.
www.ct-botanical-society.org/docs/solidago.html
 Letöltve: 2003. december 3.

Selyemkóró

(*Asclepias syriaca* L.)

BAGI ISTVÁN

Taxonómia

Az *Asclepias syriaca* az *Asclepiadaceae*, azaz a selyemkórófélék családjába tartozik, amelynek mintegy kétezer faja túlnyomó többségben trópusi, szubtrópusi elterjedésű. Magyarországon a családnak a méreggyilok (*Vincetoxicum*) nemzetsége képviselt, mindössze két őshonos fajjal: száraz gyepeinkben, homoki cserjéseinkben gyakori a közönséges méreggyilok (*V. officinale* = *V. hirsutinaria*), fokozottan védett a hibridogén eredetű magyar méreggyilok (*Vincetoxicum pannonicum*). E két faj a selyemkóróval nem téveszthető össze.

Az *Asclepias* nemzetségnek mintegy száznegyven faja van, legtöbbször trópusi elterjedésű. Az Észak–Amerikában együtt élő szubtrópusi – mérsékelt övi fajok (száznyolc, némelyik ritka, védett) egymással természetes körülmények között alig hibridizálnak, sőt, mesterségesen is nehéz a hibridizációt előidézni. A csaknem kizárólagos idegen megporzás miatt az esetleges hibridek nem képesek tartósan fennmaradni. Magyarországon csak az *Asclepias syriaca* gyomosít, Európában is csak az *Asclepias curassavica* elvadulása ismert Dél-Spanyolországból, így hazánkban más *Asclepias*-faj vagy -hibrid tartós, netán inváziós megjelenése nem várható. Ugyanakkor fel kell hívni a figyelmet arra, hogy igen nagy a botanikus kertek, dísznövénytermesztők – és nem utolsósorban a törvényhozók – felelőssége, mert nem zárható ki, hogy az amerikai fajok némelyike kiszabadulva a hazai körülmények között inváziós viselkedést mutat.

A selyemkórót népiesen leggyakrabban vaddohánynak nevezik, a dohányhoz (*Nicotiana tabacum*) hasonló megjelenése – termete, levélzete, virágszíne – miatt. Ritkábban selyemfűként említik magszőreinek selyemszerű finomságára utalva. Angolul common milkweed a faj elfogadott neve, amely tejkórónak fordítható. Az angol név a nemzetség magas tejnedvtartalmára utal. (Egyéb angol nevei: silkweed, cotton weed, wild cotton, bloodflower.) Németül Syrische/Echte Seidenpflanzen (= szíriai/valódi selyemnövény).

Morfológiai jellemzés

A selyemkóró 80–150 cm magas, erőteljes növekedésű, dohányra emlékeztető, évelő növény. Vastag gyökerei plagiotropok, a talaj felszíne alatt általában 10–40 cm mélyen vízszintesen haladnak, de olykor 1–1,2 (–3,8!) méter mélyre is lehatolhatnak. A gyökerek rizómaszerűek, de nem hajtáseredetűek, ezért a továbbiakban – Ujvárosi nyomán, aki a „tarackszerű gyökér” kifejezést használja – tarackgyökéreként említjük. A tarackgyökerek különösen hatékonyra teszik a növény vegetatív szaporodását, amelynek során kiterjedt klónjai alakulnak ki, amelyek magányos vagy kisebb, két-öt tagból álló csoportokat alkotó hajtásokból állnak. A hajtások levelei átellenesek, rövid nyelűek, széles lándzsásak, 15–25 cm hosszúak, 5–9 cm szélesek, ép szélűek, tagolatlanok, vaskosak, erős érűek, fonákjukon fehéres molyhosak. A virágok levélhónalji és/vagy végálló, 5–10 cm hosszú nyelű bogernyőben állnak, hímnősek, öttagúak (a termő viszont két, csaknem szabad termőlevélből áll), színük fehérestől a rózsaszínűn át a vörösig változik. A virágfelépítés rendkívül bonyolult: a csésze apró, zöldes színű, a párta ötagú (3x3–4 mm-es cimpájú), nyíláskor hátrahajló, a két virágkör csak tövén forrt. A virág legfeltűnőbb része az előreálló, 4 mm hosszú mellékpárta (korona), amelynek csővé forrt oszloprésze zárja magába a magházat. A mellékpárta elől öt zsákocskát képez, amelyekben egy-egy szarvacskaszerű nektártermelő képlet található, a nektár a zsákocskákban gyúlik össze. A termő bibéje ülő, kiszélesedő, ötszögletű, a zsákocskák magasságában helyezkedik el, oldalán öt bibebarázda (bibekamra) húzódik. A porzók a barázda fölött ízesülnek a bibefelszínbe, erősen módosultak: a portokfelek pollenjei pollíniummá tömörödnek, a páros pollíniumot kétkarú transzlátor köti össze, a két kar a korpuszkulum nevű résznél kapcsolódik egymáshoz, és ez a rész ízesül a bibéhez is (a megporzó rovarok lába is ide akadhat be). A termő egy-egy üregében nagyszámú, marginális placentációjú magkezdemény található. A termés enyhén szarv alakú, tojásdad-hengeres, 8–11 cm hosszú, 2–3 cm széles, hasi varraton felnyíló tüsző (más értelmezés szerint tüszőszerű tok). Az ikertüsző ritkább, mert általában csak az egyik termőlevél magkezdeményei termékenyülnek meg. A termések felszíne lágy tüskés, molyhos. A magvak laposak, 7x5 mm-esek, ezermagtömegük 7–8 g, hosszú (2–2,5 cm) szőrüstökűek, széllel igen messzire terjedők, magas olajtartalmúak. A növény minden része bő-

ségesen tartalmaz fehér tejnedvet, amely mérgező (tünetek: hasmenés, nehézlégzés, görcsök, egyensúlyzavar).

Származás, elterjedés

Az *Asclepias syriaca* őshazája Észak–Amerika keleti síkságaira tehető, az északi szélesség 35–50°-a és a nyugati hosszúság 60–103°-a közé, amely magában foglalja mind a nedves, mind a száraz (hideg és meleg) mérsékelt övi erdők zónáját. Európába 1629-ben került. Spontán terjeszkedése valószínűleg a Mediterráneumban kezdődött. TOURNEFORT 1719-ben megjelent könyvében utal arra, hogy 1665-ben a párizsi botanikus kert növényei között megtalálható az „*Apocynum majus Syriacum rectum etc.*” frázissal leírt, az *Asclepias syriacával* azonosítható növény. Közel száz évvel később LINNÉ hasonlóan keleti származásúnak vélte. Jelenlegi elterjedésének központjai Amerikában Kanada és az Egyesült Államok, Ázsiában elsősorban Irak és a környező országok, Európában Franciaország, Svájc, Németország, Lengyelország, Ukrajna, a Kaukázus és a Balti-tenger vidéke, valamint a Kárpát-medence.

Az első magyarországi előfordulásaként értelmezhető igen valószínű adata POCOCCKE angol utazótól származik, aki 1736–37-es utazása során a Dunántúlról említi, ugyanakkor megjegyzendő, hogy KITAIBEL 1800 körüli, negyedszázadot átfogó flórákutató útinaplóiban semmi nyoma az *Asclepias syriaca* előfordulásának. (Viszont POCOCCKE nem keverhette össze az *Asclepias syriacát* a *Vincetoxicum officinaléval*, mert akkor az utóbbit nem vette volna fel külön is *Asclepias latifolia* néven a listájába.) A faj későbbi magyarországi elterjedését nagyban elősegítette, hogy az egyébként is dekoratív növénynek sokoldalú hasznosíthatóságot tulajdonítottak. Miután a növény nem váltotta be a hozzá fűzött reményeket, szántóföldi művelésével felhagytak, de a természetből visszamaradt, majd elvadult állományai inváziós centrumokként működtek, az azokból szétterjedő növények később jelentős károkat okoztak. Elősegítette terjedését az úthálózat és a vasút fejlődése, mert a mérsékelt intenzitású talajművelés, később a selyemkóro ellen kevésbé hatásos pre-emergens gyomirtók alkalmazása a kompetitor növények kiirtása miatt a selyemkórónak kedvező terjedési utakat nyitott. Különösen a kevésbé kötött homoktalajokon terjedt el a faj rendkívül gyorsan. Az 1988-as országos gyomfelvételezés szerint mintegy 16 ezer hektár

szántó volt fertőzött (ezzel a gyomsorrendben a 113. helyen állt), emellett lényegesen nagyobb területeken gyomosít gyümölcsösöket, szőlőket, erdészeti területeket (nemes nyáras, akácos, homoki fenyves ültetvényeket). Jelenleg legfertőzöttebb Bács-Kiskun, Tolna, Jász-Nagykun-Szolnok, Somogy, Csongrád és Pest megye. Erős további inváziója várható a Nyírségben. Az 1997-es gyomfelvételezéskor a 76. helyen jegyezték. Veszélyt rejt dísznövényként való alkalmazása, mert ezáltal az ország bármely táján – ahol kedvező feltételeket talál – szétterjedhet.

Életciklus, életmenet

Az *Asclepias syriaca* magvainak csírázása április közepétől május közepéig tart, a magvak 15 °C feletti hőmérsékleten csíráznak. További feltétel, hogy a magvak a talaj 0,5–1 (–5) cm-es mélységébe kerüljenek, ugyanis közvetlenül a felszínen nem csíráznak. Optimális, kondicionált körülmények között – legalább 15 napos, 5 °C-on végrehajtott hidegkezelést követően 27 °C-on – a csírázás eredményessége a 99%-ot is elérheti. Az eltemetett magvak csírázóképességüket igen hosszú ideig megőrzik, öt év után is 90% körüli a csírázóképesek aránya. Alkalmos körülmények között robbanásszerű gyorsasággal csíráznak (disturbance broken típus). A selyemkóró a csírázás után rendkívül gyorsan, mintegy három hét után évelővé válik, azaz képessé arra, hogy a hajtást a gyökérrendszeréből újrafejlessze azáltal, hogy a főgyökér felső harmadából új rügyek képződnek. Ezek a rügyek csak az éves növekedési szakasz vége felé hajtanak ki. A csírázás évében a növény nem virágzik, csak a tarackgyökerei növekednek. Következő tavasszal minden oldaltarackgyökéren egy-egy rügy indul fejlődésnek. A belőlük fejlődő új hajtások április végétől június közepéig fejlődnek, többéves növények esetében az előző évi hajtások helyén is létrejönnek újabbak (egy-három [hat] db). A tarackgyökérrendszer hajtásai (ramétjei) több évig fiziológiai kapcsolatban maradnak. A növény júniustól augusztusig virágzik. Rovarmegporzás jellemző rá, nálunk uralkodóan a házi méh (*Apis mellifera* L.) a fő megporzó (a kiterjedt *Asclepias*-mezők a méheket a napraforgó megporzásától elvonhatják), de őshazájához hasonlóan jelentősek lehetnek egyéb vadméh- (ott huszonöt-harminc nemzetség) és különösen a poszméhfajok (*Bombus*, pl.: *B. vagans* Smith, *B. terricola* Kirby) is, a lepkék (*Lepidoptera*) jelentősége nálunk az USA-hoz képest feltehetőleg alárendeltebb; ritkább megporzók a legyek (*Diptera*) és a bogarak (*Coleoptera*). A megporzás és a megterméke-

nyúlás hatásfoka rendkívül kicsi, <5%. A termések augusztus végén, szeptemberben érnek be. A magvak néhány hét dormancia után már csírázóképesek. Időközben a tarackgyökerek intenzív továbbfejlődése júliusban–augusztusban újramezdődik, és szeptember közepéig tart, a rajtuk kialakuló újabb rügyek télen nyugalomban vannak. A hajtások ősszel, miután lombjukat lehullatták, elpusztulnak. A klónok lehetséges élettartama nehezen becsülhető, de megfelelő körülmények között a száz évet vélhetően jelentősen meghaladhatja.

Termőhelyigény

A selyemkóró elsődlegesen a kevésbé kötött talajokon jelenik meg, főleg homokon, homokos löszön. Homokpusztai élőhelyein talaját a bolygatatlan nyílt gyepekkel összehasonlítva nagyobb humusz-, hozzáférhető foszfor- és nitrát-nitrogén-tartalom jellemzi, sűrűbb klónjai alatt a kémhatás savasabb, a szén-savas mész mennyisége lokálisan lecsökkent. A selyemkóró által dominált állományok talaja viszont a másodlagos homoki gyepekétől lényegében nem különbözik. Az *Asclepias syriaca* azonban elsődlegesen a zavart élőhelyek növénye, ahol a természetes kompetitorok hiánya, az élőhely zavartsága sokkal fontosabb környezeti faktor a talajtani adottságoknál. Így nem meglepő, hogy felhagyott hullámtéri szántókon, főleg a Duna dél–magyarországi szakaszán, nagy mennyiségben jelent meg.

Az *Asclepias* elsődlegesen klónstruktúrájának nagyfokú flexibilitása révén alkalmazkodik élőhelyeihez: a számára kedvező élőhelyeken sűrűbb, inkább falanx típusú ramétrendszert alakít ki, míg a kevésbé megfelelőket hosszabb tarackgyökerek növesztésével, a gerilla típus szerint deríti fel, illetve szállja meg. A gyökérrendszer évi terjedésének sugara akár a 3 m-t is elérheti.

Biotikus interakciók

A selyemkóró gyökérkivonata allelopatikus hatást fejt ki mind a leggyakoribb gabonák, mind a jellemzőbb gyomnövények fejlődésére. Ugyanakkor természetes körülmények között a növény fizikai hatásai (leárnyékolás, térfoglalás) nagyobb jelentőségűek.

A selyemkóró zártabb gyepszintű és/vagy lombkoronájú növényállományokból kiszorul. Megfelelő kezelés, kaszálás esetén például a lucernából három év alatt eltűnik. A selyemkóró természetes gazdanövénye az uborkamozzaik-vírusnak (CMV). Előfordul rajta a legveszedelmesebb vírusvektor, a kaliforniai virágripisz is (*Frankliniella occidentalis* [Pergande], *Thysanoptera*), így közvetve elősegítheti a paradicsom foltshervadás-vírusának (TSWV) fellépését a gyomfertőzött zöldségtermelő területeken. A gombás növénybetegségek egész sora léphet fel rajta (rozsdagombák [*Uromyces asclepiadis* Cke, *Puccinia bartholomaei* Diet.], lisztharmatfélék [*Erysiphe cichoracearum* De Candolle ex Mérat], botrítisz [*Botrytis hypophylla* Ell. et Kell.], fuzárium [*Fusarium roseum* Lk.], különösen számos cercospóra és alternária), ezek azonban a biológiai védekezésben nem használhatók, sőt, a selyemkóró esetleges átvivői szerepe is feltételezhető. Nektárjában mikroorganizmusok szaporodhatnak el, amelyek közül különösen a *Metschnikowia reukauffi* Grüss élesztőgomba gátolhatja a pollentömlő megeredését. Gyökérzetét fonálféreg (*Meloidogyne incognita* Kofoid and White, *Pratylenchus penetrans* [Cobb]) és drótféreg, azaz pattanóbogár- (*Elateridae*-) lárvák károsítják. Hajtása őshazájában számos rovar tápláléknövénye, természeti területein a selyemkóróbogár (*Tetraopes tetraphthalmus* Forst.) ellen inszekticidekkel kell védekezni.

Nálunk homokterületeinken fiatal hajtásait a kendermagbarkó (*Peritelus familiaris* Boheman) szinte tarra rágja, ez a rovar azonban erősen polifág. Lombozatát gyakran fogyasztja még a közönséges pejbogár (*Omophlus proteus* Kirsch) imágója és a pontozott repülőszöcske (*Phaneroptera nana* Fieber) lárvája, illetve imágója, nagy ritkán a fekete olajbogár (*Galeruca tanacetii*) imágója is. Némely esetben fogyasztói, így eredeti elterjedési területén a *Danaus plexippus* L. és *D. chrysippus* L. nevű lepkefajok (*Danaeidae*) hernyói a növény méreganyagait, kardenolid típusú vegyületeit (aspeciozid, syriobiozid, calactin, calotropin) használják védekezésképpen madárragadozóik ellen. Az *Asclepias syriacát* számos levéltetűfaj is támadja, ezek már a magyarországi állományok esetében is csúcshárpadást idézhetnek elő. Legfeltűnőbb a hazánkban 1983 óta ismert, élénk narancsszínű *Aphis nerii* B. D. F., amely elsősorban az *Apocynaceae* és az *Asclepiadaceae* család fajait károsítja, de a faj CMV-vektor szerepét is bizonyították. Hazai viszonyaink között az *Asclepias* terjedésének korlátozásában feltehetőleg a *Lygaeus (Spilosthetus) equestris* L. nevű poloskafaj, a vörösfolto bodobács

játssza a főszerepet. (Őshazájában az *Oncopeltus fasciatus* (Dallas), a nagy selyemkórópoloska.) A poloska fő kártétele elsősorban abban áll, hogy a virágbimbók és a fiatal termések a szívás után néhány nappal lehullanak, az idősebb termések pedig kicsik és részaránytalanok maradnak. A zárt vagy éppen nyíló tüszőkön keresztül szívogatott tej, érőfélben levő magvak ezermagtömege, csírázási %-a számottevően csökken. A poloska az *Asclepias* levéllemezt és főereit is szívogatja, amelynek nyomán az érintett növényi részek többnyire elhalnak. A poloskafaj azonban az érőfélben levő napraforgókaszatokat is megtámadhatja, emellett baktérium-, gomba- és vírusvektor szerepe is bizonyított.

A selyemkórót a tenyésztett gerinces állatok keserű tejnedve, mérgező volta miatt nem vagy alig fogyasztják, bár a rászoktatott juhállományok Magyarországon homoki tájain „jobb hóján” leleghetnek.

A selyemkóró Duna–Tisza közti állományain VA, endotróf, továbbá szeptált hifák alkotta ektotróf mikorrhizáltság mutatható ki. Az endotróf mikorrhizáltság közepes mértékű. (E fejezet megírásához dr. HORVÁTH Zoltán, Bácsalmási Agrárpari Rt. nyújtott pótolhatatlan segítséget.)

A faj gazdasági jelentősége

A selyemkórónak kezdetben sokféle hasznosíthatóságot tulajdonítottak. Meleg vízben kimosandó fiatal hajtásait és rügyeit spárga helyett fogyasztották (ekkor még kevéssé mérgező), virágából szörpöt, bort, illóolajat, a mag szőreiből selymet, szigetelőanyagot, magjából olajat készítenek, tejnedve kaucsuk-alapanyagként is számításba jött. Intenzív termesztését a XIX. század hetvenes–nyolcvanas éveiben kezdték meg, de gazdaságossági okok miatt a XX. század közepéig felhagytak vele. Jelenleg már csak mézélő növényként jelentős, mert méze aromás, kellemes ízű, az *Asclepias*-méz valódi hungaricum. Olykor sajátos alakú terméseit a virágkötészetben hasznosítják. Szívra ható szteránvázis glükozidjait farmakognóziailag szempontból tanulmányozzák.

A selyemkóró közvetlen kárt okoz azzal, hogy szántókat, szőlőket, fiatal erdészeti ültetvényeket gyomosít. Nagy költséggel távolítható el a vasúti sínek és egyéb vonalas objektumok közeléből. Nagy tömegben

elvonhatja a napraforgó megporzásától a méheket, ezáltal terméskiesést okoz.

A faj természetvédelmi jelentősége

A selyemkóró által okozott természeti problémák elsődlegesen abból adódnak, hogy az általa elfoglalt területeken akadályozhatja a természetközeli társulások regenerációját. Az *Asclepias syriaca* természetes vagy természetközeli növénytársulásokat nem vagy alig veszélyeztet (a zavartalan nyílt homokpusztagyepéket sem!), ugyanis kolonizálása ezekben akadályozott, az egyébként igen hatékony vegetatív propagációja a peremterületekről ezekbe szintén korlátozott. Inváziója azokban a növénytársulásokban jelentős, amelyek valamely antropogén hatásra degradálódtak. Ilyenek a felhagyott szántók, nemes nyáras ültetvények, tarvágott vagy leégetett/leégett erdők, másodlagos egyéves homoki gyepék (*Brometum tectorum*). Megjelenése szinte mindig összekapcsolódik a talaj felszíni rétegeinek megzavarásával (taposás, szántás, túllegetetés, erózió stb.) vagy tápanyag-feldúsulással (műtrágyázás, erdőégetés, nedvesebb élőhelyek/buckaközök kiszáradása folytán a szerves anyagok fellépő mineralizációja). (E tekintetben rendkívül hasonló az őshonos *Calamagrostis epigeios* és az adventív *Asclepias syriaca* viselkedése.) Tekintettel arra, hogy a degradált területek kiterjedése rohamosan növekszik, az *Asclepias syriaca* ezeket elfoglalva hasonló tempóban terjeszkedik. Még súlyosabb a probléma akkor, ha az *Asclepias* által már megszállt területek regenerálódását kívánjuk megoldani, pedig erre szükség lehet, mert az *Asclepias* a gyepék degradált állapotát nagymértékben és hosszú időre stabilizálja, ugyanakkor a hatékony propagulumszállítás miatt a természetközeli növénytársulásokban esetlegesen bekövetkező degradáció alkalmával azokba gyorsan beléphet. Ellentmondás forrása, hogy kipusztítása legtöbbször olyan módszerek alkalmazását igényli, amelyek kolonizálásának megfelelő feltételeket teremthetnek (pl. talajbolygatás), következésképpen csak nagyobb területeken összehangoltan, óriási költségekkel lehet valamely területet selyemkórótól tartósan mentesíteni.

Természetvédelmi kezeléssel kapcsolatos ismeretek¹

A selyemkóró megtelepedésének megelőzése a már fertőzött tájegységek területén elsődlegesen a természetközeli vegetáció fenntartása révén valósítható meg. A még nem fertőzött országrészek esetében lehetőség szerint kerülni kell a propagulumforrásként szolgáló egyedek bevitelét. Ez napjainkban főként dísznövényként való alkalmazása, továbbá méhészeti célú betelepítése révén valósulhat meg. Az utóbbi tevékenység nagyobb veszélyességére tekintettel a jövőben elő kell segíteni a mezőgazdasági tárcával való közös gondolkodásmód kialakítását, és meg kell vizsgálni a kérdés megoldására irányuló jogi szabályozás lehetőségét.

A szórványos állományok kiirtása a gyengén fertőzött területeken a faj terjedését nagymértékben korlátozhatja vagy akár meg is állíthatja. A már erősen fertőzött területeken a gyomirtás szükségessé válhat, amelynek szempontjából a selyemkóró életciklusának két sebezhető szakasza van. Kisebb jelentőségű a csíranövények első háromhetes időszaka, amikor azok még nem váltak évelővé, ekkor még – akár vegyszeresen, akár mechanikusan – könnyen elpusztíthatók.

A másik, több sikerrel kecsegtető szakasz a bimbózástól a virágzás kezdetéig tart, ekkor ugyanis az új tarackgyökerek továbbfejlődése éppen csak elindul, az életciklus e szakaszában a tarackgyökerek tartalék tápanyagainak nagy hányada a virágzásra, a hajtásnövekedés befejezésére fordítódik. Az ekkor (június végén, július elején) végrehajtott vegyszeres kezelés akkor mutatkozik legeredményesebbnek, ha a növényeket a tavasz folyamán, továbbá a kezelés után még egy héten át nem bolygatják.

Magyarországi tapasztalatok szerint a mechanikai, agrotechnikai beavatkozásokat követő kombinált vegyszeres kezelés jobb eredményre vezet, de alkalmazása természetvédelmi szempontból csak az agrár- és intenzív erdészeti művelés alatt álló, esetleg ruderalis területeken javasolható.

¹ BAGI ISTVÁN és SZIDONYA ISTVÁN munkája – A szerkesztők.

Az újabb generációs *glifozát* hatóanyagú szerek esetében a hajtások egyedi kenéses kezelése is megvalósítható (természetvédelmi és egyéb szempontból érzékeny területeken csak ez a kezelési mód tolerálható), sőt, a tarackgyökéren keresztüli transzport miatt a klónhoz tartozó nem kezelt hajtások is elpusztulhatnak.

A selyemkóró kémiai irtása kis fedettségi érték esetén

Lehetőség van a pontpermetezéses vagy egyedi kenéses eljárásokra. A kisebb egyedszám miatt könnyebb egyenletes munkát végezni. A kezeléssel kimaradt egyedek száma megfelelő munkaszervezés esetén csekély. A kisebb egyedszám miatt meg tudjuk akadályozni a telepek kolonizációját. Viszonylag kis költségvetéssel a munka elvégezhető. A gyomirtó szer pontpermetezés esetén feltétlenül kétszikúekre szelektív, kenési technológia esetén *glifozát*-származék legyen. Szelektív szerek közül a saját kísérletekben a *dikamba* és a *fluroxipyr* adta a legjobb eredményt.

Gépi eljárások kísérleti szinten rendelkezésre állnak a kezelés elvégzéséhez, de traktorvontatású kenőgép alkalmazása – ami ökonómiai, technikai és környezetvédelmi szempontból egyaránt kívánatos lenne – a selyemkóró törékeny szára miatt még nem teljesen hatékony. A taposási kár nagy, és a keréknyomban letaposott egyedekre nem kenődik fel a *glifozátszármazék*.

A selyemkóró kémiai irtása nagy fedettségi érték esetén

Ilyenkor a traktorvontatású kenőgép alkalmazása kapcsán említett problémák fokozottan fennállnak. Tekintetbe véve a probléma nagyságát gyakorlati lehetőség van speciális járókereű gép fejlesztésére. A fejlesztés alatt álló alapgép kis tömege miatt (60 kg permetlé nélkül) nem igényel drága erőgépet.

Leghatékonyabb eljárás a teljes területen végzett permetezés, amelyet mezőgazdasági keretes permetezővel vagy az erdészeti növényvédelemben szederirtásra alkalmazott háti motoros permetezőgéppel lehet elvégezni. Mindkét esetben fennáll az elsodródás veszélye, valamint az, hogy teljes területű permetezés miatt nagyobb vegyszerterhelés éri a területet. E technológia alkalmazását csak a botanikailag értéktelen, összefüggő selyemkóró-állomány esetén tartjuk megengedhetőnek. Rendkívül fontosak a kezelés időjárási körülményei, mert különösen

nyitott homoki pusztákon az elsodródás a szomszédos területek növényzetét veszélyezteti.

Kedvező körülmény, hogy az *Asclepias syriaca* magvai természetes körülmények között kis csírázási arányt mutatnak (2–3%), a talajra került magok a felszínen nem csíráznak és ott (de csak ott) a csírázóképeségüket csak viszonylag rövid ideig őrzik meg. Következésképpen zavartalan, bolygatatlan területeken a növény nehezen kolonizál, ezért elegendő megakadályozni azt, hogy taposás vagy legeltetés hatására a magok a kellő talajmélységbe kerüljenek. Emellett az ivaros szaporodásban feltűnő a megtermékenyítetlen virágok hatalmas aránya (95–99%), a kis termékszám, ugyanakkor a pollínium funkcionális egységként való működése miatt egy-egy termésben nagyszámú (százötven-kétszázötven, nálunk átlag százhetven) mag fejlődhet ki. Kedvező a növény kontrollja szempontjából, hogy a vegetatív terjeszkedése a tápanyagszegény, zavartalan homoki gyepekben korlátozott, de a magas fűvű, kaszált réti és mocsári növénytársulásokból is kiszorítható néhány év alatt, gyomirtó szerek alkalmazása nélkül is.

Hibalehetőségek a kezelés során

A kezelések kapcsán a következő hibalehetőségek léphetnek fel: a rendszertelen kaszálás, a tarackgyökerek megbolygatása fokozhatja a hajtásképződést, a talajművelés a gyökereket feldarabolhatja, a növényt terjesztheti. Ebből a szempontból legkárosabb a termésérést követő szárzúzás, amely a már érett magvakat gyakorlatilag elveti, ezzel tartós magbankot hoz létre, továbbá a tarackgyökereket feldarabolva lényegében egyenletesen szétteríti, ezáltal a következő évben összefüggő selyemkórómező kialakulását eredményezi. A rosszul megtervezett, rossz időben végrehajtott gyomirtás, a felszínen levő hajtások elpusztítása a föld alatti rügyek erőteljes kihajtását indíthatják meg.

Azokon a természetvédelmi okokból felhagyott szántókon, amelyekeken már megindult a nyílt homoki gyep regenerációja – hacsak különös érdek nem kívánja meg – nem szabad a selyemkóró visszaszorítását mechanikus vagy vegyszeres eszközökkel erőltetni, mert tapasztalat szerint természetes visszaszorulása – megfelelő, főleg csapadékhiányos időjárási körülmények esetén – gyorsabb lehet, mint a költséges beavatkozásoké. A már visszahúzódott állományok maradványait egyedi vegyszeres kezeléssel célszerű elpusztítani. A természetközeli

vegetációjú homoki területeken a selyemkóró inváziója elleni védekezés legkézenfekvőbb módja a területek zavartalanságának megőrzése, a talajfelszín megbolygatásával járó bármilyen tevékenység (pl. legeltetés, lovaglás, autós vadászat) tiltása.

Annak ellenére, hogy nálunk az *Asclepias syriaca* a szárazabb élőhelyeken gyakori, az öntözés a növény terjedését a degradált/művelt területeken elősegíti.

A nem őshonos rovarfajok mesterséges betelepítése, tápláléknövény-spektrumuk, vektorsajátságaik ismerete nélkül több mint veszélyes, és kártevőinek „spontán” megjelenése miatt nem is szükséges, az alapvetően egyébként is zavart élőhelyeket veszélyeztető faj ellen nem is indokolt.

BIBLIOGRÁFIA

Általános összefoglaló művek, ismertetések: BHOWMIK – BANDEEN (1976), VARGA (1994), KOROKNAI (1995). **Taxonómia:** MOORE (1946), WOODSON (1954), WILLSON – PRICE (1977), SHORE (1993), EDWARDS – WYATT (1994), TECIC et al. (1998). **Morfológia, szövettan, vegetatív szaporodás:** FRYE (1902), RAUCH (1937), ÚJVÁROSI (1973), WILLSON – RATHCKE (1973), BISBOER (1983), MORSE (1993), BAGI – SZILÁGYI 1996. **Virágbiológia (anatómia, megporzásbiológia, ivaros szaporodás):** GALIL – ZERONI (1965, 1969), MACIOR (1965), WYATT (1976, 1978), WILLSON – BERTIN (1979), BERTIN – WILLSON (1980), KEPHART – HEISER (1980), BOOKMAN (1981), KEPHART (1981, 1983), SOUTHWICK (1982), SOUTHWICK (1983), SOUTHWICK – SOUTHWICK (1983), BOOKMAN (1984), MORSE (1986), EISIKOWITCH et al. (1987), KEVAN – EISIKOWITCH – RATHWELL (1989), WYATT – BROYLES (1990), BROYLES – WYATT (1991, 1993), KAHN – MORSE (1991), PLEASANTS (1991), WYATT – BROYLES (1994), CSONTOS 2001. **Életciklus:** JEFFERY – ROBINSON (1971), EVETTS – BURNSIDE (1972), OEGAMA – FLETCHER (1972), WILBUR (1976, 1977), BASKIN – BASKIN (1977), WILLSON – PRICE (1980), HORTVÁTH Z. (1984), MORSE – SCHMITT (1985), SACCHI (1987). **Élettan:** CAMPBELL (1983), QUELLER (1985), ADAMS – TOMB – PRINCE (1987), SIMINOESCU (1987), TÓTH – SOMA – DATTA – SZEGLETES (1995/1996). **Elterjedés, történet és cönológia:** HEGI (é.n.), BAGI – SZILÁGYI 1995, RÓZSA – NAGY (1997), DANCZA (1999). **Paraziták, beteg-**

ségek, kártevők: HORVÁTH J. (1972), McNEIL (1977), CHAPLIN (1981), HORVÁTH J. – MAMULA – SALAMON (1983), HORVÁTH Z. – SZALAY-MARZSÓ (1984), BROWER et al. (1988), EISIKOWITCH – KEVAN – LACHANCE (1990), EISIKOWITCH – LACHANCE et al. (1990). **Egyéb biotikus interakciók:** KAZINCZI et al. (1999), KOVÁCS – SZIGETVÁRI (2002). **Gyakorlati alkalmazások:** STEVENS (1945), BERKMAN (1949), UJVÁROSI (1973); **Kezelés:** Varga (1994, 1998).

Irodalomjegyzék

- Adams, R. P. – Tomb, A. S. – Prince, S. C. (1987): Investigation of hybridization between *Asclepia speciosa* and *A. syriaca* using alkalanes, fatty acids and triterpenoids. *Bioch. Syst. and Ecol.* **4**:395–399.
- BASKIN, J. M. – BASKIN, C. C. (1977): Germination of common milkweed (*Asclepias syriaca* L.) seeds. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **104**:167–170.
- BAGI I. – SZILÁGYI Z. (1995): Az *Asclepias syriaca* L. cönológiai viszonyai a Kiskunsági Nemzeti Park fokozottan védett homokterületein. *Bot. Közlem.* **82**:147–147.
- BAGI I. – SZILÁGYI Z. (1996): *Asclepias syriaca* klónok strukturális vizsgálata Kiskunsági Nemzeti Park fülöpházi homokterületein. *Bot. Közlem.* **83**:170–171.
- BERKMAN, B. (1949): Milkweed – A war strategic material and a potential industrial crop for sub-marginal lands in the United States. *Econ. Bot.* **3**:223–239.
- BERTIN, R. I. – WILLSON, M. F. (1980): Effectiveness of diurnal and nocturnal pollination of two milkweeds. *Canadian J. of Bot.* **58**:1744–1746.
- BHOWMIK, P. C. – BANDEEN, J. D. (1976): The biology of canadian weeds 19. *Asclepias syriaca* L. *Canadian. J. of Plant. Sci.* **56**:579–589.
- BISBOER, D. D. (1983): The detection of cells with a laticifer-like metabolism in *Asclepias syriaca* L. suspension cultures. *Plant Cell Reports* **2**:137–139.
- BOOKMAN, S. S. (1981): The floral morphology of *Asclepias speciosa* (*Asclepiadaceae*) in relation to pollination and a clarification in terminology for the genus. *Amer. J. of Bot.* **68**:675–679.
- BOOKMAN, S. S. (1984): Evidence for selective fruit production in *Asclepias*. *Evolution* **38**:72–86.

- BROWER, L. P. – NELSON, C. J. – SEIBER, J. N. – FINK, L. S. – BOND, C. (1988): Exaptation as an alternative to coevolution in the cardenolide-based chemical defense of monarch butterflies (*Danaus plexippus* L.) against predators. In: SPENCER, K. V. (szerk.): *Chemical Mediation of Coevolution*, Academic Press, London, pp. 447–475.
- BROYLES, S. B. – WYATT, R. (1991): Effective pollen dispersal in a natural population of *Asclepias exaltata*: The influence of pollinator behavior, genetic similarity, and mating success. *Amer. Nat.* **138**:1239–1249.
- BROYLES, S. B. – WYATT, R. (1993): The consequences of self-pollination in *Asclepias exaltata*, a self-incompatible milkweed. *Amer. J. of Bot.* **80**:41–44.
- CAMPBELL, T. A. (1983): Chemical and agronomic evaluation of common milkweed, *Asclepias syriaca*. *Econ. Bot.* **37**:174–180.
- CHAPLIN, S. I. (1981): Growth dynamics of a specialized milkweed seed feeder (*Oncopeltus fasciatus*) on seeds of familiar and unfamiliar milkweed (*Asclepias* spp.). *Entomol. Experimentalis et Applicata* **29**(3):345–355.
- CSONTOS P. (2001): A szamárbogáncs (*Onopordum acanthium* L.) és a se-lyemkóró (*Asclepias syriaca* L.) magvainak túlélőképessége. *Acta Agron. Óváriensis* **43**(2):83–92.
- DANCSA I. (1999): Florisztikai megfigyelések a Délnyugat–Dunántúli gyomvegetációján. *Kitaibelia* **4**:319–327.
- EDWARDS, A. L. – WYATT, R. (1994): Population genetics of the rare *Asclepias texana* and its widespread congener, *A. perennis*. *Syst. Bot.* **19**:291–307.
- EISIKOWITCH, D. – KEVAN, P. G. – FOWLE, S. – THOMAS, K. (1987): The significance of pollen longevity in *Asclepias syriaca* under natural conditions. *Pollen et Spores* **29**:121–128.
- EISIKOWITCH, D. – KEVAN, P. G. – LACHANCE, M. A. (1990): The nectar-inhibiting yeasts and their effect on pollen germination in common milkweed, *Asclepias syriaca* L. *Israel J. of Bot.* **39**:217–226.
- EISIKOWITCH, D. – LACHANCE, M. A. – EVANS, P. G. – WILLIS, S. – COLLINS – THOMPSON, D. L. (1990): The effect of the natural assemblage of microorganisms and selected strains of the yeast *Metchnikowia reukauffii* in controlling the germination of pollen of the common milkweed *Asclepias syriaca*. *Canadian J. of Bot.* **68**:1163–1165.

- EVETTS, L. L. – BURNSIDE, O. C. (1972): Germination and seedlings development of common milkweed and other species. *Weed Sci.* **20**:371–378.
- FRYE, T. C. (1902): A morphological study of certain Asclepiadaceae. *Bot. Gazette* **34**:389–413.
- GALIL, J. – ZERONI, M. (1965): Nectar system of *Asclepias curassavica*. *Bot. Gazette* **126**:144–148.
- GALIL, J. – ZERONI, M. (1969): On the organization of the pollinium in *Asclepias curassavica*. *Bot. Gazette* **130**:1–4.
- HEGI, G. (é.n.): Asclepiadaceae. Seidenpflanzen. In: Hegi, G.: *Illustrierte Flora von Mitteleuropa*. Band V. 3. Teil. Lehmanns Verlag, München. pp. 2058–2073.
- HORVÁTH J. (1972): *Növényvírusok, vektorok, vírusátvitel*. Akadémiai Kiadó, Budapest. 515 pp.
- HORVÁTH J. – MAMULA D. – SALAMON P. (1983): Az *Asclepias syriaca* L. (Asclepiadaceae) uborka mozaik vírus fogékonysága és szerepe a vírus ökológiájában. *Növényvédelem* **19**(8):352–353.
- HORVÁTH, Z. (1984): Adatok az *Asclepias syriaca* L. (Asclepiadaceae) magprodukciójának és csírázásbiológiájának komplex ismeretéhez. *Növényvédelem* **20**(4):158–165.
- HORVÁTH Z. – SZALAY-MARZSÓ L. (1984): *Aphis nerii* B. D. F., az oleánder levéltetű megjelenése Magyarországon. *Növényvédelem* **20**(4):189–190.
- JEFFERY, L. R. – ROBINSON, L. R. (1971): Growth characteristics of common milkweed. *Weed Sci.* **19**:193–196.
- KAHN, A. P. – MORSE, D. H. (1991): Pollinium germination and putative ovule penetration in self- and cross-pollinated common milkweed *Asclepias syriaca*. *Amer. Midl. Nat.* **126**:61–71.
- KAZINCZI G. – MIKULÁS J. – HORVÁTH J. – TORMA M. – HUNYADI K. (1999): Allelopathic effects of *Asclepias syriaca* roots on crops and weeds. *Allelopathy Journal* **6**(2):267–270.
- KEPHART, S. R. (1981): Breeding systems in *Asclepias incarnata* L., *A. syriaca* L., and *A. verticillata* L. *Amer. J. of Bot.* **68**:226–232.
- KEPHART, S. R. (1983): The partitioning of pollinators among three species of *Asclepias*. *Ecology* **64**:120–133.
- KEPHART, S. R. (1987): Phenological variation in flowering and fruiting of *Asclepias*. *Am. Midl. Nat.* **118**:64–76.
- KEPHART, S. R. – HEISER, C. B. (1980): Reproductive isolation in

- Asclepias*: Lock and key hypothesis reconsidered. *Evolution* **34**:738–746.
- KEVAN, P. G. – EISIKOWITCH, D. – RATHWELL, B. (1989): The role of nectar in the germination of pollen in *Asclepias syriaca* L. *Bot. Gazette* **150**:266–270.
- KOROKNAI B. (1995): Selyemkóró. *Kertészet és Szőlészet* **51–52**:16–17.
- KOVÁCS G. M. – SZIGETVÁRI Cs. (2002): Mycorrhizae and other root-associated fungal structures of the plants of a sandy grassland on the Great Hungarian Plain. *Phyton–Ann. Rei Botanici* **42**:211–223.
- MACIOR, L. M. (1965): Insect adaptation and behavior in *Asclepias* pollination. *Bull. of the Torrey Bot. Club* **92**:11–126.
- McNEIL, J. N. (1977): Plant–insect relationships between common milkweed *Asclepias syriaca* (Gentianales: Asclepiadaceae) and the European skipper *Thymelicus lineola*. *Canadian J. of Bot.* **55**:1553–1555.
- MOORE, R. J. (1946): Investigation on rubber-bearing plants. IV. Cytogenetic studies in *Asclepias* (Tourn.) L. *Canadian J. Res. Sect. C* **24**:66–73.
- MORSE, D. H. (1986): Inflorescence choice and time allocation by insect foraging on milkweed. *Oikos* **46**:229–236.
- MORSE, D. H. (1993): The twinning of follicles by common milkweed *Asclepias syriaca*. *Am. Midl. Nat.* **130**:56–61.
- MORSE, D. H. – SCHMITT, J. (1985): Propagule size, dispersal ability, and seedling performance in *Asclepias syriaca*. *Oecologia* **67**:372–379.
- OEGAMA, T. – FLEITCHER, R. A. (1972): Factors that influence dormancy in milkweed seeds. *Canadian J. of Bot.* **50**:713–718.
- PLEASANTS, J. M. (1991): Evidence for short-distance dispersal of pollinia in *Asclepias syriaca* L. *Functional Ecol.* **5**:75–82.
- QUELLER, D. C. (1985): Proximate and ultimate causes of low fruit production in *Asclepias exaltata*. *Oikos* **44**:373–381.
- RAUCH, W. (1937): Die Bildung von Hypocotyl- und Wurzelsprossen und ihre Bedeutung für die Wuchsformen der Pflanzen. *Acta Nova Leopoldina* **4**(24):1–161.
- RÓZSA P. – NAGY M. (1997): RICHARD POCOCKE, XVIII. századi angol utazó magyarországi florisztikai adatai. *Kitaibelia* **2**(2):160–163.
- SACCHI, C. F. (1987): Variability in dispersal ability of common milkweed, *Asclepias syriaca*, seeds. *Oikos* **49**:191–198.
- SHORE, J. S. (1993): Pollination genetics of the common milkweed, *Asclepias syriaca* L. *Heredity* **70**:101–108.

- Simionescu, C. I. (1987): Complex and integral processing of *Asclepias syriaca* L. latex bearing plant. V. Catalitic conversion of the latex. *Cell. Chem. Tech.* **21**:77–83.
- SOUTHWICK, A. K. – SOUTHWICK, E. E. (1983): Aging effect on the nectar production in *Asclepias syriaca*. *Oecologia* **56**:121–125.
- SOUTHWICK, E. E. (1982): „Lucky hit” nectar rewards and energetics of plant and pollinators. *Comp. Physiol. Ecol.* **7**:49–53.
- SOUTHWICK, E. E. (1983): Nectar biology and nectar feeders of common milkweed, *Asclepias syriaca* L. *Bulletin of the Torrey Bot. Club* **110**:324–334.
- STEVENS, O. A. (1945): Cultivation of milkweed. *N. Dakota Agric. Exp. Sta. Bull.* **33**:1–19.
- TECIC, D. L. – McBRIDE, J. L. – BOWLES, M. L. – NICKRENT, D. L. (1998): Genetic variability in the federal threatened mead’s milkweed, *Asclepias meadii* Torrey (Asclepiadaceae), as determined by allozyme electrophoresis. *Ann. Missouri Bot. Garden* **85**:97–109.
- TÓTH-SOMA L. T. – DATTA, N. M. – SZEGLETES ZS. (1995/1996): General connections between latex and nectar secretional systems of *Asclepias syriaca* L. *Acta Biol. Szeged* **41**:37–44.
- UJVÁROSI M (1973): *Gyomnövények*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- VARGA L. (1994): A selyemkóró (*Asclepias syriaca*). *Agrofórum* **5**(8):22–28.
- VARGA L. (1998): Selyemkóró (*Asclepias syriaca*). In: CSÍBOR I. – HARTMANN F. – PRINCZINGER G. – RADVÁNY B. (szerk.): *Veszélyes-24, a leggyakoribb gyomnövények és az ellenük való védekezés*. Mezőföldi Agrofórum Kft., Szekszárd, p. 103–111.
- WILBUR, H. M. (1976): Life history evolution in seven milkweeds of the genus *Asclepias*. *J. Ecol.* **64**:223–240.
- WILBUR, H. M. (1977): Propagule size, number, and dispersion pattern in *Amblistoma* and *Asclepias*. *Amer. Nat.* **111**:43–68.
- WILLSON, M. F. – BERTIN, R. I. (1979): Flower-visitors, nectar production, and inflorescence size of *Asclepias syriaca*. *Canadian J. of Bot.* **57**:1380–1388.
- WILLSON, M. F. – PRICE, P. W. (1977): The evolution of inflorescence size in *Asclepias* (Asclepiadaceae). *Evolution* **31**:495–511.
- WILLSON, M. F. – PRICE, P. W. (1980): Resource limitation of fruit and seed production in some *Asclepias* species. *Canadian J. Bot.* **63**:2229–2233.
- WILLSON, M. P. – RATHCKE, P. W. (1973): Adaptive design of the floral display in *Asclepias syriaca* L. *Am. Midl. Nat.* **92**:47–57.

- WOODSON, R. E. (1954): The North American species of *Asclepias* L. *Ann. Missouri Bot. Garden* **41**:1–211.
- WYATT, R. (1976): Pollination and fruit-set in *Asclepias*: a reappraisal. *Amer. J. Bot.* **63**:845–851.
- WYATT, R. (1978): Experimental evidence concerning the role of the corpusculum in *Asclepias* pollination. *Syst. Bot.* **3**:313–321.
- WYATT, R. – BROYLES, S. B. (1990): Reproductive biology of milkweeds (*Asclepias*): Recent advances. In: KAWANO, S. (szerk.): *Biological Approaches and Evolutionary Trends in Plants*. Academic Press, London, pp. 255–272.
- WYATT, R. – BROYLES, S. B. (1994): Ecology and evolution of reproduction in milkweeds. *Annual. Rev. Ecol. Syst.* **25**:423–441.

Ürömlevelű parlagfű

(*Ambrosia artemisiifolia* L.)

SZIGETVÁRI CSABA, BENKŐ ZSUZSANNA RITA

Taxonómia

A parlagfű (*Ambrosia* L.) nemzetség a fészkesek (*Asteraceae*) családjába tartozik. Az amerikai kontinensen elterjedt nemzetségnek – amennyiben a jelenlegi felfogás szerint magában foglalja a régebben külön kezelt *Franseria* és *Hymenoclea* genuszokat is – kb. negyvenhat faja ismeretes, amelyek közül négy van jelen állandó növényként Európában. A családon belül az *Ambrosia* nemzetséghez legközelebb – a hazánkban további inváziós fajokkal képviselt – *Iva* és *Xanthium*, valamint a világ más részein terjedő *Parthenium* genuszok állnak. Termesztett növényeink közül legközelebbi rokonságban a napraforgóval van. A nemzetségben belül sok a nagyon hasonló és egymástól nehezen elválasztható faj.

Az Észak-Amerikából behurcolt és hazánkban elterjedt ürömlevelű (közönséges) parlagfű jelenleg érvényes tudományos neve *Ambrosia artemisiifolia* L. Régebbi taxonómiai–nevezéktani álláspontok következtében (amelyek vagy szinonimként, vagy külön fajként kezelték az *A. artemisiifoliát*) az *A. elatior* fajnév használata terjedt el általában a hazai tudományos nyelvben. Jelenleg a fajon belül három változatot különítenek el, amelyeknek őshazájukban eltérő a földrajzi elterjedésük: a törzsalak (*var. artemisiifolia*), valamint a *var. paniculata* (MICHXN.) BLANKIN hazánkból elvéve, illetve egyáltalán nem ismeretes. A magyarországi populációk szinte egyöntetűen a *var. elatior* (L.) DESCOURTILS változathoz tartoznak. Citológiai vizsgálatok során $2n = 36$ diploid kromoszómaszámot találtak kanadai populációknál, az Egyesült Államokból pedig a haploid kromoszómaszámot ($n = 18$) közölték. A közönséges parlagfű népi elnevezései közül a félrevezető – egyébként a valódi termesztett kender (*Cannabis sativa* L.) elvadult változatára használatos – „vadkender” név használata széles körben elterjedt, míg több régebben feljegyzett helyi elnevezése a növény közismertté válása miatt valószínűleg kiszorulóban van. Angolul common ragweed vagy annual ragweed, németül Beifußblättriges Traubenkraut az általános elnevezése.

Az *Ambrosia* nemzetség fajai közül egyet, az *A. maritima* L-t Európa mediterrán vidékein és Afrikában őshonosnak tekintik, bár egyes szerzők szerint ez a növény behurcolás eredménye, és valójában azonos az *A. psilostachya* DC. fajjal, annak egyéves változata. Megint mások az *A. ambrosiifolia* változatának tartják. Az Észak-Amerikából behurcolt *A. psilostachya* hazánkban alkalmi megjelenésű faj, magyar neve évelő parlagfű (angolul perennial ragweed). A Flora Europea legutolsó és a SIMON TIBOR-féle határozókönyv mindegyik kiadása ezt szinonim névként kezeli, és az *A. coronopifolia* TORR. et GRAY nevet tartja érvényesnek. Az egyesült államokbeli források vagy külön fajként kezelik az *A. psilostachyát* és az *A. coronopifoliát*, vagy (az internetes források többsége, így az USA mezőgazdasági minisztériumának honlapja) érvényes fajnévnek az *A. psilostachya* nevet jelölik meg, és ezen belüli változatnak értékelik a *var. coronopifoliát*. A jelen munkában, anélkül, hogy a taxonómiai kérdéseket fessegetnénk, az *A. psilostachya* elnevezést használjuk. A nemzetség negyedik tagja kontinensünkön a szintén Észak-Amerikából származó *A. trifida* L. Hazánkból még nem jelezték előfordulását. Angol neve giant ragweed, magyar elnevezése hármastevelű parlagfű, de a szakirodalomban már megjelent az „óriás parlagfű” elnevezés is.

A továbbiakban, amennyiben egymagában a „parlagfű” nevet használjuk, az minden esetben az ürömlevelű parlagfűre (*A. artemisiifolia*) utal.

Morfológiai jellemzés

A parlagfű egyéves, általában 20–150 cm magasra növő (jól trágyázott területen két méternél is magasabb lehet), rendszerint dúsan elágazó, terebélyes növény. Színe világos- vagy sötétzöld (a hasonló fekete ürömnél – *Artemisia vulgaris* – világosabb), a kései példányok sötétvörös színeződésűek. Levele megdörzsölve kellemes (ürmös) illatú. Felálló szára rányomottan szőrös vagy érdes, tompán négyélű. Alsó levelei átellenesek, a felsők váltakozó állásúak. A levélnyel rövid, a lemez 1-2-3-szorosan szeldelt. A szeletek tojásdadok, a fonákon rányomottan pelyhesek. Apró porzós és termős virágai külön fészkekben nyílnak. A porzós virágzatok a szár csúcsán füzérekben helyezkednek el; a rövid (a fészekörvvel kb. azonos hosszúságú) kocsányú, szőrös, lecsüngő, 3–4 mm széles, kúp alakú fészkekben tíz–száz (-kétszáz) sárga virág található. A termős virágok a felső levelek hónaljában egyesével vagy ki-

sebb csoportokban ülnek, egyvirágúak. A termőt a szőrös és négy-hat foggal ellátott fészekvacok és pikkely veszi körül. A termésen érés után rajta marad a fészek, 3–5 mm hosszú, kehely alakú, egytermesű propagulumot alkotva, amelynek felső részén négy-hat hegyes, 1 mm-nél kissé hosszabb fog van. A kaszat citrom alakú, sötét olajzöld vagy kávébarna színű, a mag tojásdad, dús olajtartalmú. Ezermagsúlya a természetes fészekre vonatkoztatva 2,3–2,7 g, a kaszaté 2,0–2,3 g.

A csíranövény sziklevelei rövid nyelűek, csupaszok, elliptikusak, lekerékített csúcsúak. A szik alatti szár szennyes vöröses vagy barnásvörös. Az első levelek pillásak, szárnyasan hasogatottak. Gyökere orsógyökér, többrendű gyökerei igen mélyre hatolhatnak a talajban.

A fenti leírásnak megfelelő hazai populációk egyöntetűen az *Ambrosia artemisiifolia* var. *elator* alakkörébe tartoznak. Az őshazájában elterjedt másik változat, a var. *artemisiifolia* esetében a felső ágak levelei épek, a porzós fészkek nagyobbak (4–5 mm átmérőjűek), kocsánykájuk feltűnően (2-3-szor) hosszabb, mint a fészekörv, amely lapos tál alakú. Az utóbbi változatnál az egész porzós virágzat lazább. A leírt bélyegek némelyikének vagy akár többnek is megfelelő példányok előfordulhatnak az országban, de mind ez idáig egyetlen, Szigetváron gyűjtött példányt tekint a szakirodalom *Ambrosia artemisiifolia* var. *artemisiifolia* hazai bizonyító erejű képviselőjének.

A hazánkban egy ízben megfigyelt évelő parlagfű (*Ambrosia psilostachya* DC) az ürömlevelű parlagfűhöz igen hasonló megjelenésű, de valamivel alacsonyabb és kevésbé elágazó. Legfőbb morfológiai elkülönítő bélyegei, hogy nem hoz létre orsógyökeret, viszont vízszintesen futó, tarackszerű gyökerei vannak, továbbá a természetes fészkeinek felső részén a fogacskák tompák és 1 mm-nél rövidebbek. Várható még hazánkban a hármastevelű parlagfű (*Ambrosia trifida* L.) felbukkanása. Ennek az esetenként néhány méteres magasságot is elérő egyéves fajnak biztos elkülönítő bélyege, hogy levelei nem szeldeltek, hanem teljesen 3-5-osztatúak.

Az ürömlevelű parlagfű morfológiai változatossága igen nagy, számos ökotípust leírták. Különböző körülmények között a levélalak (az osztottság mértéke), a szőrözöttség, a szín, a méretek igen változatosak lehetnek. A faj szexuális változatosságáról lásd a szaporodásról szóló részt.

Származás, elterjedés

Az *Ambrosia* nemzetség a Kaliforniai-öböltől északra és keletre elhelyezkedő, igen száraz Sonora-régióban keletkezett, és innen terjedt először a környező kevésbé arid területekre, majd északra és keletre. Az Európába behurcolt parlagfűfajok fajkeletkezése már a nemzetség keletkezési centrumától távolabb, az amerikai kontinens északabbi területein ment végbe. *Ambrosia*-pollent már hatvanezer évesnél idősebb lerakódásokban is találtak Kanadában, és az utolsó eljegesedés óta – kb. tizenkétezer éve – kimutathatók a parlagfű virágporzemei. Mindazonáltal a faj, bár széles elterjedésű az őshazájában, meglehetősen ritka volt: pollene a tőzegüledékekben az utóbbi kétszázötven év kivételével kis mennyiségű. A nyugati civilizáció behatolásával együtt járó erdőirtás, gyepfeltörés és tájtalakítás révén ez a mennyiség több mint a százszorosára növekedett. Napjainkra a parlagfűnek összefüggő elterjedési területe van Észak-Amerikában egészen Kanada déli részéig.

A növényt a világ minden részére széthurcolták, a mérsékelt és szubtrópusi zónákba minden földrészen eljutott és terjeszkedni kezdett, de behatolt az erősen kontinentális éghajlatú orosz Távols-Keletre is. Európába a történelem folyamán többször is behurcolták heremag-, gabona- és burgonyaszállítmányokkal. Korai felismerését nehezítette, hogy a morfológiailag igen hasonló, Európában már jelenlévő *A. maritima* fajjal kezdetben összetévesztették. Az első biztos adatok szerint Franciaországban 1846-ban, Németországban 1863-ban, Svájcban 1878-ban, Ausztriában (Innsbruckban) 1883-ban bukkant fel. Később más nyugat-európai országokban is megjelent, de ebben az időben még nem tudott meghonosodni, mert termése – valószínűleg klimatikus okokból – nem érett be. A tényleges megtelepedés és az invázió kezdete az első világháború környékén indult meg az Osztrák–Magyar Monarchia kikiötői felől fertőzött gabonaszállítmányokkal. A robbanásszerű terjedés a második világháborút követően kezdődött. Az invázióknak Európában két központja volt: a kisebbik Délnyugat-Franciaországban, Lyon körzetében, a másik pedig Délnyugat-Magyarország és Horvátország határos részein (elképzelhető még egy keletibb, ukrainai centrum is). Magyarországról azután az utóbbi évtizedekben rohamosan elterjedt a környező országokba, főképp a volt szocialista államok területére. Napjainkra Dél- és Közép-Európa országaiban telepedett meg, de a többi országban is előfordul alkalmi fajként. Földrészünkön az északi

szélesség 55° magasságáig képes életciklusának beteljesítésére. Összefüggő áréájának északi határa jelenleg Dél-Lengyelország és Dél-Németország magasságában van. Az *Ambrosia psilostachya* és az *A. trifida* is körülbelül ugyanabban az időben jelentek meg először, és azóta feltehetőleg meghonosodottnak tekinthetők Európában, bár előfordulásaik szórványosak. A tisztázatlan státusú, egyébként Európa és Afrika mediterrán vidékein elterjedt *A. maritima* felbukkanásáról is vannak adatok Közép-Európából. Alkalmi megjelenése több más parlagfűfajnak is elképzelhető.

Magyarországon már 1888-ban megjelent ideiglenesen, a termesztett növények között, majd a XX. század elején a déli vidékeken többen jelezték előfordulását. A végleges, Jugoszlávia irányából való behurcolás időpontját 1922-re teszik, amikor több ponton megjelent a Balaton, a Dráva és a Mura vidékén. A terjedés Somogy megye területéről indult, de már 1926 körül kialakult egy gócpont Budapest környékén. A második világháború előtt az északi és nyugati területeket kivéve teljesen elterjedt a Dunántúlon. A rohamos inváziót a háború utáni időszakból írják le, amikor a mezőgazdasági termékek szállításának útvonalain, útszéleken, vasúti töltések mentén terjedt. 1960-ra a növény már átlépte a Dunát, és Szeged környékén újabb gócpontja alakult ki. Tíz évvel később már fertőzött volt a teljes Duna–Tisza köze, de a Nyírség és a Hajdúság vidékén is kialakult egy nagyobb összefüggő területe. Ezután Békés megye keleti határa felől is megindult a terjedése. 1981-re a Dunántúlnak gyakorlatilag az egésze fertőzött volt, és már csak az Északi-középhegység és a Tiszántúl középső-keleti részei voltak érintetlenek. Napjainkra a teljes országot elérte, de a fertőzöttség mértéke régióként meglehetősen változó.

Az évelő parlagfűvet (*Ambrosia psilostachya*) egy ízben, 1962-ben találták meg Magyarországon, Csepelen. A jól felismerhető hármalevelű parlagfű (*A. trifida*) alkalmi megjelenése is várható, mert a közeli országokból már jelezték. Kísérleti állományát hazánkban is sikerült több éven keresztül fenntartani.

Életciklus, életmenet

A parlagfű egyes életfázisait igen sokrétűen kutatták a világ több részén, szabadföldi és laboratóriumi körülmények között egyaránt, ami-

vel, sajnos, együtt jár, hogy az eredmények gyakran ellentmondók, és nem felelnek meg a hazai tapasztalatoknak. Ebben nyilvánvaló szerepet játszik a faj nagymértékű variabilitása és adaptációs készsége, viszont a műtermékek sem zárhatók ki.

A parlagfű csírázása igen összetett folyamat, amelyet elsősorban a mag állapota és előtörténete, a hőmérséklet, a fény, a talaj vízpotenciálja, ezek interakciója és egyéb tényezők befolyásolnak. A frissen érte magvaknak TTC-teszt alapján 70–79%-a életképes a hazai populációkban. A parlagfű magjai közvetlenül az érés után nem csíráképesek, az elsődleges magnyugalom (primer dormancia) állapotában vannak. Ennek megtörése a szabadban a késő őszi-téli hideg hónapok alatt megy végbe. Laboratóriumi körülmények között a 4 °C-os hőmérsékleten történő, minimum hat, optimálisan tizenkét hétig tartó sztratifikáció bizonyult a leghatékonyabbnak. Ezek után (a hazai klímát tekintve már január elején) a magvak csírázóképesek, csak az alacsony hőmérséklet korlátozza a folyamat megindulását (kényszernyugalmi állapot). Ezt követően a környezeti tényezők bizonyos kombinációja (az alábbiakban részletezve) nagyarányú csírázást tesz lehetővé. Azonban ezeknek a tényezőknek a megváltozása azoknál a magvaknál, amelyek a megfelelő időszakban valamilyen kényszer (szárazság, kis O₂, nagy CO₂-tenzió, magas hőmérséklet, fényhiány stb.) hatására nem voltak képesek kicsírázni, idővel másodlagos magnyugalmi állapotot (szekunder dormancia) indukál. A másodlagos nyugalom ugyanolyan körülmények között törhető meg, mint a primer dormancia, azaz a magok természetes körülmények között a következő évben újra csírázóképesek lesznek. A parlagfű ki nem csírázott magjai a fentiek szerint egymást követő évek során át ciklikusan nyerik el és veszítik el újra időszakosan a csírázókéességüket. A magok életképessége sokáig megmarad: két, egymástól függetlenül elvégzett kísérletben maximálisan harminckilenc, illetve negyven éve nagyobb talajmélységben eltett magokat is sikerült kicsíráztatni. A talajfelszínen a magvak természetes körülmények között négy év alatt elvesztik csírázókéességüket.

A hosszabb ideig sztratifikált magvaknál a csírázás már alacsonyabb hőmérsékleten, kevéssel 4 °C alatt megindulhat. A hőmérséklet emelkedésével a csírázási arány nő, a különböző kutatások laboratóriumi körülmények között 31 °C-on, illetve 15/30 °C napszaknak megfelelő alternáló hőmérsékleten tapasztalták a maximális értéket. Az első csí-

ranövények szabadföldi tapasztalatok alapján nálunk általában március végén figyelhetők meg, majd április 10. és május 20. között (10/20 °C alternáló hőmérséklet körül) jellemző a csírázás maximuma, amikor is a növények kb. 60%-a kel ki. Június első fele után már csak kisebb mennyiségben (őshazájában szinte egyáltalán nem) tapasztalunk csírázást, azt viszont akár az első őszi fagyokig, mert a magasabb hőmérséklet hatására a magvak többsége másodlagos nyugalomba kerül. Meg kell jegyezni, hogy a hazai szakirodalom egy júliusi másodmaximumot és folyamatos csírázást említ egész nyáron. Ezek szerint a csírázásnak a melegebb időszakokkal való lezárulta nem olyan egyértelmű, mint az amerikai populációknál, ami talán a fajnak a magyarországi viszonyokhoz való adaptálódását jelzi.

A fény minden vizsgálat szerint számottevően serkenti a parlagfűmagok csírázását, azonban itt is összetett hatásról van szó. Folyamatosan sötétben levő magvak csak alacsonyabb hőmérsékleten csíráznak. 5/16 °C-os alternáló hőmérséklet körül vagy e fölött ugyanis feltételes magnyugalom (másképpen fogalmazva: fényigény) alakul ki. A feltételes nyugalomban levő magok fény hatására (elegendő lehet egy rövid impulzus) visszanyerik csírázókéességüket. A talajban fekvő magvak esetében tehát bolygatás hiányában már korábban kialakul tavasszal egyfajta magnyugalom, amely aztán kora nyárra átvált a szekunder dormanciába. A fény- és hőmérsékleti igény ilyen interakcióját sok laboratóriumi kísérlet nem vette figyelembe, ami jól magyarázza, hogy szabad földön miért alacsonyabb hőmérsékleten tapasztalunk maximális csírázást, mint ahogy egyes szakirodalmi adatokból várnánk.

A talaj vízpotenciálja tekintetében a -0,06–0,00 mPa értékek a legkedvezőbbek, -0,08 mPa alatt nincs csírázás. Kifejezetten a sókoncentráció hatását nem vizsgálták, de a faj szikes és tengerparti területeken is megél, bár tengervízben nem csírázik. A fészekpikkely eltávolítása megnöveli a csírázási arányt.

Természetes körülmények között a magvak talajmélység szerinti elhelyezkedése módosítja (vagy kifejezésre juttatja) a hőmérséklet, a fény, a nedvességtartalom, és a CO₂-, illetve O₂- tenzió hatását. A mélyebben levő magvak kevesebb fényhez jutnak, és a talajhőmérséklet is lassabban emelkedik megfelelő szintre, ezért itt első megközelítésben rosszabb csírázási arány várható. Laboratóriumi kísérletek gyakran igazol-

ták, hogy közvetlenül a felszínen a legjobb a csírázás, és a mélység növelésével fokozatosan romlik az arány. Szabad földön azonban a felszín jobban ki van téve a külső faktorok extrém változásának, és a vízellátás is rosszabb, így a csírák könnyen elpusztulnak. Valószínűleg ilyen összetett okok miatt optimális mélységnek Magyarországon a 3 cm adódott. A felszínen gyakran 0%-os sikert is mértek, 7 cm-nél nagyobb mélységből pedig sikeres csírázás esetén sem jut el a növény a felszínre (a számszerű értékek nyilván a talajféleségnek és az adott év időjárásának megfelelően változnak).

Az összetett csírázási viselkedés adaptációs jelentősége valószínűleg a növény pionír zavaráskezdő stratégiájával magyarázható, ugyanis lehetővé teszi, hogy a talaj bolygatásakor, a vegetáció felnyílásakor behatoló fény hatására nagy mennyiségű mag csírázhasson, ugyanakkor mindig megfelelő méretű magbank maradjon a talajban. Másrészt a másodlagos nyugalom megakadályozza a nyári, már kedvezőtlenebb viszonyok (szárazság, nagyobb kompetíciós nyomás, rövidebb tenyészidőszak) között a csírázást.

Hazai fenológiai vizsgálatok szerint a korán, április 7-én elvetett magvaknál átlagosan száztizenkilenc nap telt el a virágzásig, és összesen száznyolcvanhárom nap a termésérésig. Ezek a példányok 170–180 cm magasra nőttek. A júniusban-júliusban kelt növények már nyolcvan napon belül virágoztak, és 115 nap kellett a terméséréshez. A virágzás- és termésérés közti idő tehát a csírázás idejétől függetlenül viszonylag állandó, átlagosan alig több mint hatvan nap volt. Az augusztus végén kelt növényeknek virágzásig csak harmincnégy napra volt szükségük, de termésüket már nem tudták beérlelni, és csupán 8–12 cm magasságot értek el. A növekedés a virágzás kezdetéig intenzív, azután lelassul.

Kanadai vizsgálatok szerint a virágzás kezdetének időpontja a parlagfűnél mindössze tizenkét napos tartományban mozgott nyolc év adatai alapján. Ugyanitt megfigyelték, hogy észak felé haladva a növények egyre hamarabb virágoznak, és egyre kisebb mértékű a vegetatív növekedésük.

Az *Ambrosia artemisiifolia* kizárólag ivarosán szaporodik. Ha hazánkban vegetatívan, tarackokkal szaporodó parlagfűvet találunk, az minden bizonnyal az évelő parlagfű (*Ambrosia psilostachya*).

A parlagfű szélbeporzású növény, a porzós fészkeken esetleg megfigyelhető rovarok csak a virágport gyűjtik. Üvegházi körülmények között kimutatták, hogy a növények idegen- és önmegporzással is hoznak termést, de ennek jelentősége szabad földi körülmények között nem ismert. A faj szexuális változatosságot mutat: a növény ugyan rendszerint egylaki, de kb. 5%-ban előfordulnak kizárólag termős példányok is. Ezeknél az egyedeknél vagy nem alakulnak ki a szárvegi porzós virágzatok, vagy a helyükön is termős fészkek jönnek létre. Kimutatták, hogy állományban a szexuális jelleg kialakításánál a környező vegetáció magassága a legfőbb befolyásoló tényező, és korreláció mutatható ki a hím jelleg erősödése és a magasság között. Jellemzően az alacsony, leárnyékolt helyzetben levő egyedeken található túlnyomóan vagy kizárólag termős virágok. Előzőleg HEGI arról számolt be, hogy a parlagfű sűrű állományaiban a porzós jelleg dominál, de ez talán a magasabb, feltűnő egyedek miatt látszik így (mindenesetre a sűrű állományok fajlagos virágportermelése nagyobb). Szabadon álló növények esetén viszont nincs összefüggés a magasság és a nemi jelleg között. Általában az ilyen egyedeken minden körülmények között viszonylag erős a női jelleg. Nagyon későn kelő növények esetében is megfigyelték, hogy mindössze négyleveles stádiumban a szár csúcsán néhány termős virágot hoztak, porzósakat viszont nem.

A porzós virágok nyílása hét–tíz nappal megelőzi a termősekét, és a főágak virágzása előbb kezdődik, mint a mellékágaké. Nálunk a pollenszórás kezdete július 13. és augusztus 4. közé esik. A fészkekben az egyes porzós virágok egymást követően nyílnak. Egy-egy porzós fűzér maximális virágportermelése egy-másfél hétig tart, a teljes növény így több mint egy hónapig bocsát ki pollent.

A termésszám nagyban függ a csírázás időpontjától: hazai vizsgálatban az április elején kelt növények három-négyezer magot hoztak, az augusztus végén csírázók csupán tizennégyet-tizenhatot. Az Egyesült Államokban is a háromezres termésszám az átlagos növényenként (a maximális adat innen hatvankétezer), míg Ukrajnából egy százötven ezer termést hordozó ún. termős formát is említettek.

A termés általában az azt körülvevő fészkekkel együtt terjed. Speciális terjesztési mechanizmusa nincs. Az anyanövények körül csupán néhány méteres körzetben szóródnak szét a termések a széllel. Termését

még az azt fogyasztó madarak is terjeszthetik, és a propagulum kis fogaival állatok szőrébe tapadhat. Vízzel is képes terjedni: Ausztráliában nagyobb árvizek után figyelték meg előrenyomulását. Legnagyobb jelentősége az ember általi terjesztésnek van, leginkább fertőzött vetőmaggal, földdel, sárral, járművekkel hurcolódik szét.

Termőhelyigény

A parlagfű a zavart, nyílt élőhelyek növénye. Az erősen szélsőséges, napfényben szegény helyek kivételével bárhol megjelenik zavarás hatására. Ahol nagyobb mennyiségben képződik üres talajfelszín, azonnal elszaporodik, ezért az elsőéves parlagok legjellemzőbb növénye, és állandó kísérője az építkezéseknek és földmunkáknak. Állandó jelenlétére elsődlegesen ott számíthatunk, ahol a zavarás rendszeresen ismétlődik, így szántóföldeken, útszéleken és általában mindenféle emberi tevékenység környezetében. A fentiek alapján a háborítatlan természetközeli élőhelyekről és a hosszabb ideje regenerálódó másodlagos élőhelyekről szinte teljesen hiányzik. A zavart termőhelyekről, elsősorban szántóföldekről, számos társulását leírták.

A környezeti tényezőkkel szemben általában széles tűrőképességű. Egyedül fényigénye kifejezetten nagy a növekedés időszakában, a virágzás kezdete után azonban jól bírja az árnyékolást. Hőigénye nagyon mondható, ami országos viszonylatban befolyásolhatta ugyan a terjedési sebességét a különböző régiókban, de klimatikus okok manapság csak a magasabb középhegységeinkben korlátozzák elterjedését. Reprodukív sikere szempontjából a 26/32 °C alternáló hőmérséklet bizonyult optimálisnak (ennél magasabb hőmérsékleten jelentősen visszaesik), azaz a magyarországi viszonyok nagyon kedvezők a számára. A talajjal kapcsolatban nem túl igényes. Általában a laza szerkezetű, jól átmelegedő talajokon (barna erdőtalajok, hordalék- és öntéstalajok, laza homokos vályogtalajok, csernozjom, erodált romtalajok) sikeres. Erős, mély gyökérzetével a szélsőségesen száraz talajokon (pl. futóhomok) is kiválóan megél, de az időnként átmedvesedő talajokat is elviseli. Növekedése során jól át tudja vészelní a szárazabb periódusokat. Hazai vizsgálatok alapján a faj kritikus víztelítettségi deficitje nagy (75–73%), azaz szárazság esetén sok víz elvesztése után is képes regenerálódni. Ugyancsak erőteljes marad rossz vízellátottság esetén a fo-

toszintetikus aktivitása is. A talaj kémhatása tekintetében is széles tűrőképességű, bár a szakirodalom szerint a neutrális és a gyengén savanyú talajokon (pH 6,6–7,0) érzi legjobban magát. Az erősen sós talajviszonyokat rosszul viseli, de a gyengébb szikeseken is nagy kiterjedésben megtalálható. Tápanyagellátás szempontjából kedveli a közepes vagy jó N-ellátottságú termőhelyeket. A tápanyaggazdagság befolyásolja reprodukcióját. Kérdéses, hogy heterogén tápanyag-eloszlású területeken hogyan viselkedik: egyes vizsgálatok szerint a talajban levő, nitrogénben gazdagabb foltokat differenciált gyökérnövekedésével nagyon jól kihasználja, más kísérletek viszont ennek éppen az ellenkezőjét bizonyították, azaz a parlagfű gyökérzete a homogén tápanyag-eloszlású talajok kiaknázására alkalmas.

Fotoszintetikus aktivitása a környezeti tényezők széles tartományában számottevő marad. A külső légköri CO₂-koncentráció növelésével megfelelő tápanyagellátás mellett az asszimilációja erősen fokozódik. Több kísérletet végeztek arra nézve, hogy növekedése és pollentermelése mekkora lesz a légköri CO₂-mennyiség fokozódásával. Ezek szerint a jelenlegi szint kétszeresének megfelelő koncentráció mellett (a ma tapasztalható évi 2 ppm-es növekedés alapján ez 2050-re már reális lehetőség) a parlagfű szárazanyag-termelése 30–50%-kal, virágportermeleése (a virágok számának és a virágzatok méretének növekedése révén) majdnem 250%-kal nőhet, és a virágzás is valamivel hamarabb elkezdődik.

A parlagfű rövidnappalos növény. Kontinentális léptékben ez is korlátozza elterjedését a magasabb szélességi körök felé haladva. A megvilágítási időtartam optimuma tíz-tizennégy óra között van.

Biotikus interakciók

Laboratóriumi körülmények között kísérletesen bizonyították, hogy a parlagfű negatív allelopátiás hatású több kultúrnövény csírázására, valamint a talajban élő zöldalgák szaporodására. A levélkivonat hatása volt a legerősebb, de virágzat- és termés-kivonat esetén is gátlást tapasztaltak. A hatás valószínűleg fenoloid és terpenoid típusú vegyületeknek tulajdonítható. Terepi körülmények között az allelopátia jelen-

tősége nem ismert, a megfigyelések változatosak (serkentő hatást is föl-
jegyeztek).

A parlagfű kompetitív képességeivel kapcsolatban ellentmondások az adatok. Eredeti élőhelyén a zavart területek, elsősorban a felhagyott szántók domináns faja, ahonnan néhány év alatt visszaszorul; BAZZAZ szerint az r-stratégista növény archetípusának tekinthető. Az első néhány évben uralkodó fajok közül egyes vizsgálatok a legerősebb kompetitornak mutatták: növekedését egyáltalán nem befolyásolták a környezetben levő fajok, viszont ő maga erős negatív hatással volt nemcsak az egyévesekre, hanem olyan olyan évelő fajokra is, mint a *Plantago lanceolata* vagy az *Agropyron repens*. Más vizsgálatok szerint viszont az ősszel csírázó, ezáltal tavasszal nagyobb előnnyel induló téli egyéves fajok, mint a *Conyza canadensis* és a *Stenactis annua* jelenlétében erősen csökken a parlagfű magassága, biomasszája, reprodukív sikere (miközben denzitása nem változott), és növekedett rajta a predáció hatása. Mindez végül a visszaszorulásához vezetett. A kompetíció mechanizmusának vizsgálata, ugyancsak felhagyott szántókon, arra utalt, hogy a föld alatti versengés hatása jóval erősebben korlátozza a parlagfűvet, mint a föld feletti kompetíció. Zárt társulásokban az árnyékolás mindenképpen gátlólag hat a parlagfűre. Árnyékban mind a csírázás, mind a növények vegetatív fejlődése gátolt.

A parlagfűhöz Észak-Amerikában kapcsolódó fogyasztók (herbivorok) számát háromszáznál többre becsülik. Ezeknek egy része polifág vagy oligofág, de aránylag nagy számban vannak monofág jellegű fajok is. Az ízeltlábúak közül a legfontosabb eddig vizsgált, a biológiai szabályozás szempontjából is szóba jöhető ágensek a következők: magevő az *Euaresta bella* LOEW (Diptera: Tephritidae), de a magoknak csak kis százalékát pusztítja el. Gubacsképzők száron, levélen, virágon: *Asphondylia ambrosiae* GAGNÉ, *Rhopalomya ambrosiae* GAGNÉ, *Contarinia parthenicola* COCKERELL (Diptera: Cecidomyiidae) gubacsszúnyogok, száron: *Epiblema strenuana* WALKER (Lepidoptera: Tortricidae) lepke, levélen: *Eriophyes boycei* KEIFER (Acarina: Eriophyidae) atka. Aknázó a *Coleophora annulatella* BRAUN (Lepidoptera: Coleophoridae) lepke levélen. Szárélősködő a *Neolasioptera ambrosiae* FELT (Diptera: Cecidomyiidae) gubacsszúnyog. Lárvakorban szárélősködő, majd imágóként levélevő a *Cylindrocopturus quercus* SAY (Coleoptera: Curculionidae) zsiszik, míg az *Acropteroxys gracilis* NEWMAN

(Coleoptera: Languriidae) bogár emellett szárevő is. Szárevő a *Dectes texanus* LECONTE (Coleoptera: Cerambycidae) cincér lárvája (a faj emellett szójakártevő is). Levélevők az *Ophraella communis* FABRICIUS, *Zygogramma bicolorata* PALLISTER és *Z. suturalis* FABRICIUS (Coleoptera: Chrysomelidae) levélbogarak, valamint a *Tarachidia candefacta* HÜBNER (Lepidoptera: Noctuidae) lepke hernyója.

Másodlagos elterjedési területén, így Magyarországon is több ízeltlábú fajt gyűjtöttek a parlagfűvön. Jugoszláviában táplálkozási tesztekben száz honos rovar közül huszonnyolc táplálkozott a parlagfűvön, de nem mindegyik volt képes kifejlődni rajta az adult stádiumig. Egy magyarországi vizsgálatban két év alatt százhetvennégy (egynél több alkalommal csupán hetvenhárom) növényevő fajt sikerült begyűjteni a növényről és meghatározni. A hetvenhárom fajból huszonöt kabóca, huszonhat poloska, hét egyenesszárnyú, tizenhárom bogár és két levéltetű volt. Ezek túlnyomó része (hasonlóan az Európa más részein gyűjtött fajokhoz) polifág vagy oligofág faj volt, amelyekről általában nem bizonyítható, hogy alkalmas tápnövényük-e a parlagfű, és ha igen, okoznak-e valamilyen károsodást a növénynek. A másodlagos elterjedési területen begyűjtött rovarok egy része mezőgazdasági kártevő, a biológiai védekezésben tehát nem használhatók fel.

A legelő állatok megesszik, de nem kifejezetten kedvelik a parlagfűvet. Cellulóz- és hemicellulóz-tartalma túl kicsi (25, illetve 1–3%), nyersfehérje-tartalma pedig meglehetősen nagy (25–29%), viszont aminosavösszetétele harmonikus.

Az egyéves parlagfű meglehetősen érzékenyen reagál a növényevők károsítására: leveleinek egyharmadát, illetve kétharmadát elveszítve 75, illetve 97%-kal csökken a maghozama.

A parlagfűn élő növényi kórokozónak az eredeti élőhelyen való kutatása több károsító gomba- és baktériumfajt derített fel. A legígéretesebbnek két észak-amerikai rozsdagombafaj, a *Puccinia conoclinii* SEYM. ex BURRILL és a *P. xanthii* SCHWEIN látszik a biológiai védekezés céljaira. Gazdaspektrumuk szűk, nálunk elvileg csak a szintén inváziós *Xanthium*-fajokra jelenthetnek veszélyt (a gombának a *Xanthium*okat megbetegítő *forma specialisa* egyébként már jelen van Dél-Európában).

Hazánkban már több olyan honos kórokozó gombafajt gyűjtöttek, amelyek képesek megbetegíteni a parlagfüvet: az *Albugo tragopogi* (PERS.) S. F. GRAY fehérüszög-faj az egyik, amely külföldi vizsgálatok szerint a pollen- és magtermelést 98%-kal, a magassági növekedést pedig 79%-kal csökkentette. A *Plasmopara halstedii* (FARL.) BERL. & DE TONI (amely egyébként a napraforgó kórokozója) a vegetációs időszak végén a növény pusztulását okozza. A *Verticillium dahliae* KLEB. tra-cheomikózisos hervadást okoz. A *Rhizoctonia solani* KÜHL a gyökeret támadja meg. A *Macrophomina phaseolina* (TASSI) GOIDANICH fajt néhány pusztuló növényről gyűjtötték. Ismert még az országból az *Entyloma polysporum* (PECK) FARL. üszöggomba, valamint hazánkból írták le először a *Septoria epambrosiae* FARR & CASTLEBURY fajt. A felsorolt fajok egy része igen széles gazdaspektrumú kártevő, másokról túl keveset tudunk, ezért a védekezésben való alkalmazásuk nem jöhet szóba. Kivételes eseményként 1999-ben nagy pusztítást vitt végbe majdnem a teljes hazai parlagfűállományban egy Amerikában már ismert gomba, a *Phyllachora ambrosiae* BERK. & CURTIS. Abban az évben a csapadékos időjárás miatt virulenssé vált, amúgy általában megbetegedést nem okozó gomba hatására körülbelül egy hónappal hamarabb befejeződött a parlagfű pollenszórása. A kórokozó továbbra is jelen van a hazai parlagfűállományban, de a járvány azóta nem ismétlődött meg. 2001-ben viszont a *Plasmopara halstedii* gombafaj okozott tömeges megbetegedést a hazai parlagfűpopulációban. Élősködő növényeink közül megfigyelték a parlagfűvön a *Cuscuta campestris*.

A parlagfű arbuskuláris–vezikuláris (A-V) mikorrhizát hoz létre. A *Glomus etunicatum* BECKER et GERD. faj hatását kísérletesen vizsgálva megállapították, hogy igen nagy mértékben megnöveli a növény foszforfelvételét, és pozitív hatással van a növekedésére, valamint a gyökérsűrűségére. Homoki élőhelyen hazánkban is kimutatták A-V mikorrhizáltságát.

A faj gazdasági jelentősége

Gazdaságilag az európai *Ambrosia*-fajokat nem hasznosítják az *A. maritima* kivételével, amelynek kivonatát molluszkicid hatása miatt a trópusi vizekben az emberi élősködőket/kórokozókat terjesztő vízi puhatestűek irtására használják. Őshazájában a közönséges parlagfűnek is

vannak népi gyógyászati alkalmazásai: nedvét helyi vérzések csillapítására és emésztési zavarok kezelésére alkalmazzák. A magvak nagy és jó száradási tulajdonságú olajtartalmának vegyipari célú alkalmazását javasolták. Termése télen a szárnyas apróvad kiegészítő tápláléka lehet.

A parlagfű hazánkban napjainkra a legveszélyesebb szántóföldi gyommá vált. Az őszi búza és a kukorica kultúráiban végzett országos gyomfelvételezések szerint fontossága folyamatosan növekedett: 1950-ben még csak a 21. helyen állt, míg 1997-re elérte az első helyet. Borítása az 1997-es adat szerint a mezőgazdasági területeken 4,7%. Ez azt jelenti, mintha csaknem 300 000 hektáron parlagfűvet termelne monokultúrában a mezőgazdaság. Az utolsó tíz évben (a mezőgazdaságban végbement átalakulási folyamatokkal összefüggésben) az FVM Növényvédelmi Szervezetének 1990 óta folyó felmérései alapján robbanásszerű volt az előretörése: 1990-ben az évi védekezések után 418 736 ha volt a parlagfűvel fertőzött terület, míg 2001-ben 2 935 794 hektárra növekedett. Az országban található kb. 6,2 millió ha mezőgazdasági művelésre alkalmas területből kb. 5 millió hektáron fordul elő. A fertőzöttség mértéke az ország egyes részein eltérő, de mindenütt növekedés tapasztalható.

A parlagfű hazánk valamennyi fontosabb termesztett növénykultúrájában előfordul. A legnagyobb gondot a kapáskultúrákban okozza, a legkritikusabb problémát a napraforgóban jelenti. Gabonában és repcében, valamint más, sűrű állású növényben kisebb jelentőségű. Az általa okozott mezőgazdasági kár mértéke nehezen megbecsülhető, de bizonyosan több tízmilliárd forintról van szó.

A parlagfű pollenje ma Magyarországon a legfontosabb aeroallergén. őshazájában is a szénanátha legfontosabb okozójaként tartják számon az *Artemisia trifida* fajjal együtt (az ugyancsak allergén *A. psilostachya* a kisebb mennyisége miatt általában nem okoz nagyobb problémát.) Egyetlen növény naponta egymillió, élete során 10^{12} pollenszemet termel. Egy hektár parlagfű 66 kg virágport bocsát ki egyetlen szezónban. A pollenszemek a széllel több mint 300 kilométerre terjedhetnek. Az allergia általában kettő-négy évvel a parlagfűpollennel való érintkezés után alakul ki, de a tünetek jóval később (tizenöt évvel az első érintkezés után) is megjelenhetnek. A növény vagy virágpora bőrgyulladást (kontakt dermatitisz) is előidézhet. Illóolajai fotoszenzibilizáló hatású-

ak, azaz napsugárzásra érzékennyé teszik a bőrt, így fitofotodermatitist okozhatnak. Igen erős szenzitivizáló ágens, azaz a parlagfűre érzékeny személyekben számos más potenciális allergénnel szemben is fokozza az érzékenység megnyilvánulásának valószínűségét. Magyarországon jelenleg a parlagfű virágpóra a legagresszívabb az összes növény közül. Pollenjének a koncentrációja virágzásakor többszöröse a következő legnagyobb pollenmennyiséget adó fűfélékének (az összes fűenek együtt). A magyarországi lakosságnak kb. 15–20 százaléka szenved pollenallergiában. Az allergiások többsége érzékeny a parlagfűre.

A faj természetvédelmi jelentősége

A parlagfű mindenféle nem túl extrém természetközeli gyepes élőhelyen megjelenhet (elsősorban laza talajon), de csak a zavart foltokban alkot kisebb, rövid életű állományokat. Tartós jelenléte természetközeli élőhelyeken folyamatos zavarásra utal (ilyen szempontból természeti területeken indikátornövényként jöhet számításba). Potenciális veszélyforrást annyiban jelenthet, hogy a növény hosszú életű magjai lassan felgyűlhetnek a talajban, és az újabb zavarások egyre nagyobb populációkat aktiválhatnak. Legkönnyebben homokon szaporodik fel a taposott helyeken, legeltetés, lovaglás stb. hatására. Kérdéses, hogy a futóhomok természetes mozgásával járó talajzavarás egymagában elegendő-e a faj folyamatos fennmaradásához.

Mint másodlagos zavart termőhelyek pionír domináns faja, elvileg gátolhatja az ilyen területek regenerációját. Őshazájában ilyen hatást nem tulajdonítanak neki: a felhagyott szántók szukcessziója ott egyforma sebességgel zajlik, függetlenül a parlagfű mennyiségétől. Rendszerint az első évben egyike a domináns fajoknak, de a harmadik-negyedik szezonra már nagyban csökken a mennyisége. Az Ukrajnában végzett vizsgálatok viszont kissé más képet mutatnak: ott a regeneráció első négy évében nagy különbség volt a növényzet összetétele és fejlődése tekintetében a parlagfűtől mentesített és a kontrollterületek között, és az inváziós faj is lassabban szorult vissza. Ez azzal magyarázható, hogy specializált fogyasztók híján Európában kedvezőbb versenyhelyzetben van a parlagfű, mint őshazájában. Mindazonáltal nem valószínű, hogy a hosszabb távú regenerációs folyamatokra ez befolyással lenne. A hazai tapasztalatok is megnyugtatók ilyen szempontból. Mindenesetre a má-

sodlagos területeken számításba kell venni, hogy az eredményes regeneráció ellenére nagy mennyiségű parlagfűmag maradhat a talajban.

Természetközeli élőhelyeken elsősorban a látogatottabb helyek és a bemutatóövezetek környékén okozhat gondokat. A látogatásra kijelölt helyeket több zavarás éri, a pufferzónákban pedig gyakran sok a frissen felhagyott parlag. Nem elhanyagolható szempont, hogy a látogatók milyen képet alkotnak a természetvédelemről egy elhanyagoltabb parlagfüves tájon.

A hazai természetvédelem által eddig elhanyagolt területen fontos átalakítóként jelenik meg a parlagfű: a szegetális (szántóföldi gyom) társulásokban, ritka (az intenzív mezőgazdasági módszerek miatt visszaszorult), eltűnőben levő növényegyütteseket veszélyeztet. Erre vonatkozóan hazánkban még kevés kutatást végeztek, de a Kisalföldön már kimutatták egyes ritka szegetális társulások elszegényedését a parlagfű agresszív viselkedése miatt extenzív szántókon.

A fajhoz egyetlen lehetséges haszon kapcsolódik a természetvédelem területén. A parlagfűprobléma immáron országos ismertsége lehetséges alap ahhoz, hogy erre építve jobban tudatosítsuk a többi veszélyes özönnövényünk elleni fellépés szükségességét. Az inváziós fajokkal kapcsolatos oktatásban, tudatformálásban, társadalmi szervezésben a parlagfű sikeresen betölthetné a zászlófaj szerepét.

A hasonló élőhelyeket kedvelő évelő parlagfű (*A. psilostachya*) szerepe őshazájában is kisebb, ezért nem valószínű, hogy nálunk a belátható jövőben természetvédelmi problémákat okozna. A hármastevelű parlagfű (*A. trifida*) ellenben potenciálisan nagyobb veszélyforrás, mert őshazájában hosszabb ideig eluralkodik zavart helyeken, és gátolja a regenerációt.

Természetvédelmi kezeléssel kapcsolatos ismeretek¹

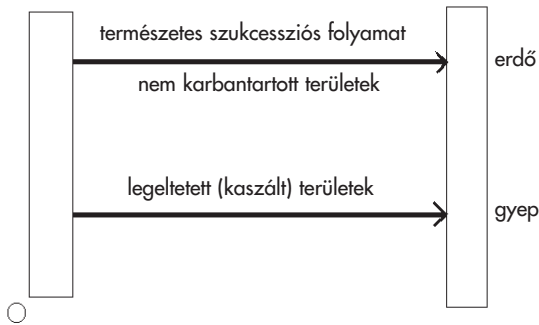
A parlagfű pionír gyomnövény, amelynek leggyakoribb felszaporodási helyei a megbolygatott talajú, zárt növényborítással nem rendelkező területek. Ezek elsősorban építkezések, földutak, árokpártok, friss fü-

¹ SZIGETVÁRI CSABA, BENKŐ ZSUZSANNA RITA és SZIDONYA ISTVÁN munkája – A szerkesztők.

vesítések, nem megfelelően gyomirtott kapás kultúrák (napraforgó, kukorica).

Széles körű megfigyelések alapján bizonyosnak tekinthető, hogy természetes szukcessziós folyamatok során a hazai klíma- és talajadottságok között a parlagfű két–négy év alatt kiszorul a területéről. A kezelések célja ennek megfelelően a szukcessziót gátló tényezők kiküszöbölése, a természetes folyamatok felgyorsítása, a növény számára kedvező életfeltételek kialakulásának megelőzése. Amíg ez nem lehetséges, a parlagfű által okozott károkat (gyomosítás, pollenszórás) kell a lehetőségekhez mérten mérsékelni.

pionir növénytársulások, pl. parlagfű



1. ábra A parlagfű életterének kialakulása

Stratégiák

A parlagfű irtása elsősorban egészségügyi és gazdasági szempontok miatt indokolt hazánkban. A jogi szabályozás elvileg megadja a hatékony védekezés kereteit, azonban a végrehajtás sikeressége és hatékonysága megkérdőjelezhető. Minthogy az ürömlevelű parlagfű már országosan elterjedt, a mezőgazdasági területeken való lokális terjedését fémzárolt, gyommaggal nem fertőzött vetőmaggal lehet mérsékelni.

A régiók és kistérségek szintjén a parlagfű mennyiségének vagy legalábbis káros hatásának csökkentéséhez a mezőgazdasági művelési, településrendezési, tájtervezési szempontok összehangolására van szükség. A nagyobb települések környezetében minél szélesebb és összefüggőbb sávban kellene állandó növényzetet (elsődlegesen erdőket, emellett rendben tartott gyepeket) létrehozni a szántók, parlagok, romterületek helyén. Ezáltal a településeken kisebb lenne a helyben terme-

lódó és a szél által szállított pollen mennyisége, emellett rekreációra alkalmas területek jönnének létre.

A sikeres védekezés feltétele a csírázás időszakának kezdetén elkezdett folyamatos monitorozás. Ez belterületen jogszabály alapján az önkormányzatok feladata, külterületen pedig a gazdálkodóknak kell elvégezni (ezt az illetékes Növény- és Talajvédelmi Szolgálatok ellenőrzik). Jelenleg a monitorozáshoz, illetve az ellenőrzéshez szükséges személyi és egyéb feltételek nem elegendők, ezért a jövőben elengedhetetlen a fejlesztésük, továbbá érdemes megvizsgálni a távérzékelési technikák alkalmazásának lehetőségeit is ezen a téren.

A védekezés további alapvető feltétele az ismeretterjesztés. Ebben már haladás mutatkozik, de az irtási technológiák helyes ismerete terén még hiányosságok vannak.

A parlagfűvel fertőzött területek kezelésénél két cél lehetséges:

- 1) A parlagfűtől való teljes mentesítés. Ez a lehetőség csak olyan területeken reális, ahol nem éri a területet ismétlődő zavarás. Ilyen helyeken a szukcesszió természetes menete szerint három–négy év alatt biztosan visszaszorul a parlagfű. Az aktív beavatkozásra szükség lehet azonban a folyamat gyorsításához és irányításához.
- 2) A parlagfű mennyiségének és kiemelten pollentermelésének alacsony szinten tartása. Ez olyan területeken feladat, ahol a zavarás huzamosan jelen van. Ilyenek a mezőgazdasági művelés alatt álló területek, valamint a települések, üzemek, utak, vasutak, romos és erodált helyek környezete.

Technológiák

Mezőgazdasági területeken egyelőre a kémiai szabályozás a leghatékonyabb. A különféle kultúrákban egyedi vegyszeres gyomirtási technológiákat kell alkalmazni, legkésőbb a növény hatleveles koráig. A jelen munka keretei nem engedik meg ezeknek a részletes ismertetését, de a téma megfelelő szakirodalmi hivatkozásai a bibliográfiában fellelhetők. További védekezési módszerek: növényváltás (erősen fertőzött területen pillangósok, őszi búza, repcetermesztés), mechanikai gyomirtás, sorközművelés, a tarlók és ugarterületek folyamatos és időben való talajművelése, a propagulumforrásként szolgáló szántószegélyek,

útszélek, töltések és mezsgyék gyommentesítése (az utóbbiak esetében a gyepesítés lehet a legcélravezetőbb).

□ *Mechanikai védekezés*

Nem mezőgazdasági területeken a technológiák sokasága áll rendelkezésre. Mindegyiknél alapelv, hogy a virágzás előtt kell alkalmazni őket. A kézi gyomlálás előnye, hogy teljes mértékben eltávolítja a növényt. Hátránya, hogy igen munkאיgényes (kicsi a területteljesítmény), a munkát végző személy ki van téve a kontakt bőrgyulladás veszélyének, továbbá a módszer talajbolygatással jár, így további magvak csírázását serkenti. Ennek a technológiának tehát kis, de rendszeresen zavart helyeken (játszóterek, parkok, kirándulóhelyek stb.) van jelentősége. Hasonlók mondhatók el a kapálós eltávolításról is, amelynek előnye, hogy nem kell közvetlenül érintkezni a növényvel, és nagyobb területeken is alkalmazható. A kaszálás nagyon hatékony megelőző módszer. A parlagfű már kialakult állományaiban ugyanakkor az egyszeri kezelés nem okozza a növény pusztulását, mert az alacsonyan elhelyezkedő oldalrügyeiből kihajt. Biztos eredményt csak évi háromszori, 2 cm magasságban elvégzett kaszálás hoz. Kötött talajú területeken szóba kerülhet az ugar- és parlagterületek birkával való legeltetése is (viszont laza, homokos talajon a legeltetéssel járó taposás inkább ellenkező hatással – a parlagfű elszaporodásával – jár.)

A gyeptelepítés az egyik leghatásosabb védekezés. A gyep megerősödését kaszálással vagy szelektív gyomirtással gyorsíthatjuk meg. A legjobb területteljesítményt nyújtó technológia a szakirodalom szerint az, ha őszi fűmagvetés után tavasszal egy alkalommal szelektív gyomirtást végzünk. A mulcsréteggel való takarás 8–10 cm vastagságban szintén meggátolja a parlagfű csírázását, de ez a technológia igen költséges. Főként gyeptelepítéseknél érdemes figyelembe venni. Felmerült még, hogy őshonos, nem agresszív és nem allergén pionír növények (pl. *Polygonum aviculare*) sűrű vetésével létrejött állományok friss felszíneken szintén megakadályozzák a parlagfűállomány kialakulását, viszont a további regenerációt nem hátráltatják. Ennek tényleges kísérleti igazolása mostanáig nem történt meg.

□ *Kémiai védekezés*

Tudomásul kell venni, hogy fertőzött területek túlnyomó részén a parlagfű gazdaságos irtása gyomirtó szerek felhasználása, illetve a mecha-

nikai és a kémiai védekezés együttes alkalmazása nélkül nem képzelhető el. A növény nagyon érzékeny mind a totális, mind a szelektív gyomirtó szerekre (igaz, kiszelektálódtak *karbamid-* és *triazin-*reisztiens típusai is). A legnagyobb problémát a folyamatos kezelési aktivitású magvakból való utánkezelés jelenti. Ennek kiküszöbölése az ún. tartamhatással rendelkező herbicidek használatával érhető el.

A megfelelő vegyszer kiválasztását mindig az adott terület adottságaihoz kell igazítani. Természetközeli, valamint védett területen mindazonáltal csak különösen indokolt esetben használhatunk herbicidet a parlagfű irtásához, tekintettel arra, hogy a növény nem jelent veszélyt az őshonos életközösségekre. A vegyszeres irtás indokolt lehet esetenként a védett területek látogatásra kijelölt részein, de csak a pufferövezetek degradált, nem természetközeli területein. Nyilvánvaló, hogy a vegyszeres gyomirtás előtt alapos környezettanulmányt kell végezni.

A települések frekvenciáltabb részein (játszóterek, közterek térségében) nem szabad vegyszeres kezelést alkalmazni ott, ahol járókelők, gyermekek vegyszeres kontaminációja következhet be. A parkokat már csak a látvány szempontjából is gyepesíteni és ápolni kell. Megjegyzendő azonban, hogy a pollenszennyezés nagy része olyan elhanyagolt építési telkekről, ruderaliákról, ipari területekről, város környéki elhanyagolt szántóföldekről vagy nem megfelelően gyomirtott kapás kultúrákból ered, ahol a hatékony vegyszeres kezelés lehet az egyedüli alternatíva.

A gyomirtó szerek belterületi alkalmazása jelenleg ellenállásba ütközik. Ennek az az oka, hogy a vegyszeres védekezés a laikusokban ellenállást vált ki, de a városi területeken végezhető növényvédelmi beavatkozások körét a növényvédelmi törvény is korlátozza. Ezek a területeken nem engedélyezett az elvileg hatékony, ám szakértelmet igénylő készítmények (pl. a fűfélékre szelektív, ún. *szulfonil-urea* típusú gyomirtó szerek) használata. Az ilyen szerek helyett általában a szabadforgalmú totális herbicidek alkalmazása engedélyezett.

□ *Biológiai védekezés*

A parlagfűprobléma megoldására a növényvédő szerekkel nem kezelt (így a mezőgazdasági) területeken kívül ígéretesek a biológiai védekezésben rejlő lehetőségek.

Teljes mértékben gazdanövény-specifikus fogyasztó szervezetek alkal-

mazásával elméletileg elfogadható szinten tartható a természetvédelmi kockázat, azonban az alkalmazást minden esetben kockázatbecslésnek kell megelőznie. Annak ellenére, hogy a parlagfűnek nem ismert a fészkesvirágúak családján belül a hazai természetes flórában közeli rokona, a biológiai védekezésre szánt szervezetek gazdanövény-specifikusságának, monofág voltának deklarálása és annak ellenőrzése számos kérdést és problémát vet fel.

A gazdasági kockázat reális, mert a napraforgón, amely rendszertanilag aránylag közeli rokon faj, számos parlagfűfogyasztó képes táplálkozni, illetve betegséget okozni. Az előzetes kockázatelemzési kísérletekben ezért mindig a napraforgó a kritikus tesztnövény (nem egy ígéretes biológiai védekezési ágenszt kellett elvetni, mert az in vitro tesztekben, ha jelentéktelen arányban is, de táplálkozott a napraforgón).

Európában, a volt Szovjetunióban, Kínában, Ausztráliában és Indiában több rovarfajt is betelepítettek a parlagfű elleni biológiai védekezés céljából. A megtelepedés és a gyomszabályozás mértéke az egyes helyeken különböző volt. A legnagyobb reményeket a *Zygogramma suturalis* levélbogárfajhoz fűzték. Ez az Észak-Amerikában őshonos bogár a levelek lerágásával teljes parlagfű állományokat képes elpusztítani, és nagyon jól bírja a kontinentális klímát is. Monofág lévén, a táplálkozási tesztekben egyes *Ambrosia*-fajokon volt képes táplálkozni és kifejlődni, ezenkívül az *Artemisia vulgaris* és a *Zinnia elegans* fajokon észlelték csekély mértékű kártételét. Az optimista várakozások ellenére egyetlen helyen sem volt képes hatékonyan szabályozni a növényt, így hozzánk legközelebb Horvátország területén sem. Ennek az az oka, hogy a bogár ugyan sikeresen megtelepedett, és helyi parlagfű-populációkat hatékonyan lerágott, de rossz keresőképesége (gyenge kemoreceptorok) és gyenge terjedőképesége (a kifejlett példányok nem szívesen repülnek) miatt nem volt képes átterjedni és megfelelően nagy populációkat létrehozni újabb állományokon. Mivel a parlagfűállományok jellemző sajátossága, hogy egyik évről a másikra nem stabilak (szántóföldeken a gyomirtás, parlagterületeken a természetes szukcesszió tünteti el őket), a bogárpopulációk nem tudták megfelelően követni őket. A közeljövőben nem zárható ki a bogárfaj spontán betelepődése a szomszédos Horvátországból.

Az újabb kutatások olyan fajokra irányulnak, amelyek hatékonyabban

képesek egyik populációról a másikra terjedni. Nagy reményeket fűznek a *Puccinia xanthii* rozsdagombafajhoz és rokonaihoz; esetleges alkalmazásával kapcsolatban hazánkban is folynak vizsgálatok.

A jövőben a parlagfű elleni programok keretében érdemes nagyobb figyelmet és forrásokat fordítani a gyomnövény természetes ellenségeire, valamint a hazai körülmények között biztonságosan alkalmazható biológiai védekezéssel kapcsolatos kutatások támogatására.

Hibalehetőségek a kezeléseknél

Jellegzetes hiba a későn, a virágzás után megkezdett kezelés. A kézi gyomlálás ilyenkor nem javasolható, gyerekek esetében pedig szóba sem jöhet, mert a kezelést végző személy fokozottan ki van téve a szentivizálódásnak.

Ha a parlagfűtől való teljes mentesítés a cél, hibának tekinthető, ha olyan kezelést végzünk, amely a talaj fokozott mechanikai zavarásával jár, ekkor ugyanis újabb parlagfűmagok csírázását serkentjük. Ilyen módszer a kapálás, de nagyon laza talajú területeken a szárazzás vagy a kaszálás és a legeltetés is hasonló hatással járhat. Amennyiben a terület parlagfű-mentesítésére totális gyomirtást alkalmazunk, akkor azt a növényzetet is elpusztítjuk, amely természetes szukcessziós folyamatok során elnyomná a parlagfüvet. Így a következő években is számíthatunk pionír növények, így a parlagfű nagy tömegű megjelenésére.

Köszönetnyilvánítás

A fejezet megírásában nagy segítségünkre voltak szakirodalom szolgáltatásával BALOGH LAJOS, GYÖRFFY GYÖRGY és DANCZA ISTVÁN, aki emellett nagyon részletesen át is nézte a kéziratot. BRÜCKNER DÉNESTŐL is hasznos anyagokat kaptunk az elterjedéssel és az allelopátiával kapcsolatban. Külön szeretnénk még megköszönni ÖTVÖS ÉVÁNAK (SZTE Egyetemi Könyvtár), hogy nagy mennyiségű könyvtárközi kérésünket soron kívül közvetítette.

Bibliográfia

A parlagfűvel foglalkozó szakirodalom rendkívül gazdag és folyamatosan növekszik, aminek kapcsán két fontos következményre kell szá-

mítani a jelen munka kapcsán: 1) Figyelmünket biztosan elkerülte néhány releváns közlemény, amelyeknek a következtetései szükségszerűen kimaradtak. 2) A bőséges szakirodalomban sokszor kisebb vagy nagyobb mértékben ellentmondó következtetések találhatók, ezáltal kismonográfiánk írásakor nem kerülhettük el ezek ütköztetését, vagy a saját értelmezést és szintézist. Kérjük tehát, hogy munkánk olvasásakor tartsák szem előtt ezeket a korlátokat és hiányosságokat. **Monografikus feldolgozások:** A legszélesebb körű áttekintést a fajról MIKOLÁS (1996)-tól találtuk szlovák nyelven (sajnos, az egyébként bő angol nyelvű összefoglaló már kevesebbet nyújt). Magyar nyelven a legbővebb összefoglaló: BÉRES (2003) *Átfogó munkák*: BASSETT – CROMPTON (1975) (az évelő parlagfűről is), BÉRES – HUNYADI (1980), BÉRES ET AL (1993), HEGI (1979), *rövidebb összefoglalás*: UJVÁROSI (1973), ALMÁDI ET AL. (1988). *A hármaslevelű parlagfűről*: BASSETT – CROMPTON (1982). *Legfontosabb és legrészletesebb internetes forrás*: AEMNET BT (2000). **Taxonómia:** PAYNE (1964, 1976), *USA-n belüli fajok*: USDA NRCS (2002), KARTESZ (1994), *a nemzetség családon belüli filogenetikai kapcsolatairól*: KARIS (1995), MIAO ET AL (1995ab). *A hazai fajokról*: SOÓ (1970), JUHÁSZ (1963). *Kromoszómaszámok*: MILLER ET AL. (1968), PAYNE ET AL. (1964), MULLIGAN (1957). *Problematikus európai taxonokról*: KOVALEV (1995), RICH (1994), TRIEST ET AL. (1989). **Morfológia:** ld. a monografikus és taxonómiai szakirodalmat, *továbbá*: HUNYADI ET AL (2000), *a virágzat morfológiájáról*: PAYNE (1963), *az ökotípusokról*: DICKERSON – SWEET (1971), *a hazai parlagfűvek részletes határozókulcsa*: JUHÁSZ (1963), **Elterjedés:** *eredet, őshaza*: PAYNE (1964), BASSETT – TERASMAE (1962), *a nemzetség fajaira*: USDA NRCS (2002), *Európa*: RYBNÍEK – JÄGER (2001), JUHÁSZ (1998), *a nemzetiség fajaira*: TUTIN ET AL. (1996), GUDŽNSKAS (1993), *Magyarország*: TÓTH – DANCZA (2002), JÁRAINÉ-KOMLÓDI – JUHÁSZ (1993), BÉRES – HUNYADI (1991), BÉRES (1982), PRISZTER (1960), BOROS (1924), *az évelő parlagfű felbukkanásáról*: JUHÁSZ (1963). **Életciklus, életmenet:** *csírázásáról*: BASKIN – BASKIN (1980), BÉRES (1981), BÉRES – HUNYADI (1984). *továbbiak*: POVILATIS (1956), PAYNE – KLEINSCHMIDT (1961), BAZZAZ (1968, 1970), WILLEMSSEN – RICE (1972), STOLLER – WAX (1973), PICKETT – BASKIN (1973), WILLEMSSEN (1975ab), BASKIN – BASKIN (1977ab, 1987), SHAMIMY – KHAN (1983), SHRESTA ET AL. (1999), MARTINEZ ET AL. (2002). *Fenológiájáról*: BÉRES – BÍRÓ (1993), BÉRES (1994), BASSETT ET AL. (1961), *növekedésének környezeti feltételeiről*: DEEN ET AL. (1998ab), *szaporodásáról*: ld. a monografikus irodalmat, *a pollentermelésről*: PAYNE – KLEINSCHMIDT (1961), *a nemi jelleg változatosságáról*: LUNDHOLM – AARSEN (1993), TRAVESET (1992), ACKERLY –

JASIENSKI (1990), MCKONE – TONKYN (1986), *a természetről*: BÉRES–BÍRÓ (1993). **Termőhelyigény**: általában: SOÓ (1970), *egyek környezeti tényezők hatása a fejlődésére*: DEEN ET AL. (1998a), PARRISH – BAZZAZ (1985), *ökológia*: BAZZAZ (1974), *vízháztartás*: ALMÁDI (1976), *tápanyageloszlás hatása*: GROSS ET AL. (1993), PARRISH – BAZZAZ (1982), *CO₂-koncentráció hatása*: ZISKA – CAULFIELD (2000), HIROSE ET AL. (1996), GARBUET ET AL. (1990). *Európából leírt társulásairól*: MIKOLÁS (1996).

Biotikus interakciók: *allelópátia*: BÉRES ET AL. (2002), BRÜCKNER ET AL. (2001), BRÜCKNER (1988), BÉRES (1983). *Kompetíció*: KOSOLA – GROSS (1999), TILMAN (1988), MILLER – WERNER (1987), RAYNAL – BAZZAZ (1975ab). *Mikorrhíza*: KOIDE – LI (1991), CROWELL – BOERNER (1988), KOVÁCS – SZIGETVÁRI (2002). *Ízeltlábú fogyasztók átfogóbban*: BENKŐ (1998), HARRIS – PIPER (1970), KOVALEV, O. V. (1971), IGRC – ILOVAI (1996), *továbbiak*: MCFAYDEN – WEGGLER-BEATON (2000), GOEDEN – PALMER (1992), MACELJSKI – IGRC (1988), GOEDEN – RICKER (1985, 1976), BATRA (1979), PIPER (1975, 1977, 1978), GAGNÉ (1975), GILSTRAP – GOEDEN (1974), FOOTE (1965). *A herbivoria hatásáról*: REED – STEPHENSON (1972). *Patogén gombákról*: BOHÁR (1996), BOHÁR – VAJNA (1996), KISS ET AL. (2001), FARR – CASTLEBURY (2001). **Gazdasági jelentőség**: MOHÁCSI – TÓTH (1998), *Mezőgazdaság*: TÓTH – DANCZA (2002), SZENTÉY ET AL. (2001). *Egészségügy*: FARKAS ET AL. (é.n.), VETRÓ ET AL. (1995). **Természetvédelmi jelentőség**: *társulásfejlődési szerepe Amerikában*: BAZZAZ (1996, 1968), ARMESTO – PICKETT (1986), *Ukrajnában*: LEBEDEVA (1993), MARYUSHKINA (1991). *Hazai homokgyepekben*: SZIGETVÁRI (2002), *szegetális társulásokban*: PINKE (2001, 1999). **Kezelés**: SZIDONYA – BÉRES (2000), MOHÁCSI – TÓTH (1998), *mezőgazdasági területeken*: SZENTÉY ET AL. (2001) *Biológiai védekezés*: KISS ET AL. (2003), BENKŐ (1998), BOHÁR (1996), GOEDEN – PALMER (1995), GOEDEN ET AL. (1974), KISS ET AL. (2003), *a parlagfű-levélbogárral kapcsolatos tapasztalatok*: REZNIK (2000, 1996), IGRC – ILOVAI (1996).

Irodalomjegyzék

- ACKERLY, D. D. – JASIENSKI, M. (1990): Size-dependent variation in gender in high diversity stands of the monoecious annual *Ambrosia artemisiifolia* (Asteraceae). *Oecologia* 82:474–477.
- ALMÁDI L. (1976): Adatok az *Ambrosia elatior* vízháztartásához. *Botanikai Közlemények* 63:199–204.
- ALMÁDI L. ET AL. (1988): Fontosabb gymmnövényeink. In: HUNYADI K.

- (szerk.) Szántóföldi gyomnövények és biológiájuk. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. pp. 39–265.
- ARMESTO, J. J. – PICKETT, S. T. A. (1986): Removal experiments in test mechanisms of plant succession in old fields. *Vegetatio* **66**:85–93.
- BASKIN, J. M. – BASKIN, C. C. (1977a): Dormancy and germination in seeds of common ragweed with reference to Beal's buried seed experiment. *American Journal of Botany* **64**:1174–1176.
- BASKIN, J. M. – BASKIN, C. C. (1977b): Role of temperature in the germination ecology of three summer annual weeds. *Oecologia* **30**:377–382.
- BASKIN, J. M. – BASKIN, C. C. (1980): Ecophysiology of secondary dormancy in seeds of *Ambrosia artemisiifolia*. *Ecology* **61**:475–480.
- BASKIN, J. M. – BASKIN, C. C. (1987): Temperature requirements for after-ripening in buried seeds of four summer annual weeds. *Weed Research* **27**:385–389.
- BASSETT, I. J. – CROMPTON C. W. (1975): The biology of canadian weeds. 11. *Ambrosia artemisiifolia* L. and *A. psilostachya* DC. *Canadian Journal of Plant Science* **55**:463–476.
- BASSETT, I. J. – CROMPTON, C. W. (1982): The biology of canadian weeds. 55. *Ambrosia trifida* L. *Canadian Journal of Plant Science* **62**:1003–1010.
- BASSETT, I. J. – HOLMES, R. M. – MACKAY, K. H. (1961): Phenology of several plant species at Ottawa, Ontario, and an examination of the influence of air temperatures. *Canadian Journal of Plant Science* **41**:643–652.
- BASSETT, I. J. – TERASMAE J. (1962): ragweeds, *Ambrosia* species, in Canada and their history in postglacial time. *Canadian Journal of Botany* **40**:141–150.
- BATRA, S. W. T. (1979): Reproductive behaviour of *Euaresta bella* and *E. festiva* (Diptera: Tephritidae), potential agents for the biological control of adventive North American ragweeds (*Ambrosia* spp.) in Eurasia. *Journal of the New York Entomological Society* **87**:118–125.
- BAZZAZ, F. A. (1968): Succession on abandoned fields in the Shawnee Hills, Southern Illinois. *Ecology* **49**:923–936.
- BAZZAZ, F. A. (1970): Secondary dormancy in the seeds of the common ragweed *Ambrosia artemisiifolia*. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **97**:302–305.
- BAZZAZ, F. A. (1974): Ecophysiology of *Ambrosia artemisiifolia*: a successional dominant. *Ecology* **55**:112–119.

- BAZZAZ, F. A. (1996): *Plants in Changing Environments*. Cambridge University Press, Cambridge.
- BENKÓ ZS. (1998): A közönséges parlagfűn (*Ambrosia elatior* L.) előforduló rovarregyűttes vizsgálata. Diplomamunka, Szeged.
- BÉRES I. (1981): A parlagfű (*Ambrosia elatior* L.) magvak csírázása a talajban. *Növényvédelem* **18**:66–69.
- BÉRES I. (1982): Adatok a parlagfű (*Ambrosia elatior* L.) 1981. évi hazai elterjedéséhez. *Növénytermelés* **30**:409–413.
- BÉRES I. (1983): A parlagfű (*Ambrosia elatior* L.) allelopátiás hatásának vizsgálata. *Növényvédelem* **19**:265–266.
- BÉRES I. (1994): Neuere Untersuchungen zur Biologie von *Ambrosia artemisiifolia* L. *Med. Fac. Landbouww. Univ. Gent* **59**:1295–1297.
- BÉRES I. (2003): Az ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) elterjedése, jelentősége és biológiája. *Növényvédelem* **39**:293–302.
- BÉRES I. – BÍRÓ K. (1993): A parlagfű (*Ambrosia elatior* L.) életciklusa és fenofázisainak időtartama. *Növényvédelem* **29**:148–151.
- BÉRES I. – HOFMANNÉ P. ZS.–HOFFMANN, L. (1993): A veszélyes tizenketű (1.): A parlagfű (*Ambrosia elatior* L.). *Agrofórum* **8**:30–37.
- BÉRES I. – HUNYADI K. (1980): A parlagfű (*Ambrosia elatior* L.) biológiája. *Növényvédelem* **16**:109–116.
- BÉRES I. – HUNYADI, K. (1984): Dormancy and germination of common ragweed (*Ambrosia elatior* L.) seeds in the field in Hungary. *Acta Agronomica Academiae Scientiarum Hungaricae* **33**:383–387.
- BÉRES I. – HUNYADI K. (1991): Az *Ambrosia elatior* elterjedése Magyarországon. *Növényvédelem* **27**:405–410.
- BÉRES I. – KAZINCZI G. – NARWAL S. S. (2002): Allelopathic plants. 4. Common ragweed (*Ambrosia elatior* L. syn *A. artemisiifolia*). *Allelopathy Journal* **9**:27–34.
- BOHÁR GY. (1996): A parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* var. *elatior* (L.) DESCOURT.) elleni biológiai védekezés lehetőségei kórokozó gombák segítségével. *Növényvédelem* **32**:489–492.
- BOHÁR GY. – VAJNA L. (1996): A parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* var. *elatior* (L.) DESCOURT.) egyes kórokozó gombáinak hazai előfordulása. *Növényvédelem* **32**:527–528
- BOROS Á. (1924): Újjonnan bevándorolt amerikai gyom hazánkban. *Természettudományi Közlöny* **56**:96–97.
- BRÜCKNER D. – LEPOSSA A. – HERPAI Z. (2001): Parlagfű-allelopátia: közvetett kölcsönhatások. *Növénytermelés* **50**:231–236.

- BRÜCKNER D. (1998): A parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) allelopátiás hatása a kultúrnövények csírázására. *Növénytermelés* **47**:635–644.
- CROWELL, H. F. – BOERNER, R. E. J. (1988): Influences of mycorrhizae and phosphorus on belowground competition between two old-field annuals. *Env. Exp. Bot.* **28**:381–392.
- DEEN, W. – HUNT, T. – SWANTON, C. J. (1998a): Influence of temperature, photoperiod, and irradiance on the phenological development of common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*). *Weed Science* **46**:555–560.
- DEEN, W. – HUNT, T. – SWANTON, C. J. (1998b): Photothermal time describes phenological common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*) development. *Weed Science* **46**:561–568.
- DICKERSON, C. T. – SWEET, R. D. (1971): Common ragweed ecotypes. *Weed Science* **19**:64–66.
- FARR, D. F. – CASTLEBURY, L. A. (2001): *Septoria epambrosiae* sp. nov. on *Ambrosia artemisiifolia* (common ragweed). *Sydowia* **53**:81–92.
- FOOTE, B. A. (1965): Biology and immature stages of eastern ragweed flies (Tephritidae). *Proceedings of the North Central Branch of the Entomological Society of America* **20**:105–106.
- GAGNÉ, R. J. (1975): The gall midges of ragweed (*Ambrosia*) with descriptions of two new species (Diptera: Cecidomyiidae). *Proceedings of the Entomological Society of Washington* **77**:50–55.
- GARBUTT, K. – WILLIAMS, W. E. – BAZZAZ, F. A. (1990): Analysis of the differential response of five annuals to elevated CO₂ during growth. *Ecology* **71**:1185–1194.
- GILSTRAP, F. E. – GOEDEN, R. D. (1974): Biology of *Tarachidia candefacta*, a nearctic Noctuid introduced into the U.S.S.R. for ragweed control. *Annals of the Entomological Society of America* **67**:265–270.
- GOEDEN, R. D. – KOVALEV, O. V. – RICKER, D. W. (1974): Arthropods exported from California to the U.S.S.R. for ragweed control. *Weed Science* **22**:156–158.
- GOEDEN, R. D. – PALMER, W. A. (1995): Lessons learned from studies of the insects associated with Ambrosiinae in North America in relation to the biological control of weedy members of this group. In: DELFOSSE, E. S. – SCOTT, R. R. (szerk.): *Proceedings of the Eight International Symposium on Biological Control of Weeds* – DSIR/CSIRO, Melbourne. pp. 565–573.
- GOEDEN, R. D. – RICKER, R. D. (1976): Life history of ragweed plume

- moth, *Adaina ambrosiae* (MURTFELDT), in Southern California. *The Pan-Pacific Entomologist* **52**:251–255.
- GOEDEN, R. D. – RICKER, R. D. (1985): The life history of *Ophraella notulata* (F.) on western ragweed, *Ambrosia psilostachya* DE CANDOLLE, in southern California (Coleoptera: Chrysomelidae). *The Pan-Pacific Entomologist* **61**:32–37.
- GROSS, K. L. – PETERS, A. – PREGITZER, K. S. (1993): Fine root growth and demographic responses to nutrient patches in four old-field plant species. *Oecologia* **95**:61–64.
- GUDŽNSKAS, Z. (1993): Genus *Ambrosia* L. in Lithuania. *Thaiszia* **3**:89–96.
- HEGI G. (1979): *Illustrierte Flora von Mittel-Europa*. VI/3. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg.
- HARRIS, P. – PIPER, G. L. (1970): Ragweed (*Ambrosia* spp.: Compositae): its North American insects and the possibilities for its biological control. *Commonwealth Institute of Biological Control Technical Bulletin* **13**:117–140.
- HARTMAN F. – PATHY Zs. – TÓTH Sz. (2003): A parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) atrazinrezisztens biotípusának országos elterjedése. *Növényvédelem* **39**(7):313–318.
- Hirose, T. – Ackerly, D. D. – Traw, M. B. – Bazzaz, F. A. (1996): Effects of CO₂ elevation on canopy development in the stands of two co-occurring annuals. *Oecologia* **108**:215–223.
- HUNYADI K. – BÉRES I. – KAZINCZI G. (2000): *Gyomnövények, gyomirtás, gyombiológia*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- IGRC J. – ILOVAI Z. (1996): A *Zygogramma suturalis* F. (Coleoptera: Chrysomelidae) alkalmazási esélye a parlagfű (*Ambrosia elatior* L.) elleni biológiai védekezésben. *Növényvédelem* **32**:493–498.
- JÁRAI-KOMLÓDI M. – JUHÁSZ M. (1993): *Ambrosia elatior* L. in Hungary (1989–1990). *Aerobiologia* **10**:2–20.
- JUHÁSZ L. (1963): A magyarországi *Ambrosia*-fajok. *Az Egri Tanárképző Főiskola Tudományos Közleményei* **1**:225–227.
- JUHÁSZ M. (1998): History of ragweed in Europe. In: *Satellite Symposium Proceedings: Ragweed in Europe, 6th ICA on Aerobiology*, Perugia, Italy. Høsholm: ALK-Abelló, 1998. pp.: 11–14.
- KARIS, P. O. (1995): Cladistics of the subtribe *Ambrosiinae* (Asteraceae: Heliantheae). *Systematic Botany* **20**:40–54.
- KARTESZ, J. T. (1994): *A Synonymized Checklist of the Vascular Flora of the United States, Canada, and Greenland*. 2nd ed. Vol. 1. Checklist, Portland.

- KISS L. – VAJNA L. – BOHÁR GY. (2001): A parlagfű rejtélyes betegsége. *Élet és Tudomány* **32**:1012–1014.
- KISS L. – VAJNA L. – BOHÁR GY. (2003): A parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia* L.) elleni biológiai védekezés lehetőségei. *Növényvédelem* **39**:319–331.
- KOIDE – LI (1991): Mycorrhizal fungi and the nutrient ecology of three oldfield annual species. *Oecologia* **85**:403–412.
- KOSOLA, K. R., – GROSS, K. L. (1999): Resource competition and supresion of plants colonizing early successional old fields. *Oecologia* **118**:69–75.
- KOVÁCS M. G. – SZIGETVÁRI CS. (2002): Mycorrhizae and other root-associated fungal structures of the plants of a sandy grassland on the Great Hungarian Plain. *Phyton – Annales Rei Botanicae* **42**:211–223.
- KOVALEV, O. V. (1971): A choice of phytophages to control *Ambrosia* weed plants. *Bull. VNIIZR* **21**:23–28.
- KOVALEV, O. V. (1995): Restrictions of Dollo law of irreversibility of the evolution with reference to the origin of the tribe *Ambrosiae* (Asteraceae). *Botanyicseskij Zsurnal* **80**:56–69. (oroszul, angol összefoglalóval).
- LEBEDEVA, V. K. (1993): Old-field succession with participation of *Ambrosia artemisiifolia* (Asteraceae). *Botanyicseskij Zsurnal* **78**: 101–113. (oroszul).
- LUNDHOLM, J. T. – AARSEN, L. W. (1993): Neighbour effects on gender variation in *Ambrosia artemisiifolia*. *Canadian Journal of Botany* **72**:794–800.
- MACELJSKI, M. – IGRC, J. (1988): The phytophagous insect fauna on *Ambrosia artemisiifolia* in Yugoslavia. In: DELFOSSE, E. S. (szerk.): Proceedings of the Seventh International Symposium on Biological Control of Weeds, Rome. pp. 639–643.
- MARTINEZ, M. L. – VAZQUEZ, G. – WHITE, D. A. – THIVET, G. – BRENGUES, M. (2002): Effects of burial by sand and inundation by fresh- and seawater on seed germination of five tropical beach species. *Canadian Journal of Botany* **80**:416–424.
- MARYUSHKINA, V. YA: (Peculiarities of common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia* L.) strategy. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **36**:207–216.
- McFAYDEN, R. E. – WEGGLER-BEATON, K. (2000): The biology and host specificity of *Liothrips* sp. (Thysanoptera: Phlaeothripidae), an

- agent rejected for biological control of annual ragweed. *Biological Control* **19**:105–111.
- MCKONE, M. J. – TONKYN, D. W. (1986): Intrapopulation gender variation in common ragweed (Asteraceae: *Ambrosia artemisiifolia* L.), a monoecious, annual herb. *Oecologia* **70**:63–67.
- MIAO, B. – TURNER, B. L. – MABRY, T. J. (1995a): Systematic implications of chloroplast DNA variation in the subtribe *Ambrosiinae* (Asteraceae: Heliantheae). *American Journal of Botany* **82**:924–932.
- MIAO, B. – TURNER, B. L. – SIMPSON, B. – MABRY, T. J. (1995b): Chloroplast DNA study of the genera *Ambrosia* s. l. and *Hymenoclea* (Asteraceae): systematic implications. *Plant Systematics and Evolution* **194**:241–255.
- MILLER, H. E. – MABRY, T. J. – TURNER, B. L. – PAYNE, W. W. (1968): Intraspecific variation on sesquiterpene lactones in *Ambrosia psilostachya* (Compositae). *American Journal of Botany* **55**:316–24.
- Mikolás, V. (1996): *Ambrosia artemisiifolia* L. na východnym Slovensku. *Natura Carpatica* **37**:85–108. (szlovák nyelven, angol összefoglalóval).
- MILLER, T. E. – WERNER, P. A. (1987): Competitive effects and responses between plant species in a first-year old-field community. *Ecology* **68**:1201–1210.
- MOHÁCSI E. – TÓTH Á. (1998): *Az allergiát kiváltó növényi pollenszennyezés elleni védekezés mezőgazdasági és egészségügyi szempontjai és lehetőségei. Háttér tanulmány, Budapest.*
- MULLIGAN, G. A. (1957): Chromosome numbers of Canadian weeds I. *Canadian Journal of Botany* **35**:779–789.
- PARRISH, J. A. D. – BAZZAZ, F. A. (1982): Responses of plants from three successional communities to a nutrient gradient. *Journal of Ecology* **70**:233–248.
- PARRISH, J. A. D. – BAZZAZ, F. A. (1985): Ontogenic niche-shifts in old-field annuals. *Ecology* **66**:1296–1302.
- PAYNE, W. W. (1963): The morphology of the inflorescence of ragweeds (*Ambrosia-Franseira*: Compositae). *American Journal of Botany* **50**:872–880.
- PAYNE (1964): A re-evaluation of the genus *Ambrosia* (Compositae). *Journal of the Arnold Arboretum* **45**:401–430.
- PAYNE (1976): Biochemistry and species problems in *Ambrosia* (Asteraceae - Ambrosieae). *Plant Systematics and Evolution* **125**:169–178.

- PAYNE, W. W. – KLEINSCHMIDT, W. F. (1961): Maintaining ragweed cultures. *Journal of Allergy* **32**:241–245.
- PAYNE, W. W. – RAWEN, P. H. – KYHOS, D. W. (1964): Chromosome numbers in compositae. IV. Ambrosiae. *American Journal of Botany* **51**:419–424.
- PICKETT, S. T. – BASKIN, J. M. (1973): The role of temperature and light in the germination behaviour of *Ambrosia artemisiifolia*. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **100**:165–170.
- PINKE GY. (1999): Veszélyeztetett szegetális gyomnövények és fenntartásuk lehetőségei európai tapasztalatok alapján. *Kitaibelia* **4**:95–110.
- PINKE GY. (2001): Segetal weed vegetation on extensively cultivated farmland on the Lesser Plain (north-west Hungary) II. Stubblefields, summer annual crops; study of life-form and chorological composition. *Növénytermelés* **50**:17–29.
- PIPER, G. L. (1975): The biology and immature stages of *Zygogramma suturalis* (FABRICIUS) (Coleoptera: Chrysomelidae). *The Ohio Journal of Science* **75**:19–24.
- PIPER, G. L. (1977): Biology and immature stages of *Cylindrocopturus quercus* (SAY) (Coleoptera: Curculionidae). *The Coleopterist Bulletin* **31**:65–72.
- PIPER, G. L. (1978): Life history of *Acropteroxys gracilis* (Coleoptera: Languriidae) on common ragweed in Northeastern Ohio. *The Ohio Journal of Science* **78**:304–309.
- PRISZTER SZ. (1960): *Adventív gyomnövényeink terjedése*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- POVILATIS, B. (1956): Dormancy studies with seeds of various weed species. *Int. Seed Test. Assoc. Proc.* **21**:87–111.
- RAYNAL, D. J. – BAZZAZ, F. A. (1975a): Interference of winter annuals with *Ambrosia artemisiifolia* in early successional fields. *Ecology* **56**:35–49.
- RAYNAL, D. J. – BAZZAZ, F. A. (1975b): The contrasting life-cycle strategies of three summer annuals found in abandoned fields in Illinois. *Journal of Ecology* **65**:587–596.
- REED, F. C. – STEPHENSON, S. N. (1972): The effects of simulated herbivory on *Ambrosia artemisiifolia* L. and *Arctium minus* SCHK. *The Michigan Academician* **4**:359–364.
- REZNIK, S. YA. (1996): The „*Ambrosia-Zygogramma*” host plant – phytophagous insect system. In: CALIGARI, P. D. S. – HIND, D. J. N.

- (szerk.): *Compositae: Biology & Utilization*. Proceedings of the International Compositae Conference, Kew, 1994. Vol. 2. Royal Botanic Gardens, Kew. pp. 237–244.
- REZNIK, S. YA. (2000): What we learned from the failure of the ragweed leaf beetle in Russia. In: SPENCER, N. R. (szerk.): *Proceedings of the X International Symposium on Biological Control of Weeds*. Montana State University, Bozeman. pp. 195–196.
- RICH, T. C. G. (1994): Ragweeds (*Ambrosia* L.) in Britain. *Grana* **33**:38–43.
- RYBNÍČEK, O. – JÄGER, S. (2001): *Ambrosia* (ragweed) in Europe. *ACI International*, **13/2**:60–66.
- SHAMIMY, C. – KHAN, A. A. (1983): Effect of field application of growth regulators on secondary dormancy of common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*) seeds. *Weed Science* **31**:299–303.
- SHRESTA, A. – ROMAN, E. S. – THOMAS, A. G. – SWANTON, C. J. (1999): Modelling germination and shoot-radicle elongation of *Ambrosia artemisiifolia*. *Weed Science* **47**:557–562.
- SOÓ R. (1970): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve* IV. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- STOLLER, E. W. – WAX, L. M. (1973): Periodicity and germination and emergence of some annual weeds. *Weed Science* **21**:574–580.
- SZENTÉY L. – TÓTH Á. – SPILÁK K. (2001): *Gyommentesen Európába*. Budapest Fővárosi Növény-egészségügyi és Talajvédelmi Állomás, Budapest.
- 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.
- TILMAN, D. (1988): On the meaning of competition and the mechanism of competitive superiority. *Functional Ecology* **1**:304–315.
- TÓTH Á. – DANCZA I. (2002): A parlagnő (Ambrosia elatior), 2001. XII. Keszthelyi Növényvédelmi Fórum 2002. (Összefoglalók), Keszthely. pp. 51.
- TRAVESET, A. (1992): Sex expression in a natural population of the monoecious annual, *Ambrosia artemisiifolia* (Asteraceae). *American Midland Naturalist* **127**:309–315.
- TRIEST, L. – VAN DE VIJVER, M. – SYMOENS, J. J. (1989): Polymorphism and electrophoretic patterns in *Ambrosia maritima* L., *A. artemisiifolia* L. and *A. trifida* L. (Asteraceae). *Plant Science* **59**:211–218.
- VETRÓ G. – PAULIK E. – DÉSI I. (szerk.) (1995): *Az allergiás légúti megbetegedések okai, epidemiológiája, megelőzésük, különös tekintettel a dél-al-*

- földi aeropalínológiai kutatások eredményeire. A Magyar Tudományos Akadémia Szegedi Területi Bizottsága, Szeged.
- WILLEMSSEN, R. W. – RICE, E. L. (1972): Mechanism of seed dormancy in *Ambrosia artemisiifolia*. *American Journal of Botany* **59**:248–257.
- WILLEMSSEN, R. W. (1975a): Effect of stratification temperature and germination temperature on germination and the induction of secondary dormancy in common ragweed seeds. *American Journal of Botany* **62**:1–5.
- WILLEMSSEN, R. W. (1975b): Dormancy and germination of common ragweed seeds in the field. *American Journal of Botany* **62**:639–643.
- ZISKA, L. H. – CAULFIELD, F. A. (2000): RISING CO₂ and pollen production of common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*), a known allergy-inducing species: implications for public health. *Australian Journal of Plant Physiology* **27**:893–898.

Javasolt világháloldalak

AEMNET BT (2000): A parlagfűről mindenkinek. (Parlagfű.hu)
(Szerzők: FARKAS I. – MAGYAR D. – SZENTÉY L. – NAGY L.)

<http://www.parlagfu.hu>

Letöltve: 2003. december 3.

FARKAS I. – MAGYAR D. – ERDEI E. (é.n.): Tanároknak röviden az allergiáról.

http://www.joboki.hu/oki_tkk_0.htm

Letöltve: 2003. december 3.

SZIDONYA I. – BÉRES I. (2000): Komplex parlagfű-mentesítési technológia közterületeken és ruderaliákon. In: AEMNET BT (2000): A parlagfűről mindenkinek. (Parlagfű.hu)

<http://www.parlagfu.hu>

Letöltve: 2003. december 3.

USDA NRCS (2002): The Plants Database, Version 3.5,
National Plant Data Center, Baton Rouge.

<http://www.usda.gov>

Letöltve: 2003. december 3.

Zöld juhar

(*Acer negundo* L.)

UDVARDY LÁSZLÓ

Taxonómia

Érvényes tudományos neve: *Acer negundo* L. 1753, társnevei: *Negundo aceroides* MÖNCH 1794, *Acer fraxinifolium* NUTT. 1818, angol neve: *box elder, ash-leaved maple*, német neve: *Eschen-Ahorn*.

A szappanfa-virágúak (*Sapindales*) rendjének juharfélék (*Aceraceae*) családjába tartozó, mintegy 200 fajt számláló *Acer* nemzetség az északi mérsékelt övben széles körben elterjedt, legnagyobb változatosságban azonban Kínában található. A családba a juharon kívül mindössze az 1–2 fajból álló szárnyas- vagy bálványjuhar (*Dipteronia*) nemzetség tartozik, amelyből a Közép-Kínában őshonos kínai szárnyasjuhar (*D. sinensis* OLIVER) dísznövényként hazánkban is ültethető. A zöld juharnak egymástól elég világosan elkülöníthető földrajzi változatai vannak:

- var. *negundo* – az USA keleti államai, valamint Kelet-Washington és Oregon államokban behurcolt,
- var. *interior* – a Sziklás-hegységtől Arizonáig és Kanadáig,
- var. *violaceum* – az USA északkeleti államai és a préri északi részén,
- var. *texanum* – Nyugat-Missouritól és Kelet-Kansastól egészen a délkeleti államokig,
- var. *californicum* – Kalifornia,
- var. *arizonicum* – Arizona és Új-Mexikó.

Morfológiai jellemzés

A zöld juhar lombhullató, alacsony vagy nagy termetű, szabálytalan alakú fa, magassága átlagosan 12–15 m, ritkán (őshazájában) elérheti a 21 m-es magasságot is. Törzse gyakran a talajhoz közel néhány szétterülő, görbe ágra oszlik, amelyek szabálytalanul elágaznak, és széles, egyenlőtlen koronát tartanak. Más fák között nőve a zöld juhar magas, nyitott koronát fejleszt, és törzsének el nem ágazó része sokkal hosszabb, mint a magányosan fejlődő példányoké. Törzsátmérője 30–60,

ritkán 90 cm. Növekedési üteme gyors, élettartama rövid; átlagos életkora 75, legfeljebb 100 év. Fiatalkorban növekedése gyors; hosszú, sima, zöld hajtásainak növekménye egy év alatt meghaladhatja a 60 cm-t. Idősebb korban növekedése lelassul, merev törzse és ágai gyakran letörnek; az öreg törzsek csúcsán emiatt gyakran üstökös sarjkorona fejlődik. A termőhajtások általában csak 5–10 cm-t növekednek évente, a tövig visszavágott példányok azonban az első évben akár 2,5 m-es hajtásokat is hozhatnak. Főgyökere mélyre hatoló, ugyanakkor oldalgyökerei sekélyen szerteágazók. A tövig visszavágott példányokból regenerálódó sűrű bokorfák oldalsó, talajra fekvő ágai könnyen legyökereznek. Kérge világoszürke és sima, de idővel keskeny barázdáktól árkolt és sötétebb lesz. Vesszői vastosak, világoszöldek, a napfénynek kitett részek lilás vagy barnás színűek, fényesek vagy a könnyen letörölhető viaszrétegtől hamvasak. Tompa rügyei 2–5 mm hosszúak, egy vagy két pár rügypikkellyel fedettek, finom, fehér szőrökkel borítottak. A zöld juhar azon kevés juhar közé tartozik, amelyeknek összetett leveleik vannak. Keresztben átellenes állású levelei három–hét levélkéből szárnyasan összetettek, a levélké 15–38 cm hosszúak, színi oldalukon világoszöldek, fonákukon szürkészöldek, általában kopaszak. A levélké sekélyen karéjosak vagy durván fűrészesek. Fája közepesen könnyű és a juharok között puhának számít, a földben viszonylag hamar elkorhad.

A zöld juhar teljesen kétlaki, porzós és termős virágai egyaránt halványzöldek (portokjai azonban nálunk gyakran pirosak), a virágtakarólevelek erősen csökevényesek (redukáltak), és az ellenkező nemű virágrészeknek még a csökevényeit sem tartalmazzák. A hosszú kocsányú porzós virágok laza bugában állnak, a termősek külön-külön fürtvirágzatokba rendeződnek. Termése ikerlependék, amely megérve két külön terjedő részre hasad. A két szárny egymással kevesebb mint 60°-os szöveget zár be. A résztermések mintegy 4 cm hosszúak, ősszel érnek, és egész télen át, sőt, gyakran még tavasszal is a fán maradnak (közben folyamatosan hullanak). A résztermések egyszeműek, magjukban nincsen táplálószövet (endospermium). A magvak hosszúsága szélességük 2–3-szorosa, jól láthatóan ráncosak. A fajnak számos ökotípusa van. A változatok egymástól hamvasságban, szőrözöttségben, a vesszők és az ágak, valamint a termések színében különbözhetnek.

Származás, elterjedés

A zöld juhar az Egyesült Államok és a vele szomszédos országok összes folyóparti és mocsári élőhelyén széles körben elterjedt. Áréája New Jersey és Közép-New York államoktól nyugat felé haladva Ontario legdélebbi, Michigan középső, Minnesota északi, Manitoba és Saskatchewan középső, Alberta déli, Montana középső, Wyoming, Utah és California keleti részéig; dél felé haladva pedig Texas déli és Florida középső részéig nyúlik. Helyenként előfordulnak még természetes állományai New Hampshire, Vermont, Massachusetts, Connecticut, Idaho és Nevada államokban. A zöld juhar Maine államban, Québec déli részén, New Brunswickben, Új-Skóciában, a Prince Edward-szigeten, valamint Washington délkeleti és Oregon keleti részén meghonosodott. Változatai Mexikó hegységeiben (Nuevo Leon, San Luis Potosi és délre Chihuahuaig), valamint Guatemalában is megtalálhatók. Az észak-amerikai prériövezetben a zöld juhar számos lombhullató erdőtársulás elegyfaja. A következő lombkoronaszintben domináns fajokkal társul: amerikai kőrís (*Fraxinus pennsylvanica*), keskenylevelű nyár (*Populus angustifolia*), folyóparti nyár (*P. sargentii*), észak-amerikai rezgő nyár (*P. tremuloides*), fűzfajok (*Salix* spp.) és nagymakkú tölgy (*Quercus macrocarpa*). Arizonában és Új-Mexikóban a zöld juhar számos hegyvidéki vízparti erdőtársulás lombkoronaszintjében uralkodó fafaj. Elterjedési területének nagy részén nincsenek leírt növénytársulások.

Első hazai adatai PRISZTER szerint 1872-ből valók. PÉNZES 1942-ben az Újpesti-sziget hatalmas tölgyfái közé keveredve, útsorfaként pedig különösen a pesti oldalon, továbbá magánkertekben jelzi és már meghonosodottnak tekinti. SOÓ 1966-ban jelzi, hogy az Alföld árterein, homokon és gyengén szikes talajon tömegesen ültetik, ártéri erdőkben, akácosokban elvadul és meghonosodik, neofiton. Magoncai gyomtársulásokban is gyakoriak. BARTHA – MÁTYÁS (1995) szerint a múlt századtól számos helyre ültették, az ország egész területén megtalálható, elsősorban a folyók mentén (Alsó-Duna völgy), a Balaton környéki lápvidéken, de az alföldi száraz homokon is. Kivadulva bolygatott területek, ültetvények, kultúrerdők elegyfaja. Az erdőterület 0,1%-át foglalja el.

Életciklus, életmenet

A zöld juhar lombfakadás előtt vagy azzal egy időben márciustól egészen májusig virágozik. Szárnyas ikerlependék termései szeptembertől októberig érnek, és szeptembertől márciusig folyamatosan hullanak. Magja hosszú ideig (legalább egy évig) megtartja csíráképeségét. Csírázásához nincs szüksége nagy melegre, csak némi nedvességre. Nálunk áprilistól szeptemberig kelhet. Bőséges nyári esők után, meleg időben tömegesen kelnek magoncok az alföldi homokon. Csírázása epigeikus: hosszúkás, keskeny sziklevei a talaj fölé emelkednek és megzöldülnek. Főgyökere rövid idő alatt mélyre hatol, hossza már az első évben meghaladhatja a fél métert, emellett közepesen dús, de száraz időszakban nem túl messzire hatoló oldalgököket is fejleszt. Jó szárazságtűrő képességét minden bizonnyal mély főgyökérének köszönheti, oldalgököreivel pedig a talaj mélyebb rétegeibe már el nem jutó nedvességet is hasznosítani tudja. A zöld juhar ivaros és ivartalan módon egyaránt szaporodik. Minden évben nagy mennyiségű magonca kel. Magvai károsodás nélkül áttelelnek; őshazájában a szél mellett a madarak és a mókusok is terjesztik. A szél a terméseket a sima hó felszínén akár 100 méteres távolságra is elsodorhatja. A zöld juhar a környezeti tényezők széles skálája esetén képes megtelepedni: közvetlenül a zavarás után a nedves, bolygatott talajon, folyópartokon, valamint dús avartakaró és közepestől erős kompetíció mellett is. Illinois állam déli részén végzett vizsgálatok szerint a zöld juhar szaporulata (az egy-két éves magoncok száma alapján) vékony (<1,3 cm), közepes (1,3–5 cm) és vastag (>5 cm) avarborítású területeken rendre 4:3:1 arányú volt. A sérült példányok vegetatív szaporodása nem ritka jelenség. A prériövezetben az 1930-as évek szélsőségesen száraz időjárása után, amikor az erdősávokba ültetett harmincéves vagy idősebb zöld juharok majdnem minden példánya a talajszintig visszaszáradt, sok fa töről felújult, sűrű sövényvé változtatva az erdősávot. A prériövezet északi részén az erdősávokban a zöld juhar a gyökérnyakból kihajtó vízhajtások miatt sűrű növekedésű. Dél-Karolina sík vidéki területein hét évvel a fakitermelés után a zöld juhar félméteres átmérőt elérő tuskóiból kihajtó sarjak pusztulásáról, illetve legyengüléséről adtak hírt. Bár ez a fafaj zavarás hatására nagy mennyiségű tőrsarjat fejleszt, bőséges termésképzése és terjedési módja miatt inkább generatív szaporodási stratégiájú.

Termőhelyigény

A zöld juhar a talajjal és a belőle felvehető vízmennyiséggel szemben tág tűrésű, ezenkívül jól bírja a szennyezett, városi levegőt, napos és félárnyékos helyen egyaránt jól érzi magát.

A zöld juhar Észak-Amerikában általában nedves élőhelyeken, tavak és patakok mentén, ártereken és alacsony fekvésű vizes helyeken gyakori, ahol sekély gyökérzete nagy mennyiségű vizet találhat. Az időjárás szélsőségeivel szemben ellenálló zöld juhar, ha már egyszer megtelepedett valahol, szárazságtűrő, ugyanakkor a rövidebb ideig tartó áradásokat is károsodás nélkül elviseli. Változatos talajadottságok mellett megél, de legjobban a jó vízáteresztő képességű, ugyanakkor nedves talajokat részesíti előnyben. Bár a zöld juhar a kavicsostól az agyagtalajig mindenben megél, a mély rétegű, közepesen laza, morzsás vagy diós szerkezetű homokos vályog, vályog vagy agyagtalajon fejlődik a legjobban 6,5–7,5 pH érték közötti tartományban. Társulási viszonyok: áréáján belül a zöld juhar leggyakrabban nyár- (*Populus* spp.) és fűz- (*Salix* spp.) fajokkal társul. A prériövezet északi részén a zöld juhar általában túléli a nyár- és fűzfajokat, és ezt követően amerikai szillel (*Ulmus americana*), nyugati ostorfával (*Celtis occidentalis*), eperfákkal (*Morus* spp.) és zöld kórisselel (*Fraxinus pennsylvanica* var. *subintegerrina*) társul. A prériövezet középső részén és az USA keleti államaiban a zöld juhar szil- (*Ulmus* spp.) fajokkal, vörös juharral (*Acer rubrum*), hársakkal (*Tilia* spp.) és kórisselel (*Fraxinus* spp.) együtt fordul elő, amelyek más, hosszabb életű és árnyéktűrőbb fajokkal együtt végül is kiszorítják a zöld juhart a lombkoronaszintből. Az utahi fennsík magasabban fekvő területein a zöld juhar a vízparti edafikus területeken együtt él a parti nyírral (*Betula fontinalis*), a keskenylevelű nyárral (*Populus angustifolia*), füzekkel és a szúrós luccal (*Picea pungens*). Új-Mexikóban és Arizonában elszórta fordul elő a hegyvidéki patakmedrek part menti erdőtársulásaiban, a lombkoronaszintben jellegzetesen uralkodó faj az arizonai égerrel (*Alnus oblongifolia*) és a prérifarkas-fűzzel (*Salix exigua*) együtt. Tengerszint feletti magasság: az alábbi táblázatban a zöld juhar magassági elterjedését adjuk meg néhány államban:

Arizona	1356–2438 m,
Colorado	1372–2400 m,
Montana	680–1372 m,

Nevada	792–1372 m,
Új-Mexikó	1935–2065 m,
Észak-Dakota	704–1170 m,
Dél-Dakota	914–1067 m,
Utah	1219–3048 m,
Wyoming	1067–2347 m,
Mexikó	1400–1800 m.

A zöld juhar a szukcesszió különféle stádiumaiban levő erdőtípusokban fordul elő, ami a szukcesszióban betöltött helyzetének meghatározását megnehezíti. Mérsékeltén árnyéktűrő, de saját (fajtársai) árnyékában nem szaporodik. Általában pionír fajok, például nyár- és fűzfajok alatt tud csak megtelepedni, különösen a prériöv északi részén, és helyébe aztán az árnyékot jobban tűrő, klimaxfajok lépnek. Arizona és Új-Mexikó államokban a zöld juhar a lombkoronaszintben domináns vagy kodomináns faj számos hegyvidéki vízparti társulásban.

Biotikus interakciók

CSISZÁR ÁGNES allelopátiás vizsgálatai alapján a zöld juhar szárított leveleinek vizes kivonata a fehér mutrár (*Sinapis alba*) magjainak csírázását enyhén gátolta. A zöld juhar allelopátiás hatásáért felelős vegyületek szakirodalmi adatok alapján *triterpenoidok*, *triterpén szaponinok* és *alkaloidok*.

A zöld juhar legfontosabb kártevője hazánkban a medvelepkék (*Arctidae*) családjába tartozó amerikai fehér szövőlepké, más néven fehér medvelepké (*Hyphantria cunea* DRURY). Magyarországra Amerikából került be, de behurcolásának körülményeit és időpontját nem ismerjük. Kezdetben csak lepkészeti ritkaság volt. Első példányait Csepelen, a szabadkikötő közelében, VELEZ ZSIGMOND fogta: 1940. augusztus 5-én két nőtényt és 1941. május 25-én egy hímet. Hernyóit először a budapesti Széchenyi-hegy egyik almafáján SZÓTS JÓZSEF találta és nevelte fel lepkévé. Budapestről az utak és vasútvonalak mentén terjedt tova. 1948-ban már szinte az egész ország területén megtalálható volt. A környező országokba a következő sorrendben jutott el: Csehszlovákia 1946, Jugoszlávia 1948, Románia 1949, Ausztria 1951. Kártevőként először 1946-ban jelent meg, amikor is Budapestről délre, kb. 50 km-es körzetben a fákat sok helyütt teljesen lombtalanította. Az amerikai fe-

hér szövőlepke a nagyobb méretű elszaporodását követően néhány éven belül hazánk egyik legjobban kikutatott kártevőjévé vált.

Rendkívül sok tápnövényű faj. Magyarországon több mint száz, Közép-Európában kétszázon felüli növényfajon figyelték meg a hernyók táplálkozását. A legkedveltebb tápnövényei a zöld juhar, a fehér eperfa (*Morus alba*), a cseresznye, az alma és a dió. E növényfajok az ún. elsőrendű tápnövényei, amelyeken a hernyó fejlődése a leggyorsabb, halandósága pedig a legkisebb. A másodrendű tápnövények csoportjába azok a növények tartoznak, amelyeket nem kedvel, s amelyeken éppen ezért csak alkalmasszerűen fordul elő, de amelyeken a hernyó a kikeléstől a bábozódásig – egy vagy több nemzedéken át – fejlődni képes.

Az amerikai fehér szövőlepke nagyszámú tápnövénye között sok olyan van, amelyet csak a fejlettebb hernyók fogyasztanak eredeti tápnövényük lekopaszítása esetén. Ezek a harmadrendű tápnövények (pl. mahónia) a hernyó kikelésétől bábozódásáig való fejlődését nem biztosítják. Kárképe a fa koronájában, rendszerint annak csúcsi részén, kezdetben csak egyes hajtásokon lehámozott, sűrű szövédékszálakkal behálózott levelek formájában jelenik meg. Ez az ún. csúcscsészék kezdetben alig néhány levélre terjed ki, majd a későbbiekben egyre nagyobbodik. A károsítás a fa csúcscsészétől lefelé, illetve a korona peremétől befelé terjed. A fejlettebb hernyók már nem hámozgatnak, hanem teljes vastagságában fogyasztják el a levél egész lemezét.

Az imágó testhossza 9–15 mm, kiterjesztett szárnyakkal 18,5–30 mm széles. Hófehér vagy fehér alapon több-kevesebb fekete folttal, pettyel tarkított. Petéi 0,5–0,55 mm átmérőjűek, gömbölyded alakúak, a levélre egysoros rétegben, szorosan egymás mellé, nagyobb csoportokban elhelyezve. Színük kezdetben zöld, majd kikelés előtt ólomzürke. Lárvája fekete fejű, fekete szemölcsű, erősen szőrös hernyó. Színe kezdetben sárgászöld, majd a fejlődése során egyre sötétebbre, szürkészöldtől barnásfeketéig változik. A testét borító fekete szemölcsökön rövidebb fehér és hosszabb, kissé fogazott fekete szőrszálak vannak. E szőrzet a hernyó fejlődése során egyre dúsabbá válik. A fejlődés végén a hernyó testhossza 20–30 mm. A báb 7–14 mm hosszú, 3,5–5 mm széles, barna színű, laza szövésű gubóval körülvett.

Az amerikai fehér szövőlepkének évente két nemzedéke van. Báb

alakban, rendszerint egymás mellé szőtt gubókban, csoportosan tel. Telelőhelyet a bábozódni készülő hernyók a károsított fán keresnek (odvas rész, leváló kéreg, nagyobb kéregrepedés, fán levő fészekodú), de ha ott nem találják, akkor nagyobb távolságra is elmennek, és olykor tömegesen húzódnak be épületek eresze alá, padlásra, esőcsatorna lefolyócsöve mögé stb. Az áttelelt bábokból általában áprilisban-májusban rajzanak ki a lepkék, zömmel az alkonyati órákban. A rajzás a hímek kibúvásával kezdődik, a nőstények általában napokkal később jelennek meg. Párosodásuk, néhány órával kibúvásuk után, az alkonyati órákban már megkezdődik, tartama fél napra vagy hosszabb időre is terjedhet. A megtermékenyített nőstények tojásrakása – a hőmérséklettől függően – a párosodás után már néhány óra múlva vagy csak hosszabb idő elteltével kezdődik. A tojásokat túlnyomórészt a fák csúcsi részén levő levelekre, rendszerint a fonákukra, több száz darabból álló csomókban helyezik el.

Az embrionális fejlődés tartama, a hőmérséklettől függően, egy-három hét. A kikelő kis hernyók először a tojásburokkal táplálkoznak, majd sűrű, közös szövedékben élve, a leveleket hámozgatva táplálkoznak. Fejlődésük során öt-hét vedlésen mennek át. A második vedlés után a hernyók már kisebb csoportokra oszolva rágnak, és hamarosan megkezdik a hámozgatás mellett a levelek átyuggatását, kicsipkézését is. Az utolsó lárvastádiumban levő hernyók szétszélednek és magányosan rágnak. A szövedékben élő hernyók érdekes jellemzője, hogy rezgésre reagálva testük elülső felét egyszerre ütemesen jobbra-balra mozgatják. A hernyók szövőképessége fejlődésük során csökken, bábozódás előtt többnyire megszűnik, de a lerágott fákról tovavándorló hernyóknál idősebb korban is olyan mérvű lehet, hogy a fa törzsét, sőt az egyik fától a másikig terjedő egész útvonalat sűrű fátyolként borítják be. A hernyók fejlődéstartamát a hőmérséklet és a tápnövény befolyásolja, ettől függően 24–57 nap között változhat. A bábozódni készülő hernyók élénken mászkálva keresnek bábozódáshoz alkalmas száraz helyet, s ott rendszerint csoportosan, szorosan egymás mellé szőtt gubókban alakulnak bábbá. A bábokból július végétől augusztus második feléig rajzik ki a második nemzedék. E nemzedék nőstényeinek tojásszáma nagyobb, mint az első nemzedékhez tartozóké. Átlagos tojásszáma mintegy nyolcszázra tehető a tavaszi nemzedék ötszáz darabos tojásátlagával szemben. E nagyobb tojásszámnak tudható be, hogy az amerikai fehér szövőlepke hernyóinak

kártétele nyár végén és ősszel sokkal súlyosabb, mint az első nemzedék hernyóinak fejlődése idején. A második nemzedék hernyóinak rá-gása általában július–szeptember hónapokra terjed.

Az amerikai fehér szövőlepke különösen az útsorfák, továbbá a háztáji kertek és parkok fáinak kártevője. Legsúlyosabban az országutak mentén levő fák, különösen az eperfák és a zöld juharok károsodnak. Kártétele különösen a meghonosodását követő időkben, tovaterjedésének első vonalában volt a legsúlyosabb. Az azt követő években a kártétele csökken. Gyümölcsösökben, ahol rendszeresen elvégzik a növényvédelmi munkákat, nem tud nagyobb mértékben elszaporodni. Alföldi megfigyeléseim szerint az amerikai fehér szövőlepke kártétele a zöld juhar növekedését még teljes lombtalanítás esetén sem veti vissza. Sokkal nagyobb problémát okoz a zöld juhar azáltal, hogy rajta e kártevő nagymértékben elszaporodhat. Leghatásosabban talán a lepke ellen is a zöld juhar mint elsőrendű tápnövény kiirtásával védekezhetünk.

A zöld juhar mikorrhiza-kapcsolataira vonatkozó adatok nem állnak rendelkezésre.

A faj gazdasági jelentősége

TUZSON (1943) szerint bár fájának nincsen műszaki értéke, tűzifát mégiscsak szolgáltat, és töre vágás után két–három év alatt nagy mennyiségű szőlő-, bab-, illetve paradicsomkarót szolgáltat, valamint nagy jelentősége van szélfogó pászták létesítésében. Dísznövényként a tőhalakon kívül színes (például sárga) és tarka lombú változatát is ültetik. Észak-Amerikában a zöld juhar nem tartozik a keresett fűrészárúk közé, mert fája könnyű, puha, zárt szövetű és gyenge teherbírású. Fáját helyben ládák készítésére és állványozásra, esetenként olcsó bútorok és faárúk készítésére használják. A zöld juhart egykor oszlopok és kerítés készítésére, valamint tűzifaként is használták, de puha, szivacsos fája általában alacsony fűtőértékű. A háziállatok és a vadgazdálkodás szempontjából a folyóparti zöldjuhar-társulások fontos élőhelyként szolgálnak sok vadfaj számára, a háziállatokat pedig télen és nyáron egyaránt megóvják a szélsőséges hőmérsékletektől. A zöld juhar magvait számos madár és mókusfaj fogyasztja. Az amerikai fülesszarvas (*Odocoileus hemionus*) és a virginiai szarvas (*Odocoileus virginianus*) ősszel másodlagos jelentő-

ségű lefelőként használja. Háziállatokra mérgező is lehet. A zöld juhar tápértéke a háziállatok szempontjából kicsi, energiaértéke tűrhető, fehérjeértéke csekély. A zöld juhar a szikes és a legtöbb savanyú talajon gyengén növekszik; bolygatott területek rekultivációja nem javasolt. Erózióvédelmi és hosszú távú rekultivációs értéke kicsi vagy közepes. Kaliforniában, Arizonában, valamint Nevada és Új-Mexiko egyes részein a zöld juhar egyike a hullámterek rekultivációjára használt, minőségi élőhelyeket nyújtó, ott őshonos fajoknak. Az USA délkeleti államaiban, ahol a talaj nedvességtartalma (például az áradások következtében) több héten keresztül túlságosan nagy, a zöld juhar egyike a jóléti parkerdők létesítésénél kedvelt árvíztűrő fajoknak. A zöld juhart magról szaporítják, először 1688-ban ültették, városi díszfaként azonban elég csekély elismerésnek örvend. Ágai merevek és könnyen törnek; törzse korhadásra hajlamos, kártevője a zöldjuhar-poloska, amely a hideg idő beköszöntével a lakóépületekbe húzódik. Levelei ősszel fakósárgára színeződnek, és szárnyas terméseivel együtt hosszú ideig hullanak („szemetelnek”). Mégis gyors növekedése, szárazság- és téltűrése miatt a zöld juhar népszerű városi útsor- és díszfa; ezenkívül erdő-sávokba és árterekre is ültetik. A zöld juhar nagy mennyiségben termelőző könnyezési nedve sok cukrot, nyálkát, valamint fájdalomcsillapító–gyulladáscsökkentő anyagot tartalmaz, és „kellemes” ital készíthető belőle. A prériövezetben lakó indiánok e nedvből még manapság is készítenek szirupot, de ez nem olyan édes, mint a cukorjuhar (*Acer saccharum*) szirupja. Könnyen kárt tesz benne a vihar; vékony ágait a szél gyakran letöri, de törzse ellenáll a szél nyomásának. Gesztje könnyen korhad, a tűz és a rovarkártevők könnyen megtámadják. Gyakori kártevője a zöldjuhar-poloska, amely bár a fán táplálkozik, csak ritkán pusztítja el teljesen azt. Legfontosabb gazdasági káraként a legkülönbélebb ember alkotta és félttermészetes élőhelyeken tapasztalható gyomosító tulajdonsága, továbbá az említhető, hogy a kertészeti növénykultúrákban nagy károkat okozó amerikai fehér medvelepke elsőrendű tápnövénye, és így a lepke potenciális terjesztője.

A faj természetvédelmi jelentősége

A zöld juharral pionír jellegénél fogva természetvédelmi probléma elsősorban az ártéri puhafaligetekben jelenik meg, ahol eredeti termőhelyükről kiszoríthatja a szintén pionír jellegű őshonos fafajokat. Zöld

juharon vadkárt hazánkban még nem tapasztaltam, feltehető, hogy amíg a vad talál más táplálékot (például őshonos fafajokat vagy alkalmas legelőt), addig a zöld juharhoz nem nyúl.

Az ártereken kívül zöld juhar által okozott probléma olyan helyeken észlelhető, ahol a növény nyílt talajfelszínt talál, és hiányoznak a növényi konkurenciái. Ilyen helyek például a bolygatott talajok (például a mezőgazdasági vagy kertészeti művelés alól nemrégiben kivont, felhagyott területek, a hosszabb ideig üresen álló, de már tereprendezett építési telkek, személtlerakók), a szakszerűtlenül gondozott városi zöldterületek és az épített környezet nedvességmegőrző rései. Az ilyen résekben a zöld juhar más fajokhoz (például *Ailanthus altissima*, *Populus × canadensis*, *Paulownia tomentosa*, *Buddleja davidii*) hasonlóan réslakóként jelenhet meg, és odafigyelés, valamint időbeni beavatkozás hiányában komoly károkat okozhat az építmények szerkezetében.

Természetvédelmi kezeléssel kapcsolatos ismeretek

Olyan területeken, ahol a zöld juhar a gyomosításával nagy gazdasági vagy esztétikai károkat okoz, az ellene való védekezést (az erdő-sültség mértékétől függően mintegy 100–500 m-es körzeten belül) a termős példányok kivágásával kell kezdeni, hogy minél hamarabb elejét vegyük a további magászóródásnak. A kivágott termős egyedek tőkéjét, ha lehetőség van rá, tőkefúróval szét kell forgácsolni (a feltételezések szerint a gyökérnyak elpusztulásakor a zöld juhar nem tud miből sarjadni). Tőkefúró hiányában a tőkét 20–30 cm talajmélységig kibontjuk, és fűrészsel, fejszével, csákánnyal a gyökérnyak alatti részig visszavágjuk. Ennek hiányában a tuskóból hamarosan sűrű bokorfa fejlődik, amely négy-öt év múlva ismét ontja terméseit. Ha minden termős példányt kivágtunk, és a porzósak jelenléte nem zavaró, akkor a korosabb egyedeket meghagyhatjuk (árnyékadó fának vagy az őshonos fafajok újulatának védelme érdekében, továbbá fészkelőhelynek, mert puha, korhadó gesztű fáját a harkályok könnyen vájják), ugyanis pionír jellegének köszönhetően száz-százötven éven belül úgysis elpusztulnak. Amennyiben van rá lehetőség, a tuskót arboricid szerekkel is elpusztíthatjuk (ilyen például a *triklopir* hatóanyagú GARLON 4E készítmény, amely hazánkban jelenleg I-es forgalmi kategóriájú szer, felhasználása felsőfokú növényvédelmi végzettséghez kötött).

Bibliográfia

Általános összefoglaló művek, monográfiák: HEGI (1924), CSAPODY – CSAPODY – ROTT (1966), GENCSI – VANCURA (1992), UDVARDY (1997c). **Taxonómia:** HEGI (1924), anonim (1964). **Morfológia:** HEGI (1924), CRAM (1983), PATTERSON (1985), BARTHA (1994), UDVARDY (1997c). **Származás és inváziótörténet:** *Európa:* ASCHERSON – GRAEBNER (1914), JÄGER (1988), ILAUF (1991); *Magyarország:* PAULINYI (1864), MARC (1876), BORBÁS (1879), KUNSZT (1878a, b), FILARSZKY (1894), RAPAICS (1905), MOESZ (1909), GORKA (1917), PÉNZES A. (1929, 1931, 1933, 1934), BOROS (1945, 1950), PRISZTER (1957, 1960a, b, 1963), KOVÁCS – PRISZTER (1974), BARTHA – MÁTYÁS (1995), UDVARDY (1997c). **Életciklus, életmenet:** HOSNER – MINCKLER (1960), OLSON – GABRIEL (1974), UDVARDY (1997c). **Termőhelyigény, cönológia:** ELLENBERG (1950), FELFÖLDY (1942), PÉNZES (1942), JALAS (1955), BOROS (1960): SOÓ (1964–1980), MAJER (1968), DEMOS – PETERSON – WILLIAMS (1973), WITTIG (1991), POTT (1992), KOWARIK (1990, 1993, 1995a, b), ADLER et al. (1994), anonim (2002). **Biotikus interakciók:** *allelópátia:* ELAKOVICH – WOOTEN (1995), SZABÓ (1997), CSISZÁR (2002), *Rovarkártevője:* BALÁZS (1966). **Gazdasági jelentőség:** TUZSON (1943), SOÓ – JÁVORKA (1951), DANSZKY (1964), MAGYAR (1960, 1961), anonim (2002). **Természetvédelmi jelentőség:** SUKOPP (1978), TERPÓ (1983), TERPÓ – E. BÁLINT (1983), KOWARIK (1995b), UDVARDY – FACsar (1995a, b), UDVARDY (1997a, b, c, 1998, 1999a, b). **Kezelés:** UDVARDY (1997a).

Irodalomjegyzék

- ADLER, W. – OSWALD, K. – FISCHER, R. (1994): *Excursionflora von Österreich*. E. Ulmer, Stuttgart – Wien p. 497.
- ASCHERSON, P. – GRAEBNER, P. (1914): *Synopsis der Mitteleuropäischer Flora*. Leipzig–Berlin V/1:220–370.
- Anonim (1964): *Engler's Syllabus der Pflanzenfamilien*. 12. Auflage II. Band. Angiospermen, Übersicht über die Florengebiete der Erde. Herausgegeben von H. Melchior, Berlin Nikolasse.
- BALÁZS G. (1966): *Kertészeti növények állati kártevői. Amerikai fehér szövőlepke*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest pp. 370–374.
- BARTHA D. (1994): Magyarország faóriásai és famatuzsálemei. *Erdészettörténeti Közlemények* 15:242

- BARTHA D. – MÁTYÁS Cs. (1995): *Erdei fa- és cserjefajok előfordulása Magyarországon*. Sopron.
- BORBÁS V. (1879): A főváros és környékének növényzete; in: GERLÓCZI Gy. – DULÁCSKA G.: „Budapest és környéke természetrajzi orvosi és közművelődési leírása.” I. Budapest, pp. 117–286.; idem: Budapest és környékének növényzete. Sep. 172 pp.
- BOROS Á. (1945): Megfigyelések a kerti fás növények elvadulására vonatkozólag. *Kert. Akad. Közlem.* **10**:191–194.
- BOROS Á. (1950): A Dunapart benépesedése idegen növényekkel. *Term. és Techn.* **109**:185.
- BOROS Á. (1960): A behurcolt növények szerepe a növénytakaróban. *Term. Tud. Közl.* **4**(91):51.
- CRAM, W. H. (1983): Maturity and viability of boxelder maple seeds. *Tree Planter's Notes.* **34**(2):36–37.
- CSAPODY I. – CSAPODY V. – ROTT F. (1966): *Erdei fák és cserjék*. Országos Erdészeti Főigazgatóság, Budapest.
- DANSZKY I. (szerk., 1964): *Magyarország erdőgazdasági tájainak erdőfelújítási, erdőtelepítési irányelvei és eljárásai*. OEF Budapest.
- DEMOS, E. K. – PETERSON, P. – WILLIAMS, G. J., III. (1973): Frost tolerance among populations of *Acer negundo* L. *American Midland Naturalist* **89**:223–228.
- ELAKOVICH, S. D. – WOOTEN (1995): Allelopathic woody plants. I. *Abies alba* through *Lyonia lucida*. *Allelopathy J.* **2**/2:4.
- ELLENBERG, H. (1950): *Unkrautgemeinschaften als Zeiger für Klima und Boden*. *Landwirtschaftliche Pflanzensoziologie*. Ulmer, Stuttgart.
- FELFÖLDY L. (1942): Szociológiai vizsgálatok a pannóniai flóraterület gyomvegetációján. *Acta Geobotanica Hungarica* **5**:87–140.
- FILARSZKY N. (1894): Adatok Budapest flórájához. *PTTK* **26**:117–121.
- GENCSI L. – VANCSTURA R. (1992): *Dendrológia: Erdészeti növénytan*. 2. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- GORKA S. (1917): Az ember szerepe a növények elterjesztésében. *PTTK* **49**:89–91.
- HEGI, G. (1924): *Illustrierte Flora von Mittel-Europa*. VII. München.
- HOSNER, J. F. – MINCKLER, L. S. (1960). Hardwood reproduction in the river bottoms of southern Illinois. *Forest Science* **6**:67–77.
- ILAUFG, M. (1991): Neophyten–Neubürger in der Pflanzenwelt Deutschlands. *Mitteilungen für den Landbau* **91**/1:73 pp.
- JÄGER, E. J. (1988): Möglichkeiten der Prognose synanthroper Pflanzenausbreitungen. *Flora* **180**:101–131.

- JALAS, J. (1955): Hemerobe und hemerochore Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. *Acta Soc. Fauna Flora Fenn.* **72** (11): 1–15.
- KOVÁCS M. – PRISZTER SZ. (1974): A flóra és vegetáció változása Magyarországon az utolsó száz évben. *Bot. Közlem.* **61**:185–196.
- KOWARIK, I. (1990): Some responses of flora and vegetation to urbanization in Central Europe. In: SUKOPP, H. – HEJN, S. – KOWARIK, I. (eds.): *Urban Ecology*. pp. 45–74. SPB Academic Publishing, Hague.
- KOWARIK, I. (1993): Vorkommen einheimischer und nichteinheimischer Gehölzarten auf städtischen Standorten in Berlin. In: GANDERT, K.-D. (ed.): *Beiträge zur Gehölzkunde*. pp. 93–104. Rinteln.
- KOWARIK, I. (1995a): On the role of alien species in urban flora and vegetation; In: PYŠEK, P. – PRACH, K. – REJMÁNEK, M. – WADE, M. (eds.): *Plant Invasions. General aspects and special problems*. pp. 85–103. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- KOWARIK, I. (1995b): Time lags in biological invasions with regard to the success and failure of alien species; In: PYŠEK, P. – PRACH, K. – REJMÁNEK, M. – WADE, M. (eds.): *Plant Invasions. General Aspects and Special Problems*. pp. 15–38. SPB Academic Publishing, Amsterdam.
- KUNSZT J. (1878a): Nógrádmegye felvidéke flórája. *Magyar Növénytani Lapok*, Kolozsvár. II. évf. pp. 19–28, 35–44, 51–58.
- KUNSZT J. (1878b): A növények vándorlása. *Természet* **10**:311–318.
- MAGYAR P. (1960, 1961): *Alföldfásítás* 1. (általános és leíró rész, 575 pp.), 2. (alkalmazott rész, 622 pp.). Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MAJER A. (1968): *Magyarország erdőtársulásai*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MARC F. (1876): A növények vándorlása. *Term. Tud. Közlem.* **8**:195–200.
- MOESZ G. (1909): Néhány bevándorolt és behurcolt növényünk. *Bot. Közlem.* **8**:136–147.
- OLSON, D. F., JR. – GABRIEL, W. J. (1974): *Acer* L. maple. In: SCHOPMEYER, C. S. (technical coordinator): *Seeds of Woody Plants in the United States*. Agric. Handb. 450. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service: 187–194.
- PATTERSON, R. (1985): The humblest maple. *American Forests* **91**(5): 46–48.
- PAULINYI S. (1864): Néhány szó magyarázatul az új növényfajok feltűnéséhez. *Erd. Lapok* **3**:222–229.
- PÉNZES A. (1929): Adatok Budapest adventív flórájához. I. *Magyar Botanikai Lapok* **28**:176.

- PÉNZES A. (1931): Adatok Budapest adventív flórájához. II. *Magyar Botanikai Lapok* **30**:132–135.
- PÉNZES A. (1933): Adatok Budapest adventív flórájához, különös tekintettel a Duna szerepére. *Magyar Botanikai Lapok* **32**:84–90.
- PÉNZES A. (1934): Florisztikai adatok, főképp behurcolt növényekre vonatkozóan. *Bot. Közlem.* **31**:153–154.
- PÉNZES A. (1942): *Budapest élővilága*. Királyi Magyar Természettudományi Társulat, Budapest.
- POTT, R. (1992): *Die Pflanzengesellschaften Deutschlands*. Ulmer, Stuttgart.
- PRISZTER SZ. (1957): *Magyarország adventív növényeinek ökológiai-areálgeográfiai viszonyai*. Kandidátusi disszertáció. Budapest, 209 + XXXIII pp. (Msc.) = idem, 1957: Kandidátusi értekezés tételi. Budapest, Tud. Minős. Bizotts. 4 pp.
- PRISZTER SZ. (1960a): Adventív gyomnövényeink terjedése. *A Keszthelyi Mezőgazdasági Akadémia Kiadványai* **7**.
- PRISZTER SZ. (1960b): Megjegyzések adventív növényekhez. 3. Néhány feltűnőbb adventív-előfordulás. *Bot. Közlem.* **48**:272–277.
- PRISZTER SZ. (1963): A magyar adventívflóra bibliográfiája. *Bot. Közlem.* **50**:213–223.
- RAPAICS R. (1905): Növényvándorlási megfigyelések. *Bot. Közlem.* **4**: 121, (63).
- SOÓ R. (1964–1980): *A magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve*. I–VI. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- SOÓ R. – JÁVORKA S. (1951): *A magyar növényvilág kézikönyve*. I–II. Budapest, Akadémiai Kiadó.
- SUKOPP, H. (1978): *An Approach of Ecosystem Degradation. The Breakdown and Restoration of Ecosystems*. Part II: The degradation of land and freshwater ecosystems in temperate lands. Plenum Publ. Corp. pp. 123–127.
- SZABÓ L. Gy. (1997): *Allelopathy – Phytochemical potential – Life strategy*. Janus Pannonius Tudományegyetem, Természettudományi Kar, Növénytani Tanszék és Botanikus Kert, Pécs.
- TERPÓ A. (1983): Az emberi befolyás alatt álló flóra helyzete és osztályozása Magyarországon. *Kertgazdaság* **15**(4):1–9.
- TERPÓ A. – E. BÁLINT K. (1983): A magyar flóra szubspontán fás növényei. *A Kertészeti Egyetem Közleményei* **43**:119–126.
- TUZSON J. (1943): Alföldfásítási kísérletek néhány idegenföldi fafajjal. *Erdészeti Lapok* (3–4):1–18.

- UDVARDY L. (1997a): A honosítás felelőssége – biológiai környezet-szennyezés. 3. Veszprémi Környezetvédelmi Konferencia és Kiállítás 1997. május 28–28. Előadások és poszterek anyaga 1–2. szekció pp. 422–428.
- UDVARDY L. (1997b): Állományképző adventív fanerofitonok társulási viszonyai Budapest környéki populációkban. IV. Magyar Ökológus Kongresszus Pécs, 1997 jún. 26–29. Előadások és poszterek összefoglalói. p. 212.
- UDVARDY L. (1997c): Fás szárú adventív növények Budapesten és környékén. Kandidátusi értekezés, KÉE Növénytani tanszék és SBK Budapest, kézirat 126 pp.
- UDVARDY L. (1998): Classification of adventives dangerous to the Hungarian natural flora. *Acta Botanica Hungarica* 41:315–331.
- UDVARDY L. (1999a): Exotic plants inclined to escape in an arboretum under a strong urban effect in Budapest. (Kivadulásra hajlamos egzóták egy erős urbánus hatás alatt álló arboretumban Budapesten.) *KÉE Közl.* 59:171–174.
- UDVARDY L. (1999b): Woody adventive plants establishing in gaps in Budapest. (Résekben megtelepedő fás szárú adventív növények Budapesten.) *KÉE Közl.* 59:175–176.
- UDVARDY L. – FAC SAR G. (1995a): Aggressive alien woody plants in the subspontaneous vegetation of Budapest. *EURECO '95 Congress Budapest*, August 20–25, 1995. Abstracts p. 250.
- UDVARDY L. – FAC SAR G. (1995b): Weed vegetation of Budapest as an indicator of changes in environment's quality. *9th EWRS (European Weed Research Society) Symposium Budapest 1995: „Challenges for Weed Science in a Changing Europe. Perspektiven für die Unkrautforschung im veränderten Europa.”* 10–12 July 1995. Proceedings vol. 1. pp. 107–112.
- WITTIG, R. (1991): *Ökologie der Großstadtflora*. G. Fischer, Stuttgart.

Javasolt világháloldalak

ANONIM (2002): *Acer negundo*.

<http://www.fs.fed.us/database/feis/plants/tree/aceneg/all.html>

Letöltve: 2003. december 3.

Inváziós növények elleni tevékenységek a nemzetipark-igazgatóságokban

A következőkben röviden bemutatjuk, hogy mit tesznek a nemzeti park igazgatóságok az inváziós növényfajok ellen. A fejezet célja, hogy általános áttekintést adjon az egyes régiókban legproblémásabbnak ítélt fajok jelenlegi terjedéséről, helyzetéről, és természetvédelmi kezelésük eddigi tapasztalatairól, eredményeiről. A fajok között több olyan szerepel, amelyek e könyvben máshol nem lettek részletesen ismertetve, azonban a teljességre igényére törekedve a megemlítésüket fontosnak tartjuk.

Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság

VIRÓK VIKTOR

Tornanádaska, Bódvarákó térségében legnagyobb problémát a **bálványfa** (*Ailanthus altissima*) jelenti, mivel a fokozottan védett *Onosma tornense* élőhelyét – és ezáltal a fajt – veszélyezteti. Az információk gyűjtése során kiderült, hogy az egyetlen hatékony megoldás a vegyszerhasználat. A konkrét kezelések előtt kísérleteket végeztünk a *glifozát-trimesium* hatóanyagú, kedvező környezetvédelmi megítélésű MEDALLON készítménnyel, hogy meghatározzuk a legbiztonságosabb vegyszer-kijuttatási módszert és a leghatékonyabb vegyszer-koncentrációt.

A kísérletek során kétféle kijuttatási módszert alkalmaztunk.

1. Lombozat összefogása és permetezése kézi permetezővel.
2. A törzsön a talajszint közelében vágási seb ejtése, és a vegyszernek a vágási sebbe való befecskendezése. A kétféle kijuttatási technika egy hígítási sorral párosult (5%, 15%, 25%, 50%). Minden kísérletnél ötven-ötven bálványfa megszámozása és kezelése történt, így összesen négyszáz fa lett kezelve. A felvételezés során a fák körüli 25 centiméteres sugarú körben előforduló növényfajokat és a fajok közti dominanciasort is feljegyeztük annak kiderítésére, hogy a vegyszer hogyan hat a kezelt egyed környezetére különböző hígításokban és kijuttatási technikák esetén.

A következő évben az ellenőrzés szempontjai az alábbiak voltak:

- levél megjelenése a kezelt példányon a kezelést követő évben,
- sarj megjelenése a kezelt egyed körül a kezelést követő évben,
- a növényzet sérülése a kezelt egyed körüli 25 centiméteres sugarú körben.

A kísérletek során az alábbi módszerek bizonyultak a leghatékonyabbnak:

1. Lombozat összefogása és 15%-os vegyszerrel való befedése kézi permetezővel, amely a lombozat 70–80%-át érintette.
2. Talajszínt közelében vágási seb ejtése és abba 15%-os vegyszer fecskendezése.

Az 1. módszer kísérleti tapasztalatai azt mutatták, hogy 100%-os arányban pusztultak el a fák, mivel sem sarj, sem levél nem jelent meg a kísérletet követő évben. A permetező használatakor a legkörültekintőbb alkalmazás esetén is a környező növényzetre jut a vegyszer bizonyos mennyisége. Ennek következtében a kezelt egyedek körüli növényzet láthatóan sérült. Amennyiben kevés bálványfa van a területen, a lombozat kezelésének a területre nézve biztonságosabb módszere a levelek vegyszeres textíliával való lekenése.

A 2. pontban vázolt módszer 86%-os sikert hozott. Alkalmazását a környezet növényzetének minimális sérülése indokolja. A vágási sebbe való fecskendezés biztonságos szerkijuttatási technika, amely értékes növényzet jelenlétében, illetve magasabb lombkorona esetén javasolható. A nagyobb koncentrációjú vegyszeres kísérletekkel kapcsolatos tapasztalatokat nem részletezzük, mivel a természetvédelmi terület védelme érdekében a lehető legkevesebb vegyszermennyiség kijuttatása indokolt. Jól megfigyelhető volt, hogy a kezelt példányok körül ezúttal is sérült a gyep, bár sokkal kisebb mértékben, mint az előző módszernél.

A kísérletek alapján – 2. módszert alkalmazva – az elmúlt két évben nagy területen folyt az irtás.

Az *Iris aphylla* subsp. *hungarica* egyik élőhelyén, Szendrőlád térségében az alapállapot-felmérést és cserjeirtást követően az **akác** (*Robinia pseudo-acacia*) visszaszorítása volt a legfontosabb feladat. E fafaj ellen sem

alkalmazható kielégítően a mechanikai kezelés a bálványfához hasonló sarjadzás miatt. A sarjadzás során kialakult nagy lombfelület viszont alkalmas a vegyszeres kezelésre. Első évben az akácfákat kifűrésztük, majd a következő évben feljövő sarjak lombozatát és a nagyobb fák megmaradt csonkjait 20%-os koncentrációjú vegyszerrel ecseteltük, illetve kézi permetezőt alkalmaztunk (szintén a MEDALLON felhasználásával). A kézi permetező az akác esetében nem javasolt a bálványfától eltérő lombszerkezete miatt. A lombozat permetezésével könnyen sérül a környező növényzet. A terület ellenőrzésére kezelés után egy évvel került sor, amikor az akácnak csak a kiszáradt egyedeire találtuk rá.

Az erdészeti kezeléseknél során a LONTREL 300 márkanevű gyomirtó szert alkalmazzuk, amely a vastagabb kérgű őshonos fafajokat nem károsítja.

A **magas aranyvessző** (*Solidago gigantea*) elsősorban Jósvalő, Aggtelek, Szögliget, Szinpetri közelében fellelhető, felhagyott szántókon terjedt el tömegesen, és innen továbbhaladva a természetközeli élőhelyeken is megjelent. A természetvédelmileg kiemelt jelentőségű, érzékeny területeken mechanikus módszert alkalmazunk: kitépjük a töveket. Ilyen élőhelyek közé tartoznak a patak menti magaskórósok és láprétek. Erre a feladatra évek óta táborokat szervezünk. Azokon a területeken, ahol szintén nem javasolt a vegyszer használata, de nagy területen fordul elő a *Solidago gigantea*, szárzúzót alkalmazunk. A harmadik esetben – a felhagyott szántókon – vegyszerrel történik a védekezés. A pontos módszer kidolgozása folyamatban van.

A **selyemkóró** (*Asclepias syriaca*) szerencsére mostanáig csak pontszerűen, kisebb területen (Szögliget, Szalonna) jelent meg a nemzeti parkban. Más nemzeti parkok tapasztalatait felhasználva 3%-os MEDALLON-t permeteztünk a lombozatra, ami megközelítőleg 90%-os védekezési hatékonyságot eredményezett.

A **gyalogakácot** (*Amorpha fruticosa*) Aggtelek környékén a fásítások során telepítette az erdészet, és innen kiszabadulva terjed a természetes élőhelyekre. A védekezések még nem kezdődtek el, mivel a területek kezelését erdészeti üzemtervek szabályozzák, így előzetes egyeztetést kell folytatni a beavatkozások megkezdése előtt.

Balaton-felvidéki Nemzeti Park Igazgatóság

SONNEVEND IMRE

A **bálványfa** (*Ailanthus altissima*) előfordulása a száraz gyepekben és karsztbokorerdőkben a leggyakoribb, de esetenként nagy veszélyt jelent a vulkanikus és lösszel borított területeinken is.

Veszélyes mértékben elszaporodott a nemzeti park Keszthelyi-hegység tájegységének szélein, ahol többször mechanikus irtást végeztünk, elég kis eredménnyel. A faj ugyancsak hatalmas vitalitással van jelen a Salföldi Kőtengerben is, ahol szintén minden évben visszavágjuk és vegyszerrel kezeljük, mégsem szorul vissza.

Részletes tapasztalatok a Tihanyi-félsziget esetében állnak rendelkezésünkre. Itt a gejzirkúpokon és a levendulásban kerül sor folyamatos irtásra, 1997 óta mintegy 10 ha-on. Itt tapasztaltuk meg a bálványfa rendkívüli ellenálló képességét, ugyanis a hat éve tartó állandó beavatkozással sem sikerült visszaszorítani. A mechanikai visszavágás után MEDALLON totális gyomirtó szert alkalmaztunk, amely a növény gyökérzetébe is lehatol. Ennek következtében a kis tuskók körüli kb. 10 cm-es körben nem jön fel sarj, távolabb viszont ugyanolyan vitalitással törnek a felszínre a sarjak, mint a vegyszerezés előtt. Érdekes, hogy amikor a bálványfa egyes csoportjai elérik a 3 m magasságot és 10 cm vastagságot, esetenként spontán, csoportosan, minden példányra kiterjedően kiszáradnak. Érdemes lenne ezt a jelenséget a faj vitalitásával együtt megvizsgálni. A fajtát a birka és a kecske sem legeli frissen, bár az idén a nagy szárazságban a birkák ráfanyalodtak a kivágott és két-három napja száradó példányokra.

Az **ezüstfa** (*Elaeagnus angustifolia*) veszélyes mértékben csak a Tihanyi-félszigeten fordul elő, elsősorban Sajkod területén. Irtására két módszert alkalmaztunk. 1994 táján egy több hektáros foltot kituskóztunk, majd a sarjakat minden évben szárazúzóztuk. Az irtás sikeresnek bizonyult, azonban a terület rendkívül egyenetlenné vált. A másik módszer a mechanikai visszavágás és MEDALLON-os tuskókezelés. Ez a módszer csak akkor eredményes, ha utána minden évben precízen le tudjuk szárazúzózni a területet. Erre van pozitív példánk Tihanyban a Felsőlápon és Sajkodon.

Az **aranyvessző** (*Solidago gigantea*, *S. canadensis*) területeink legjelentősebb inváziós növénye. A Kis-Balatonon, a Tapolcai-, a Pécselyi- és a Káli-medencében, valamint a Bakonyalja lápréjtjein van jelen veszélyes mértékben. Az évi többszöri kaszálással (virágzás előtt, majd az időjárástól függően utána egyszer vagy kétszer) Szigliget környékén, a Kis-Balatonon és a Káli-medencében féken tudjuk tartani, bár a kaszálatlan szélekről és a mélyebb fekvésű csatornaágyakból visszavándorlásra állandóan készen áll. A legnagyobb gondot a pénzügyi források hiánya jelenti, ugyanis nincsen pénzünk arra, hogy évente mindenütt többször is elvégezzük a szükséges kaszálást.

A Káli-medencét illetően egy érdekes hasznosításról tudunk beszámolni. A megfásodott aranyvesszőt levágva szívesen hasznosítja szőlők talajtakaró anyagaként, egyelőre kísérleti jelleggel a Badacsonyi Szőlészeti és Borászati Kutatóintézet. Két évig fedi ez a talajtakaró a sorok között, miközben megakadályozza a gyomosodást, és fékezi a talaj párologtatását. A mérések szerint 40%-kal jobb a nádtakarásnál.

A megvalósult élőhely-rekonstrukció, azaz a vízvisszapótlás a Tapolcai-medencében (Raposka – Világosvíz, Nemesvita – Úrbéri-rétek) több hektár területen eredményesen szorította vissza az aranyvesszőt.

A **parlagfű** (*Ambrosia artemisiifolia*) csak a Kis-Balaton területén okoz nagyobb gondot saját kezelésű területeinken. Itt a tavaly óta kihelyezett traktorral szárzúzózzuk a táblát, eredményesen. A faj szinte minden területen jelen van, de a más tulajdonú táblák rendben tartása a tulajdonos feladata.

Mivel homokterületünk kevés van, ezért a **selyemkóró** (*Asclepias syriaca*) még csak igen szórványosan fordul elő. A Kis-Balatonon jelent meg a somogyi széleken néhány egyed, amelyet őrünk azonnal kihúztak.

A Fenyőfői ősfenyves TT nálunk maradt pápateszéri területén fordul még elő, szintén csak szórványosan. A gyökerestől való kitépés módszere itt is alkalmazható.

Bükki Nemzeti Park Igazgatóság

SULYOK JÓZSEF

Igazgatóságunkon már történtek lépések az inváziós fajok visszaszorítására, elsősorban az **akác** (*Robinia pseudo-acacia*), valamint a **gyalogakác** (*Amorpha fruticosa*) gyérítése érdekében. Az akác visszaszorítására mechanikus és vegyszeres technológiát is kipróbáltunk. A mechanikus irtásra a miskolci Ökológiai Intézet végez hosszú távú kísérletet a tokaji Nagy-Kopasz-hegyen, de a mai napig nem sikerült az akácot a területről kiszorítani. A mechanikai irtás végeredménye többnyire az, hogy nagyobb egyedszámú, de kisebb méretű sarjak jönnek létre, amelyek igen sokáig képesek elvegetálni.

A vegyszeres irtás a leghatékonyabb, ezért az erdészetek is ezt alkalmazzák az akác visszaszorítására. A vegyszeres irtás során kipróbáltuk a vágásfelület és a sarjak permetezését, kenését is. A vegyszer az akác nagy részét elpusztította, azonban az egyszeri kezelés kevésnek bizonyult, mivel az akác magról is jól újul, emiatt a területre többször vissza kell térni újbóli szórványirtás érdekében. Az elegyetlen akácos kezelését csak akkor szabad elvégezni, ha azonnal sor kerül a fajokcserére vagy a gyepesítésre, mivel többnyire újabb inváziószerűen fellépő fajra kell számítani. Ez lehet kökény, galagonya vagy ruderális, lágy szárú gyom is.

A gyalogakác irtására csak mechanikus módszert próbáltunk ki gyep-területeken, szárzúzás, majd kaszálás formájában. A gyep rendszeres kaszálása nem pusztítja ki, viszont tartósan megakadályozza a fás szárú cserjés kialakulását és nagy tömegű elszaporodását. Az ártéri területeken a faj kiirtása jelenleg megoldhatatlan feladatnak látszik.

Duna-Dráva Nemzeti Park Igazgatóság

MÁRKUS ANDRÁS

A **bálványfa** (*Ailanthus altissima*) irtása különböző vegyszerekkel történt a Szársomlyón. Az eredmények biztatók voltak, de a csupán két évig tartó kezeléseket a kísérleti területek növényei kiheverték, emellett a folytonosan megjelenő magoncok ismét elfoglalták a területeket. Valószínűleg huzamosabb kezelésre és értelemszerűen a kömyék idősebb bálványfaegyedeinek likvidálására van szükség a sikerhez. Lössvölgyekben a vágás utáni vegyszeres kezelés hatásosnak bizonyult, azonban itt is szükséges a fiatal egyedek további kezelése.

A **selyemkóró** (*Asclepias syriaca*) esetében a termésérlelés előtti kaszálás, szárzúzás többnyire csak a foltok növekedésének megállítására elegendő. Vegyszeres kísérleteket nem végeztünk.

A **magas aranyvessző** (*Solidago gigantea*) esetében a kaszálás és a szárzúzás nem jár megfelelő eredménnyel, a záródott állományok dominanciájának megszüntetése gyakran reménytelen.

A **hibrid japánkeserűfű** (*Fallopia x bohemica*) záródott állományaiban a mechanikai pusztítás válfajai hatástalanoknak bizonyultak, fóliás takarással is csak átmeneti javulást értünk el, az etiolált száraz megmaradtak, az állomány gyorsan visszafoglalta a területet.

A **gyalogakác** (*Amorpha fruticosa*) állományainál célravezető az április-május tájéki szárzúzás, mert az elroncsolt hajtások a növény száradásához és pusztulásához vezetnek.

Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság

SIPOS KATALIN

Az Igazgatóság területén előforduló inváziós fajok közül aktív védelmi tevékenység vagy megindított előtanulmány az alábbi fajok esetében zajlik.

Mintaprogram jelleggel a Csévharaszi Borókás TT területén homokpusztagyepet kívánunk mentesíteni az **akáctól** (*Robinia pseudo-acacia*) és **bálványfától** (*Ailanthus altissima*). A választott módszert részben a pénzügyi lehetőségek, részben a megbízott erdészet munkavállalási kapacitása határozta meg. Az akácegyedeket hóborításos téli időszakban magas tuskóval levágták és elszállították a területről. A nyári időszakban többszöri sarjtaposás zajlik. A vegyszeres kezelés ősszel indul meg, a magas tuskóról korongot vágva a friss felületet kenik.

A Sas-hegyen az **orgona** (*Syringa vulgaris*) hatékony visszaszorítása érdekében három hatóanyagtípus és többféle kezelési technológia kombinációjának tesztelése zajlik. Az első eredmények októberben várhatók. E program keretében hasonló jellegű vegyszerpróbák zajlanak a **bálványfa** (*Ailanthus altissima*), az **akác** (*Robinia pseudo-acacia*) és a **szeder** (*Rubus fruticosus* agg.) visszaszorítására.

A Szénásokon a **feketefenyő** (*Pinus nigra*) nagy léptékű állománycseréjének előkészítése van folyamatban az első, kísérleti jellegű erdő-részleteken. A módszer alapja a fenyő fokozatos eltávolítása, valamint a talaj védelme keresztfák elhelyezésével. Az állománycsere a fenyők alatt spontán megjelenő, pionír jellegű fafajok (virágos kőris, juharfajok) megtelepedésére alapul.

Nagyobb léptékű, célirányos védelmi program pillanatnyilag nem zajlik, de egyre bővülő körben végezzük a fertőzőtség mértékének felmérését. Az **aranyvesszőfajok** (*Solidago gigantea*, *S. canadensis*) elleni védekezés az üde élőhelyeken (pl.: Ócsa) a rendszeres gyepkezelés részeként kaszálással, valamint szárzúzással folyik.

Fertő–Hanság Nemzeti Park Igazgatóság

TAKÁCS GÁBOR

Az inváziós fajok irtása terén Igazgatóságunknak esősorban az **ezüstfával** (*Elaeagnus angustifolia*) kapcsolatban vannak mélyreható tapasztalatai. Az elmúlt tíz évben ugyanis csaknem 600 hektár zárt ezüsfást irtottunk ki.

Megfigyeléseink szerint a tiszta mechanikai irtás nem vezet eredményre, csak a mechanikai és a vegyszeres irtás együttesen hatásos. Az irtás javasolt menete a következő. A kijelölt foltok fáit a nyár folyamán kell kivágni, és a tönköket közvetlenül vágás után le kell permetezni (GARLON 4 E, 10% keverék vízzel vagy gázolajjal). A következő évben a felverődött sarjakat ismét vágni és permetezni kell. A legtöbb területen a kétszeri kezelés elégséges. A felverődött sarjak kezelésére megoldás a kizárólagos permetezés is, de ebben az esetben az elszáradt sarjak a területen maradnak. Az irtás során keletkező hulladékot a területen el kell égetni. Az irtás átlagos költsége egy 80%-osan záródott területen megközelítőleg 100 000 Ft/ha.

Az első vágást nagyban megkönnyíti, ha az előző évben marhákat hajtunk a kijelölt területre. A marhák a fákat vakaródzásra használva, illetve a fiatal hajtásokat lelegetve megtisztítják a fák környékét, ezzel megkönnyítik a törzsekhez való hozzáférést a következő évben.

Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság

LESKU BALÁZS

A Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság területén az inváziós fajok visszaszorítására alkalmazott kezeléseket az alábbiakban foglalhatjuk össze.

Tekintettel arra, hogy a Nyírség egésze az illetékességi területünkhöz tartozik, igen nagy problémát jelent az **akác** (*Robinia pseudo-acacia*). A HNPI területén többféle módszerrel, illetve ezek kombinációival kísérleteztünk. A mechanikai irtáson (fa- és sarjvágás) kívül próbálkozunk a törzsek megfúrásával, majd a fúrt lyukba gyomirtó szer (MEDALLON) bejuttatásával, illetve a vágáslapok MEDALLON-os kezelésével.

A MEDALLON-nal kombinált mechanikai irtás viszonylag jó eredménnyel folyik a Hajdúsági Tájvédelmi Körzetben (Debrecen-Haláp és Létavértes közelében). Sor kerül az akácos állományok őshonos fajra való cseréje.

A Hajdúbagosi Földikutya Rezervátum Természetvédelmi Terület területén közepes sikerrel végeztünk ismételt mechanikai irtást.

A Hencidai Csere-erdő Természetvédelmi Területen két évvel a letermelés után kezeltük a vágáslapokat MEDALLON-nal, emellett a sarjak leverése is megtörtént. Az akác jórészt visszaszorult, de egyéb cserjefajok erősen terjedtek, ezért csak félsikerként értékelhető a kezelés.

A Bátorligeti legelő Természetvédelmi Területen és környékén mechanikai irtást (az idős fák és a terjedő gyökérsarjak ismételt levágását), majd ahol lehetséges volt, a vágáslapok MEDALLON-os kezelését végeztük. Utána folyamatosan célirányos legeltetés folyt birkával a zsenge gyökér- és tuskósarjak ellen. Az eredmény viszonylag jó, néhol a gyökérsarjak jelentenek visszatérő problémát.

A Fényi-erdő Természetvédelmi Terület és a Bátorligeti lág Természetvédelmi Terület térségében mechanikai irtás történt, azonban a gyökér- és tuskósarjak megjelenése miatt a továbbiakban vegyszeres

kombinált kezelésre térünk át. A Fényi-erdő akácos erdőrészleteit, foltjait fokozatosan lecseréljük őshonos állományra.

A Szatmár-Beregi Tájvédelmi Körzet területén, a Dédai-erdőben az idős magászó fák megfúrása, majd MEDALLON-os injektálása (nyár végén-ősszel) történik, ami kiegészül a sarjak leverésével. Hasonló módszerrel folyik a faj visszaszorítása a Kaszonyi-hegy Természetvédelmi Területen is. Az eddigi eredmények mindkét területen kedvezők.

A Közép-Tiszai Tájvédelmi Körzetben (Tiszakürt-Tiszaug) a gyalogakác (*Amorpha fruticosa*) visszaszorítása érdekében ismétlődő mechanikai irtás (szárzúzás) folyik, kielégítő eredménnyel. A megfelelő eredmény elérésének alapvető feltétele a kezelés folytatása (a legeltetés elmaradása esetén kaszálás).

A Közép-Tisza-régióbeli LIFE-projekt területén a legeltetés megoldása folyamatban van.

A Bereg-Szatmári-síkon a csatornafelújítások, karbantartások során hatósági, szakhatósági eljárásban próbáljuk a kezelőt/kivitelezőt rászorítani arra, hogy a gyalogakác irtását is oldja meg. Ez több-kevesebb sikerrel jár.

A Tiszatelek-Tiszabercel hullámtér Természetvédelmi Területen, Gávavencsellő (Tündérek-rétje) térségében a gyalogakáccal benőtt területen vegyes ligeterdő telepítése folyik. A harmadik éves erdősítés hatására a gyalogakác visszaszorul.

A **selyemkóró** (*Asclepias syriaca*) a Nyírségben az utóbbi években kezd nagy területen eluralkodni. Egyelőre a többhektáros állományok ritkák, de erősen terjed a faj.

A Bátorligeti Természetvédelmi Terület, a Hajdúsági Tájvédelmi Körzet (Jónás-rész) és Hajdúbagos térségében mechanikai irtás folyik. Azokon a területeken, ahol a kezeléseket folyamatosak, illetve lehetőség volt a védekezések megismétlésére, közepes, illetve jó eredmény tapasztalható. A kiskunsági tapasztalatok alapján tervezzük a vegyszerrel kombinált módszer alkalmazását is.

Fényi-erdő Természetvédelmi Területen a **kései meggy** (*Prunus serotina*) visszaszorítása mechanikai irtással történik, minthogy a növény sarjról és magról visszajön, a kezelést folyamatosná és ismétlődővé kell tenni.

A Hajdúsági T. K. és Debrecen-Haláp térségében mechanikai irtás, valamint a vágáslapok MEDALLON-os kezelése folyik, viszonylag jó eredménnyel. Megfigyelhető azonban, hogy a faj magról folyamatosan visszaterjed.

A Szatmár–Beregi Tájvédelmi Körzet, valamint a tarpai Nagy-erdő területén az **amerikai kőris** (*Fraxinus pennsylvanica*) fertőzött erdőrészek folyamatos letermelése és őshonos fafajjal való felújítása folyik. Egyéb állományokban a magtermő fák letermelését és a vágáslap vegyszeres kezelését tervezzük.

Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság

SIPOS FERENC

Az Igazgatóság (KNPI) illetékességi területén az alábbi adventív növényfajok jelentenek nagyobb természetvédelmi problémát.

Fásszárúak, cserjék, liánok

Minden dezinformálás dacára az **akác** (*Robinia pseudo-acacia*) a természetközeli élőhelyeket leginkább fenyegető agresszív, tájidegen fafaj a Duna–Tisza közén, sőt, feltehetően az egész országban. Spontán terjedése a természetes száraz gyepeket és a legerősebb vízhatásnak kitett típusokon kívül úgyszólván valamennyi természetes erdőformációt fenyegeti. A fenti élőhelyek között nincs olyan nagyobb kiterjedésű tömb, amelyben ne okozna problémát az akác jelenléte és térhódítása. A természetközeli állapotú borókás–nyárasok 70-80%-án a nemzeti parki területen is terjed ez a faj. Az elszórtan, egyesével álló fák jelenléte is gond, hiszen termésprodukciónak hozzájárul a magbankban elfekvő akácmagkészlet gyarapodásához. Nem igaz, hogy nem képes spontán csírázni, bár a csírázási erélye nyilván kisebb, mint az eredeti élőhelyén. Tűzesetek után az elfekvő magkészletből is igen nagy eréllyel csírázik, ezért alakultak ki a bócsai erdőtüz után sok tucat hektáros, összefüggő, fiatalos akáctömbök. Sarjadzási erélyét, vegetatív terjedőképességét szükségtelen külön ecsetelni. A természetvédelem megengedő gyakorlata a tájidegen fafajú erdőfelújításokkal szemben – védett természeti területeken belül – az akác jelenleg is rendületlen további térhódítását eredményezi, mert az akácállományok lecserélésének elhalasztása a szomszédos természetközeli élőhelyeket is folytonos propagulumesőnek, illetve vegetatív úton történő kolonizálásnak teszi ki.

Talajátalakító hatása a tájidegen fafajok közül a legnagyobb mértékű a Duna–Tisza közén. Állományai alatt nitrogénfeldúsulás tapasztalható. Az akácos gyepszintje gyér, rendkívül kevés fajú, szinte kizárólag (tápanyag-feldúsulást jelző) gyom jellegű növényekből áll (*Anthriscus cerefolium*, *Bromus sterilis*, *Ballota nigra*, *Urtica dioica* stb.), az eredeti természetes gypalkotók fennmaradását a legkevesébé teszi lehetővé, mert a talaj tápanyag-ellátottságának drasztikus megváltozása miatt nehéz a regenerálódása.

A **feketefenyő** (*Pinus nigra*) spontán terjedése a nyílt homoki gyepekben és borókás-nyársokban jellemző, ugyanakkor relatíve lassú és kezelhető, a laza, spontán állomány elég sokáig nem változtatja meg drasztikusan a környezetét. Telepítése hihetetlen természetvédelmi károkat okozott, de állományai alatt és szélében az akácénál jóval nagyobb valószínűséggel képesek megmaradni az eredeti gyepalkotók. A teljes Duna–Tisza közén elterjedt.

Az **erdeifenyő** (*Pinus sylvestris*) szárazságtűrése valamivel gyengébb. Lombkoronája lazább, több fényt enged át, ezért állományai alatt nagyobb esélyt kaphatnak az eredeti gyepalkotók a túlélésre. A teljes Duna–Tisza közén elterjedt.

A **bálványfa** (*Ailanthus altissima*) magról és sarjról egyaránt jól terjed, főként a nyíltabb homoki gyepekben és a szárazabb erdőtípusokban. Allelopatikus hatása valószínűsíthető. Sarjról felnövő fiataljaival igen sűrű, többszintes lombkoronát hoz létre. Az igen erős leárnyékolás, a tápanyag-túlkínálatot eredményező avarképzés, valamint a feltételezett allelopátiás hatás miatt az eredeti gyepszintet a zárt állománya igen erősen átalakítja, az akácéhoz hasonló végkifejlettel, de talán még nagyobb fajszegénységet okozva. Minden nagyobb homokterületen megtalálható, és bár erdőalkotóként nem telepítik, spontán terjedése így is nagymértékű (tanyák mellől, utak sorfásításából, tuskóösszetolásokon felnövő állományaiból stb.) Vannak már több hektáros állományai is, de ez még csak a kezdet. A teljes Duna–Tisza közén elterjedt.

Az **ezüstfa** (*Elaeagnus angustifolia*) sziken és homokon – az utóbbin a legszárazabb termőhelyek kivételével – egyaránt terjed, főként sarjról, de magról is. Homoki erdők telepítésénél szegélyfásításban, helyenként nagy kiterjedésben erdőalkotóként (fenyővel elegyesen) alkalmazták, de gyakori propagulumforrásai a tanyák melletti díszfatelepitések is. Gyorsan fejleszt terebélyes koronát, így alatta árnyékba kerül az eredeti gyepközösség. Szikes és homokpusztákon egyaránt voltak-vannak nagy kiterjedésű, lazától a közepesen sűrűig terjedő záródású, több hektáros kiterjedésű, aktív természetvédelmi beavatkozást igénylő állományai. A teljes Duna–Tisza közén elterjedt.

A **kései meggy** (*Prunus serotina*) a Turján–vidéki térség (Kunpeszér-

Kunadacs) erdeiben terjed (délre kb. Kerekegyháza magasságáig ismertek érdemi állományai), főként az üde tölgyes és hazai nyáras állományokban, de szárazabb erdőállományban is képes megjelenni, például a buckaközi zártabb, borókás-nyáras erdőkben. Láthatóan jó terjedőképességű, magról és sarjról egyaránt nő. Olyan sűrű állományai még nincsenek, amelyekről alaposabb vizsgálat híján is kijelenthető lenne, hogy nagymértékben károsították az eredeti életközösséget, azaz a jelenlegi hatása vizsgálendő. További terjedése nagy veszélyeket rejthet; ezek mértékének értékeléséhez vizsgálatokat kell végezni.

Az **amerikai kőris** (*Fraxinus pennsylvanica americana*) a *Fraxinus angustifolia* élőhelyein a honos faját felváltó adventív faj. Elsősorban a folyók mentén terjed, de a hátság vizes élőhelyein is megjelenik (így például Bugacpusztán, a kőrises égerláperdő helyén). A teljes Duna–Tisza közén előfordulhat. Arra vonatkozóan nincsenek adatok, hogy a honos–adventív fajváltás milyen hatást gyakorol az erdei életközösségre, mindenesetre az életközösség egyéb elemeinek látványos degradációját a rendelkezésre álló információk alapján nem okozza.

A **zöld juhar** (*Acer negundo*) főként a folyók mentén, ártereken, hullámtéren terjed, de a legszárazabb homoki borókás-nyárasok kivételével lokálisan bármely erdőtípusban problémát okozhat. A teljes Duna–Tisza közén elterjedt.

A **nemes nyárak** (*Populus × euramericana* stb.) spontán terjedőképessége változó mértékű; több klasszikus fajta kevéssé sarjad, de jó vegetatív terjedőképességű klónok is vannak, amelyek főként a folyók mellett, egykori árterén, mai hullámtéren terjedhetnek spontán a ligeterdei termőhelyeken. Spontán terjedés nélkül is igen nagy gondot okoz a természetes feketenyár–állományok genetikai elszennyeződését előidéző idegenbeporzásuk, mert a megtermékenyítésükkel létrejövő feketenyár–magvak már nem a fajra jellemző tiszta örökítőanyag-készletet hordozzák. A vizsgálatok szerint a természetes feketenyár–állománytól minimum 500 m-es távolságon belül nem szabadna beporzóképes nemesnyár–állományt fenntartani (idegenbeporzó hatásuk így sem lenne teljesen kizárható, de legalább érdemben csökkenthető volna). Az Igazgatóság által az Országos Mezőgazdasági Minősítő Intézetnél (OMMI) megrendelt, legfrissebb ellenőrző vizsgálat szerint a

csemetekertek által a fekete nyár szaporítóanyagaként értékesített szaporítóanyag, sajnos, nem mindig fekete nyár (*Populus nigra*), így a fekete nyár felújításaként elfogadott erdőállományokról sorozatban kiderült, hogy valójában nemesnyár-állományok. (Az ezzel kapcsolatos jogi lépéseket az elkövetkezendőkben fogja megtenni az Igazgatóság.)

A **gyalogakác** (*Amorpha fruticosa*) fás szárú adventív növényfaj, amely ellen a legkevésbé tudunk védekezni, veszélyessége az akácéhoz mérhető, de az élőhelyspektruma szűkebb. A Duna és a Tisza mentén – az árhullámoknak kitett területeken – egyaránt elterjedt (az utóbbi folyónál a legintenzívebben), de folyóktól távoli vizes élőhelyeken is megjelenik, feltehetően csatornavíz közvetítésével. Száraz élőhelyeken szintén előfordul a teljes Duna–Tisza között, a homoki erdősítések szeptélyfásításának, mezővédő erdősávoknak stb. a tagjaként, de természetesen módon nem terjed a száraz élőhelyen. Az eredeti életközösséget zárt állománya teljesen átalakítja. Amíg egy teljes vízrendszer mellett nem lesz kiirtva egy időben az állománya, addig csak nagyon lokális hatású védekezés folytatható ellene, hiszen a vízzel terjedő magvait újból szétteríti a következő árhullám.

A **süntök** (*Echinocystis lobata*) főként a Tisza hullámterén, illetve időszakos elárasztásnak kitett ártéri öblözeteiben terjed, de a hátság édesvizű élőhelyein, lápjain is egyre több helyütt megjelenik, főként csatornák környezetében. A teljes Duna–Tisza között előfordul (a Duna mellett is természetesen). A hullámtéri erdőfelújítást igen akadályozza, a fiatal fákat elnyomja, nem engedi felnőni. Árnyékolásával számottevően gyengíti az eredeti vegetáció gyep- és cserjeszintjét. Hektáros nagyságrendű sűrű állományai is vannak.

A **parti szőlő** (*Vitis riparia*) ökológiai hatásaiban hasonló a süntökhöz. Elterjedése inkább a két nagy folyó mellett jellemző, tiszai túlsúllyal. A süntöknél magasabbra is felkúszik, nagyobb fákat is képes árnyékolásával, tömegével károsítani. A honos *Vitis sylvestris*t kiszorította a vizes élőhelyek döntő többségéről.

A vadszőlő fajok (*Parthenocissus-spp*) nagymérvű elterjedése nem jellemző, a Tisza mellett azonban helyenként előfordulnak – faji szinten közelebről meg nem határozott – állományaik.

Lágyszárúak

A **selyemkóró** (*Asclepias syriaca*) jelentősége, biológiája közismert, ezért részletes ismertetését mellőzzük. Nemcsak laza talajon, száraz termőhelyen képes hatékonyan kolonizálni, hanem például kiszáradó magassásosokban is, ám bár legnagyobb állományai kétségtelenül az előbbi termőhelyeken élnek. Az országos állomány súlypontja minden bizonnyal a Duna–Tisza közén van, Rémsziget–Császártöltés–Imrehegy térségében több száz hektáros összefüggő állományai is előfordulhatnak. A teljes Duna–Tisza közén elterjedt.

Az **arany vesszőfajok** (*Solidago gigantea*, *S. canadensis*) közül Duna–Tisza közi viszonylatban a *Solidago gigantea*-t találtuk a gyakoribb fajnak. A teljes Duna–Tisza közén elterjedtek, és minden nagyobb édesvízi élőhelyen problémát jelent a terjedésük. A Duna menti sík édesvízi mocsarain és lápjain legnagyobb mértékű a jelenlétük, itt a fertőzésük, sajnos, igen intenzívnek minősíthető. Másutt állományaiknak a mérete változó, fertőzésük a kezdeti szakasztól az intenzívig terjed. Szikes élőhelyeken is megjelennek kisebb foltjaik. Mindenütt aktív természetvédelmi beavatkozást igényelnének.

A **szerbtövisszefajok** (*Xanthium italicum*, *X. strumarium*) a folyók hullámenterén gyakoriak, döntően tiszai túlsúllyal. Legnagyobb állományaik az időszakos árhullámnak kitett területeken alakulnak ki, rendszerint felhagyott, elárasztott szántókon, gyenge gyepek konkurencia mellett. Szórványosan a folyóktól távolabb is megjelennek, lényegében a teljes Duna–Tisza közén (főként csatornák környezetében), de nagyobb problémát nem okoznak. Természetvédelmi szempontból nem túlzottan veszélyesek jellemző kolonizálási helyszíneik, mechanikai irthatóságuk, nem túl erős kompetíciós képességük miatt (a másodlagos szukcesszió során relatíve gyorsan visszaszorulnak).

Az **átoktüske** (*Cenchrus incertus*) a nyílt, bolygatott, homoki gyepekben terjed, jellemzően földutak mentén, illetve intenzív állathajtással érintett területsávokban. Rendkívül kellemetlen, szúrós termésű növény. Zavartalan természetes gyepekben érdemi mértékben nem kolonizál, a másodlagos szukcesszió során fokozatosan magától is visszaszorul. A Duna–Tisza közének homokterületein mindenütt jelen van.

A *Tragus racemosus* hasonló ökológiájú faj, de kevésbé szúrós, ezért kevésbé kerül a figyelem középpontjába.

A **parlagfű** (*Ambrosia artemisiifolia*) a teljes Duna–Tisza között elterjedt. Természetvédelmi veszélyessége relatíve csekély, ugyanis szántókon, ugarokon, utak mentén, erdőfelújításokban, bolygatott talajfelszíneken terjed, és a másodlagos szukcesszió során relatíve gyorsan kiszorul. Zavartalan vagy kismértékben zavart természetes élőhelyeken nem kolonizál.

A **kanadai átokhínár** (*Elodea canadensis*) pontos elterjedése nem ismert, ám a Duna menti sík csatornáiban gyakori. A természetközeli állapotú hínárközösségekre gyakorolt hatására vonatkozóan helyi vizsgálataink nincsenek, nagymérvű elszaporodása nyilvánvalóan a honos hínárfajok rovására történhet.

A **kései perje** (*Cleistogenes serotina*) mint a Pannóniai flóratartomány más területein őshonos, de a Duna-Tisza között tájidegen inváziós faj szórványosan már úgyszólván minden nagyobb Duna–Tisza közti homoki élőhelyen megtalálható. A *Festuca vaginata*-val való kompetíciója révén valamilyen mértékben átrendezheti ugyan a nyílt homoki gyepek dominanciaviszonyait, de a rendelkezésre álló adatok alapján nem látszik szükségesnek az ellene való természetvédelmi védekezés, mert a tapasztalatok szerint sem a nyílt homoki gyepek létét, sem bármelyik fájának a fennmaradását nem fenyegeti a terjedése.

Természetesen számos egyéb adventív növényfaj is megtalálható a Duna–Tisza között, de ezek (pl. *Gaillardia*, *Oenothera* spp., *Impatiens parviflora*, *Typha laxmanni*, *Reynoutria*, *Phytolacca* stb.) nagyobb természetvédelmi problémát – egyelőre - nem jelentenek.

Érdemi természetvédelmi kezelési tapasztalatai, kísérletei a KNPI-nak a következő fajokkal kapcsolatban vannak: *Asclepias syriaca*, *Solidago* spp., *Elaeagnus angustifolia*, *Ailanthus altissima*, *Amorpha fruticosa*, *Robinia pseudo-acacia*, *Pinus* spp., *Populus* spp., *Xanthium* spp. Monitorozási célú adatgyűjtés folyik a következő fajokról: *Ailanthus altissima*, *Elaeagnus angustifolia*, *Amorpha fruticosa*, *Solidago* spp., *Asclepias syriaca*, *Cenchrus incertus*.

További vizsgálatok alapjául szolgáló, érdemi információkkal (élő-helytérképekkel) rendelkezünk bizonyos területeken a *Robinia pseudo-acacia*-ról, a *Prunus serotina*-ról és jó néhány kisebb jelentőségű fajról.

Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóság

BOTA VIKTÓRIA

A Körös–Maros Nemzeti Park Igazgatóságnál az inváziós fajok közül a **gyalogakáccal** (*Amorpha fruticosa*) foglalkoztunk. A faj visszaszorítása érdekében az alábbi módszerekkel kísérleteztünk.

Megelőzés

A védekezés első és egyben legeredményesebb módja. A kezelésnek folyamatosnak kell lennie, mivel a szaporítóanyagok folyamatosan bejutnak a területre. Megelőző kezelésként gyepekben mind a legeltetés, mind a rendszeres kaszálás hatékonynak látszik.

Erdősítés

A gyalogakác elleni küzdelmet nehezíti, hogy az ártéri területeken sokszor távol eső, nehezen megközelíthető helyeken fordul elő. Ilyen helyeken a legjobb megoldás az erdősítés, így az első néhány év után a kedvezőtlen fényviszonyok minden további beavatkozás nélkül visszaszorítják a fajt.

Mechanikai védekezés

A hullámtéri, parlagon lévő szántókon rendszeres kaszálással, illetve szárzúzással megelőzhető a gyalogakác betelepülése. A már betelepült állományok szintén szárzúzással szoríthatók vissza. A zúzást a gyors sarjadzás miatt évente minimum kétszer célszerű elvégezni.

Az idősebb, többéves állományokat már csak erdészeti láncos zúzóval lehet lezúzni; ilyenkor legalkalmasabb a téli, fagyos időben végzett kezelés, amikor az ágak könnyen törnek. Az öreg, kifejlett cserjét csak kézi erővel, motoros fűrésszel lehet levágni.

A következő év nyarán végzett újabb zúzással tovább gyengíthető a növény (az augusztusi időpont azért fontos, mert ekkorra a gyaloga-

kác az évi növekedésének a vége felé jár, és ilyenkor a mechanikai sérülést az egyedek nagy része már nem viseli el), majd a területet fel kell szántani. Lehetőség szerint gyökérfésűt is célszerű használni. Az így kezelt terület mentesnek még mindig nem mondható. A kiritkult bokrok termésének beérése rendszeres évi kétszeri kaszálással (az erősebb töveknél szárzúzással) akadályozható meg. A megritkult gyalogakác-állományban megfigyelhető a gyep fokozatos regenerációja. A mechanikai irtás eredményessége a ráfordított költségekhez képest nem túl hatékony.

Vegyszeres védekezés

Ha a gyalogakácnak az adott területről való teljes eltüntetése a cél, indokolt a vegyszeres kezelés. *Glifozát* hatóanyagot tartalmazó, a gyökérzetbe is eljutó herbicidekkel a faj hatékonyan irtható. A kijuttatásra több technológia ismeretes: a gyalogakácot vagy le kell zúzni, majd a tuskófelületet a szerrel be kell kenni, vagy a lábon álló növényt kell bepermetezni. A szer a gyökérbe vagy a levelekre jutva kiszárítja, elpusztítja a cserjét. A módszer nagyon gondos, körültekintő munkát kíván, mivel a felhasznált vegyszerek nem szelektívek, azaz minden növényre hatnak. A vegyszert a kivágott, lezúzott növények vágásfelületére vagy a növények leveleire kell kijuttatni.

Elszigetelt, folyamatos invázióval nem veszélyeztetett helyeken a vegyszeres kezelés megoldás lehet, de pl. hullámtereken, ahol a propagulumok tömegesen és szüntelenül termelődnek, ezt az eljárást is időről időre meg kell ismételni.

Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság

MESTERHÁZY ATTILA

A júliusban Hegyfalu és Kőszeg közelében végzett kaszálás elpusztította a nyár elején kikelt **bíbor nebáncsvirág** (*Impatiens glandulifera*) egyedeit, így a kezeletlen területekhez képest kevesebb növény virágzott a nyár végén. Mivel a kaszálás után kikelt egyedek csak későn virágoztak, a termésérés nem volt kedvező, így sok volt a léha mag. A helyes időben (júliusban, szeptemberben) végzett, többszöri kaszálás tehát csökkenti az egyedek számát. A probléma az, hogy árvízkor a folyó nagy számú magot hoz a területre, valamint a talaj is tartalmaz elfekvő magkészletet, így eredményt csak akkor érhetünk el, ha a kezelést minden évben alkalmazzuk, illetve a kezelt területeket kiszélesítjük. Folyópartokon próbálkoztunk a tövek kihúzásával is, de a teljesen mentesített területen a következő évben a faj ugyanolyan tömegben jelent meg. A nebáncsvirág által borított területeken valószínűleg gazdag a talaj magkészlete, amely a rendszeres kezelés ellenére is hosszú ideig biztosítja a faj fennmaradását. Megfigyeltük, hogy több növényen is volt hernyókártétel. Érdekes lehetne biológiai védekezésre felhasználni az eddig még ismeretlen kártevőt.

A **hibrid japánkeserűfűvel** (*Fallopia x bohemica*) borított területet Óriszentpéter térségében minden hónapban lekaszáltuk, de érzékelhető eredményt nem értünk el. A növény a vastag tarackjaiban rengeteg tápanyagot tárol ahhoz, hogy mindig kihajtszon, így ez a módszer nem a leghatásosabb az ellene való védekezésben. Intenzív kaszálással kisebb foltokban eredményeket érhetünk el, de a nagyobb állományokban inkább az átgondolt vegyszeres kezelés javasolt.

Az évi kétszeri kaszálás számottevően csökkentette a **magas aranyvessző** (*Solidago gigantea*) állományát, így a terület a kezelés hatására viszonylag gyorsan regenerálódik. A fő probléma az, hogy a folyók árterületeit a faj szinte összefüggő sávban borítja, és a kezeletlen területek állandó propagulumforrást szolgáltatnak, ezért a kezelés elmaradásakor a korábban mentesített területeket néhány éven belül visszahódítja. Az idén elkezdtük a szócei láprét aranyvesszőtől való mentesítését. Mintaterületeket jelöltünk ki, amelyeken figyeljük azt,

hogy a növény miképp reagál a különböző időkben végzett kaszálásokra.

A **kaukázusi medvetalp** (*Heracleum mantegazzianum*) a Kozár-Borzó patak partján Vép és Bozzai települések között állományalkotó. A növény agresszív, nehezen irtható, és érintésre a bőrön gyulladást okoz. Jelenleg a faj elterjedése lokális, így elvileg még könnyen visszaszorítható.

Több szakember illetve a helyi polgármester bevonásával tervezzük a fertőzött területek bejárását és a mentesítés lehetőségeinek megvitatását. Az irtásban várhatóan a természetvédelmi őrszolgálat is részt vállal. Remélhetően a tövek kikapálása vagy a vegyszeres kezelés együttesen fogja meghozni a kívánt eredményt.



A kései meggy virágzata
(Selyem J.)



A kései meggy termései
(Selyem J.)



A kései meggy és az amerikai álkörmös egyre nagyobb területeken hódít
Barcs térségében (Mihály B.)



Virágzó amerikai kőris ág (Bartha D.)



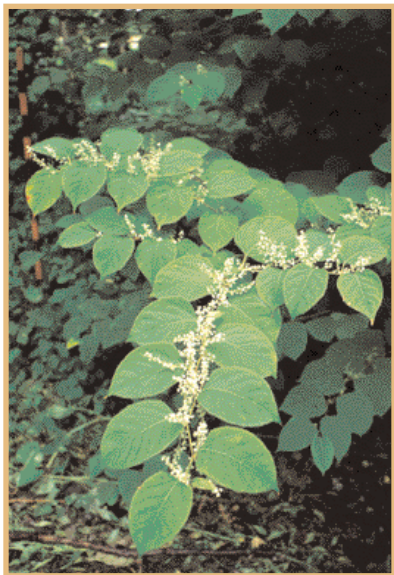
Az amerikai kőris termései (Börcsök Z.)



A bálványfa virágzata (Udvardy L.)



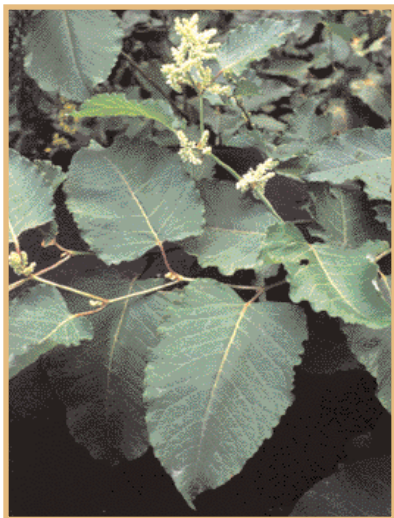
A bálványfa termése (Udvardy L.)



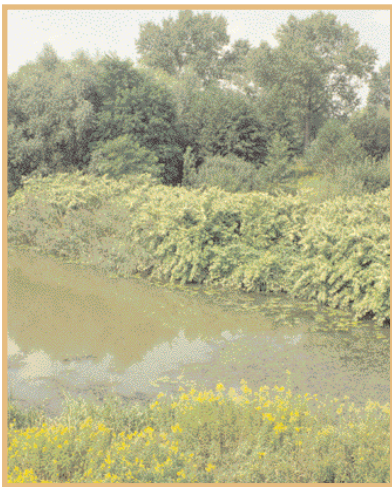
Ártéri japánkeserűfű a Surányi-patak partján Vépén (Balogh L.)



Hibrid japánkeserűfű virágzó hajtása (Balogh L.)



Óriás japánkeserűfű virágzó hajtása a vácrátóti botanikus kertben (Balogh L.)



A magas aranyvessző és a hibrid japánkeserűfű állományai a Berki-patak partján Nádasd mellett (Balogh L.)



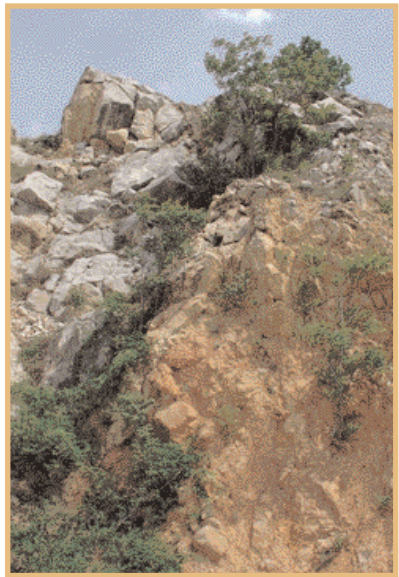
Virágzó hibrid japánkeserűfű-állomány Szombathelyen (Balogh L.)



Hibrid japánkeserűfű-állomány a Zala-patak partján Óriszentpéternél (Balogh L.)



Szórványos bálványfaállomány a Szársomlyón (Mihály B.)



A bálványfa a legszélsőségesebb termőhelyeken is előfordul (Mihály B.)





Bíbor nebáncsvirág a Rába-parton
Szentgotthárdnál (Balogh L.)



Bíbor nebáncsvirág (Kalotás Zs.)



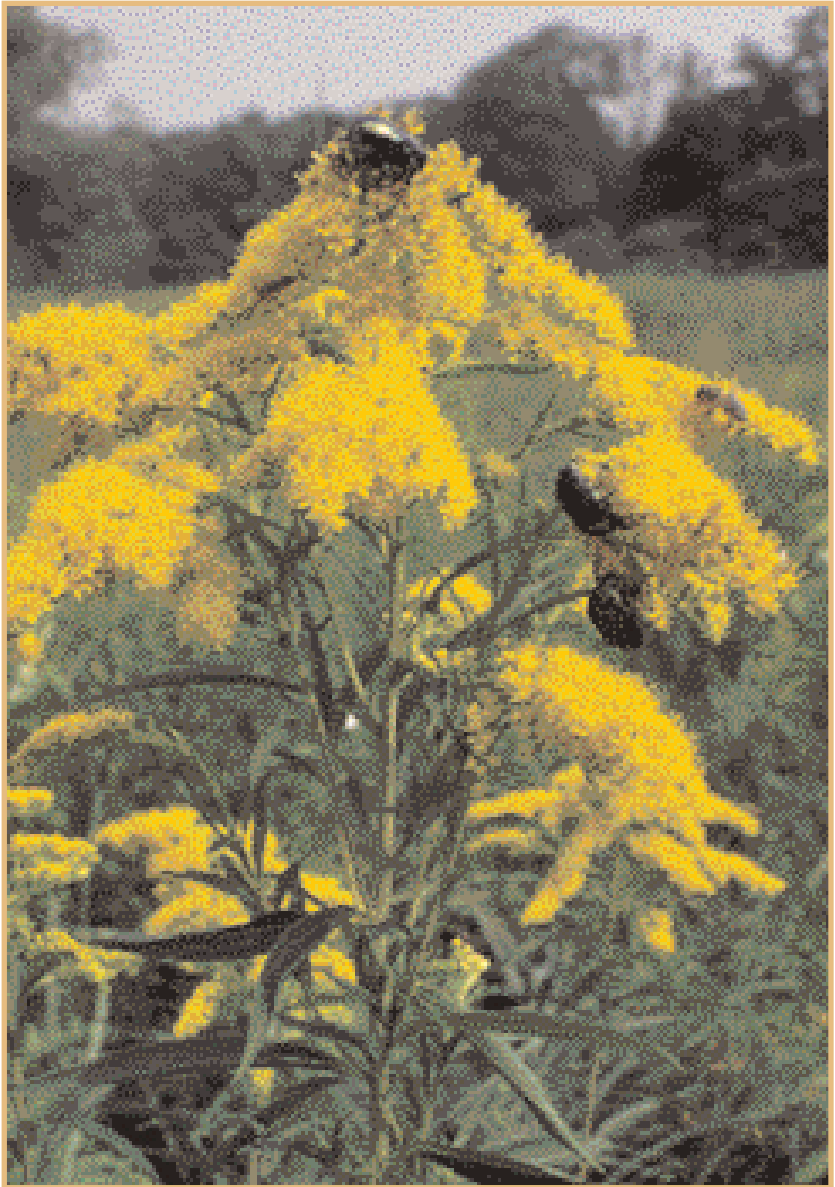
Virágzó bíbor nebáncsvirág állomány a Rába-parton Rumnál (Balogh L.)



A gyalogakác főleg az ártéri területeken terjed (Margóczi K.)



Virágzó gyalogakác (Udvardy L.)



Virágzó magas aranyvessző aranyos rózsabogarakkal a Bakonyalján (Balogh L.)



A mechanikai visszaszorítás nehézségei (Sipos T.)



Kaszálással mentesített aranyvesszős terület (Sipos T.)



Selyemkóró-gyérítés a Kiskunsági Nemzeti Parkban (Vajda Z.)



Természetes károsítók a selyemkórón (Mihály B.)



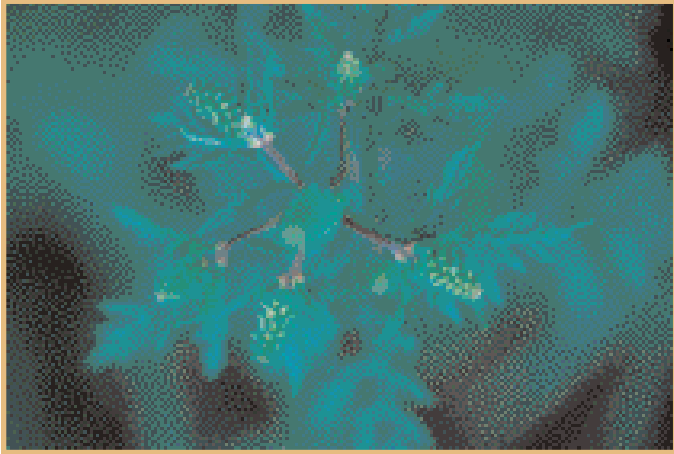
A kaukázusi medvetalp virágzata (Börcsök Z.)



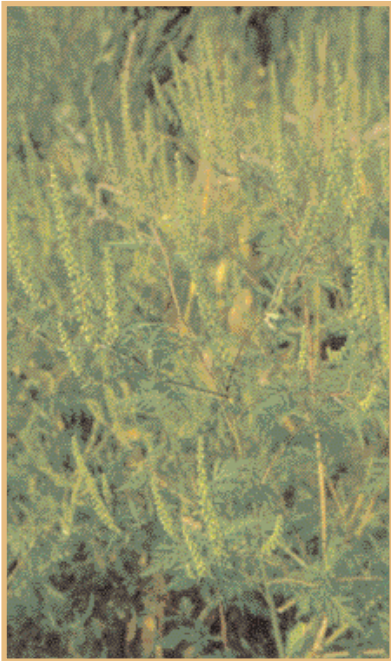
Virágzó zöld juhar
(Kalotás Zs.)



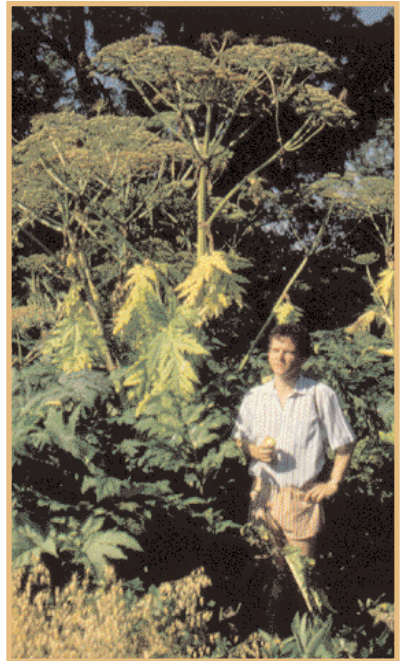
A zöld juhar ikerlependék termései
(Kalotás Zs.)



A parlagfű virágzata felülnézetből (Radisics M.)



Virágzó ürömlevelű parlagfű
(Dancza I.)



Kaukázusi medvetalp
Vép térségében (Dancza I.)



A hibrid japánkeserűfű a közterületeken is elterjedt (Börcsök Z.)



A japánkeserűfű-fajok a kaszálás után gyorsan újjrahajtanak (Mihály B.)



Bálványfa
kézi irtása
(Szidonya I.)



Parlagfűirtás kenéssel (Szidonya I.)



A vegyszeres kezelés hatása a japánkeserűfűre (Szidonya I.)



Virágzó selyemkóró (Bagi I.)



A selyemkóró toktermése
(Mihály B.)



Selyemkórómező (Bagi I.)