

## Olasznád (*Arundo donax* L.) nehézfém fitoextrakciójának vizsgálata

Simon László<sup>1</sup> – Kovács Béla<sup>2</sup> – Márton László<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Nyíregyházi Főiskola Tájgazdálkodási és Vidékfejlesztési Tanszék

<sup>2</sup>Debreceni Egyetem Élelmiszertudományi, Minőségbiztosítási és  
Mikrobiológiai Intézet

<sup>3</sup>University of South Carolina Institute of Biology USA

E-mail: simonl@nyf.hu

### Összefoglalás

Az olasz nád (*Arundo donax* L.) nehézfém fitoextrakciós képességét tanulmányoztuk szennyezetlen, galvániszappal szennyezett (Cd-, Cr-, Cu- és Zn-szennyeződés), illetve hígtrágyával (Cu- és Zn-szennyeződés) és szennyvíziszap komposzttal (Cd-, Cu-, Pb- és Zn-szennyeződés) kezelt barna erdőtalajon. A fényszobában, tenyészedényekben nevelt 10 hetes növények króm- és ólomakkumulációja a kadmiumakkumulációhoz (0,16-0,76 µg/g sz.a. Cd) hasonlóan kismértékű volt. A kontroll kultúrákban 8,3 µg/g, a galvániszappal szennyezett talajon nevelt kultúrákban 15,2 µg/g, a 2,5% hígtrágyával kezelt kultúrákban 8,2 µg/g, az 5% hígtrágyával kezelt kultúrákban 10,4 µg/g, a 2,5% szennyvíziszap komposzttal kezelt kultúrákban pedig 10,0 µg/g rezet mértünk. Cink esetén 39,5 µg/g, 191 µg/g, 44,7 µg/g, 53,9 µg/g és 58,3 µg/g értékeket detektáltunk az olasz nád hajtásában. Az olasz nád hajtásának fémfelvétele tehát függött a növénynevelő közegben található fémek mennyiségétől és minőségétől. Ezzel az energianövényvel elsősorban a cinket lehet kivonni a szennyezett talajokból.

### Summary

Heavy metal phytoextraction capacity of giant reed (*Arundo donax* L.) was studied in a growth chamber pot experiment. Plants were grown in uncontaminated brown forest soil, or in galvanic mud (excess of Cd, Cr, Cu and Zn), pig slurry (excess of Cu and Zn) or municipal sewage sludge compost (excess of Cd; Cu; Pb and Zn) amended brown forest soil for 10 weeks. The rate of chromium or lead accumulation similarly to cadmium (0.16-0.76 µg/g) was not significant in all plant organs. There was no significant cadmium accumulation detected in shoots. In control cultures 0.16 µg/g, in galvanic mud contaminated cultures 0.76 µg/g, in 2.5% (m/m) pig slurry amended cultures 0.17 µg/g, in 5% (m/m) pig slurry amended cultures 0.16 µg/g, and in 2.5% sewage sludge compost treated cultures 0.21 µg/g cadmium was measured. In case of copper these values were 8.3, 15.2, 8.2, 10.4 and 10.0 µg/g. In shoots of *Arundo* 39.5, 191, 44.7, 53.9 or 58.3 µg/g zinc was found. Based on these results it can be supposed, that the rate of heavy metal phytoextraction of giant reed depends on quality and quantity of heavy metals and on forms of contamination. With harvesting shoots of giant reed mostly zinc can be phytoextracted from contaminated soils.

## Bevezetés

A *fitoremediáció* során növényekkel, illetve a velük társult mikroorganizmusok segítségével tisztítják meg a környezeti elemeket a szerves vagy szerves szennyezőanyagoktól (SIMON, 2004; ARTHUR et al., 2005). Gyorsan fejlődő környezetvédelmi technológiáról van szó (amelyet egyelőre még nem alkalmaznak üzemszerűen); a fitoremediációt vizsgáló kutatások a kilencvenes években gyorsultak fel. Az eljárás elsősorban az olyan mérsékelt szennyezett talajok tisztítására alkalmas, ahol nem kell az összes szennyező anyagot eltávolítani, elegendő azok mennyiségét a határérték alá csökkenteni.

*Fitoextrakciónál* akkor beszélünk, ha a talajból a nehézfém-szennyeződések a növények könnyen betakarítható szerveibe (levelébe, hajtásába) kerülnek át. A fitoextrakció történhet gyorsan fejlődő, nagy föld feletti biomasszát képező lágyszárúak vagy fák szennyezett talajon történő termesztésével, melyet *passzív fitoextrakciónak* nevezünk. Megfelelően nagy tömeg elérése után a növényeket betakarítják, és az enyhén szennyezett biomasszát ellenőrzött körülmények között feldolgozzák. A fémekkel szennyezett biomassza tömegét komposztálással lehet csökkenteni, a komposztot az adott mikroelemben szegény talajba vissza lehet juttatni (ez főként esszenciális mikroelemek, pl. a Zn, Cu, illetve Se esetén lehet előnyös, amennyiben más toxikus elem, pl. Cd nem került át a növényekbe). Másik megoldásként a biomassza zárt rendszerben elégethető (ezzel egyúttal energia is termelhető). A keletkezett hamu veszélyes hulladéklerakóba deponálható, vagy kellően nagy fémkoncentráció esetén a fémek a hamuból „kohósítással” visszanyerhetők. (SIMON, 2004, 2008).

Több külföldi és hazai kísérlet eredményei bizonyítják, hogy a *Salix* (fűz) és *Populus* (nyár) fajok levelei, hajtásai jelentős mennyiségű cinket és kadmiumot vesznek fel a nehézfémekkel szennyezett talajokból (BALÁZSY & BOYKO, 2007; MÁTHÉ-GÁSPÁR & ANTON, 2005; KELLER, 2006, TLUSTOŠ et al., 2006; SIMON, 2007), így fitoextrakciós célra alkalmazhatók.

Szórványos kutatási adatok állnak azonban csak rendelkezésre a szintén nagy biomasszát képező – energianövényként is termesztendő – olasz nád (*Arundo donax* L.) nehézfémfelvevő, fitoextrakciós képességére vonatkozóan. PAPAZOGLUO és munkatársai (2005) szabadföldi körülmények között végzett két éves tenyészedényes kísérleteik alapján megállapították, hogy az olasz nád nagy nehézfém-toleranciával rendelkezik. Kötött, mészből gazdag, semleges kémhatású talajba csepegtető öntözéssel 5-50-100 mg/kg kadmiumot vagy nikkelt juttattak ki kadmium-nitrát vagy nikkelnitrát formájában. Megállapították, hogy még a legnagyobb dózis hatására sem csökkent le szignifikánsan a növények szárazanyag-hozama, illetve fotoszintézise a kontroll – nehézfém-kezelésben nem részesült – kultúrákhoz képest. Annak ellenére, hogy a talaj felső rétegének kadmiumtartalma elérte a 320-358 mg/kg-os értéket

(nikkel esetén a 440-509 mg/kg-ot), a szárok hossza, átmérője és a levelek szárazanyag-hozama nem redukálódott.

A pászitfűfélék (*Poaceae*) családjába tartozó *Arundo* nemzetség 6 faja a Földközi-tenger mellékétől a Kakukázusontúlig, valamint Kelet-Ázsiában honos (1. ábra). Előfordul az Egyesült Államok déli államaiban, az elmúlt évszázadban Dél-Amerikába és Dél-Afrikába is betelepítették. Az olasz nád a vízpartok és mocsarak jellegzetes növénye, amely 2-4 méter magasra is megnő. Szára sima, üreges, nagyon kemény, bambuszhoz hasonlóan sok nádusszal. Széles, kékeszöld levelei lehajlóak. Több országban, köztük hazánkban is, dísznövényként termesztik. Kedveli a laza, homokos, vízzel jól ellátott talajokat, de agyagos, szikes talajokon is megél. Szárazanyag-hozama öntözés nélkül is elérheti a 10-20 tonnát hektáronként (DANERT et al., 1981; BAKOSNÉ et al., 2004). Az *Arundo* szövettenyésztéssel is szaporítható (TÓTH & PEPÓ, 1999; CZAKÓ et al., 2005).



**1. ábra.** Olasz nád (*Arundo donax* L.)  
(Forrás: [www.szentesisfaiskola.hu](http://www.szentesisfaiskola.hu))

Mivel az olasz nád hozamát energiaültetvényekben várhatóan hígtrágyával és szennyvíziszap kihelyezéssel serkentik majd, illetve ezt a növényfajt nehézfémekkel szennyezett talajok fitoextrakciójára fogják alkalmazni, tenyészedényes kísérlet beállításával az alábbi kérdésekre kerestük a választ:

- Lecsökken-e az olasz nád szárazanyag-hozama galvániszappal szennyezett, illetve hígtrágyával és szennyvíziszap komposztal kezelte, nehézfémekkel szennyezett barna erdőtalajon?

- A fenti közegekből mely fémek, milyen mennyiségben kerülnek be az olasz nád – fitoremediáció során – könnyen betakarítható hajtásába?

### Anyag és módszer

*Tenyészedenyes kísérletet* állítottunk be 2006 szeptemberében olasz nád (*Arundo donax* L.) tesztnövényekkel a Nyíregyházi Főiskola Táj- és Környezetgazdálkodási Tanszékének klimatizált fényszobájában. A szövettenyésztéssel – szabadalmaztatott módszerrel – előállított *SC Blossom* jelű olasz nád vonal a Dél-Karolinai Egyetem Biológiai Intézetéből (USA) származott (CZAKÓ et al., 2005). A fényszobában történő néhány napos akklimatizálás után a 4-5 cm hosszú levéllel rendelkező növényeket a speciális szállítóedényekből palántanevelő műanyag edényekbe helyeztük, melyek 0,1% Ferticare 15-30-15 “S” oldattal nedvesített mákgubószeccsa komposztot tartalmaztak. Ebben a közegben 9 hétig neveltük a növényeket. A 3-5 levéllel rendelkező olasz nádból ezután 2-2 db-ot ültettünk az 1,5 kg talajt (<2 mm) tartalmazó tenyészedenyekbe.

A 3-3 ismétléssel beállított kísérlet kezelése az alábbiak voltak:

1. *kontroll talaj* (származási hely Nyíregyháza, Rákóczi u. bemutatókert, 0-20 cm-es réteg, szennyezetlen Ramann-féle rozsdabarna erdőtalaj; vályogos homok, leiszapolható rész 15,8 %;  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  6,6; humusztartalom 1,3%; T-érték 18,1  $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ , ld. SIMON et al., 2000),
2. *galvániszappal szennyezett talaj* (származási hely Kállósemjén, Kossuth u., nehézfémekkel szennyezett barna erdőtalaj (vályogos homok, leiszapolható rész 26,6 %;  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  6,8; humusztartalom 1,23%;  $\text{CaCO}_3$  tartalom 0,7%, T-érték 24,5  $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ , ld. SIMON et al., 2003),
3. *kontroll talaj (1) + 2,5% (m/m) hígtrágya* (származási hely Hajdúszoboszló, Ebes)
4. *kontroll talaj (1) + 5% (m/m) hígtrágya* (származási hely Hajdúszoboszló, Ebes)
5. *kontroll talaj (1) + 2,5% (m/m) szennyvíziszap komposzt* (származási hely Nyíregyháza, Nyírségvíz Rt.; SIMON et al., 2000).

A kontroll talajhoz kevert hígtrágya elsősorban rézzel és cinkkel (Cu-66,3; Zn-539 mg/kg  $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$  kivonatban), a szennyvíziszap komposzt pedig kadmiummal, rézzel, ólommal és cinkkel volt szennyezett (Cd-2,1; Cu-91; Pb-101; Zn-1018 mg/kg  $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$  kivonatban).

A kísérlet időtartama alatt a megvilágítást fénycsővel szabályoztuk, naponta 12 órán át a tenyészasztalok felületét átlagosan 5000 lux érte. A hőmérséklet nappal 22-24 °C, éjszaka 17-18 °C, a relatív páratartalom 40-50% volt. A növényeket hetente 3 alkalommal desztillált vízzel, a szántóföldi

vízkapacitás eléréséig (tömegállandóságig) öntöttük. A kísérlet indításakor valamennyi tenyészedény talajába 40 mg/kg nitrogént juttattunk ki  $\text{NH}_4\text{NO}_3$  oldat formájában.

A kísérletet 10 hét eltelte után bontottuk. Ekkor egy-egy tő átlagosan 4 hajtásból (nádszárból) állt, egy nádszáron átlagosan 8 nódusszal (a hajtások talajfelszínétől mért legnagyobb magassága átlagosan 35 cm volt). A tenyészedények talajának 3 ismétléssel történt megmintázása után a növények gyökerét és hajtását csapvízzel, majd háromszor váltott desztillált vízzel gondosan megmostuk, megszáritottuk ( $90\text{ }^\circ\text{C}$ , 5 óra) és megdaráltuk (<1 mm). A növény- és talajminták feltárása (cc.  $\text{HNO}_3$  + cc.  $\text{H}_2\text{O}_2$ ) után elemösszetételüket ICP-OES (Optima 3300 DV, Perkin-Elmer, USA) vagy ICP-MS (X7 series, Thermo Elemental, UK) technikával határoztuk meg 3 ismétléssel a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrumában (KOVÁCS et al., 1996, 2000).

### Vizsgálati eredmények és értékelésük

Az 1. táblázat a teszt növények átlagos hajtáshosszát, hajtás- és nódusz-számát szemlélteti a tenyészedényes kísérlet befejezésekor. Megállapíthatjuk, hogy a talaj nehézfém-szennyeződése, illetve a kijuttatott hígtrágya vagy szennyvíziszap komposzt nem befolyásolta szignifikánsan ezeket a paramétereket.

**1. táblázat.** Olasz nád átlagos hajtáshossza, hajtás- és nódusz-száma tenyészedényes kísérletben (Nyíregyháza, 2006)

Kezelések	Maximális hajtáshossz a talajtól (cm)	Átlagos hajtásszám tövenként (db)	Nóduszok száma hajtásokként (db)
1. Kontroll talaj	35,0 <sup>a</sup>	4,0 <sup>a</sup>	8,5 <sup>a</sup>
2. Galvániszappal szennyezett talaj	38,7 <sup>a</sup>	4,0 <sup>a</sup>	10,0 <sup>a</sup>
3. Kontroll talaj (1)+ 2,5% (m/m) hígtrágya	35,8 <sup>a</sup>	3,7 <sup>a</sup>	7,5 <sup>a</sup>
4. Kontroll talaj (1) + 5% (m/m) hígtrágya	34,7 <sup>a</sup>	4,5 <sup>a</sup>	8,2 <sup>a</sup>
5. Kontroll talaj (1) + 2,5% (m/m) szennyvíziszap komposzt	33,7 <sup>a</sup>	4,8 <sup>a</sup>	8,5 <sup>a</sup>

Variancia-analízis. Tukey-féle b-teszt (n=3). Az eltérő betűindexet kapott oszlopok értékei szignifikánsan különböznek egymástól (P<0,05)

A 2. táblázatban az olasz nád tenyészedényenként mért zöldtömegét és

szárazanyag-hozamát mutatjuk be a tenyészedényes kísérlet befejezésekor. A leghosszabb hajtásokat és a legtöbb nóduszt a galvániszappal szennyezett kultúránál mértük (1. táblázat), és e kultúra hajtásainak volt szignifikánsan a legnagyobb a tenyészedényenként mért zöldtömege és szárazanyag-hozama (2. táblázat). Mindez a galvániszappal szennyezett talaj kontroll talajhoz viszonyított jobb kémiai és fizikai tulajdonságával (termőképességével, ld. fenn) magyarázható. Összességében megállapítható, hogy sem a galvániszap szennyezés sem pedig a hígtrágyával vagy a szennyvíziszap komposztal a talajba kijuttatott nehézfémek nem gátolták a gyökerek vagy a hajtások szárazanyag-felhalmozását. Igazolódott tehát PAPAZOGLUO és munkatársainak (2005) az a megállapítása, hogy az olasz nád a nehézfém-toleráns növényfajok közé tartozik.

**2. táblázat.** Olasz nád zöldtömege és szárazanyag-hozama tenyészedényes kísérletben (Nyíregyháza, 2006)

Kezelések	Zöldtömeg (g/tenyészedény)	Szárazanyag (g/tenyészedény)
<b>Gyökér</b>		
1. Kontroll talaj	9,1 <sup>a</sup>	1,02 <sup>a</sup>
2. Galvániszappal szennyezett talaj	12,6 <sup>a</sup>	1,27 <sup>a</sup>
3. Kontroll talaj (1)+ 2,5% (m/m) hígtrágya	8,1 <sup>a</sup>	0,91 <sup>a</sup>
4. Kontroll talaj (1) + 5% (m/m) hígtrágya	7,4 <sup>a</sup>	0,81 <sup>a</sup>
5. Kontroll talaj (1) + 2,5% (m/m) szennyvíziszap komposzt	8,6 <sup>a</sup>	0,97 <sup>a</sup>
<b>Hajtás</b>		
1. Kontroll talaj	11,4 <sup>a</sup>	2,3 <sup>a</sup>
2. Galvániszappal szennyezett talaj	24,8 <sup>b</sup>	4,5 <sup>b</sup>
3. Kontroll talaj (1)+ 2,5% (m/m) hígtrágya	12,1 <sup>a</sup>	2,5 <sup>a</sup>
4. Kontroll talaj (1) + 5% (m/m) hígtrágya	13,7 <sup>a</sup>	2,6 <sup>a</sup>
5. Kontroll talaj (1) + 2,5% (m/m) szennyvíziszap komposzt	14,5 <sup>a</sup>	2,7 <sup>a</sup>

Variancia-analízis. Tukey-féle b-teszt (n=3). Az eltérő betűindexet kapott oszlopok értékei szignifikánsan különböznek egymástól (P<0,05)

A talaj nehézfém-szennyezettségének növénymorfológiai hatásai azonban már vizuálisan is megfigyelhetőek voltak. A kontroll kultúra gyökerei fehér színűek, egészségesek voltak, sok finomszerkezetű hajszálgyökérrel. A galvániszappal szennyezett talajon fejlődő növények gyökerei sötétebb

árnyalatúak voltak, a hígtrágya vagy szennyvíziszap kijuttatás pedig sárgás, rostos, vastagabb gyökerek kialakulását eredményezte. Valamennyi kultúra levelei sötétzöldek voltak, viszont a galvániszappal szennyezett talajon fejlődő növények alsó pozíciójú levelei közül néhány sárga foltos volt, szélük vagy csúcsuk már elszáradt. Hasonló jelenséget figyeltünk meg mindkét hígtrágya-kezelésben részesült kultúra legalsó levelein, és a fenti tünetek a szennyvíziszappal kezelt kultúra legalsó pozíciójú levelein voltak a legkifejezettebbek.

A 3. táblázatban a tenyészedényes kísérlet talajainak nehézfém-összetételét mutatjuk be a kísérlet befejezésekor. Az adatokból nyilvánvaló, hogy a galvániszappal szennyezett talaj szignifikánsan több kadmiumot, krómot, rezet és cinket tartalmazott, mint a kontroll talaj, illetve az a kontroll talaj, amelyet hígtrágyával vagy szennyvíziszap komposzttal kezeltünk (3-5. kezelés). A kijuttatott hígtrágya vagy szennyvíziszap komposzt megemelte ugyan a kontroll talaj Cd-, Cr-, Cu- és Zn-tartalmát, ez a növekmény azonban csak egy esetben (5% hígtrágyával kezelt kontroll talaj kadmiumtartalma) volt statisztikailag szignifikáns. Annak ellenére, hogy a szennyvíziszap komposzt jelentős mennyiségű ólmot is tartalmazott (101 mg/kg HNO<sub>3</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> kivonatban), 2,5 tömegszázaléknyi kijuttatott mennyisége nem emelte meg a talaj ólomtartalmát, mely a többi talajmintában is a kimutatási határ alatt maradt.

**3. táblázat.** Olasznáddal végzett tenyészedényes kísérlet talajainak nehézfém-összetétele a kísérlet befejezésekor (Nyíregyháza, 2006)

Kezelések	Cd	Cr	Cu	Zn
	mg/kg			
1. Kontroll talaj	0,99 <sup>b</sup>	17,0 <sup>a</sup>	3,49 <sup>a</sup>	44,7 <sup>a</sup>
2. Galvániszappal szennyezett talaj	2,07 <sup>d</sup>	101 <sup>b</sup>	42,0 <sup>b</sup>	505 <sup>b</sup>
3. Kontroll talaj (1)+ 2,5% (m/m) hígtrágya	0,99 <sup>b</sup>	17,6 <sup>a</sup>	4,58 <sup>a</sup>	55,0 <sup>a</sup>
4. Kontroll talaj (1) + 5% (m/m) hígtrágya	1,08 <sup>c</sup>	18,1 <sup>a</sup>	6,17 <sup>a</sup>	69,3 <sup>a</sup>
5. Kontroll talaj (1) + 2,5% (m/m) szennyvíziszap komposzt	0,21 <sup>a</sup>	17,5 <sup>a</sup>	5,22 <sup>a</sup>	73,7 <sup>a</sup>

Variancia-analízis. Tukey-féle b-teszt (n=3). Az eltérő betűindexet kapott oszlopok értékei szignifikánsan különböznek egymástól (P<0,05)

A 4. táblázat az olasz nád föld alatti és föld feletti szerveinek nehézfém-összetételét szemlélteti a tenyészedényes kísérlet befejezésekor.

A mérési adatok összevetése után általánosságban megállapíthatjuk, hogy az olasz nád – a többi növényfajhoz hasonlóan – több nehézfémot halmoz fel a gyökereiben, mint a hajtásaiban. A fitoextrakció során azonban – a talajból történő nehézfém-kivonás szempontjából – elsősorban a gyökereknél könnyebben betakarítható hajtásokba bekerült nehézfém-tartalomnak van

gyakorlati jelentősége (SIMON, 1999, 2004, 2008) Az olasz nád hajtásainak krómakkumulációja kismértékű volt, a hajtásokban nem haladta meg az 1,0 µg/g-ot szárazanyagra vetítve. A króm általában nem mozog a talaj növény rendszerben (SIMON, 1999). Nem volt kiugróan magas a hajtások kadmiumakkumulációja sem, kivéve a galvániszappal szennyezett talajon nevelt kultúrákban mért 0,76 µg/g-os értéket. A gyökerekben azonban közel annyi kadmium akkumulálódott, mint a hajtásokban – ez is alátámasztja azt a jól ismert jelenséget, hogy a kadmium a növényeken belül könnyen szállítható (SIMON, 1999; HEGEDŰSOVÁ et al., 2006). A hajtások rézakkumulációja 8,25-15,2 µg/g között változott. A hajtásokba történő legmarkánsabb nehézfém-transzportot a cink esetén tapasztaltuk, valamennyi talajkezelés esetén megnőtt a hajtások cinktartalma. Kiugróan magas, 190 µg/g-os cinktartalmat mértünk a galvániszappal szennyezett talajon fejlődött kultúrákban, mely a szennyvíziszap komposzttal kezelt kultúrákban mért 58,3 µg/g-os értékhez hasonlóan statisztikailag szignifikáns mértékben haladta meg a kontroll hajtások cinktartalmát.

**4. táblázat.** Olasz nád szerveinek nehézfém-összetétele a tenyészedényes kísérlet befejezésekor (Nyíregyháza, 2006)

Kezelések	Cd	Cr	Cu	Zn
	µg/g			
<b>Gyökér</b>				
1. Kontroll talaj	0,18 <sup>a</sup>	1,98 <sup>a</sup>	7,82 <sup>a</sup>	113 <sup>ab</sup>
2. Galvániszappal szennyezett talaj	0,64 <sup>b</sup>	2,08 <sup>a</sup>	17,1 <sup>c</sup>	155 <sup>b</sup>
3. Kontroll talaj (1)+ 2,5% (m/m) hígtrágya	0,17 <sup>a</sup>	1,11 <sup>a</sup>	7,79 <sup>a</sup>	82,1 <sup>a</sup>
4. Kontroll talaj (1) + 5% (m/m) hígtrágya	0,19 <sup>a</sup>	1,29 <sup>a</sup>	10,2 <sup>b</sup>	104 <sup>ab</sup>
5. Kontroll talaj (1) + 2,5% (m/m) szennyvíziszap komposzt	0,20 <sup>a</sup>	1,16 <sup>a</sup>	8,2 <sup>ab</sup>	102 <sup>ab</sup>
<b>Hajtás</b>				
1. Kontroll talaj	0,16 <sup>a</sup>	1,00 <sup>a</sup>	8,25 <sup>a</sup>	39,5 <sup>a</sup>
2. Galvániszappal szennyezett talaj	0,75 <sup>b</sup>	0,90 <sup>a</sup>	15,2 <sup>b</sup>	190 <sup>c</sup>
3. Kontroll talaj (1)+ 2,5% (m/m) hígtrágya	0,17 <sup>a</sup>	0,79 <sup>a</sup>	8,32 <sup>a</sup>	44,7 <sup>ab</sup>
4. Kontroll talaj (1) + 5% (m/m) hígtrágya	0,16 <sup>a</sup>	0,69 <sup>a</sup>	10,4 <sup>a</sup>	53,9 <sup>ab</sup>
5. Kontroll talaj (1) + 2,5% (m/m) szennyvíziszap komposzt	0,21 <sup>a</sup>	0,73 <sup>a</sup>	10,0 <sup>a</sup>	58,3 <sup>b</sup>

Variancia-analízis. Tukey-féle b-teszt (n=3). Az eltérő betűindexet kapott oszlopok értékei szignifikánsan különböznek egymástól (P<0,05)

A galvániszappal szennyezett talajon fejlődő olasz nád hajtásainak szárazanyag hozamát (4,5 g szárazanyag/tenyészedény, ld. 2. táblázat) megszorozva az 1 gramm szárazanyagra vetített 190 µg-os cinktartalommal megállapítottuk, hogy a növények hajtásának betakarításával 855 µg cinket



távolítottunk el a szennyezett talajból. Ez jelentősen több, mint a kontroll hajtások 91 µg-os (2,3 g x 39,5 µg/g) cinkfelvétele.

### Következtetések

Tenyészedényes kísérleteink eredményei is igazolták azt a korábbi megfigyelést, hogy az olasz nád jól tűri a talaj nehézfém-szennyeződését. Sem a talaj korábbi galvániszappal történő szennyeződése, sem a hígtrágyával vagy szennyvíziszap komposztal kijuttatott nehézfémek nem csökkentették le szignifikánsan a tesztnövények föld feletti szerveinek szárazanyag hozamát.

A mérési adatokból nyilvánvalóvá vált, hogy az olasz nád hajtásának fémfelvétele függött a növénynevelő közegben található fémek mennyiségétől és minőségétől. Ezzel az energianövényvel elsősorban cinket lehet kivonni a szennyezett talajokból.

### Köszönetnyilvánítás

Munkánkat az OTKA T043479 és T038450 kutatási program támogatta. Köszönjük dr. Győri Zoltán professzor úrnak (Debreceni Egyetem) az elemanalízishez a műszeres háttér biztosítását.

### Irodalomjegyzék

- ARTHUR, E.L., P.J. RICE, P.J. RICE, T.A. ANDERSON, S.M. BALADI, K.L.D. HENDERSON, J.R. COATS, (2005): Phytoremediation – an overview. *Critical Reviews in Plant Sciences* **24**. 109-122.
- BALÁZSY S., N. BOYKO (szerk.), (2007): Szennyeződések, szennyezők, hatások a Felső-Tisza-vidék ökológiailag érzékeny területein. Bessenyei György Könyvkiadó, Nyíregyháza.
- CZAKÓ, M., X. FENG, Y. HE, D. LIANG, L. MÁRTON (2005): Genetic modification of wetland grasses for phytoremediation. *Z. Naturforsch. [C]* **60**. 3-4. 285-291.
- DANERT, S., P. HANELT, J. HELM, J. KRUSE, J. SCHULTZE-MOTEL, (1981): Urania növényvilág. Magasabbrendű növények II. Gondolat Kiadó, Budapest (2. kiadás), p. 392.
- HEGEDŰSOVÁ, A., HEGEDŰS, O., MUSILOVÁ, J., (2006): Riziká kontaminácie pôd kadmium. Vedecká monografia. (A talajok kadmiumszennyeződésének veszélyei. Tudományos monográfia). FPV UKF Nitra, Szlovákia.
- BAKOS B-NÉ, KALMÁRNÉ V.E., KRIZSÁN J., SZABÓ E., (2004): Az olasz nád (*Arundo donax*) termesztési lehetőségei az Alföldön. IV. Alföldi Tudományos Tárgyalkodási Napok, Tájékológiai szekció. Mezőtúr (kiadvány CD lemezen).
- KELLER, C. (2006): Efficiency and limitations of phytoextraction by high biomass plants: the example of willows. In: Trace Elements in the Environment. Biogeochemistry, Biotechnology, and Bioremediation. (Eds.: PRASAD, M.N.V., K.S. SAJWAN, R. NAIDU). 611-630. Taylor & Francis, Boca Raton London New York.
- KOVÁCS, B., Z. GYŐRI, J. PROKISCH, J. LOCH, P. DÁNIEL, (1996): A study of plant

- sample preparation and inductively coupled plasma emission spectrometry parameters. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **27**. 1177-1198.
- KOVÁCS, B., J. PROKISCH, Z. GYŐRI, A. BALLA KOVÁCS, A.J. PALENCSÁR (2000): Studies on soil sample preparation for inductively coupled plasma atomic emission spectrometry analysis. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* **31**. 1949-1963.
- MÁTHÉ-GÁSPÁR, G., A. ANTON, (2005): Phytoremediation study: factors influencing heavy metal uptake of plants. *Acta Biologica Szegediensis* **49**. 69-70.
- SIMON L. (szerk.), (1999). Talajszennyeződés, talajtisztítás. Környezetügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató. 5. kötet. Környezetgazdálkodási Intézet. Budapest.
- SIMON L., PROKISCH J., GYŐRI Z. (2000): Szennyvíziszap komposzt hatása a kukorica nehézfém-akkumulációjára. *Agrokémia és Talajtan* **49**. 247-255.
- SIMON L., I. SZEGVÁRI, J. CSILLAG (2003): Impact of picolinic acid on the chromium accumulation in fodder radish and komatsuna. *Plant and Soil* **254**. 337-348
- SIMON L., (2004): Fitoremediáció. *Környezetvédelmi Füzetek*. Azonosító: 2318. BMKE OMIKK, Budapest.
- SIMON L. (2008): Fitoremediáció. In: Talajremediáció. (Szerk.: TAMÁS J.). 166-182. Az Észak-alföldi Régióért Kht. Debrecen.
- TLUSTOŠ, P., D. PAVLÍKOVÁ, J. SZÁKOVÁ, Z. FISCHEROVÁ, J. BALÍK (2006): Exploitation of fast growing trees in metal remediation. In: *Phytoremediation Rhizoremediation*. (Eds.: MACKOVA, M., D. DOWLING, T. MACEK). 83-102. Springer, DORDRECHT, THE NETHERLANDS.
- TÓTH SZ., PEPÓ PÁL (1999): *In vitro* culture of different explants of *Miscanthus* genotypes and *Arundo donax*. *Debreceni Agrártudományi Egyetem Tudományos Közleményei*. Tom. **XXXIV**. 101-111.