

ORSZÁGOS TUDOMÁNYOS KUTATÁSI ALAPPROGRAMOK

OTKA T043479 pályázat (2003-2008)

**“A rizoszférában lezajló folyamatok tanulmányozása
a fitoremediáció során”**

ZÁRÓJELENTÉS

Témavezető:

dr. habil. Simon László C.Sc.

az MTA doktora

Nyíregyházi Főiskola

Műszaki és Mezőgazdasági Főiskolai Kar
Tájgazdálkodási és Vidékfejlesztési Tanszék

Nyíregyháza, 2008

A KUTATÁS EREDMÉNYEI

1. Tudományos előzmények, előkísérletek, célkitűzések

A *fitoremediáció* során a természetben előforduló vagy génebeszeti úton előállított növények (illetve a velük társult mikrobák) segítségével tisztítják meg a környezeti elemeket (talajt, talajvizet, felszíni vizet, ipari szennyvizet, levegőt) a szervetlen vagy szerves kémiai jellegű szennyező anyagoktól. A kifejezés előtagja a görög *fyto* = növény szóból ered. A *remediáció* kifejezés a szennyezett terület megjavítását, helyrehozatalát, „meggyógyítását” jelenti a latin *remediatio* illetve az angol *remediation* = orvoslás, gyógyítás, helyrehozás kifejezések alapján. Ezt a szakkifejezést használjuk arra a tevékenységre, amikor a talajt szennyező vegyi anyagok koncentrációját olyan kis értékre csökkentjük, amelynek a kockázata már elfogadható (ARTHUR et al, 2005; SIMON, 2004).

A *rizoszféra* a gyökér és a talaj kapcsolódási felülete, melyet az átlagosnál nagyobb mikrobiális aktivitás és mikrobaszám jellemez. A gyökerek közvetlen felületén – elsősorban a felszíni nyálkarétegben az ún. *rizoplánban* és a gyökerekhez közel eső (néhány mm távolságban lévő) talajban, az ún. *rizoszférában* – a mikrobák száma mindig nagyobb, mint magában a *gyökértávoli talajban*, a gyökerektől több centiméter távolságban. A növényi gyökerek tápanyagokat (szén- és nitrogénforrásokat) bocsátanak ki, amely a mikroorganizmusokra kemotaxis révén vonzerőt gyakorol. A rizoszféra-talaj kémiai és fizikai tulajdonságai (pl. a pH, nedvességtartalom) eltérnek a gyökértávoli talajtól, ezért a rizoszférában lezajló biogeokémiai folyamatok következtében felgyorsul az egyes xenobiotikumok átalakulása, lebontása. A rizoszférában lejátszódó folyamatok hatással vannak a nehézfémek fitoextrakciójára és fitovolatizációjára is (GOBRAN et al., 2001; SIMON, 2004).

Fitoremediációs kutatásaink 1999-ben indultak. 1999-2001 között futott az OTKA T030230 program („*Nehézfémekkel szennyezett talajok remediációja fitoextrakcióval, fitostabilizációval és rizofiltrációval*”) (témavezető dr. Simon László), melynek zárójelentését az Agrár-3 OTKA zsűri „kiválóan megfelelt” minősítéssel, a maximálisan adható pontok 100%-val fogadta el. Az itt szerzett kutatási tapasztalatokra alapozva állítottuk össze a most záruló kutatási program munkatervét, mely a rizoszférában lezajló folyamatok és a mikrobiális kölcsönhatások tanulmányozására fókuszált három fitoremediációs folyamat (*rizofiltráció, fitoextrakció, fitostabilizáció*) során.

A *rizofiltráció* során növényi gyökerek segítségével kötik meg, halmozzák fel, vagy csapják ki a szennyezett vízből a nehézfémeket (SIMON, 2004). Előkísérleteink során (fényszobás, tápoldatos kísérletek) megállapítottuk, hogy a napraforgó, a sütőtök és a szareptai mustár gyökerei már rövid (48 órás) interakció után is jelentős mennyiségű kadmium eltávolítására képesek mesterségesen elszennyezett tápoldatból (SIMON, 2003). *Feltételeztük*, hogy rizofiltrációval jelentős mennyiségű nehézfém (Cd, Ni) távolítható el a szennyezett vízből, és a fémeltávolításban (adszorpcióban, ab-

szorpcióban) fontos szerepet játszó gyökerek felülete *Pseudomonas* baktériumok kijuttatásával és etilén kezeléssel megnövelhető.

A *fitostabilizáció* során a talajban vagy a bányameddőben lévő szennyezőanyagokat adalékanyagok kijuttatásával stabilizálják, majd nehézfém-toleráns növények telepítésével akadályozzák meg, hogy a szennyezett közegből a nehézfémek a talajvízbe vagy a levegőbe jussanak át (SIMON, 2004). Korábbi tudományos eredményeinkre alapozva (melyben 5 különféle adalékanyag fémstabilizáló hatását hasonlítottuk össze; SIMON et al., 2002) *feltételeztük*, hogy a Gyöngyösorosziból származó, nehézfémekkel (Pb, Zn, Cu, Cd) szennyezett bányameddő meszezéssel, nitrogén-kijuttatással termékkennyé tehető, fémszennyezői zeolittal és települési szennyvíziszap komposzttal *stabilizálhatók*, és az így kezelt bányameddön arbuszkuláris mikorrhiza gyökérgombákkal szimbiózisban élő vörös csenkeszből képzett tartós fűtakaró alakítható ki.

A *fitoextrakció* során növények segítségével távolítják el a fémeket a szennyezett talajból, majd a hajtásba áthelyeződött fémeket ellenőrzött körülmények között feldolgozzák (SIMON, 2004).

A *passzív fitoextrakció* során gyorsan fejlődő nagy biomasszát képző növényeket, nád- és fűféléket, illetve fafajokat, leginkább nyárfákat és fűzfákat ültetnek a szennyezett talajra (SIMON, 2004). Előkísérleteink során megállapítottuk, hogy a nagy biomasszát képző (kender, amaránt), illetve intenzív ásványi anyagcserét folytató (tarlórépa, szareptai mustár, fehér mustár, takarmányretek, káposztarepce) termesztett növények könnyebben betakarítható hajtásába 200-250 $\mu\text{g g}^{-1}$ Cd+Cr+Cu+Ni+Zn kerül át egy gramm növényi szárazanyagra vetítve (SIMON et al., 1998). *Feltételeztük*, hogy a fenti kultúrnövényeknél intenzívebben növekvő olasz nád, fűzfa- és nyárfafajok esetén a hajtásban akkumulált nehézfémek mennyisége ennél kedvezőbben alakul.

Az *indukált fitoextrakció* során a nagy biomasszát képező növények fém-akkumulációját a talajba juttatott kelátképző szerekkel serkentik, ezek a nehézfémek kötésformáit megváltoztatják és azokat könnyebben felvehetővé teszik. Előkísérleteink során megállapítottuk, hogy a talajkolloidokhoz erősen kötődő krómszennyeződés a kelátképző pikolinsav kijuttatásával mobilizálható, és a teszt növények krómfelvétele jelentősen megemelhető (SIMON et al., 2001; 2003). *Feltételeztük*, hogy a talaj szelénszennyeződése metionin- és/vagy cisztein, kadmiumszennyeződése pedig etilén-bisz(oxi-etilén-nitrilo)-tetraecetsav (EGTA) kijuttatással mobilizálható.

2. Rizofiltráció tanulmányozása

Első rizofiltrációs kísérletsorozatunk során azt vizsgáltuk, hogy mennyi kadmiumot és nikkelt képes eltávolítani a szareptai mustár gyökerei segítségével mesterségesen elszennyezett vízből, és milyen mértékben képes fokozni a fenti nehézfémek gyökérbeli akkumulációját a tápoldatba kijuttatott *Pseudomonas fluorescens* talajbaktérium rizoplán kialakításával.

Fényszobás tápoldatos kísérletet állítottunk be szareptai mustárral (cv. Negro Caballo) 4 ismétléssel. A Hoagland-tápoldatban nevelt teszt növények egy részét 42 napos korukban a tápoldatba kijuttatott *Pseudomonas fluorescens* baktériumokkal (melyeket a Nyíregyházi Főiskola Növénytan Tanszékén szennyezetlen talajon fejlődő növények gyökeréről szelektáltak, tehát nem voltak nehézfém-adaptáltak) kezeltük. Az 5 nappal később történt 2. kezelés során a frissre kicserélt tápoldatba kadmiumot (illetve nikkelt), és egyes kultúrák tápoldatába egyidejűleg *P. fluorescens* baktériumokat is kijuttattunk (1. táblázat).

1. táblázat: A szareptai mustár kultúrák kezelése (fényszobás tápoldatos kísérlet, Nyíregyháza, n=4).

1. kezelés	2. kezelés
Kontroll	Kontroll
Kontroll	2 mg/dm ³ Cd
Kontroll	2 mg dm ³ Cd+ <i>Pseudomonas fluorescens</i> **
Kontroll	2 mg/dm ³ Ni
<i>Pseudomonas fluorescens</i> *	Kontroll
<i>Pseudomonas fluorescens</i> *	2 mg/dm ³ Cd
<i>Pseudomonas fluorescens</i> *	2 mg dm ³ Cd+ <i>Pseudomonas fluorescens</i> **
<i>Pseudomonas fluorescens</i> *	2 mg/dm ³ Ni

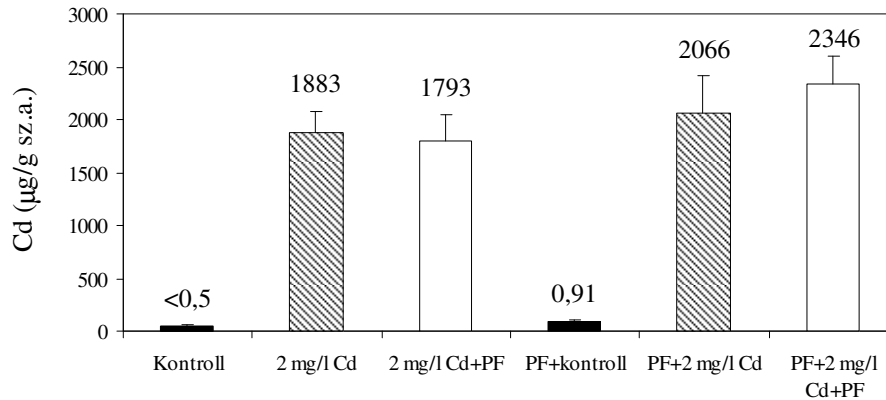
*kiindulási sejtszám a tápoldatban $1,32 \cdot 10^6/\text{cm}^3$

**kiindulási sejtszám a tápoldatban $1,26 \cdot 10^6/\text{cm}^3$

A kísérlet feldolgozásakor, melyre a 2. kezelés után 48 órával került sor, a növények 49 naposak voltak. Ezután $70 \pm 2^\circ\text{C}$ -on 10 órán át szárítószekrényben történt szárítás után megállapítottuk a gyökerek és hajtások szárazanyag-hozamát. A tápoldat- és növényminták elemvizelését ICP-OES technikával végeztük el (KOVÁCS et al., 1996).

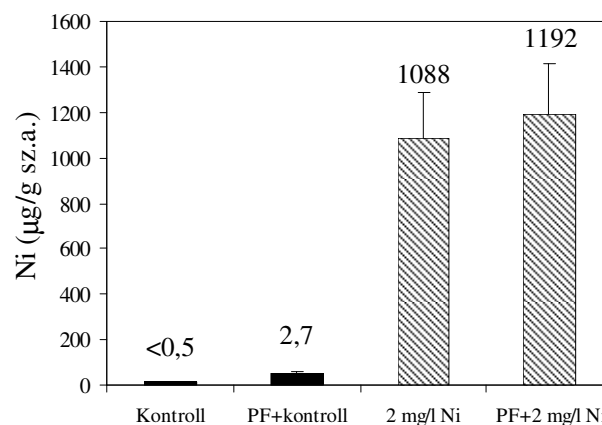
A szareptai mustár gyökerei segítségével igen nagy mennyiségű kadmiumot (1793–2346 µg/g sz.a., 1. ábra) és nikkelt (1088 µg/g és 1192 µg/g sz.a., 2. ábra) vett fel a mesterségesen elszennyezett vízből a kontroll növényekhez képest.

Az 1. ábrán szemléltetjük, hogy miként befolyásolta a gyökerek kadmiumfelvételét a növények gyökereinek *Pseudomonas fluorescens* baktériumokkal történő előkezelése (jobb oldali három oszlop). Ha a tápoldatba a kadmiumkezelés előtt öt nappal *Pseudomonas* baktériumokat juttattunk ki, 1883-ról 2066 µg/g-ra, illetve 1793-ról 2346 µg/g-ra nőtt a gyökerek kadmiumtartalma, utóbbi növekmény statisztikailag szignifikáns (Student-féle t-próba, $P < 0,05$) mértékű. Feltételezhetően a *Pseudomonasok* hozzákötődnek a gyökerekhez (rizoplán alakul ki), és így megnő az a fajlagos gyökérfelület, amely Cd-ot képes megkötni. Ha a *Pseudomonasokat* a kadmiumkezeléssel egy időben juttattuk a tápoldatba, kismértékben, 5%-kal csökkent a gyökerek kadmiumfelvétele (ld. a 2. és 3. oszlop értékeit). Ez esetben feltételezhetően a kijuttatott *Pseudomonasok* „versenyeztek” a gyökerekkel a Cd megkötésében, így kissé csökkentették azok kadmiumakkumulációját.



1. ábra: Szareptai mustár gyökerének kadmiumfelvétele (fényszobás tápoldatos kísérlet, Nyíregyháza, n=4). Rövidítés: PF=*Pseudomonas fluorescens*

A *Pseudomonas fluorescens* baktériumok nikkellekezelést megelőző tápoldatba juttatása 9,5%-kal megemelte a gyökerek nikkelfelvételét, ez a tendencia is megerősíti, hogy a baktériumok megnövelik a gyökerek fémmegkötő felületét (2. ábra).



2. ábra: Szareptai mustár gyökerének és hajtásának nikkelfelvétele (fényszobás tápoldatos kísérlet, Nyíregyháza, n=4). Rövidítés: PF=*Pseudomonas fluorescens*.

A gyökerekből a hajtásokba kevés fém helyeződött át, mely a kadmium esetén mindössze 1,5%, nikkellek esetén pedig 7-8 % körüli érték volt (SIMON, 2005a). Ez előnyös lehet a rizofiltráció gyakorlati alkalmazása során, mivel a gyökereknél nagyobb biomasszát képző, de kis nehézfém-tartalommal rendelkező hajtást így könnyebb kezelni, feldolgozni, ártalmatlanítani.

A 3 ismétléssel beállított második rizofiltrációs kísérletsorozatunk során azt tanulmányoztuk, hogy Cd-toleráns *Pseudomonas*okkal jobban megnövelhető-e a gyökerek kadmium rizofiltrációja, mint a kadmiumra érzékeny baktériumok kijuttatásával. Megvizsgáltuk továbbá, hogy etilénkezelés hatására megnő-e az a gyökérfelület, amely kadmiumot tud megkötni. Az etilén olyan növényi hormon, mely serkenti a gyökérszőrök kialakulását és a gyökérsejtek megnyúlását (WAISEL et al., 2002).

Az 1. kezelésre a fényszobában, Hoagland-tápoldatban nevelt szareptai mustár növények 25 napos korában került sor, a tápoldatba Cd-érzékeny, illetve Cd-toleráns *Pseudomonas cepacia* baktériumokat juttattunk ki. A Cd-érzékeny *P. cepacia* talajbaktériumok a Nyíregyházi Főiskola Növénytan Tanszékének gyűjteményéből származtak. Itt történt a Cd-toleráns *P. cepacia* kultúrák izolálása is egy kadmiummal szennyezett talajból. A talaj Nagyhöröcsökről, a nehézfém-terheléses tartamkísérlet 1991-ben 270 kg/ha kadmium-szulfáttal kezelt parcellájából származott (KÁDÁR, 1995). A talajon a 2004-as mintavétel idején lucernát termesztettek. A talajban található baktériumokat Nutrient és King B tápagon tenyésztettük ki. A baktériumfajokat, köztük a *P. cepacia*-t biokémiai módszerekkel (Gram-festés, oxidáz-kataláz reakciók, savképzés) és API-tesztek segítségével határoztuk meg (VINCZE et al., 1994). Ezután a *P. cepacia* kultúrákat felszaporítottuk, és Bürker-kamrában mikroszkóppal meghatároztuk a baktériumszuszpenzió sejtszámát.

A növények 25 napos korában történt a gyökerek etilénkezelése 5 mg/dm^3 ($34,6 \text{ } \mu\text{M}$) 2-klóretilfoszfonsav formájában (ETHREL[®], Bayer Németország).

A 2. kezelésre (kadmium kijuttatásra) a növények 33 napos korában került sor (2. táblázat). A növényeket 48 órával később dolgoztuk fel, meghatároztuk a gyökerek és a hajtások szárazanyaghozamát és elemösszetételét.

2. táblázat: A szareptai mustár kultúrák kezelése (tápoldatos fényszobás kísérlet, Nyíregyháza, n=3)

Kultúrák és kezelések jelölése	1. kezelés	2. kezelés
Kontroll	–	–
Pc ⁻	Cd-érzékeny <i>Pseudomonas cepacia</i> *	–
Pc ⁺	Cd-toleráns <i>Pseudomonas cepacia</i> **	–
Kontroll+Cd	–	$2 \text{ mg/dm}^3 \text{ Cd}$
Pc ⁻ + Cd	Cd-érzékeny <i>Pseudomonas cepacia</i> *	$2 \text{ mg/dm}^3 \text{ Cd}$
Pc ⁺ + Cd	Cd-toleráns <i>Pseudomonas cepacia</i> **	$2 \text{ mg/dm}^3 \text{ Cd}$

*kiindulási sejtszám a tápoldatban $1,31 \cdot 10^5/\text{cm}^3$; **kiindulási sejtszám a tápoldatban $1,34 \cdot 10^5/\text{cm}^3$

Rövidítések: sz.a.=szárazanyag, Pc⁻=Cd-érzékeny *Pseudomonas cepacia*, Pc⁺=Cd-toleráns *Pseudomonas cepacia*.

Elvégeztük a tápoldatban és a gyökereken lévő mikroorganizmusok visszaizolálását, melyhez szelektív táplemezeket alkalmaztunk ANGERER et al. (1998) módszerét követve. Az összes heterotrófok csíraszámát a leszűrt tápoldatban és a gyökérben tanulmányoztuk, az endofita *Pseudomonas* sejtszámot pedig a gyökérbelsőben mértük. A heterotróf csíraszámot Nutrient-táplemezen, a *Pseudomonas* baktériumok számát pedig King B táplemezen ellenőriztük.

A 3. táblázatban a szareptai mustár gyökerének és hajtásának Cd-akkumulációját szemléltetjük 48 órával a $2 \text{ mg/dm}^3 \text{ Cd}$ tápoldatba juttatása után.

3. táblázat: Szareptai mustár kadmiumakkumulációja (tápoldatos kísérlet, Nyíregyháza, n=3)

Kezelések	Cd ($\mu\text{g/g}^1$ sz.a.)	
	Gyökér	Hajtás
1. Kontroll	1,13 ^a	4,63 ^a
2. Pc ⁻	1,75 ^a	1,24 ^a
3. Pc ⁺	2,13 ^a	0,61 ^a
4. Kontroll+Cd	2931 ^{ab}	25,6 ^a
5. Pc ⁻ + Cd	2694 ^a	31,7 ^a
6. Pc ⁺ + Cd	3273 ^{bc}	37,8 ^a

Tukey-féle b-próba. Adott kezeléscsoporton (1-3, 4-6) belül a különböző betűindexet kapott azonos növényi szervekben mért értékek szignifikánsan ($P < 0,05$) különböznek egymástól; $n=3$. Rövidítések: sz.a.=szárazanyag, Pc⁻=Cd-érzékeny *Pseudomonas cepacia*, Pc⁺=Cd-toleráns *Pseudomonas cepacia*.

A kontroll kultúrák gyökerében kevés kadmium halmozódott fel, míg a kadmiummal mesterségesen elszennyezett kultúrák gyökerében három nagyságrenddel több kadmiumot mértünk, mely elérte a 3273 $\mu\text{g/g}$ -ot. Ismét igazolódott tehát az, hogy gyökerekkel eredményesen lehet fémszennyeződést eltávolítani. A Cd-toleráns *P. cepacia* kijuttatása (6. kezelés) szignifikánsan, 21%-kal nagyobb Cd-akkumulációt eredményezett a gyökerekben, mint a Cd-érzékeny *P. cepacia*-val történt gyökér-előkezelés (5. kezelés). Ha összehasonlítjuk a 4. és 6. kezelés értékeit, mintegy 12%-os Cd-felvétel növekedést tapasztalhatunk a Cd-toleráns *P. cepacia* tápoldatba juttatása esetén. Célszerű tehát a rizofiltráció hatékonyságának megnövelése céljából a rizoplán kialakításához fém-adaptált mikrobákat alkalmazni. A hajtásokba ezúttal is viszonylag kevés Cd került be (SIMON, 2005b).

Megvizsgáltuk a heterotróf mikroorganizmusok és a *Pseudomonas* baktériumok csíraszámait is a tápoldatban és a gyökerekben a kísérlet befejezésekor. A különféle kezelések után a tápoldatban nem tapasztaltunk szignifikáns különbségeket a heterotrófok csíraszámában. A heterotrófok csíraszám a gyökérben nagy és viszonylag egyenletes volt, nem voltak nagy fluktuációk a kezelések hatására. A gyökérbelső tehát egyfajta temperált körülményt jelenthet a mikroorganizmusoknak, amit a gazdanövény biztosít. Míg a kontroll gyökerek kadmiumkezelésének szignifikáns csíraszámcsökkentő hatása volt, addig a gyökerek Cd-toleráns *Pseudomonas cepacia* baktériumokkal történt kezelése esetén a kadmium-kijuttatás nem csökkentette le jelentősen a heterotrófok sejtszámát. Ebből arra következtethetünk, hogy a Cd-adaptált *Pseudomonasok* egyfajta védelmet biztosítottak a heterotróf mikrobáknak a gyökerekben (SIMON, 2005b).

A *Pseudomonasok* csíraszám a gyökérbelsőben már kevésbé volt egyenletes. Szignifikáns eltérés a kezelések hatására nem adódott, kivéve az 5. kezelést (Pc⁻ + Cd), ahol a *Pseudomonasok* kitevényszámát a sejtszámuk kisebbnek adódott még a kontroll, nem kezelt kultúrákhoz viszonyítva is. Ez a tény is azt támasztja alá, hogy a nem fém-toleráns *Pseudomonas cepacia* törzs kolonizációs képes-

sége erős (2. kezelés), viszont a Cd-kezelésre érzékeny szervezetként reagált, ezért a sejtszáma lecsökkent (SIMON, 2005b).

Az etilénkijuttatás néhány nappal sok új gyökérszőr jelent meg a tesztnövények gyökerén. A kezelés azonban később leállította az új gyökérszőrök hossznövekedését, melyek megvastagodtak. Ennek tulajdonítható, hogy az etilénkezelt gyökerek a kontrollhoz (ld. 3. táblázat) hasonló mennyiségű kadmiumot (2990 µg/g sz.a.) vettek fel, a növekmény nem volt statisztikailag szignifikáns.

A gyökerek hossznövekedését, illetve újabb gyökérszőrök kialakulását az indolecetsav (IAA) növényi hormon is serkentheti (WAISEL et al., 2002). Nem vezetett eredményre az a kísérletünk, amelyben azt vizsgáltuk, hogy a tápoldatba kijuttatott IAA mely koncentrációban serkenti a gyökérszőrök növekedését, így végül az IAA-s kezelést elvetettük. Hasonlóan eredménytelen volt, amikor a nagyhorcsöki tartamkísérlet kadmiumkezelt talajából származó ún. rizoszférabaktérium-szűrlettel próbáltuk a Cd rizofiltrációt serkenteni (SIMON et al., 2005b).

3. Fitostabilizáció tanulmányozása

Fitostabilizációs kísérleteink során a gyöngyösoroszi bányameddőben lévő nehézfémeket (Cd, Cu, Mn, Pb és Zn) először különféle adalékanyagokkal (CaCO₃, települési szennyvíziszap komposzt [Nyírségvíz Rt., Nyíregyháza], természetes zeolit [RBZ-jelű klinoptilolites riolittufa, Georproduct Kft., Mád]) immobilizáltuk. Az így stabilizált, ammónium-nitrát kijuttatásával termékenyebbé tett közegen – 9 hetes inkubációt követően – fényszobás tenyészedényes kísérletben vörös csenkeszt (*Festuca rubra* L., cv. Keszthelyi 2) neveltünk. A vörös csenkesz gyökerét cinktoleráns arbuskuláris mikorrhiza gombákkal (*Glomus intraradices* BrI törzs, Inox GmbH, Kölau, Németország) oltottuk be.

A bányameddő egy gyöngyösoroszi meddőhányóból származott (TAMÁS és KOVÁCS, 2005). Kiindulási pH-ja 3,73 volt, a pH 6,5 fölé emeléséhez 1%-nyi CaCO₃-ot kellett a bányameddőbe kijuttatni.

A 4 ismétléssel beállított kísérletben a kezelések az alábbiak voltak:

1. Nem kezelt (eredeti) bányameddő
2. (1) + 1% CaCO₃
3. (2) + *Glomus intraradices* oltás
4. (2) + 5% (m/m) szennyvíziszap komposzt + 7,5% (m/m) zeolit
5. (4) + *Glomus intraradices* oltás

A 3. és 5. kezelés esetén a fűmag vetése 6-7 cm vastag bányameddő-rétegre történt, mely alá 0,75 mm lyukbőségű, műszállal készült hálót helyeztünk. E két kezelés esetén két hét múlva, a műanyag háló segítségével, a kikelt növényeket óvatosan kiemeltük, és a gyökerek alá 0,03 % (m/m) *Glomus* spórákat tartalmazó oltóanyagot rétegeztünk. A vörös csenkesz hajtását a magvak elvetése

után 4 héttel (1. vágás), 8 héttel (2. vágás) és 12 héttel (3. vágás) gyűjtöttük be. A fényszobás, tenyészedényes kísérletet 12 hetes korban bontottuk. A hajtások és gyökerek szárazanyaghozamának, nehézfém-tartalmának és a gyökerek mikorhizáltságának vizsgálatát SIMON ÉS BIRÓ (2005) publikációnkban ismertettük.

A kísérlet befejezésekor 4 ismétléssel bányameddő-mintákat vettünk, melyben megmértük az „összes” nehézfém-tartalmat. A bányameddőn átszüremlett infiltrátumot a tenyészidő 4., 8. és 12. hetében Prenart Super Quartz (Prenart Equipment Aps, Frederiksberg, Dánia) mini-liziméterekkel mintáztuk meg.

A 4. táblázat az adalékanyagokkal és az arbuskuláris mikorrhiza gomba spórákkal kezelt bányameddő nehézfém-tartalmát mutatja be 12 hetes vörös csenkesz nevelés után, a tenyészedényes kísérlet befejezésekor.

4. táblázat: Adalékanyagokkal és arbuskuláris mikorrhiza gomba spórákkal kezelt gyöngyösoroszi bányameddő nehézfém-tartalma* 12 hetes vörös csenkesz nevelés után, a tenyészedényes kísérlet befejezésekor (Nyíregyháza).

Kezelések	Cd	Cu	Mn	Pb	Zn
	mg/kg				
Nem kezelt bányameddő (1)	20,0 ^c	484 ^b	723 ^c	1749 ^a	5352 ^c
(1)+1% CaCO ₃ (2)	14,9 ^a	322 ^a	497 ^a	1990 ^b	3229 ^a
(2)+ <i>Glomus intraradices</i> (3)	15,3 ^{ab}	324 ^a	506 ^a	1988 ^a	3153 ^a
(2)+5% TSZK+7,5% zeolit (4)	16,2 ^b	332 ^a	601 ^b	1652 ^a	3670 ^b
(4)+ <i>Glomus intraradices</i> (5)	16,1 ^{ab}	338 ^a	610 ^b	1694 ^a	3758 ^b
Átlag	16,5	360	587	1815	3832

*cc. HNO₃+cc. H₂O₂ kivonatban. Tukey-féle b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan (P<0,05) különböznek egymástól; n=4. Rövidítés: TSZK=települési szennyvíziszap komposzt.

A meszezés, illetve a települési szennyvíziszap komposzt- és zeolitkijuttatás a bányameddő Ca-, K- és P-tartalmát szignifikánsan megnövelte (SIMON és BIRÓ, 2005), azonban a nehézfémek mennyiségében - az ólmot kivéve - nem okozott statisztikailag szignifikáns emelkedést, sőt az adalékok „kihígító” hatása következtében kismértékű csökkenés lépett fel a kiindulási értékekhez képest. A csak meszezésben (2. és 3. kezelés)részesült bányameddőhöz viszonyítva a települési szennyvíziszap komposzt és zeolit kijuttatás (4. és 5. kezelés) megnövelte viszont a cinktartalmat a bányameddőben.

Az 5. táblázat a bányameddőn átszüremlett vízben (infiltrátumban) mért nehézfém-koncentrációkat szemlélteti a vörös csenkesz tenyészideje alatt.

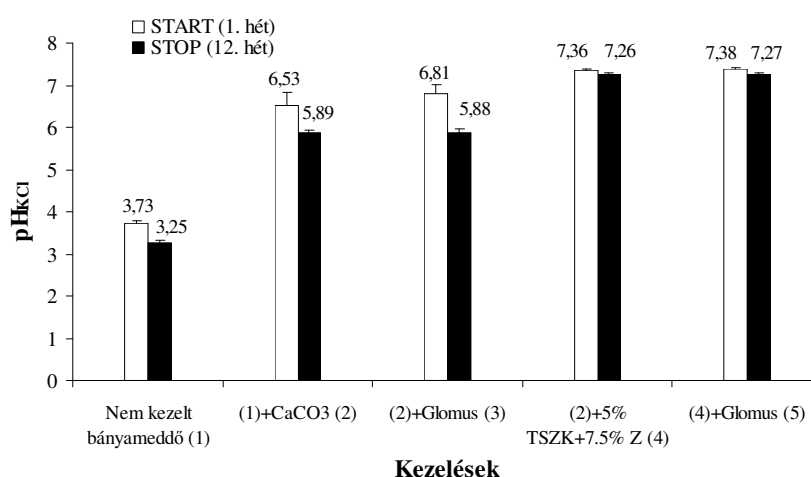
5. táblázat: Nehézfém-koncentrációk a bányameddőn átszüremlett vízben (infiltrátumban) a vörös csenkesz tenyészedése alatt (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, n=3).

Kezelések	Mintavétel ideje a tenyészidő alatt*	Cd	Cu	Mn	Pb	Zn
		µg/cm ³				
Nem kezelt bányameddő (1)	4. hét	0,777 ^c	0,044 ^a	23,9 ^b	k.h.a	64,7 ^b
(1)+1% CaCO ₃ (2)	4. hét	0,627 ^b	0,029 ^a	50,0 ^c	k.h.a	82,6 ^c
(2)+5% TSZK+7,5% zeolit (4)	4. hét	0,067 ^a	0,038 ^a	0,57 ^a	k.h.a	5,54 ^a
Nem kezelt bányameddő (1)	8. hét	0,249 ^c	0,034 ^a	10,0 ^b	k.h.a	25,1 ^b
(1)+1% CaCO ₃ (2)	8. hét	0,583 ^a	0,041 ^a	32,6 ^c	k.h.a	83,2 ^c
(2)+5% TSZK+7,5% zeolit (4)	8. hét	0,057 ^b	0,024 ^a	0,88 ^a	k.h.a	2,41 ^a
Nem kezelt bányameddő (1)	12. hét	0,303 ^b	0,023 ^a	5,60 ^a	k.h.a	30,2 ^b
(1)+1% CaCO ₃ (2)	12. hét	0,698 ^c	0,075 ^b	31,2 ^b	k.h.a	100 ^c
(2)+5% TSZK+7,5% zeolit (4)	12. hét	0,039 ^a	0,031 ^a	1,68 ^a	k.h.a	1,57 ^a

Tukey-féle b-teszt. Adott kezeléscsoporton belül a különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan (P<0,05) különböznek egymástól; n=3. *A kezelésben nem részesült bányameddőn nem indult el a teszt növények fejlődése. Rövidítések: TSZK=települési szennyvíziszap komposzt, k.h.a.=kimutatási határ alatt.

A legkisebb nehézfém-koncentrációkat akkor mértük, ha a bányameddőt nemcsak meszeztük, hanem települési szennyvíziszap komposzttal és zeolittal is kezeltük. Cd, Mn és Zn esetén a mért értékek egy nagyságrenddel kisebbek voltak, mint a csak meszezésben részesült kultúrában, vagy a növénynevelésre nem alkalmas eredeti bányameddőben. Mindez összefüggésbe hozható a nagyobb pH-val (3. ábra), és a szennyvíziszap komposzt és zeolit fémeket immobilizáló, vízmegkötő hatásával. Az eredmények alapján egyértelműen megállapítható, hogy a fémek kimosódását a meszezésnél hatékonyabban akadályozza meg, ha a bányameddőt egyúttal szennyvíziszap komposzttal és zeolittal is kezeljük.

A kezeletlen bányameddő eredeti pH-ja 3,73 volt, melyet 1% CaCO₃ kijuttatással 6,53-ra emeltünk (3. ábra).



3. ábra: Adalékokkal és arbuszkuláris mikorrhiza gombákkal kezelt gyöngyösoroszi bányameddő pH-jának változása a 12 hetes vörös csenkesz nevelés alatt (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza). Az adatok 4 ismétlés átlagai. Rövidítések: TSZK=települési szennyvíziszap komposzt, Z=zeolit

Előnyös jelenség, hogy a szennyvíziszap komposzt és zeolit kijuttatás tovább emelte a pH-t 7,36-os értékre. Ez az érték a 12 hetes növénynevelés után csak egy tizedet csökkent, míg a csak mesze-

zésben részesült kultúrákban a pH csökkenés 0,6-0,9 közötti érték volt. Mivel a vizsgált nehézfémek mobilitása a pH csökkenésével nő, a kombinált kezelés e szempontból előnyösebb, mint a meszesítés önmagában. A 6. táblázatban a vörös csenkesz hajtásának és gyökerének nehézfém-tartalmát mutatjuk be a tenyészedényes kísérlet alatt.

6. táblázat: Adalékanyagokkal és arbuskuláris mikorrhiza gomba spórákkal kezelt gyöngyösoroszi bányameddön nevelt vörös csenkesz nehézfém-tartalma (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, n=4).

Kezelések	Cd	Cu	Mn	Pb	Zn
	μg/g sz.a.				
4 hetes hajtás (1. vágás)					
Nem kezelt bányameddő (1)	-	-	-	-	-
(1)+1% CaCO ₃ (2)	2,64 ^a	24,2 ^a	1224 ^b	3,51 ^a	685 ^c
(2)+ <i>Glomus intraradices</i> (3)	2,69 ^a	26,4 ^a	1295 ^b	3,68 ^a	560 ^{bc}
(2)+5% TSZK+7,5% zeolit (4)	2,69 ^a	42,4 ^a	158 ^a	2,48 ^a	423 ^{ab}
(4)+ <i>Glomus intraradices</i> (5)	1,76 ^a	28,0 ^a	71 ^a	3,19 ^a	238 ^a
8 hetes hajtás (2. vágás)					
Nem kezelt bányameddő (1)	-	-	-	-	-
(1)+1% CaCO ₃ (2)	4,53 ^c	34,5 ^b	2392 ^c	8,47 ^a	1090 ^c
(2)+ <i>Glomus intraradices</i> (3)	2,88 ^b	25,0 ^a	1501 ^b	3,01 ^a	607 ^b
(2)+5% TSZK+7,5% zeolit (4)	3,13 ^b	21,4 ^a	80 ^a	1,36 ^a	365 ^a
(4)+ <i>Glomus intraradices</i> (5)	1,65 ^a	19,3 ^a	64 ^a	2,04 ^a	263 ^a
12 hetes hajtás (3. vágás)					
Nem kezelt bányameddő (1)	-	-	-	-	-
(1)+1% CaCO ₃ (2)	9,33 ^b	21,6 ^a	3778 ^b	19,7 ^a	1584 ^b
(2)+ <i>Glomus intraradices</i> (3)	9,11 ^b	24,7 ^a	3367 ^b	4,6 ^a	1441 ^b
(2)+5% TSZK+7,5% zeolit (4)	3,92 ^a	19,1 ^a	94 ^a	1,5 ^a	523 ^a
(4)+ <i>Glomus intraradices</i> (5)	1,78 ^a	16,8 ^a	81 ^a	1,3 ^a	404 ^a
12 hetes gyökér (betakarítás)					
Nem kezelt bányameddő (1)	-	-	-	-	-
(1)+1% CaCO ₃ (2)	35,1 ^a	440 ^b	3665 ^b	571 ^b	4789 ^b
(2)+ <i>Glomus intraradices</i> (3)	38,6 ^a	346 ^a	2364 ^b	409 ^{ab}	4464 ^b
(2)+5% TSZK+7,5% zeolit (4)	52,5 ^b	525 ^{bc}	150 ^a	334 ^a	2499 ^a
(4)+ <i>Glomus intraradices</i> (5)	41,4 ^a	547 ^c	116 ^a	222 ^a	2269 ^a

Tukey-féle b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan (P<0,05) különböznek egymástól; n=4. A kezelésben nem részesült bányameddön nem indult el a tesztnövények fejlődése. Rövidítés: sz.a.=szárazanyag, TSZK=települési szennyvíziszap komposzt.

A csak meszesítésben részesült kultúrák hajtásában és gyökerében – valamennyi mintavételi időpont esetén – szignifikánsan több mangán és cink akkumulálódott, mint a szennyvíziszap komposzttal és zeolittal is kezelt kultúrákban. Hasonló jelenséget tapasztaltunk a 12 hetes hajtások Cd-akkumulációja esetén is. Mindez a szennyvíziszap komposztban található szerves anyagok és foszfátok fémimmobilizáló hatásának, illetve a zeolitok fémszorpciós és fémeket magukba záró képességének tulajdonítható (BERTI és CUNNINGHAM, 2000). Eredményeink megerősítik LI et al. (2000) azon megfigyeléseit, hogy a szennyezett talajon termesztett vörös csenkesz hajtásában kevesebb Zn és Cd akkumulálódott abban az esetben, ha a talajt nem csak mészkijuttatásával, hanem egyúttal biohulladék komposzttal is kezelték.

A 7. táblázatban az arbuszkuláris mikorrhiza gomba kolonizáció mértéke látható a cinktoleráns *Glomus intraradices* spórákkal fertőzött vörös csenkesz kultúrák gyökerében a kísérlet befejezésekor.

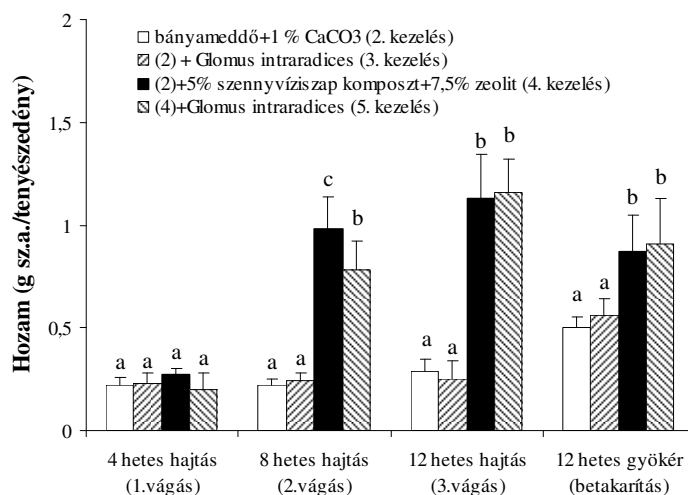
7. táblázat: Arbuszkuláris mikorrhiza gomba kolonizáció az adalékanyagokkal kezelt és cinktoleráns *Glomus intraradices* spórákkal fertőzött gyöngyösoroszi bányameddön nevelt vörös csenkesz gyökerében (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, n=3)

Kezelések	Mikorrhiza kolonizáció			
	F%	M%	a%	A%
Nem kezelt bányameddő (1)	0	0	0	0
(1)+1% CaCO ₃ (2)	0	0	0	0
(2)+ <i>Glomus intraradices</i> (3)	4 ^a	0	0	0
(2)+5% TSZK+7,5% zeolit (4)	10 ^a	0	0	0
(4)+ <i>Glomus intraradices</i> (5)	93 ^b	48	35	17

Tukey-féle b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan ($P < 0,05$) különböznek egymástól; $n=3$. A kezelést nem kapott bányameddőben nem fejlődtek tesztnövények. Rövidítések: F%= mikorrhiza infekció gyakorisága; M%= mikorrhiza infekció intenzitása; a%=abszolút arbuszkulum gazdagság; A%= relatív arbuszkulum gazdagság, TSZK=települési szennyvíziszap komposzt

Egyértelműen megállapítható, hogy a mikorrhiza infekció nagy gyakorisága a kombinált 5. kezelés esetén jelentkezett, mely a mikorrhiza infekció intenzitásában, az abszolút és relatív arbuszkulum gazdagságban is megnyilvánult. Ha összehasonlítjuk a 6. táblázatban bemutatott nehézfém-felvételt a 4. és 5. kezelés esetén, akkor azt tapasztaljuk, hogy a hajtásokban 35-55%-kal lecsökkent a kadmium, 10-34%-kal a réz, 14-55%-kal a mangán és 22-44%-kal a cink felvétele. A gyökerekben is hasonló jelenséget tapasztaltunk. A gyökerek mikorrhizáltsága tehát gátolta a hajtások fémfelvételét. Mindezt azonban csak tendenciaként értékelhetjük, mivel a legtöbb esetben nem volt az adatok között statisztikailag szignifikáns a különbség. A SIMON és BIRÓ (2005) közleményünkben feltüntetett irodalmi adatok szerint sem egyértelmű, hogy vajon a fémtoleráns arbuszkuláris mikorrhiza gombával történt kolonizáció megvédi-e a gazdanövényt a túlzott nehézfém-felvételtől.

A 4. ábrán a vörös csenkesz szárazanyag-hozamát szemléltetjük. Látható, hogy a különféle kezelésekre biomassza-produkcióra gyakorolt hatása csak 8 hetes kortól nyilvánult meg. Ekkor és 12 hetes korban szignifikánsan nagyobb szárazanyag-hozamot eredményezett a kombinált kezelés, tehát amikor a meszezett bányameddőbe települési szennyvíziszap komposztot és zeolitot is kijuttattunk. Ez a pozitív hatás a fenti két adalék jobb makrotápanyag-szolgáltató képességének és a növények jobb makroelem-felvételének (SIMON és BIRÓ, 2005), illetve a kisebb nehézfém-akkumulációjának (6. táblázat) tulajdonítható. A mikorrhiza fertőzés kissé, de nem szignifikáns mértékben megnövelte a kombinált kezelésben részesült bányameddőn fejlődő növények szárazanyag-hozamát.



4. ábra: Adalékanyagokkal és arbuskuláris mikorrhiza gombákkal kezelt gyöngyösesorzi bányameddőn nevelt vörös csenkesz szárazanyag-hozama (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza).

Tukey-féle b-teszt. A különböző betűindexet kapott értékek szignifikánsan ($P < 0,05$) különböznek egymástól; $n=4$. A kezelésben nem részesült bányameddőben nem indult el a tesztnövények fejlődése. Rövidítés: sz.a.=szárazanyag.

Gyakran megfigyelt jelenség, hogy a mikorrhiza gombák az ásványi táplálkozás javításával, vagy a környezeti stressz mérséklésével javítják a gazdanövényük biomassza-termelését és kondícióját, néhány esetben azonban a várt hatás elmaradt (SIMON és BIRÓ, 2005). A gazdanövény és a mikorrhiza gombák közötti szimbiózis kialakításához megfelelő környezeti körülmények (pH, szervesanyag-tartalom, kolloidtartalom) kialakítására is szükség van a bányameddőben, amelyet kísérletünk során mi is igazoltunk.

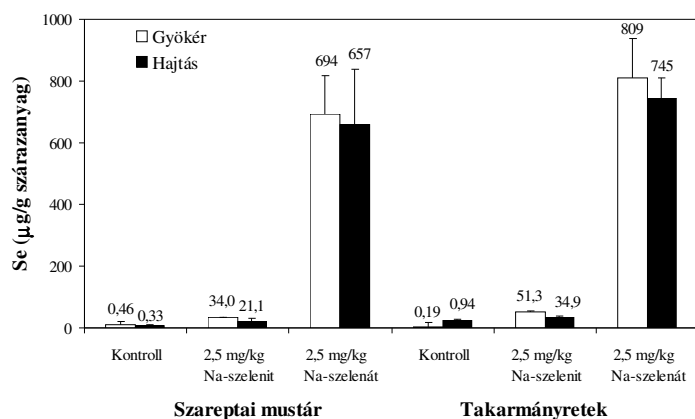
4. Passzív fitoextrakció tanulmányozása

Passzív fitoextrakciót tanulmányozó kutatásaink során megvizsgáltuk, hogy van-e szerepe a rizoszférában lezajló folyamatoknak, illetve a talajmikrobáknak a növények szelénakkumulációjában, illetve a szelén fitovolatizációjában. Tanulmányoztuk továbbá több, nagy biomasszát képező energetikai célra is természetű növényfaj (*Salix*, *Populus* és *Arundo*) szennyezett közegekből történő passzív nehézfém fitoextrakcióját is.

4.1. Szelén passzív fitoextrakciójának tanulmányozása

Első kísérletsorozatunkban a szelén passzív fitoextrakcióját vizsgáltuk. Tenyészedényes fényszobás kísérletben a szelénittel ($2,5 \text{ mg/kg Na}_2\text{SeO}_3$) elszennyezett Ramann-féle barna erdőtalajból (vályogos homok, humusztartalom 1,3%; pH_{KCl} 6,6, CEC $18,1 \text{ cmol}_c/\text{kg}$) a szareptai mustár (*Brassica juncea* L. Czern., cv. Negro Caballo) levele $21,1 \mu\text{g/g}$, a takarmányretéké (*Raphanus sativus* L. convar. *oleiformis* Pers., cv. Leveles olajreték) pedig $34,9 \mu\text{g/g}$ szelént akkumulált. $2,5$

mg/kg szelenát (Na_2SeO_4) kijuttatás esetén ezek az értékek jelentősen megemelkedtek, és elérték a $657 \mu\text{g/g}$ -ot a szareptai mustár, illetve a $745 \mu\text{g/g}$ -ot a takarmányretek levelében (5. ábra).



5. ábra: Szelénakkumuláció a szareptai mustár és takarmányretek szerveiben (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, n=4).

Igazolódott tehát, hogy a növények a talajban lévő szelenátokból – aktív transzporttal – jóval több szelént szállítanak át a föld feletti szerveikbe, mint passzív akkumulációval a szelenitekből. Szintén igazoltuk, hogy a szareptai mustár (TERRY et al., 2000) már mérsékelt talajszennyezés esetén is jelentős mennyiségű szelént halmoz fel hajtásában. Ez a megfigyelés a szintén káposztafélék közé tartozó (korábban mások által ilyen szempontból nem vizsgált) takarmányretek esetén is igaznak bizonyult. A transzport indexek alapján megállapítottuk, hogy a szareptai mustár szelenit kijuttatás esetén a felvett szelén 38%-át, szelenátkezelés esetén pedig 49%-át szállítja át a hajtásába, mely a fitoextrakció során könnyen betakarítható. Takarmányretek esetén ezek az értékek igen hasonlóak; 40, illetve 48%-osak voltak.

A szelenátkezelés jóval nagyobb mértékben csökkentette mindkét növényfaj szárazanyag-felhalmozását, mint a szelenit kijuttatás (SIMON et al., 2006a). A szelenátkezelte talajban nevelt szareptai mustár és takarmányretek gyökerében ez a csökkenés 85, illetve 53%-os, a hajtásokban 76, illetve 53%-os volt a kontrollhoz viszonyítva. Mindez egyértelműen a szelenátokból történő nagyobb szelénfelvétellel (5. ábra) hozható kapcsolatba.

A rizoszférából vett, szelénrel szennyezett talajmintákban elsősorban *Bacillus*, *Corynebacterium*, *Pseudomonas* és *Staphylococcus* fajokat találtunk, melyek közül a *Corynebacterium* volt domináns (8. táblázat). A növények rizoszférájában talált mikrobacsoportokon belül a növény-növekedést serkentő („plant-growth promoting rhizobacteria – PGPR”) *Pseudomonas* és *Bacillus* fajokról feltételezhetjük, hogy a talajba kijuttatva a növények rizoszférájában serkentik a növények Se-fito-extrakcióját, illetve fitovolatizációját (TERRY et al., 2000).

8. táblázat: Néhány kitenyészthető mikrobacsoport százalékos megoszlása az összmikroba-számon belül a szelénrel kezelt szareptai mustár és takarmányretek talajában (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2006).

Összmikroba-szám és mikrobacsoport	Talajkezelés és tesztnövény					
	Kontroll	2,5 mg/kg Na ₂ SeO ₃	2,5 mg/kg Na ₂ SeO ₄	Kontroll	2,5 mg/kg Na ₂ SeO ₃	2,5 mg/kg Na ₂ SeO ₄
		Szareptai mustár			Takarmányretek	
Összmikroba-szám (Cfu x 10 ⁶ /g talaj)	23,3	126,3	106	96	78,6	198,4
<i>Bacillus</i> sp. (%)	22,3	-	4,9	7,7	9,5	18,4
<i>Corynebacterium</i> sp. (%)	77,7	53,6	94,8	92,0	86,5	80,5
<i>Enterobacter</i> sp. (%)	-	12,2	-	-	-	-
<i>Enterobacter</i> l	-	-	-	-	3,6	-
<i>Pseudomonas</i> sp. (%)	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudomonas</i> sp. (%)	-	23,8	-	-	-	-
<i>Staphylococcus</i> sp. (%)	-	-	-	-	-	1,1
Fonális gomba (%)	-	-	0,3	0,3	0,4	-

Második szelén fitoextrakciót vizsgáló kísérletsorozatunkban szabadföldi körülmények között is megvizsgáltuk a fenti jelenségeket. Annak ellenére, hogy a nagyhőrcsöki nehézfém-szennyezést tanulmányozó szabadföldi tartamkísérletben a mészlepedékes csernozjom talajba 1991-ben kijuttatott Na-szelenit jelentős része időközben a mélyebb rétegekbe mosódott le (KÁDÁR, 1995, 1999; SIMON et al., 2006b), 2005-ben a kezelt parcellákról betakarított lucerna hajtásában jelentős mennyiségű, 85,3–727 µg/g szelént mértünk (9. táblázat).

9. táblázat: Szeléntartalom a feltalajban (0–20 cm) (mg/kg) és a lucerna szénájában (µg/g) 15 évvel a Se talajba juttatása után (Szabadföldi kisparcellás tartamkísérlet, Nagyhőrcsök, 2005)

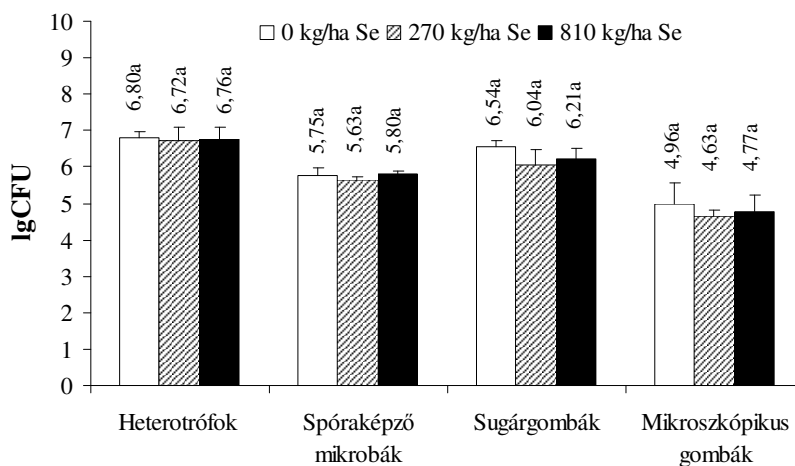
Minta	Se-terhelés 1991 tavaszán, kg/ha				
	0	30	90	270	810
Talaj (0–20 cm)	0,41 ^a	2,3 ^a	4,6 ^b	8,4 ^c	8,0 ^c
Lucernaszéna	0,6 ^a	85,3 ^{ab}	298 ^b	616 ^c	727 ^c

Megjegyzés: Varianciaanalízis. Tukey-féle b-teszt (n=2). Az azonos betűindexet kapott sorok értékei szignifikánsan nem különböznek egymástól (P < 0,05).

A jelentős szelénfelvételre magyarázatul szolgálhat, hogy a szelenit nagy része a talajban időközben a növények számára könnyebben felvehető szelenáttá alakult át (KOVÁCS et al., 2005). A talaj legfelső 0-20 cm-es rétegében a lemosódás ellenére is jelentős mennyiségű szelén maradt még, mely a kijuttatott Se-dózistól függően 2,3–8,0 mg/kg között változott. A koncentrációjánál nagyobb értéke a kontroll kultúrákban mindössze 1,5-szeres; 30, 90, 270 és 810 mg/kg Se-kijuttatás esetén 38-szoros, 65-szörös, 74-szeres és 91-szeres volt, vagyis lineárisan emelkedett. Minél több szelén volt tehát a feltalajban, annál több szelén került be a lucerna hajtásába. Mindez igazolja DUCKART

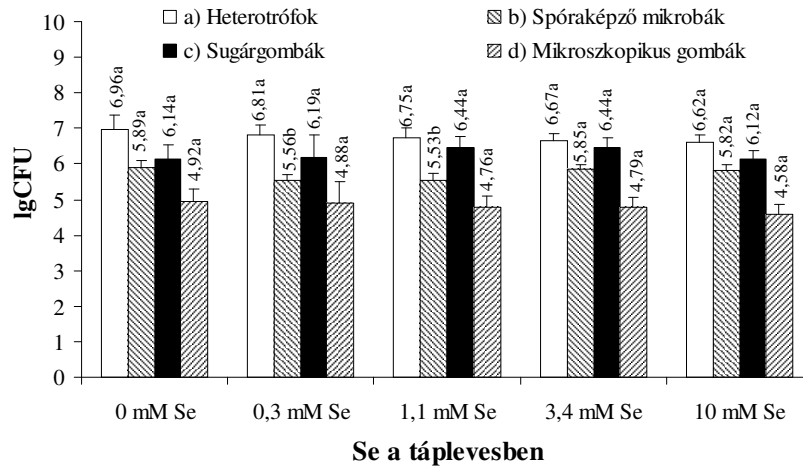
és munkatársai (1992) azon megfigyeléseit, hogy a lucerna is a szelént jól akkumuláló növényfajok közé tartozik.

A szelén kimosódásával, illetve a talajban maradt szelénhez történt adaptációval magyarázható az is, hogy a kitenyészthető mikrobaszámokban (heterotrófok, spóráképző mikrobák, sugárgombák és mikroszkopikus gombák) a kontroll- és a szelén-kezelt talajok között nem találtunk szignifikáns eltérést (6. ábra). A talajban lévő szelénmennyiséget tehát tolerálták a mikrobák. Különbséget csak a mikrobacsoportok átlagos számában találtunk, amely általában egy-egy nagyságrenddel különbözött. Az átlagos sejtszámok (CFU) sorrendben a következőképpen alakultak: heterotróf összcsíraszám 6,76; sugárgombák 6,26; spórások 5,73; mikroszkopikus gombák 4,78. A szelénnel szennyezett talajmintákból elsősorban *Staphylococcus*, *Streptococcus*, *Actinomyces*, *Corynebacterium* és *Bacillus* fajokat tudtunk izolálni.



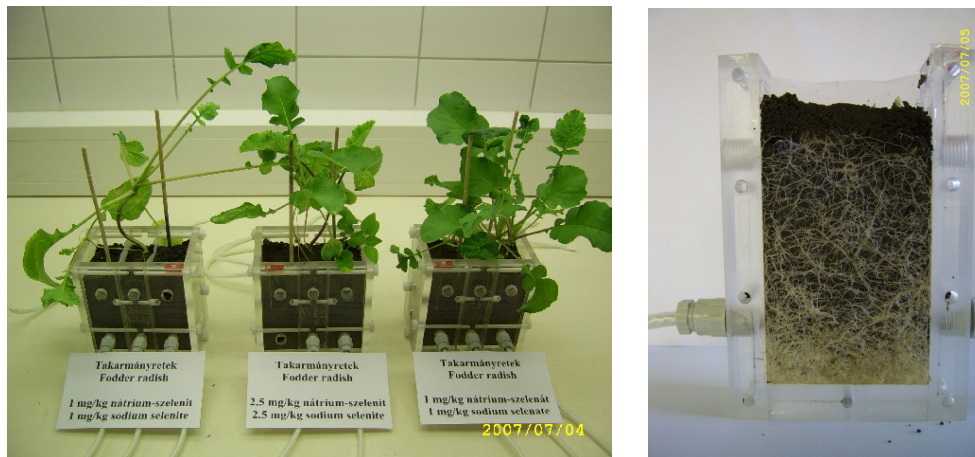
6. ábra: Néhány kitenyészthető mikroorganizmus-csoport átlagos sejtszámának (Colony Forming Units, CFU) logaritmusértékei 1 gramm száraz talajra vonatkoztatva a nagyhőrsöki kontroll- és szelénnel kezelt talajokban (0–20 cm). *Megjegyzés:* Variancia-analízis. Tukey-féle b-teszt (n=6). Az azonos betűindexet kapott oszlopok értékei szignifikánsan nem különböznek egymástól (P < 0,05)

A 7. ábra a tápvelesbe *in vitro* kijuttatott Na-szelenit hatását mutatja be a mikrobacsoportok szaporodására. A növekvő szeléndózisokkal a mikroszkopikus gombák és a heterotrófok száma csökkent ugyan, de ez nem bizonyult statisztikailag szignifikánsnak. Mivel a spóráképző mikrobák száma a 0,3 és 1,1 mM szeléndózis hatására szignifikánsan lecsökkent a kontrollhoz viszonyítva, feltételezhető, hogy a négy megvizsgált mikrobacsoport közül a spóráképzők a legérzékenyebbek a szelénfeleslegre.



7. ábra: Szelen (Na-szelenit) hatása néhány mikrobacsoport szaporodására Nutrient táplevesben 14 órás rázatásos fermentáció után (*in vitro* kísérlet, Budapest, 2005). *Megjegyzés:* Variancia-analízis. Tukey-féle b-teszt (n=6). Az eltérő betűindexet kapott oszlopok értékei szignifikánsan különböznek egymástól ($P < 0,05$)

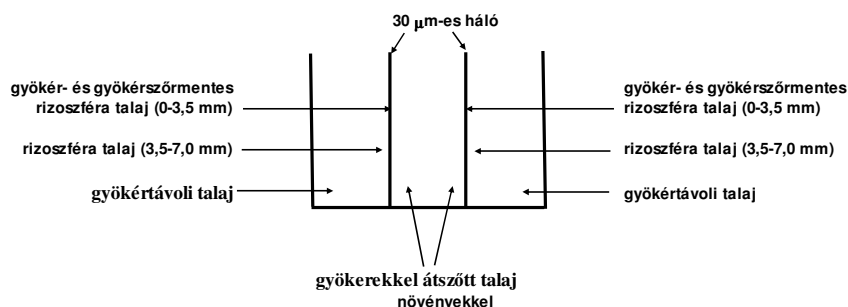
Rizoboxokban beállított fényszobás kísérletben tanulmányoztuk, hogy a mikrobáknak és rizoszférának milyen szerepe van a szelén fitoextrakciójában. A rizoboxok (melyeket Ausztriában fejlesztettek ki a közelmúltban) átlátszó akrilból készültek, és 3 szétszedhető rekeszből állnak (FITZ et al. 2003; 8. ábra).



8. ábra: Rizobox kísérlet takarmányretekkel, rizobox szétszedett állapotban a gyökérfilmrel

Mindhármat megtöltöttük 750 gramm (<2mm) barna erdőtalajjal (ld. 4.1.), melyet nem kezeltünk (kontroll) vagy az korábban 1 mg/kg szelenit vagy 1 mg/kg szelenát kezelésben részesült. A középső rekeszekbe takarmányretket ültettünk. A gyökereknek a két szélső rekesz talajába történő áthatóságát különleges, 30 μ m lyukátmérőjű nylonból készült hálókkaal akadályoztuk meg. A növények folyamatos vízellátását üvegszálal műanyagból készült kanóccokkal biztosítottuk. Nyolc hét növénynevelést követően a rizoboxokat szétszedtük, és a két szélső rekeszben a rizoszféra talajt

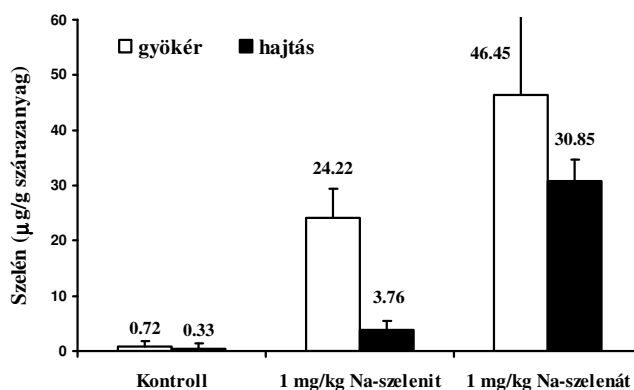
(melybe a gyökerek nem, csak azok váladékai tudtak áthatolni) speciális talajszeletelő géppel 0-3,5mm és 3,5-7 mm mélységig megmintáztuk (9. ábra).



9. ábra: A kísérletben alkalmazott rizoboxok sémája a talajmintavétel helyeivel

A talaj- és növényminták szeléntartalmát ICP-MS technikával (X7 series, Thermo Elemental, UK) pH_{KCl} -jét elektromos pH mérővel mértük. Néhány kitenyészhető mikrobacsoport abundanciáját (összes heterotróf, spóráképző bacillusok, mikroszkópikus gombák, fluoreszcens-típusú *Pseudomonas* sp.) a korábban leírt módon mértük (SIMON et al., 2006a). A rendkívül munkaigényes kísérletben valamennyi mérést 3 ismétléssel végeztünk.

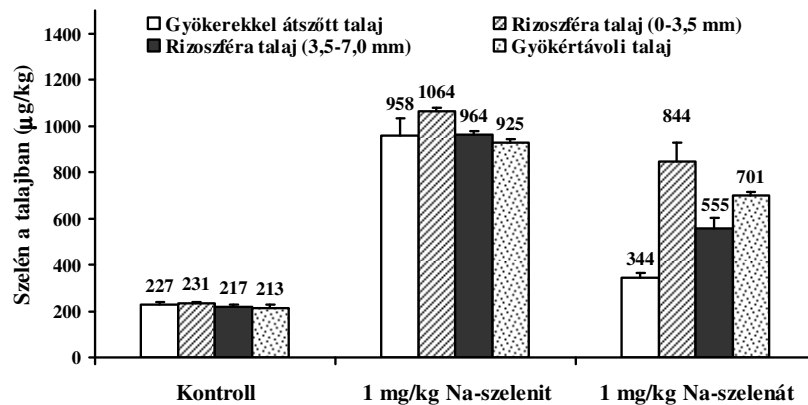
A 10. ábrán mutatjuk be a tesztnövények szelénfelvételét. Ismét igazolódott, hogy a szelénit kevésbé mobilis a talaj-növény rendszerben, mint a szelenát. Szelenátkijuttatás esetén a hajtások szelénfelvétele egy nagyságrenddel megnőtt. Mindez megerősíti, hogy a szelenátot a növények aktív módon veszik fel a gyökereiknek azon kötőhelyein keresztül, ahol a szulfátokat is, míg a szelénit főként passzív módon akkumulálódik a növényekben. A takarmányretek a *Brassicaceae* családba tartozik, melyre az átlagosnál intenzívebb kénanyagcsere jellemző (TERRY et al., 2000).



10. ábra: Takarmányretek szelénfelvétele (rizobox kísérlet, Nyíregyháza, n=3)

A 11. ábrán a gyökerek által különféle mértékben átszótt talajokban mért szelénkoncentrációk láthatók. A kontroll talajokban a mért értékek egymáshoz nagyon hasonlóak voltak. A közepső rekeszben a gyökerek sűrűn átszótták a talajt és filmszerűen ránőttek a nylonhálóra (8. ábra).

Szelenátkezelés esetén itt jóval nagyobb mértékben csökkent a visszamért szelénkoncentráció mint szelenit kijuttatás esetén – mindez összhangban van a növények szelénfelvételével (10. ábra). Meglepetést okozott viszont, hogy a rizoszféra talajban (0-3,5 mm) sem a szelenát sem pedig a szelenit kijuttatás esetén nem változott meg számottevő mértékben a szeléntartalom. Mivel itt mértük a legmagasabb szelénkoncentrációkat, valószínűsíthető, hogy mikrobiális szelénvolatizáció nem játszódott le, és a gyökerek által kiválasztott kelátképző vegyületeknek sincs közvetlen szerepe a gyökerek szelénfelvételében (ezek a nylonhálón át tudtak hatolni).



11. ábra: Szelénkoncentrációk a gyökerekkel átszótt talajban, a rizoszféra és a gyökértávoli talajban (rizobox kísérlet, Nyíregyháza, n=3)

Mivel sem a 0-3,5 mm-es sem pedig a 3,5-7 mm-es rizoszféra talajban nem csökkent a pH (sőt kismértékben emelkedett; SIMON et al., 2008a), a gyökérsavak pH-csökkentő hatását sem tapasztaltuk. A rizoszféra talajra általában a gyökértávoli talajnál nagyobb mikrobaszám és fajgazdaság jellemző. A megvizsgált mikrobacsoportokon belül a talajban a spóráképző bacillusok és a mikroszkópikus gombák fordultak elő a legnagyobb számban. Sem a szelenit sem pedig a szelenát nem okozott jelentős csökkenést azonban a mikrobaszámban a kontrollhoz viszonyítva. Nem találtunk szignifikáns különbséget a gyökerekkel átszótt talaj, a rizoszféra talaj és a gyökértávoli talaj mikrobaszámaiban sem.

4.2. Energianövények passzív nehézfém fitoextrakciójának tanulmányozása

Tesztnövényként gyorsan fejlődő, nagy biomasszát képező, biomassza alapú erőművekben energetikai célra hasznosítható növényfajokat választottunk. Ezeknek a szennyezett talajokból történő átlagnál nagyobb nehézfém (Cd, Zn) fitoextrakciós képessége részben már ismert (*Salix* és *Populus* fajok; KELLER, 2006; TLUSTOŠ et al., 2006), hazai körülmények között azonban még kevés ilyen jellegű vizsgálat történt (MÁTHÉ-GÁSPÁR és ANTON, 2005). A zöldleveles hajtások rendszeres betakarításával a talajok mobilis nehézfém-tartalma mérsékelhető. E gyorsan fejlődő, nagy biomasszát

képező fajok tehát nemcsak bioenergia termelésére, hanem fitoremediációs célra is alkalmazhatók. Az olasz nád (*Arundo donax*) nehézfém fitoextrakciójára, nehézfém toleranciájára vonatkozóan csak szórványos ismereteink vannak.

Első fényszobás tenyészedényes kísérletünkben az alábbi kérdésekre kerestük a választ:

1. Milyen nehézfémeket mekkora mennyiségben vesznek fel a megvizsgált *Salix* és *Populus* fajok egy galvániszappal szennyezett talajból?
2. Az, hogy mely faj alkalmasabb a fitoextrakcióra a levelek fajlagos nehézfém-tartalmával, vagy az adott faj levelének biomassza produkciójával függ-e össze?

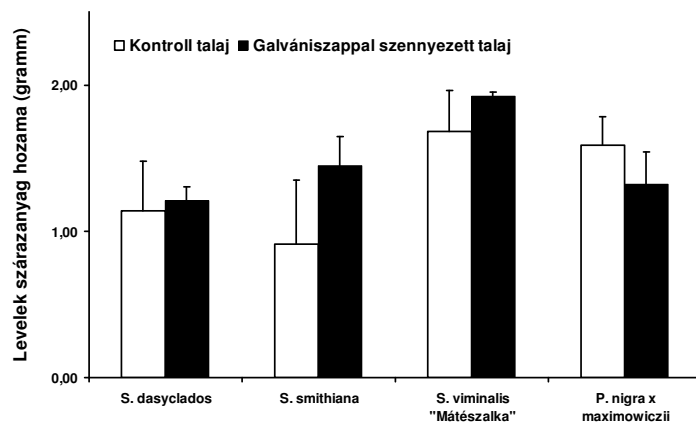
Az alábbi *Salix* és *Populus* fajok nehézfém fitoextrakciós kapacitását hasonlítottuk össze:

1. *Salix dasyclados* Wimm. S-407 klón (Prágai Agráregyetem)
2. *Salix smithiana* Willd. S-150 klón (Prágai Agráregyetem)
3. *Salix viminalis* L. (Mátészalkai energiafűz ültetvény)
4. *Populus nigra* L. x *Populus maximowiczii* J-105 klón (Prágai Agráregyetem)

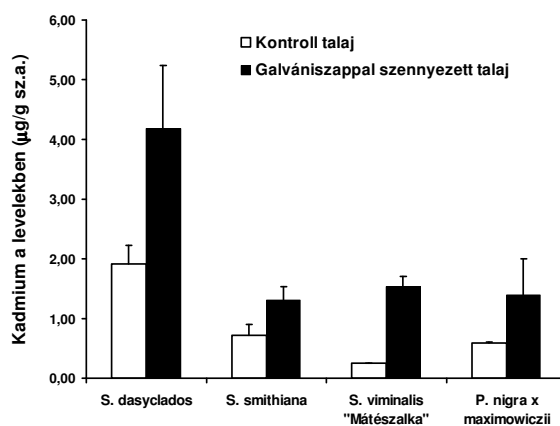
A növényeket nyíregyházi szennyezetlen barna erdőtalajon (0,2 mg/kg Cd, 10,2 mg/kg Cr, 12,0 mg/kg Cu és 36,1 mg/kg Zn HNO₃/H₂O₂ kivonatban), illetve Kállósemjénből származó galvániszappal szennyezett barna erdőtalajon (2,1 mg/kg Cd, 139 mg/kg Cr, 27,8 mg/kg Cu és 352 mg/kg Zn HNO₃/H₂O₂ kivonatban) neveltük 6 hétig. A talajok alaptulajdonságait, a növénynevelés körülményeit és a mintafeldolgozást korábbi publikációinkban részleteztük (SIMON et al., 2000; SIMON et al., 2003). A kísérlet bontásakor a növényeket gyökér, dugvány, hajtás, levél szervekre bontottuk, és ICP-MS technikával a Debreceni Egyetemen Mezőgazdaságtudományi Karán meghatároztuk az elem-összetételüket.

A 12. ábrán a megvizsgált *Salix* és *Populus* fajok levelének szárazanyag-hozamát mutatjuk be. A legnagyobb levél biomasszát a *S. viminalis* produkálta, hasonlóképpen a gyökerek és hajtások szárazanyag-hozamához (nem közölt adatok).

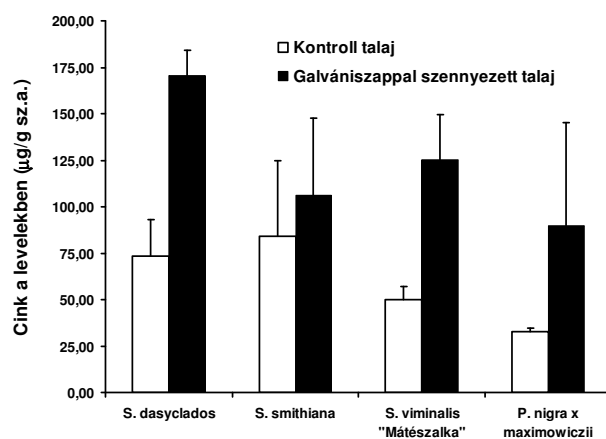
A növények levelei kevés krómot (max. 3,76 µg/g szárazanyag) és rezet (max. 22,8 µg/g szárazanyag) akkumuláltak. A legtöbb kadmiumot (kontroll talaj esetén 1,92 µg/g-ot, szennyezett talaj esetén 4,22 µg/g-ot) a *S. dasyclados* kultúrák levelében mértünk, hasonlóképpen a cinkhez (73,3 µg/g, illetve 171 µg/g). Jelentős volt a *S. viminalis* leveleinek cinkakkumulációja is (kontroll talaj esetén 49,8 µg/g, szennyezett talaj esetén 125 µg/g). A tanulmányozott *Populus* fajban a Cd és Zn koncentrációk a *Salix* fajokban mért értékek kevesebb mint 2/3-át tették ki (13. és 14. ábra).



12. ábra: *Salix* és *Populus* fajok levelének szárazanyag-hozama (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2006).



13. ábra: *Salix* és *Populus* fajok levelének kadmiumtartalma (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2006).



14. ábra: *Salix* és *Populus* fajok levelének cinktartalma (tenyészedényes kísérlet, Nyíregyháza, 2006).

A levelek szárazanyag hozamát (12. ábra) megszorozva az itt mért Cd- (13. ábra) és Zn-tartalommal (14. ábra) megállapítottuk, hogy a *S. viminalis* távolította el a legtöbb nehézfemet a szennyezett talajból. Összeadva a levelek felvett kadmium- és cinktartalmát és megszorozva a levél

szárazanyag-tartalommal (12. ábra) hasonló tendenciát tapasztaltunk. A megvizsgált fajok kadmium és cinkfelvételének nagyságrendje megegyezett a más kutatók által szennyezett talajon mért értékekkel (KELLER, 2006; MÁTHÉ-GÁSPÁR és ANTON, 2005; TLUSTOŠ et al., 2006).

Fenti kísérleti adatok alapján megállapíthatjuk tehát, hogy fitoextrakciós szempontból fontosabb az adott növényfaj levelének biomassza (szárazanyag) produkciója, mint az ott mért fajlagos (1 gramm szárazanyagra vetített) nehézfém-tartalom.

Második passzív fitoextrakciót vizsgáló kísérletünkben a fenti vizsgálatokat a *Salix caprea* (kecskefűz, származási hely Mauerbach faiskola Bécs) fajra is kiterjesztettük, melyet a fenti Kállósemjénből származó galvániszappal szennyezett talajon neveltünk 12 hétig. Ez a faj fejlődött a megvizsgált *Salix*ok közül a leglassabban, egyes szerveinek szárazanyag hozama még 12 hét alatt sem érte el a többi *Salix* faj 6 hét alatt kialakult szárazanyag produkcióját. Ezért – annak ellenére, hogy e faj levelében mértünk fajlagosan a legtöbb kadmiumot (kontroll talaj esetén 0,55 µg/g-ot, galvániszappal szennyezett talaj esetén 6,14 µg/g-ot) és cinket (kontroll talaj esetén 58,9 µg/g-ot, galvániszappal szennyezett talaj esetén 266 µg/g-ot), összességében ez a faj távolította el a legkevesebb nehézfémet a szennyezett talajból.

Harmadik passzív fitoextrakciót vizsgáló kísérletünkben az olasz nád (*Arundo donax*) nehézfém-felvételét tanulmányoztuk. Fényszobás tenyészedényes kísérletet állítottunk be, melyben a kezelések az alábbiak voltak:

1. *Kontroll talaj* (Nyíregyháza, Rákóczi u. bemutatókerti szennyezetlen barna erdőtalaj; SIMON et al., 2000, 0,99 mg/kg Cd, 17 mg/kg Cr, 3,49 mg/kg Cu és 44,7 mg/kg Zn HNO₃/H₂O₂ kivonatban)
2. *Galvániszappal szennyezett talaj* (Kállósemjén, Kossuth u. szennyezett barna erdőtalaj; SIMON et al., 2003, 2,1 mg/kg Cd, 101 mg/kg Cr, 42,0 mg/kg Cu és 505 mg/kg Zn HNO₃/H₂O₂ kivonatban)
3. *Kontroll barna erdőtalaj + 2,5% (m/m) hígtrágya* (Hajdúszoboszló, Ebes; 0,99 mg/kg Cd, 17,6 mg/kg Cr, 4,58 mg/kg Cu és 55 mg/kg Zn HNO₃/H₂O₂ kivonatban)
4. *Kontroll barna erdőtalaj + 5% (m/m) hígtrágya* (Hajdúszoboszló, Ebes; 1,08 mg/kg Cd, 18,1 mg/kg Cr, 6,17 mg/kg Cu és 69,3 mg/kg Zn HNO₃/H₂O₂ kivonatban)
5. *Kontroll talaj + 2,5% (m/m) szennyvíziszap komposzt* (Nyíregyháza, Nyírségvíz Rt.; SIMON et al., 2000, 1,13 mg/kg Cd, 17,5 mg/kg Cr, 5,25 mg/kg Cu és 73,7 mg/kg Zn HNO₃/H₂O₂ kivonatban)

A kísérletet 10 hét növénynevelés után bontottuk, és megvizsgáltuk a gyökerek és a hajtások nehézfém összetételét. Az olasz nád hajtásának krómakkumulációja alacsony volt (0,57-1,19 µg/g sz.a. között változott). Nem volt kiugróan magas a hajtások kadmiumakkumulációja sem,

a kontroll kultúrákban 0,16 µg/g, a galvániszappal szennyezett talajon nevelt kultúrákban 0,76 µg/g, a 2,5% hígtrágyával kezelt kultúrákban a 0,17 µg/g, az 5% hígtrágyával kezelt kultúrákban 0,16 µg/g, a 2,5% (m/m) szennyvíziszap komposzttal kezelt kultúrákban pedig 0,21 µg/g kadmiumot mértünk. Réz esetén 8,25 µg/g, 15,17 µg/g, 8,22 µg/g 10,4 µg/g és 10,0 µg/g, cink esetén pedig 39,5 µg/g, 191 µg/g, 44,7 µg/g, 53,9 µg/g és 58,3 µg/g értékeket mértünk az olasz nád hajtásában.

Az adatokból nyilvánvalóvá vált, hogy az olasz nád hajtásának fémfelvétele függött a növénynevelő közegben található fémek mennyiségétől és minőségétől. Ezzel az energianövénynevelés során a cinket lehet kivonni a szennyezett talajokból.

5. Indukált fitoextrakció tanulmányozása

A szelén passzív fitoextrakcióját tanulmányozó kísérleteinkben (ld. fenn) IC/HPLC/ICP-MS kapcsolt módszerrel megvizsgáltuk, hogy a talajba szelenát vagy szelenit formájába kijuttatott szelén milyen kötési formákban jelenik meg a levelekben. Megállapítottuk, hogy szelenát kijuttatás esetén a szelén 53%-a szelenátként van jelen a szareptai mustár leveleiben, míg 45%-a szerves kötési formában (szelenometioninként vagy szelenociszteinként) jelenik meg. Takarmányretek esetén ez az arány 75%-os, illetve 23%-os volt. A talaj szelenitkezelése esetén egy nagyságrenddel kevesebb szelén jelent meg a levelekben szelenátként vagy szerves kötési formában (SIMON et al., 2006b).

A fenti tudományos eredmény is arra ösztönzött bennünket, hogy megvizsgáljuk a talajba kijuttatott *metionin* és *cisztein* növényi *szelénextrakciót indukáló* hatását. E két kéntartalmú aminosav kulcsszerepet játszik a szelén növényekbe történő szállításában és a növényi szövetekbe történő beépülésében (TERRY et al., 2000; SIMON, 2004). Tenyészedényes kísérletben (2007 október – november között) a korábban (ld. fenn) 2,5 mg/kg szelenittel kezelt talajon takarmányretek neveltünk. A 8 hetes növények talajába 10 mg/kg metionint és 10 mg/kg ciszteint juttattunk ki, illetve 0,1 mg metionint vagy 0,1 mg ciszteint a növények levelére is kipermeteztük. A kezeléseket egy hét múlva újból megismételtük. A talaj metioninkezelése esetén nagy valószínűséggel sikerült a talaj és rizoszféra mikroorganizmusok (baktériumok, gombák) tevékenységét serkenteni, mert a talaj felszíne fölött mindkét kijuttatás után 2-3 napig jellegzetes „káposztaszagot” éreztünk. Valószínűleg illékony szelénvegyületek szabadultak fel, elindult a szelén fitovolatizációja (TERRY et al., 2000). Jelenleg folyik a növény- és talajminták szelénanalízise, mely alapján választ kapunk arra a kérdésre, hogy a talaj szelenittartalmának fitoextrakciója (fitovolatizációja) metionin- vagy ciszteinkijuttatással indukálható-e (megemelkedik-e a hajtások szelénfelvétele)? A talajok mikrobiális összetételét megvizsgálva azt tapasztaltuk, hogy a kontroll talajokban a *Pseudomonadaceae* (900×10^5 baktériumszám) és a *Bacillus* (566×10^5), a csak 2,5 mg/kg

szelenitkezelésben részesült talajokban a *Corynebacterium* (625×10^5) és *Bacillus* (860×10^5), míg a 2,5 mg/kg szelenitkezelésben 10 mg/kg metioninkezelésben részesült talajokban a *Pseudomonadaceae* (492×10^5) és *Corynebacterium* (386×10^5) nemzetség volt a domináns.

Nemzetközi kutatási együttműködés formájában (ld. 8. pont) – szakmai útmutatással beállított kísérletekben – tanulmányozzuk, hogy a talaj kadmiumszennyeződése EGTA (etilén-bisz(oxi-etilén-nitrilo)-tetraecetsav) kijuttással mobilizálható-e? Szennyezetlen csernozjom termőtalajt (vályogos homok, pH_{KCl} 7,3), mely az Érsekújvári Zöldségkutató Intézet kísérleti kertjének 0–20 cm-es rétegéből származott 2,0; 5,0 és 15,0 mg/kg kadmiummal ($3 \text{ CdSO}_4 \cdot 8 \text{ H}_2\text{O}$) szennyeztük el. A kontroll talaj csak desztillált vizes kezelésben részesült. A talajon 9 hétig 3 ismétléssel kukoricát (*Zea mays* L., var. Oskar) neveltünk A talajba a 7. és 8. héten 6, illetve 12 mmol/kg EGTA-t juttatunk ki (az EGTA teljes kijuttatott mennyiségét megfelelően).

Az 5 mg/kg kadmiummal elszennyezett csernozjom termőtalajból a kukorica gyökere 8,58 mg/kg, hajtása pedig 4,45 mg/kg kadmiumot akkumulált. 6 mmol/kg EGTA kijuttatása esetén csak kissé (statisztikailag nem szignifikáns mértékben) emelkedett meg a növények kadmiumfelvétele, 12 mmol/kg EGTA talajba juttatása azonban a gyökér kadmiumtartalmát 12,84 mg/kg-ra (50%-os növekedés) a hajtását pedig 11,96 mg/kg-ra (169%-os növekedés), szignifikáns mértékben megemelte. A 15 mg/kg kadmiummal elszennyezett talajon a kisebbik EGTA dózis a kadmiumfelvétel enyhe emelkedését, míg a nagyobbik annak gátlását okozta (HEGEDŰSOVÁ et al., 2008).

6. Új tudományos eredmények

1. *Rizofiltrációs vizsgálatok:* Növények gyökereivel gyorsan és hatékonyan lehet kadmium és nikkelszennyeződést eltávolítani szennyezett vízből. *Pseudomonas* talajbaktériumokkal fokozható a növények gyökerének rizofiltrációja, a baktériumok hozzákötődnek a gyökerekhez (rizoplán alakul ki) és így megnő az a fajlagos gyökérfelület, amely Cd-ot képes megkötni. Célszerű a rizofiltráció hatékonyságának megnövelése céljából a rizoplán kialakításához fém-adaptált *Pseudomonas*okat alkalmazni.
2. *Fitostabilizációs vizsgálatok:* A gyöngyösoroszi bányameddőben lévő nehézfémeket többféle adalék (elsősorban mész, illetve szerves anyagokban, nitrogénben, foszforban, mikroelemekben gazdag települési szennyvíziszap komposzt, valamint a fémek megkötésére alkalmas természetes zeolit) kombinált kijuttatásával lehet eredményesen stabilizálni. Ezen a közegen arbuszkuálta mikorrhiza gombákkal szimbiózisban élő vörös csenkesz telepíthető meg, tartós fűtakaró alakítható ki.

3. *Passzív fitoextrakció vizsgálatok:*

- 3.1. Szelénsókkal mesterségesen elszennyezett barna erdőtalajból, illetve mészlepedékes csernozjom talajból mindhárom megvizsgált növényfaj (szareptai mustár, takarmányretek, lucerna) jelentős mennyiségű szelént szállított át a föld feletti szerveibe, tehát alkalmas a Se fitoextrakciójára. Elsősorban a növénynövekedést serkentő hatású (PGPR) *Pseudomonas* és *Bacillus* talajbaktériumokról feltételezhetjük, hogy a növények rizoszférájába kijuttatva alkalmasak arra, hogy a növények Se-fitoextrakcióját (fitovolatizációját) tovább javítsák, szelényszennyezett talajokban azonban nem ezek voltak a domináns fajok. A megvizsgált talajokban és a rizoszférában jelen lévő mikrobák nagyfokú szelénadaptációs képességgel és szelénrezisztenciával rendelkeztek.
- 3.2. Rizobox kísérletben is megerősítést nyert a szelenát szelenitnél nagyobb mértékű fitoextrakciója. Nem csökkent viszont a gyökérenlküli rizoszféra talajban a szelénkoncentráció és a pH, és nem tudtunk itt kimutatni a gyökértávoli talajnál nagyobb mikrobaszámot sem. A megvizsgált mikrobacsoportok abundanciája a talajba kijuttatott szelenit vagy szelenátmennyiség hatására nem változott meg szignifikáns mértékben.
- 3.3. A megvizsgált 4 *Salix* és *Populus* fajok levelében jelentős mennyiségű kadmium és cink akkumulálódott szennyezett talajból. Fitoextrakciós szempontból azonban a fajlagos (1 gramm növényi szárazanyagra vetített) fémtartalomnál fontosabb az adott faj szárazanyag (biomassza) hozama.
- 3.4. Az olasz nád (*Arundo donax*) galvániszappal szennyezett talajból, hígtrágyával vagy települési szennyvíziszappal kezelt talajból egyaránt vett fel nehézfémeket, melyek közül a könnyen betakarítható hajtásban elsősorban a cink akkumulálódott.

4. *Indukált fitoextrakció vizsgálatok:*

- 4.1. A mesterségesen elszennyezett talajba kijuttatott *metionin* és *cisztein* növényi szelénextrakciót indukáló hatását összehasonlítva feltételezhető, hogy a metioninnak van ilyen jellegű hatása. A metioninkezelés megváltoztatja a baktérium nemzetségek (*Corynebacterium*, *Bacillus*, *Pseudomonadaceae*) talajbéli dominanciáját.
- 4.2. A talaj kadmiumszennyeződése EGTA kijuttatással mobilizálható, a kukorica kadmiumfelvétele a talaj megfelelő Cd-EGTA aránya esetén jelentősen megnövelhető.

7. Publikációk, monográfia, MTA doktora értekezés

A fenti eredményeket hazai és nemzetközi tudományos konferenciákon (Uppsala Svédország 2003; Nyíregyháza 2003; München Németország 2004; Krakkó Lengyelország 2005; Adelaide Ausztrália 2005; Nyíregyháza 2005; Budapest 2006; Prága Csehország 2006; Sopron 2006; Peking Kína 2007; Nyíregyháza 2007) mutattam be 6 angol vagy magyar nyelvű előadás és 5 poszter formájában. 10 előadásösszefoglaló mellett 4 teljes terjedelmű szakcikkünk jelent meg konferenciakiadványokban, illetve 1 könyvfejezetként. Két szakcikket jelentettünk meg a lektorált *Agrokémia és Talajtan* folyóiratban. Az *Environmental Geochemistry and Health* c. impakt faktorral rendelkező folyóiratban 2005-ben, a *Cereal Research Communications* c. impakt faktoros lapban 2007-ben jelent meg közleményünk. Szeretném megjegyezni, hogy 2005-ben a *Plant, Soil and Environment* c. folyóirat még rendelkezett impakt faktorial (ekkor nyújtottunk ide be egy szakcikket), 2006-ban az ISI már nem jelzett ilyet (ekkor jelent meg a cikkünk). 2008 januárjában fogadták el feltételesen cikkünket a szintén impakt faktorial rendelkező *Communications in Soil Science and Plant Analysis* c. szakfolyóiratba, a cikk kijavítása és újbóli benyújtása jelenleg van folyamatban. Mivel további tudományos közlemények megjelentetését tervezzük hazai és nemzetközi (impakt faktoros) tudományos folyóiratokban, konferencia kiadványokban, kérjük, hogy publikációs tevékenységünk végleges minősítése 2 év múlva történjék meg.

Fontosnak tartottam, hogy a fitoremediációt kutatása terén elért legújabb eredményeket a szélesebb szakmai közönséggel is megismertessem. E célból jelent meg 2004-ben az általam írt „Fitoremediáció” monográfia a BMKE OMIKK gondozásában (SIMON, 2004). A műben – több mint 800 oldalnyi szakirodalmat áttanulmányozva – a fitoremediációval kapcsolatos legújabb ismereteket foglaltam össze. A monográfiában saját kutatási eredményeinket is bemutattam, feltüntetve ezért az OTKA F016906, T030230 és T043479 programok támogatását. A mű ajánlott, illetve kötelező irodalom több hazai felsőoktatási intézmény graduális agrár- és környezetmérnöki, valamint doktori képzésében. Tudományos eredményeinket is bemutatjuk a „Szennyeződések, szennyezők, hatások a Felső-Tisza-vidék ökológiailag érzékeny területein” c. könyvben (szerk.: Balázs S., N. Boyko, Bessenyei György Könyvkiadó, Nyíregyháza, 2007), melybe *Remediációs lehetőségek ökológiailag érzékeny területen*” címmel írtam egy fejezetet.

2007. június 21-én sikerrel, 24-ből 22 pontot szerezve védtem meg a Magyar Tudományos Akadémián a „*Toxikus elemek akkumulációja, fitoindikációja és fitoremediációja a talaj-növény rendszerben*” c. értekezésemet, elnyerve 2007 őszén az „MTA doktora” címet. Mindehhez, illetve a 2003-2006 között az Oktatási Minisztériumtól 3 évre elnyert Széchenyi István Ösztöndíj kapcsán vállalt tudományos program teljesítéséhez hathatós segítséget nyújtott ez az OTKA pályázat.

8. Együttműködő partnerek

A fenti kutatások során folyamatosan együttműködtem a Nyíregyházi Főiskola Biológia Intézetének (dr. Balázs Sándor: mikrobiológiai vizsgálatok), az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézet Rhizobiológiai Kutatórészlegével (dr. Biró Borbála, mikrobiológiai vizsgálatok) és a Debreceni Egyetem Agrártudományi Centrumának (d. Kovács Béla, nehézfém tartalom mérése ICP technikával) társkutatóival. A rizobox kísérletek beállításához a Bécsi Agrártudományi Egyetem Talajtani Intézetének munkatársaitól (Prof. Dr. Walter Wenzel, Dr. Markus Puschenreiter, Dr. Walter Fitz) kaptam útmutatást, és egy olyan prototípust, amelyet a debreceni ATOMKI-ban akrilból több példányban legyártottak. A kísérletekhez a Dél-Karolinai Egyetem Biológiai Intézetétől (Columbia, SC, USA) dr. Márton Lászlótól kaptuk az egysejtkultúrával előállított olasz nád szaporítóanyagot, a Bécsi Agrártudományi Egyetemről a *Salix caprea*, a Prágai Agráregyetemről pedig a *Salix dasyclados* és *S. smithiana* szaporítóanyagokat. Az EGTA-val történő kadmiummobilizálási kísérleteket a Konstatín Filozófus Egyetem Kémia Tanszékén (Nyitra, Szlovákia) dolgozó Hegedűs Erzsébettel együttműködve valósítottuk meg.

Magyar igazgatóbizottsági tagként 2002-2006 között részt vettem az Európai Unió COST (Cooperation in Science and Technology – Európai Tudományos és Technológiai Együttműködés) 631. számú „Understanding and modelling plant-soil interaction in the rhizosphere” (Növény- talaj-rizoszféra kölcsönhatások tanulmányozása és modellezése) című tudományos programjának sikeres megvalósításában.

9. A tudományos eredmények gyakorlati jelentősége

Eredményeink közül elsősorban a nehézfémekkel szennyezett bányameddők (talajok) fitostabilizációjának lehet gyakorlati jelentősége. A gyöngyösoroszi bányameddőben lévő nehézfémeket többféle adalék (mész, illetve szerves anyagokban, makro- és mikroelemekben gazdag települési szennyvíziszap komposzt, valamint a fémek megkötésére alkalmas természetes zeolit) kombinált kijuttatásával lehet eredményesen stabilizálni. Ezen a közegen arbuskulált mikorrhiza gombákkal szimbiózisban élő vörös csenkesz telepíthető meg. A szennyezett területen így tartós fűtakaró alakítható ki, mely megakadályozhatja a nehézfémek talajvízbe mosódását, vagy szél által történő elhordását.

Hazánkban is egyre elterjedtebb az "élőgépekkel", vízi és szárazföldi növényekkel történő települési szennyvíztisztítás. Rizofiltrációs eredményeink alapján javasoljuk az alkalmazott növények gyökerén *Pseudomonas* baktériumokkal rizoplán kialakítását, mely a növények jobb "kondícióban tartása" mellett javíthatja a toxikus elemek gyökérszűrésének hatékonyságát.

2007 januárjában a MOL székházban tartottam előadást a fitoremediáció elméleti alapjairól és gyakorlati jelentőségéről, konkrét hasznosítási lépések azonban mindeddig nem történtek. A MOL-t a fűrési iszapok fitoremediációja érdekelné. 2006-ban a hajdúszoboszlói Aqua General Kft. érdeklődött a szennyvíziszap szikkasztó földmedencék fitoremediációja iránt, melyre a *Salix viminalis* "gigantea" telepítését javasoltam. Meg is történt a szaporítóanyag beszerzése Lengyelországból (ezzel is állítottam be tenyészedenyes kísérletet), nincs azonban visszajelzésem a konkrét intézkedésekről.

10. További kutatások

A fitoremediációra irányuló kutatások kezdeti stádiumban járnak világszerte, az első félüzemi tartamkísérletek beállítása történik jelenleg. Ezen OTKA pályázat támogatásával elért eredményeink is igen sokféle további kérdést vetnek fel. Az Európai Unióban jelentősen növelni kell a megújuló energiaforrások, köztük a biomasza tüzelésű erőművek részarányát, melyek részben rövid vágásfordulójú ültevények (pl. fűz, nyár, akác, olasz nád) hasznosításán alapulnak majd. Tenyészedenyes előkísérleteink során azt tapasztaltuk, hogy ezek az energianövények jelentős mennyiségű nehézfém (Cd, Zn) szállíthatnak fel a hajtásukba, szennyezett közegen természetve őket (SIMON, 2007; SIMON et al., 2008b). Mivel ezeknek az energianövényeknek a hozamát települési, mezőgazdasági hulladékok talajba juttatásával növelni lehet, és ezek az anyagok (pl. települési szennyvíziszap komposzt, hígtrágya) nehézfém-szennyeződések (Cd, Cu, Zn) is tartalmazhatnak, nyilvánvalóan fontos az energianövények nehézfém-felvételének további tanulmányozása, megismerése tenyészedenyes és szabadföldi kísérletekben. 2009 őszén ezért újabb OTKA pályázat beadását tervezzük "*Fitoremediáció és hulladékelimináció energianövényekkel*" címmel.

11. Megjegyzés

A kutatási program 1 éves halasztására volt szükség, mivel a új kari épületünkbe történő 2004-es átköltözés után az áttelepített és korszerűsített növénynevelő fényszobában több hónapig nem tudtunk kísérletet beállítani (a kísérleti növények 2 hetes korukban elpusztultak, több komplett kísérletünk ment így tönkre). Végül rájöttünk, hogy mindezt a túl nagy fényintenzitás és a helység éjszakai lehülésének hiánya okozta, melyeket sikerült kiküszöbölnünk.

12. A pályázat támogatásával megjelent közlemények

IF=impakt faktor

1. **SIMON L.**, 2003. Kadmium rizofiltráció vizsgálata. In: Simon L. és Szilágyi M. (szerk.). Mikroelemek a táplálékláncban. Bessenyei György Könyvkiadó, Nyíregyháza. 193-202. old.(ISBN:963 9385 81 6)
2. **SIMON L.**, 2004. Fitoremediáció. Környezetvédelmi Füzetek. Azonosító: 2318. BMKE OMIKK, Budapest. 1-59. old. ISBN:963 593 429 0, ISSN 0866-6091 (monográfia)
3. KOVÁCS, B., I. KÁDÁR, É. SZÉLES, J. PROKISCH, Z. GYÖRI, L. **SIMON**, 2005. Investigation of selenium using soil and plant samples from a long-term field experiment. Proceedings Twenty Years of Selenium Fertilization. September 8-9, 2005, Helsinki, Finland. Agrifood Research Reports 69. p.79.
4. **SIMON L.**, KOVÁCS B., BIRÓ B., 2004. Phytostabilisation of heavy metals in the rhizosphere of red fescue grown in AMF inoculated mine spoils. Final program, International Congress Rhizosphere 2004 – Perspectives and Challenges – a Tribute to Lorenz Hiltner. 12-17 September, 2004. Munich, Germany. Abstract PBS13/23. p.124.
5. **SIMON, L.**, 2005. Stabilization of metals in acidic mine spoil with amendments and red fescue (*Festuca rubra* L.) growth. Environmental Geochemistry and Health 27, 289-300. *IF=0,471*
6. **SIMON, L.**, S. Balázs, B. Biró, 2005. Role of pseudomonads and ethylene in enhancement of Cd phytofiltration capacity of Indian mustard. Abstracts. 5th Joint Meeting of COST 631 Management Committee and Working Groups. "Rhizosphere management in soils contaminated with organic and inorganic pollutants". Kraków-Tomaszowicze, Poland, 12-14 May, 2005. p. 47.
7. **SIMON, L.**, S. Balázs B. Biró, and B. Kovács, 2005. Enhancement of cadmium and nickel phytofiltration capacity of Indian mustard (*Brassica juncea*) with Pseudomonads. Book of Abstracts. 8th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, 3-7 April, 2005. Adelaide, Australia. pp. 314-315.
8. **SIMON, L.**, Biró B., 2005. Adalékanyagok, vörös csenkesz és Zn-toleráns arbuszkuláris mikorrhiza gombák szerepe a nehézfémekkel szennyezett gyöngyösoroszi bányameddő remediációjában. Agrokémia és Talajtan 54(1-2): 163-176.
9. **SIMON L.** 2005. Pseudomonas baktériumok szerepe a toxikus kadmium és nikkelt rizofiltrációjában. In: „Tudásalapú gazdaság és életminőség”. A „Magyar Tudomány Napja” alkalmából rendezett Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei Tudományos Konferencia anyagának bemutatása (2004. november 9-i szekcióülések). (Szerk.: Galó M., Vass L-né). Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei Tudományos Közalapítvány Füzetek 21. Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei Tudományos Közalapítvány Kuratóriuma. Nyíregyháza. pp. 456-460. (ISSN 1215-7686, ISBN 963 218 743 1)
10. **SIMON, L.**, 2005. Can Pseudomonads, rhizobacteria or ethylene enhance the cadmium rhizofiltration of Indian mustard? In: Proceedings of the International Scientific Conference „Innovation and Utility in the Visegrad Fours”. Volume 1. Environmental Management and Environmental Protection. October 13-15, 2005. Nyíregyháza, Hungary. (Ed.: Simon, L.). Continent-Ph., Nyíregyháza. pp. 103-108. (ISBN:963 86918 0 8 Ö, ISBN:963 86918 2 4).
11. **SIMON L.**, Kovács B., Biró B, 2005. Stabilisation of heavy metals in the rhizosphere of red fescue grown in AMF inoculated mine spoils, In: Hartmann, A. et al. (eds.). Rhizosphere 2004 GSF-Bericht 05/05, GSF-Forschungszentrum, Neuherberg, Germany, pp. 225.
12. **SIMON L.**, Biró B., Széles É., Balázs S. 2006. Szelén fitoextrakciója és mikrobacsoportok előfordulása szennyezett talajokban. Agrokémia és Talajtan 56(1): 161-172.
13. **SIMON L.**, Biró B, Széles É, Balázs S., 2006. Növények és mikrobák szerepe a szelénrel szennyezett talajok fitoextrakciójában. Talajtani Vándorgyűlés, 2006. augusztus 23–25. Sopron. MAE Talajtani Társaság, MTA Talajtani és Agrokémiai Bizottsága, Nyugat-Magyarországi Egyetem Erdőmérnöki Kar. Előadások és poszterek összefoglalója. p. 57.
14. **SIMON, L.**, É. Széles, B. Kovács, J. Prokisch, Z. Györi, 2006. Phytoextraction of selenium from contaminated soils with Indian mustard, fodder radish and alfalfa. In: Proceedings of the International Symposium on Trace Elements in the Food Chain. Budapest, May 25-27, 2006. (Ed.: Szilágyi, M., Szentmihályi K.). Working Committee on Trace Elements of the Complex Committee Hungarian Academy of Sciences and Institute of Material and Environmental Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences. Budapest, Hungary. pp. 40-44. (ISBN 963 7067 132).
15. **SIMON, L.**, J. Tamás, E. Kovács, B. Kovács, B. Biró, 2006. Stabilisation of metals in mine spoil with amendments and growth of red fescue in symbiosis with mycorrhizal fungi. Plant Soil and Environment 52(9): 385-391. (a folyóirat utolsó ismert impakt faktora 0,17/2005)

16. **SIMON L.,** B. Biró, S. Balázs, 2006. Phytoextraction of selenium and selection of Se-tolerant microbes from a contaminated soil. Final Meeting of COST Action 631. „From understanding and modelling to application: managing the natural potentials of the rhizosphere for designing rhizosphere technologies”. April 20-22, 2006. Praha, Czech Republic. Abstracts. p. 54.
17. Biró, B., P. Pacsuta, **L. SIMON,** 2007. Sensitive or tolerant adaptation of *Rhizobium* bacteria as a function of the short- or long-term loads of the Zn metal salt. Cereal Research Communications. Vol. 35(2): 261-264. *IF=0,20*
18. **SIMON L.,** B. BIRÓ, S. BALÁZSY, 2007. Impact of Pseudomonads and ethylene on the cadmium and nickel rhizofiltration of sunflower, squash and Indian mustard. Communications in Soil Science and Plant Analysis (közlésre benyújtva 2007. augusztus 27, közlésre feltételeesen elfogadva 2008 január, azonosító LPLA-2007-0157).
19. **SIMON L.** 2007. Remediációs lehetőségek ökológiailag érzékeny területen (13. fejezet). In: Balázs S., N. Boyko (szerk.): Szennyeződések, szennyezők, hatások a Felső-Tisza-vidék ökológiailag érzékeny területein. Bessenyei György Könyvkiadó, Nyíregyháza. pp. 297-320. (ISBN: 978-963-7336-78-2).
20. **SIMON, L.,** 2007. Nehézfémek fitoextrakciója *Salix* és *Populus* fajokkal. In: Szabó M, Varga Cs. (szerk.). “Versenyképes Mezőgazdaság” konferencia kiadványa. Nyíregyháza, 2007. november 29. Bessenyei György Könyvkiadó, Nyíregyháza. pp. 197-200. (ISBN 963 963 7336 80 5).
21. **SIMON, L.,** É. SZÉLES, B. BALÁZSY, B. BIRÓ, 2007. Selenium phytoextraction, speciation and microbe groups in contaminated soils. In: Zhu, Y, N.Lepp, R. Naidu (eds.). Biogeochemistry of Trace Elements: Environmental Protection, Remediation and Human Health. Extended Abstracts. 9th International Conference on Biogeochemistry of Trace Elements. Beijing, China, July 2007. pp. 554-555. (ISBN: 978-7-302-15627-7)
22. HEGEDŰSOVÁ A., **SIMON L.,** ŠVIKRUHOVÁ J., BOLEČEK P., HEGEDŰS O., 2008. Kadmium indukált fitoextrakciója szennyezett talajból. In: IV. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia. Debreceni Egyetem, 2008. március 28-29. (6 oldalas szakkikk az ISBN számmal rendelkező konferencia-kiadványba közlésre leadva 2008. február 11-én).
23. **SIMON L.,** B. BIRÓ, S. BALÁZSY, Z. GYŐRI. B. KOVÁCS, 2008. Rhizosphere processes in the selenium accumulation of fodder radish, 7th Alps-Adria Scientific Workshop, 28 April - 1 May, 2008 Stará Lesná, Slovakia (4 oldalas szakkikk közlésre benyújtva 2008 január)
24. **SIMON, L.,** KOVÁCS B., MÁRTON L., 2008. Olasz nád (*Arundo donax* L.) nehézfém fitoextrakciójának vizsgálata. In: Simon L. (szerk.). Talajtani Vándorgyűlés. Talaj-víz-környezet. Nyíregyháza, 2008. május 28-29. Talajvédelem (különszám) (előkészületben)
25. HEGEDŰSOVÁ A., ŠVIKRUHOVÁ J., BOLEČEK P., BACSÓ M., **SIMON L.,** HEGEDŰS O., 2008. Indukált fitoextrakció alkalmazása kadmiummal szennyezett talaj-növény rendszerben. In: Simon L. (szerk.). Talajtani Vándorgyűlés. Talaj-víz-környezet. Nyíregyháza, 2008. május 28-29. Talajvédelem (különszám) (előkészületben)

13. Hivatkozások

- 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.
- ANGERER, I.P., B. BIRÓ, K. KÖVES-PÉCHY, A. ANTON, E. KISS, 1998. Indicator microbes of chlorsulfuron addition detected by a simplified soil dilution method. *Agrokémia és Talajtan* 47:297-305.
- BERTI, W.R., S.C. CUNNINGHAM, 2000. Phytostabilization of metals. In: *Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment*. (Eds: RASKIN I., B D. ENSLEY). John Wiley and Sons, Inc. New York.
- DUCKART, E. C., WALDRON, L. J. & DONNER, H. E., 1992. Selenium uptake and volatilization from plants growing in soil. *Soil Sci.* 53: 94–99.
- FITZ, W.J., WENZEL, W.W., ZHANG, H., NURMI, J., ŠTIPEK, K., FISCHEROVÁ, Z., SCHWEIGER, P., KÖLLENSPERGER, G., MA, L.Q., STINGEDER, G., 2003. Rhizosphere characteristics of the arsenic hyperaccumulator *Pteris vittata* L. and monitoring of phytoremoval efficiency. *Environmental Science and Technology* 37: 5008-5014.
- GOBRAN G. R., W. W. WENZEL, Lombi (eds.), 2001. Trace elements in the rhizosphere. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington D.C., pp.3-24, 61-124.
- HEGEDŰSOVÁ A., SIMON L., ŠVIKRUHOVÁ J., BOLEČEK P., HEGEDŰS O., 2008. Kadmium indukált fitoextrakciója szennyezett talajból. In: IV. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia. Debreceni Egyetem, 2008. március 28-29. (nyomdában)
- KÁDÁR I., 1995. A talaj–növény–állat–ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon. Akaprint. KTM, MTA TAKI, Budapest.
- KÁDÁR I., 1999. Szelénforgalom a talaj–növény rendszerben. *Agrokémia és Talajtan.* 48: 233–242.
- KELLER, C. 2006. Efficiency and limitations of phytoextraction by high biomass plants: the example of willows. In: PRASAD, M.N.V., K.S. SAJWAN, R. NAIDU (eds.) *Trace Elements in the Environment. Biogeochemistry, Biotechnology, and Bioremediation*. Taylor & Francis, Boca Raton London New York. pp. 611-630.
- 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., I. KÁDÁR, É. SZÉLES, J. PROKISCH, Z. GYŐRI, L. SIMON, 2005. Investigation of selenium using soil and plant samples from a long-term field experiment. *Proceedings Twenty Years of Selenium Fertilization*. September 8-9, 2005, Helsinki, Finland. *Agrifood Research Reports* 69. p.79.
- LI, Y.M., R.L. CHANEY, G. SIEBIELEC, B.A. KERSCHNER, 2000. Response of four turfgrass cultivars to limestone and biosolids-compost amendment of a zinc and cadmium contaminated soil at Palmerton, Pennsylvania. *Journal of Environmental Quality* 29:1440-1447.
- MÁTHÉ-GÁSPÁR G., A. ANTON, 2005. Phytoremediation study: factors influencing heavy metal uptake of plants. *Acta Biologica Szegediensis* 49: 69-70.
- SIMON, L., J. PROKISCH, B. KOVÁCS, Z. GYŐRI, 1998. Phytoextraction of heavy metals from a galvanic mud contaminated soil. In: *Soil Pollution*. (Ed.: Filep, Gy.). International Seminar (TEMPUS JEP 9240). Debrecen, 1997. Agricultural University of Debrecen, Debrecen. pp. 274-286.
- 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. PROKISCH, 2001. Enhancement of chromium phytoextraction capacity in fodder radish with picolinic acid. *Environmental Geochemistry and Health* 23: 313-316.
- SIMON, L., B. KOVÁCS, Z. GYŐRI, 2002. Phytostabilization of mine spoil with red fescue (*Festuca rubra* L.). 20th European Conference of the Society for Environmental Geochemistry and Health “Heavy Metal Contamination and the Quality of Life”. Debrecen, Hungary, 4-6 September 2002. *Book of Abstracts*, p. 15.
- 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., 2003. Cadmium rhizofiltration capacity of *Helianthus annuus*, *Cucurbita maxima* and *Brassica juncea*. *Proceedings of the 7th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements*, June 15-19, 2003. Uppsala, Sweden. Volume 2. Scientific Programs II. SP06p-Phytoremediation, pp. 206-207.
- SIMON L., 2004. Fitoeredmiáció. *Környezetvédelmi Füzetek*. Azonosító: 2318. BMKE OMIKK, Budapest. 1-59. old. ISBN:963 593 429 0, ISSN 0866-6091 (monográfia)

- SIMON L. 2005a. Pseudomonas baktériumok szerepe a toxikus kadmium és nikkelt rizofiltrációjában. In: „Tudásalapú gazdaság és életminőség”. A „Magyar Tudomány Napja” alkalmából rendezett Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei Tudományos Konferencia anyagának bemutatása (2004. november 9-i szekcióülések). (Szerk.: GALÓ M., VASS L-NÉ). Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei Tudományos Közalapítvány Füzetek 21. Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei Tudományos Közalapítvány Kuratóriuma. Nyíregyháza. pp. 456-460.
- SIMON, L., 2005b. Can Pseudomonads, rhizobacteria or ethylene enhance the cadmium rhizofiltration of Indian mustard? In: Proceedings of the International Scientific Conference „Innovation and Utility in the Visegrad Fours”. Volume 1. Environmental Management and Environmental Protection. October 13-15, 2005. Nyíregyháza, Hungary. (Ed.: SIMON, L.). Continent-Ph. Nyíregyháza. Continent-Ph., Nyíregyháza. pp. 103-108.
- SIMON, L., BIRÓ B., 2005. Adalékanyagok, vörös csenkesz és Zn-toleráns arbuskuláris mikorrhiza gombák szerepe a nehézfémekkel szennyezett gyöngyöSOROSZI bányameddő remediációjában. Agrokémia és Talajtan 54(1-2): 163-176.
- SIMON L., BIRÓ B., SZÉLES É., BALÁZSY S. 2006a. Szelén fitoextrakciója és mikrobacsoportok előfordulása szennyezett talajokban. Agrokémia és Talajtan 56(1): 161-172.
- SIMON, L., É. SZÉLES, B. KOVÁCS, J. PROKISCH, Z. GYŐRI, 2006b. Phytoextraction of selenium from contaminated soils with Indian mustard, fodder radish and alfalfa. In: Proceedings of the International Symposium on Trace Elements in the Food Chain. Budapest, May 25-27, 2006. (Ed.: Szilágyi, M., Szentmihályi K.). Working Committee on Trace Elements of the Complex Committee Hungarian Academy of Sciences and Institute of Material and Environmental Chemistry of the Hungarian Academy of Sciences. Budapest, Hungary. pp. 40-44. (ISBN 963 7067 132).
- SIMON, L., 2007. Nehézfémek fitoextrakciója *Salix* és *Populus* fajokkal. In: Szabó M, Varga Cs. (szerk.). “Versenyképes Mezőgazdaság” konferencia kiadványa. Nyíregyháza, 2007. november 29. Bessenyei György Könyvkiadó, Nyíregyháza. pp. 197-200.
- SIMON L., B. BIRÓ, S. BALÁZSY, Z. GYŐRI. B. KOVÁCS, 2008a. Rhizosphere processes in the selenium accumulation of fodder radish, 7th Alps-Adria Scientific Workshop, 28 April - 1 May, 2008 Stará Lesná, Slovakia (közlésre benyújtva)
- SIMON, L., KOVÁCS B., MÁRTON L., 2008b. Olasz nád (*Arundo donax* L.) nehézfém fitoextrakciójának vizsgálata. In: Simon L. (szerk.). Talajtani Vándorgyűlés. Talaj-víz-környezet. Nyíregyháza, 2008. május 28-29. Talajvédelem (különszám) (előkészületben)
- TAMÁS, J., E. KOVÁCS, 2005. Vegetation pattern and heavy metal accumulation at a mine tailing at GyöngyöSOROSZI, Hungary. Zeitschrift für Naturforschung 60c:362-367.
- TLUSTOŠ, P., D. PAVLÍKOVÁ, J. SZÁKOVÁ, Z. FISCHEROVÁ, J. BALÍK, 2006. Exploitation of fast growing trees in metal remediation. In: MACKOVA, M., D. DOWLING, T. MACEK (eds.). Phytoremediation Rhizoremediation. Springer, Dordrecht, The Netherlands. pp. 83-102.
- TERRY, N., ZAYED, A.M., DE SOUZA, M.P., TARUN, A.S. 2000. Selenium in higher plants. Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology, 51: 401-432.
- VINCZE, G., J. VALLNER, S., BALÁZSY, A. BALOGH, F. KISS, 1994. Investigation of chromium (VI) tolerant bacteria. Acta Biologica Hungarica 45:17-25.
- WASEL, Y., ESHEL, A., KAFKAFI, U. (eds.), 2002. Plants Roots the Hidden Half. (3rd ed.). Marcel Dekker Inc, New York, Basel.