

# Toxikus fémek egészségi kockázatának értékelése

Ph.D. értekezés tézisei

**Dr. Sipter Emese Enikő**

Semmelweis Egyetem  
Patológiai Tudományok Doktori Iskola  
Közegészségügyi és Egészségtudományi Kutatások



Témavezetők: Dr. Tátrai Erzsébet, osztályvezető főorvos  
Dr. Gruiz Katalin, egyetemi docens

Hivatalos bírálók: Dr. Kerényi Tibor, egyetemi tanár  
Dr. Tömösközi Sándor, egyetemi docens

Szigorlati bizottság elnöke: Dr. Novák Béla, egyetemi tanár  
Szigorlati bizottság tagjai: Dr. László Elemér, egyetemi tanár  
Dr. Moser Miklós, egyetemi tanár  
Dr. Fenyvesi Éva, tudományos főmunkatárs  
Dr. Gáspár Gabriella, tudományos főmunkatárs  
Dr. Szili-Kovács Tibor, tudományos főmunkatárs

Budapest  
2008

## BEVEZETÉS

Az utóbbi évtizedekben végzett kutatások eredményei nyilvánvalóvá tették, hogy különösen az ipari és a bányászati tevékenység hatásaként rendellenesen megemelkedhet a talaj toxikus anyag koncentrációja. Bár számos területen ezek a szintek nem olyan magasak, hogy akut mérgezési tüneteket váltsanak ki, megemelkedett koncentrációjuk hosszabb távon kimutatható egészségkárosodást okozhat. Toxikus fémszennyeződések eredhetnek természetes és mesterséges forrásból. Természetes forrásnak az alapkőzetből illetve az érces telérekből való kioldódást tekintjük, mesterségesnek az ércek és fémek ipari feltárási eljárásaiból, fémek és fémtartalmú anyagok használatából és hulladékok helytelen kezeléséből adódó szennyezést.

Az egészségi kockázatfelmérés célja annak megállapítása, azaz számszerű jellemzése, hogy a környezeti elemek szennyezéséből adódóan a területen élő lakosság egészségi állapotában várható-e negatív változás. Az 1983-ban elfogadott kockázatbecslési paradigma alapján négy lépést különítünk el: a veszély azonosítását, toxikológiai jellemzését, a kitétségek felmérését és a kockázat meghatározását. A folyamat „leggyengébb láncszemének” a kitétség vagy expozíció felmérését tekintjük. Az expozíció felmérése történhet indirekt és direkt módon. Az emberi szervezetbe a toxikus anyag három expozíciós úton keresztül kerülhet be: orális, dermális és inhalációs módon. Az átlagos napi dózis meghatározására az alábbi

egyenletet használjuk: 
$$ADD = \frac{C \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT}$$
. Az egyenletben ADD az átlagos napi

bevétel (average daily dose) [ $\text{mg kg}^{-1} \text{ nap}^{-1}$ ], C az adott szennyezőanyag koncentrációja (concentration) [ $\text{mg kg}^{-1}$ ], IR a bevétel mértéke (ingestion rate) [ $\text{kg nap}^{-1}$ ], EF a kitétség gyakorisága (exposure frequency) [ $\text{nap év}^{-1}$ ], ED a kitétség időtartama (exposure duration) [év], BW a testsúly (body weight) [kg], AT az átlagolás ideje (averaging time) [nap]. Az expozíció becslése során az utóbbi években bevezették a szennyezőforrás-terjedési út-receptor paradigmát, mely figyelembe veszi a populáción belüli eltéréseket is. A helyspecifikus kockázatbecslés során a területhasználat helyi sajátosságai és a területen élő emberek szokásai kerülnek előtérbe, ezáltal pontosabb eredményeket szolgáltatva.

A kockázat nagyságának jellemzésére a kitétséget és a hatást kell összevetnünk, és viszonyukból, arányukból a kockázat nagyságának jellemzésére mérőszámot alkotni. A kockázatfelmérés általános célja tehát annak megállapítása, hogy a megfigyelt, mért szennyező szint vagy koncentráció elfogadhatatlan kockázatot jelent-e az emberre.

## CÉLKITŰZÉSEK

Célunk volt az egészségi kockázatot felmérni egy bányászati tevékenységből adódóan toxikus fémekkel szennyezett területen. A területen elkülönítettük a patak által előtött és nem előtött kiskerteket, ennek különbségeit vizsgáltuk szennyezettség és kockázat tekintetében. Méréseink során felmértük a terület talajszennyezését, kiválasztottuk a veszélyt jelentő fémeket, az adatokból szennyezettségi térképeket szerkesztettünk, valamint vizsgáltuk a helyben termesztett zöldségek fém tartalmát. A mérések alapján biokoncentrációs faktorokat számoltunk és ezek eltéréseit vizsgáltuk.

A szabadföldi kísérlet alapján tenyészedényes kísérletet állítottunk be a legjobban akkumuláló zöldségfélékkel, mesterséges szennyezéssel modelleztük az áradások hatásait.

A kockázatelemzés során kérdőívek segítségével megállapítottuk a helyspecifikus expozíciós paramétereket, valamint új eljárást dolgoztunk ki a helyben termesztett zöldségek elfogyasztásából adódó kockázat mérésére.

## ANYAGOK ÉS MÓDSZEREK

### A vizsgált terület jellemzése

Gyöngyösoroszi a Mátra nyugati lejtőjén fekvő település, melynek környékén folytatott több évszázados bányászat a nehézfémek természetes geokémiai anomáliái miatt alakult ki. A terület meghatározó kőzete az andezit, melynek hajdani repedéseit utóvulkáni tevékenység során hidrotermális oldatokból kiváló ásványtársulások töltötték ki, teléreket alkotva. A meddő andezittelérek képződése után jöttek létre a produktív érces telérek, a hidrotermális oldatokból kivált különböző szulfidos ércásványok: szfalerit (ZnS), wurtzit (ZnS), galenit (PbS), kalkopirit (CuFeS<sub>2</sub>), pirit (FeS<sub>2</sub>) és antimonit (Sb<sub>2</sub>S<sub>3</sub>).

Leginkább a szfalerit és wurtzit tartalmú telérekre épült az évenkénti 180 kt kapacitású bánya és a hozzá kapcsolódó ércelőkészítő üzem, ami 1954-től üzemelt. Anyagi és gazdasági problémák miatt működését 1985-ben leállították, de a bánya végleges bezárása nem történt meg. Az ércelőkészítő mű létesítése a kor legmagasabb technológiai szintjén történt, de a fejlesztés elmaradása jelentős környezeti és anyagi kárt okozott. A legnagyobb problémát a flotálás során keletkezett zagyok elhelyezése, illetve a technológia vízszükségletének fedezése jelentette. A nehézfém tartalmú zagyokat, meddőanyagokat a falu közelében létesített

meddőhányóra szállították, a vízellátást kezelt, lúgosított bányavíz felhasználásával igyekeztek megoldani.

A bányászat felborította a vidék vízháztartását. A talajvízszint jelentősen lecsökkent, aminek következtében a csapadék beszivárgása jóval nagyobb mértékű, mint a Mátrában egyébként, vagyis a terület víznyelőként működik. A felszínről beszivárgó víz elsavanyodik, oldott anyag mennyisége, tehát nehézfém tartalma megnő. A területen a Toka-patak a legjelentősebb felszíni vízfolyás, mely a bánya fölött valójában csak időszakos vízfolyás, de esőzések alkalmával jelentős mennyiségű vizet vezethet le a mélyen bevágódó meder és a mederben található hordalék mérete alapján. A patak fő táplálója az Altárónál kilépő napi 2000 m<sup>3</sup> bányavíz, amely tisztító berendezés után jut a patakba. A Toka-patak 11 km-nyi hossza mentén három víztározó és egy hordalékfogó létesült.

A bányászati tevékenység során többször történtek havária esetek. Az intenzív bányaművelés időszakában műszaki becslések szerint 22000 m<sup>3</sup> bányavíz zúdult a felszínre szabályozatlan módon, magával sodorva érces és meddő kőzetanyagokat, iszapot és zagyot. A szennyezőanyagok a patak üledékébe kerültek, mely áradások alkalmával a megművelt területekre jutott. 1996-ban egy felhőszakadás által okozott hatalmas áradás alkalmával a felkavarodott üledékekkel a felszínre került a benne lappangó szennyeződés és a medréről kilépett patak szétterítette azt a környező területeken.

### Szabadföldi kísérlet

A faluban 44 mintavételi helyet jelöltünk ki, megkülönböztetve a patak által elöntött és a nem elöntött kiskerteket. A meddőhányó területén 13 mintavételi hely volt. A mintavételek az MSZ 21470-1 szabvány alapján történtek. A kiskertekben növénymintákat is vettünk, melyek a területen leginkább termesztett zöldségek voltak: Paradicsom (*Lycopersicon lycopersicum*), tök (*Cucurbita pepo*), bab (*Phaseolus vulgaris*), hagyma (*Allium cepa*), sárgarépa (*Daucus carota ssp. sativus*) és sóska (*Rumex rugosus*).

### Tenyészedényes kísérlet

A kísérlet helyszíne a MTA Talajtani és Agrokémiai Kutatóintézet klímaszobája volt. A klímaszoba meghatározott hőmérsékletet és adott fényviszonyokat biztosított: 400 W m<sup>-2</sup>, 24°C 16 órán át és sötétség, 16°C 8 órán át, a kísérlet 106 napig tartott. A kísérletet két talajjal végeztük el: egy területre jellemző, nem elöntött kiskertből származó szennyezetlen talajjal illetve ennek a talajnak 20%-nyi meddőanyaggal készített keverékével. A kísérlet

során 1 kg talajba vetettünk el 100-100 sárgarépa (*Daucus carota ssp. sativus*) és sóska (*Rumex rugosus*) magot. A tenyészedények elhelyezése randomizálás után történt.

A szükséges vízmennyiség pótlása a talajok maximálisan felvehető vízmennyiségének 70%-val történt kétnaponta. A tápanyagpótlás 3-3 ml 50 g l<sup>-1</sup> (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>-oldat hozzáadásával történt a kísérlet 65. és 86. napján, a hiánytünetek megjelenésekor.

### Fém tartalom meghatározása

A talajmintákat 30°C-os szárítószekrényben tömegállandóságig szárítottuk, porítottuk, majd 2 mm lyukméretű szitán átszitáltuk. A növénymintákat leszedés után háromszor desztillált vízzel mostuk. A nem ehető részeket eltávolítottuk, a konyhakész zöldségeket 30°C-os szárítószekrényben tömegállandóságig szárítottuk, majd porítottuk.

A toxikus fémek kivonása királyvizes feltárással és mikrohullámú roncsolással történt, a fém tartalom meghatározását ICP-MS eljárással USA EPA 6020 szabvány szerint végeztük.

### Kérdőíves felmérés, statisztikai analízis és geokémiai térképezés

A területen élő emberek életmódbeli szokásait, a helyspecifikus expozíciós paramétereket saját készítésű kérdőívvel határoztuk meg. A kérdőíves felmérést 67 kiskertben végeztük el, 43 férfi és 47 nő részvételével.

A statisztikai vizsgálatot Statistica 6.0 (StatSoft, Tulsa, OK) segítségével végeztük: Kruskal-Wallis tesztet és azt követően Mann-Whitney tesztet használtunk, szignifikáns eltérés p<0,05 esetén volt.

A mintavételi helyek digitalizálása a GPS koordináták alapján történt a terület topográfiai térképére. A vizsgált négy fémre (arzén, kadmium, ólom, cink) geokémiai térképet készítettünk a mért koncentrációk alapján a Surfer 8.0 (Golden Software, Golden, CO) segítségével.

### Kockázatbecslés

A kockázatbecslést a toxikus fémek fizikai, kémiai, biológiai tulajdonságai alapján két expozíciós útra végeztük el: talajszemcsék lenyelése és helyben termesztett zöldség elfogyasztása. A kockázatbecslés során alapértelmezett és helyspecifikus expozíciós paraméterekkel egyaránt elvégeztük a számítást. A helyben termesztett növények

elfogyasztásából adódó kockázatot helyspecifikus paraméterekkel, saját fejlesztésű képlettel

számoltuk: 
$$ADD = \frac{\sum (C_{\text{VEG}} \times \frac{Y_{\text{VEG}}}{n}) \times ED}{BW \times AT}$$
. Az egyenletben az előbbieken meghatározott

rövidítéseken kívül  $C_{\text{veg}}$  a zöldség fémtartalmát [ $\text{mg kg}^{-1}$ ],  $Y_{\text{veg}}$  a termés hozamot (yield) [ $\text{kg kert}^{-1}$ ],  $n$  az átlagos családméretet [ $\text{kert}^{-1}$ ] jelenti.

A többi esetben a bevezetésben említett képlet expozícióhoz való módosításával történtek a számítások, mely során figyelembe vettük a nemi és életkori különbségeket, elkülönítettük a férfiak, nők és gyermekek átlagos napi dózisát.

A kockázat meghatározása (HQ) az átlagos napi dózis (ADD) és a referencia dózis (RfD) hányadosával történt. Ha ennek értéke 1-nél kisebb, a kockázat elfogadható. Az RfD értékei az alábbiak voltak: As:  $0,0003 \text{ mg kg}^{-1} \text{ nap}^{-1}$ ; Cd:  $0,001 \text{ mg kg}^{-1} \text{ nap}^{-1}$ ; Hg:  $0,003 \text{ mg kg}^{-1} \text{ nap}^{-1}$ ; Pb:  $0,035 \text{ mg kg}^{-1} \text{ nap}^{-1}$ ; Zn:  $0,3 \text{ mg kg}^{-1} \text{ nap}^{-1}$ .

## EREDMÉNYEK

### Talajok arzén és fémtartalma

A talajok fémtartalmának mediánjait a 1. táblázatban tüntettem fel. Az arzéntartalom minden esetben meghaladta a szennyezettségi határértéket, a kadmium- és cinktartalom a meddőhányó és az előntött kiskert esetében, az ólomtartalom a meddőhányó és a szennyezett kísérleti talaj esetében haladta meg a határértéket.

A kísérletben alkalmazott mesterséges szennyezés a talaj arzén- és ólomtartalmát emelte meg jelentősen.

#### 1. táblázat

#### Talajok fémtartalma ( $\text{mg kg}^{-1}$ )

	Mintavételi hely	As	Cd	Pb	Zn
Szabadföldi kísérlet	Meddőhányó	55,7	1,46	125,5	436
	Elöntött kiskert	46,6	1,31	85,2	366
	Nem előntött kiskert	31,4	0,43	27,8	142
Tenyészedényes kísérlet	Szennyezett talaj	202,5	0,49	391,5	159
	Szennyezetlen talaj	34,5	0,27	30,8	124
Szennyezettségi határérték		15,0	1,00	100,0	200

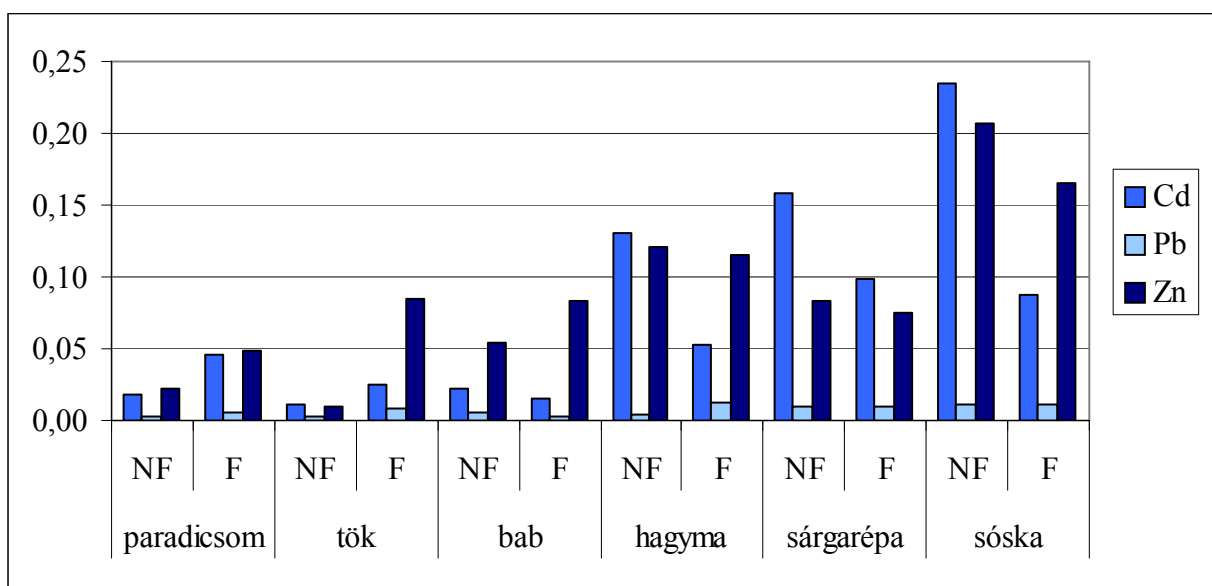
A szabadföldi kísérlet során végzett statisztikai vizsgálat az előtött és a nem előtött kiskertek fémtartalmát szignifikánsan különbözőnek találta, a meddőhányó és az előtött kiskert nem különbözött szignifikánsan. A kísérletben vizsgált szennyezett és szennyezetlen talaj szintén szignifikánsan különbözött a vizsgált fémekre.

### Növények arzén és fémtartalma

A zöldségek vizsgálatakor az arzéntartalom minden esetben a kimutatási határ alatt volt. Az előtött kiskertekben termesztett zöldségek fémtartalma minden esetben magasabb volt a nem előtött kiskertben termesztettnél. A legmagasabb kadmium tartalmat a sárgarépaiban ( $0,130 \text{ mg kg}^{-1}$ ), ólomtartalmat a hagymában ( $1,060 \text{ mg kg}^{-1}$ ), cinktartalmat a sóskában ( $60,50 \text{ mg kg}^{-1}$ ) mértük a szabadföldi mintáknál. A tenyészedényes kísérletben minden fémből a legmagasabb koncentrációkat a sóskánál mértük (Cd:  $1,273 \text{ mg kg}^{-1}$ , Pb:  $8,570 \text{ mg kg}^{-1}$ , Zn:  $139,57 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Az egyetlen kimutatható arzéntartalom ( $1,214 \text{ mg kg}^{-1}$ ) a szennyezett talajon termesztett sárgarépa esetében volt.

### Biokoncentrációs faktor

A növényben található fémtartalom és a talajban található fémtartalom hányadosával biokoncentrációs faktorokat (BCF) képeztünk a szabadföldi és a tenyészedényes kísérleti eredményekből. A szabadföldi kísérleti eredményeket az 1. ábra szemlélteti.



1. ábra  
Biokoncentrációs faktor értékei a szabadföldi kísérletben  
(NF: nem előtött kiskert, F: előtött kiskert)

A legjobban akkumuláló növény a sóska, a legmobilisabb fém a kadmium és a cink volt minden esetben. A jól akkumuláló zöldségek esetében (sárgarépa, sóska) a nem előntött területen kaptunk magasabb BCF értékeket, annak ellenére, hogy a fémtartalom az előntött területeken volt magasabb.

A tenyészedényes kísérletben is a legmobilisabb fém a kadmium és a cink volt, a legjobban akkumuláló növény a sóska. A számolt BCF értékek azonban magasabbak voltak a szabadföldi kísérletben számoltaknál. Az eltérést a mesterségesen, meddőanyaggal való keverésből származó pH csökkenés okozta illetve az a sajátosság, hogy a fiatalabb hajtások jobban képesek akkumulálni a fémeket, mint a fejlett növények. A tenyészedényes kísérletben a fejlett növények terméshozamában és minőségében is különbséget találtunk a szennyezett és szennyezetlen talajok között.

### Kockázatbecslés

A kérdőíves felmérés alapján megállapított helyspecifikus adatok az alábbiak voltak: A területen élő lakosok átlagos testtömege 80,07 kg volt férfiaknál és 73,66 kg nőknél. Az átlagos családméret 2,8 fő volt. A fejenként elfogyasztott zöldség mennyisége paradicsomból 7,68 kg, tökből 6,21 kg, babból 2,74 kg, hagymából 2,44 kg, sárgarépából 2,15 kg, sóskából 1,32 kg volt. A faluban töltött idő 358 nap volt évente.

A kockázatbecslést alapértelmezett adatokkal és helyspecifikus adatokkal egyaránt elvégeztük. Az előntött kiskertek esetében a kockázat értéke 0,928 volt alapértelmezett adatokkal és 0,327 helyspecifikus adatokkal. A nem előntött kiskertek esetében 0,556 alapértelmezett adatokkal és 0,092 helyspecifikus adatokkal.

Alapértelmezett adatok esetében a legnagyobb kockázatot az arzén jelentette, expozíciós utak alapján a helyben termesztett zöldségek elfogyasztása. Helyspecifikus paraméterekkel számolva a legnagyobb kockázat az ólomszennyezésből adódott, az expozíciós utak alapján szintén a helyben termesztett növények elfogyasztása jelentette a legnagyobb kockázatot. A különbség abból adódott, hogy alapértelmezett adatokkal számolva nem vettük figyelembe az arzén hozzáférhetőségét, még helyspecifikus adatokkal számolva, a mintákat magasabb szintről véve egyértelművé vált, hogy a területen nagy mennyiségben található arzén nem jelent veszélyt az ott élő lakosokra. A talajszemcsék lenyelése csak gyermekek esetében volt jelentős mindkét esetben. A kockázat értéke számottevően különbözött a két számítási módszerrel, de nem haladta meg az elfogadható értéket.



## KÖVETKEZTETÉSEK

Munkám során a Gyöngyösoroszi ércbánya által okozott toxikus fémszennyeződés egészségi kockázatát vizsgáltam a falu területén. A területen átfolyó Toka-patak által elöntött kiskertek fémtartalma szignifikánsan különbözött a nem elöntött kiskertekétől, az előbbieket fémtartalma –az ólom kivételével– meghaladta a szennyezettségi határértéket. Magas arzéntartalom minden vizsgálati helyen megfigyelhető volt, amely magyarázható a területre jellemző geológiai adottságokkal, a magasabb háttér-koncentrációval. A kiskertekben termesztett zöldségek arzéntartalma minden esetben a kimutatási határ alatt volt, mely mutatja, hogy az arzén a területen a növények számára nem hozzáférhető formában van jelen. A számolt biokoncentrációs faktor (BCF) értékek alacsonyak voltak, a szabadföldi vizsgálatban a leginkább akkumuláló zöldség a sóska volt, a legmobilisabb fém a kadmium és a cink.

A tenyészedényes kísérletben a legjobban akkumuláló növények fémfelvételét vizsgáltam egy szennyezetlen és egy meddőanyaggal mesterségesen szennyezett talajon. A mesterséges szennyezés az arzén és ólom tartalmat emelte meg jelentősen, nem modellezte az elöntött területeket. A legmobilisabb fém ebben az esetben is a kadmium és a cink volt, a legjobban akkumuláló növény a sóska. A kísérletben számolt BCF értékek magasabbak voltak a területről származó mintákból számoltaknál. Ennek oka a mesterséges szennyezés pH-t csökkentő hatása illetve a fiatal hajtások vizsgálata volt.

Az egészségi kockázat számításánál alapértelmezett illetve helyspecifikus paraméterekkel végeztem számítást. A helyspecifikus értékeket kérdőívek segítségével határoztam meg, különös tekintettel a helyben termesztett zöldségek mennyiségére. A kockázat számítását ennek megfelelően általam módosított képlet segítségével végeztem. A kapott eredmények alapján a kiskertekben termesztett zöldségek fogyasztása illetve a talajszemcsék szervezetbe kerülése nem jelent kockázatot a területen élő populációra. A számítás alapján a legnagyobb veszélyt a talaj ólomtartalma jelenti, a legkockázatosabb expozíciós út a helyben termesztett zöldségek elfogyasztása.

Végkövetkeztetésként elmondható, hogy a talajok fémtartalmát alapul vevő kockázatszámítás nem veszi figyelembe a fémek hozzáférhetőségét és az alapértelmezett paraméterek használata túlértékeli a kockázatot a helyspecifikus paraméterekkel szemben. Ezek automatikus használata a kockázat értékelésekor nem javasolt.

## PUBLIKÁCIÓK

### Az értekezés alapjául szolgáló cikkek

1. **Sipter E**, Rózsa E, Gruiz K, Tátrai E, Morvai V. (2008) Site-specific risk assessment in contaminated vegetable gardens  
Chemosphere 71:1301-1307. IF: 2,442
2. **Sipter E**, Auerbach R, Gruiz K, Máthé-Gáspár G. (2008) Change of bioaccumulation of toxic metals in vegetable  
Commun Soil Sci Plan (accepted article). IF: 0,302
3. Máthé-Gáspár G, **Sipter E**, Szili-Kovacs T, Takács T, Máthé P, Anton A. (2008) Environmental impact of soil pollution with toxic element from the lead and zinc mine at Gyöngyösoroszi (Hungary)  
Commun Soil Sci Plan (accepted article). IF: 0,302
4. Máthé P, Máthé-Gáspár G, Szili-Kovács T, **Sipter E**, Anton A. (2007) Changes in the parts of the rhizosphere phosphorus cycle influencing by heavy metal contamination  
Cereal Res Commun 35:761-764. IF: 1,037

### Kongresszusi absztraktok

1. **Sipter E**, Auerbach R, Gruiz K. (2005). Ecotoxicological testing and risk assessment of a heavy metal contaminated site, Toxicol Lett 158, S1:253–254. IF: 2,43  
42<sup>nd</sup> Congress of the European Societies of Toxicology, Krakko, Lengyelország
2. **Sipter E**, Auerbach R, Gruiz K, Mathe-Gaspar G. (2005) Bioaccumulation of toxic metals in vegetable species: A pot experiment  
ConSoil 2005, Bourdeux, Franciaország
3. **Sipter E**, Menczel I, Gruiz K. (2003) Methods for the site specific human health risk assessment of toxic metals containing cultivated plants  
ConSoil 2003, Gent, Belgium
4. **Sipter E**, Menczel I, Gruiz K. (2002) Human health risk assessment in a heavy metal polluted site  
20<sup>th</sup> European Conference of the Society for Environmental Geochemistry and Health, Debrecen

5. **Sipter E**, Menczel I, Ferwagner A, Gruiz K. (2002) Natural processes in a toxic metal polluted site as potential risk source  
European Conference on Natural Attenuation, Heidelberg, Németország
6. **Sipter E**, Menczel I, Gruiz K. (2002) Egészségkockázat felmérésének lehetőségei toxikus fémekkel szennyezett területen  
Országos Környezetvédelmi Konferencia és Szakkiállítás, Siófok
7. Gruiz K, Horváth B, Molnár M, **Sipter E**. (2000) When the chemical time bomb explodes  
ConSoil 2000, Lipcse, Németország
8. **Sipter E**. (2000) Toxikus fémekkel szennyezett üledék környezeti kockázata  
Magyar Kémikusok Egyesülete XXIII. Kémiai Előadói Napok, Szeged