

## Nehézfémek eredetének elkülönítése városi kerti talajokban, Szeged példáján

SZOLNOKI Zsuzsanna és FARSANG Andrea

Szegedi Tudományegyetem, Természettudományi és Informatikai Kar,  
Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged

### Bevezetés

A tipikus városi szennyezőanyagoknak tekinthető nehézfémek nagy mennyiségben halmozódhatnak fel a városok talajában, ahol jelenlétükkel hosszú távon kell számolni perzisztens tulajdonságuk miatt. A városokban koncentráltan jelentkező gépjármű közlekedés, a háztartások fűtése, a háztartási és ipari hulladékok ellenőrizetlen körülmények közötti elhelyezése, valamint az ipari emisszió együttesen eredményezi a talajok nehézfém-tartalmának emelkedését (THORNTON, 1991; NORRA et al., 2001).

Az urbán talajok nehézfém-tartalmának vizsgálatával az 1960-as évek végén kezdtek el foglalkozni (PURVES, 1967; PURVES & MACKENZIE, 1969), amikor is nyilvánvalóvá vált, hogy ezek fémkoncentrációja nagyobb, mint a mezőgazdasági vagy a természetes talajoké. Felismerve azt, hogy a toxikus és potenciálisan toxikus nehézfémek – hosszú távú jelenlétük révén – a városi lakosság életminőségére negatív hatással lehetnek, e talajok nehézfém-szennyezettsége széles körben kutatóvá vált. Több szerző vizsgálta a nehézfémek és egyéb nyomelemek feldúsulását, térbeli eloszlását, mobilitását és talajbeli viselkedését világszerte, különböző méretű városokban (NORRA et al., 2001; MANTA et al., 2002; LI et al., 2004; BANAT et al., 2005; FARSANG & PUSKÁS, 2007; FARSANG & PUSKÁS, 2009; PLYASKINA & LADONIN, 2009; HORVÁTH et al., 2014; VINCE et al., 2014). A kutatások eredményei azt mutatják, hogy bár a nehézfém-szennyezettség mértéke városonként változik és függ a helyi körülményektől, az ólom (Pb), a cink (Zn) és a réz (Cu) azok a fémek, melyek csaknem minden városi talajban feldúsulnak.

Jóllehet a művelt kiskertek inkább a központi részekről távolabb, zömében a külső városrészekben helyezkednek el, ezek talajában gyakran mérhető emelkedett, esetleg határértéket meghaladó fémkoncentráció, amely kialakulásához a tipikus városi szennyező forrásokon (pl. ipari emisszió, gépjármű közlekedés) túl, e talajok művelése is hozzájárul (CHEN et al., 1997; FETZER et al., 1998; WUZHONG et al., 2004).

A hosszú időn keresztül alkalmazott növényvédő szerek, talajba kevert komposztok, a mű- és szerves trágyák és az egyéb talajjavító anyagok, valamint a szennyezett öntözővíz is a művelt talajok fémtartalmának emelkedését eredményezhetik (CSATHÓ, 1994; ALLOWAY, 1995, 2004; KÁDÁR, 1995; CHEN et al., 1997; KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2001).

A kiskertek talajába azonban nem csak terméskozó- és talajjavító anyagok kerülhetnek, hanem az építkezési törmelékektől kezdve a feltöltéshez használt különböző anyagokon keresztül, a háztartási- és konyhai hulladékokig, szinte minden bekerülhet (ALLOWAY, 2004). Ezek nem csak a talajok fémtartalmát növelhetik meg, de azok fizikai és kémiai tulajdonságait is nagymértékben átalakítják. Egy tanulmány szerint a németországi Saarbrücken városában vizsgált 180 kert mindösszesen 18%-a volt csak természetes talajú, míg a talajok közel 57%-a valamilyen feltöltésből származó anyag alakult ki. A kertek 25%-a természetes talajon képződött ugyan, de a hosszú távú mélyművelésnek, háztartási-, kerti hulladékok és komposztok talajba keverésének következtében ezek szerves anyagban gazdag felszíni szintje megvastagodott, szervesanyag-tartalmuk megnövekedett, és átlagos fémkoncentrációjuk is minden esetben magasabb volt, mint a régió mezőgazdasági talajainak átlagos fémtartalma (FETZER et al., 1998).

Mivel a geogén, azaz a talajképző kőzetek mállásából származó (litogén eredetű) és a talajképződési folyamatok során talajba kerülő (pedogén eredetű) fémtartalom mellett az antropogén eredetű fémhányad mára már szinte minden talajban jelen van kisebb vagy nagyobb – a városi talajokban kifejezetten nagyobb – mennyiségben, nagyon nehéz megbecsülni az egyes talajok természetes fémtartalmát, és így az antropogén szennyezés vagy terhelés mértékét. A városi kerti talajok esetében különösen nehéz a fémek eredetének eldöntése az esetleges szennyező-források sokfélesége és az e talajokat ért antropogén hatások, pl. művelés miatt. Ennek megállapításában lehetnek segítségünkre a sokféleképpen kalkulálható feldúsulási faktorok (Enrichment Factor, EF), melyek használata a talaj szennyezettségi vizsgálatokban az utóbbi években egyre inkább terjed (BLASER et al., 2000; FACCHINELLI et al., 2001; MANTA et al., 2002; STERCKEMAN et al., 2006; MASSAS et al., 2009).

A feldúsulási faktorokat gyakran úgy számolják, hogy a vizsgált talajban mérhető fémkoncentrációt elosztják a világ szennyezetlennek tekintett talajaiban mérhető fémkoncentrációk átlagértékével, vagy az adott geokémiai régió háttérkoncentrációjával (MANTA et al., 2002; MASSAS et al., 2009). A feldúsulási faktorok számításának egy másik módja, hogy a szennyezett feltalajban mérhető fémkoncentrációt a szennyezetlennek tekintett, és a litogén fémtartalmat tükröző, alsóbb „B” vagy a „C” szintben mérhető fémkoncentrációval osztják el (FACCHINELLI et al., 2001). Gyakran alkalmaznak olyan feldúsulási faktort is, amely nem a tényleges elemkoncentrációkat, hanem a kérdéses elem és egy referencia elem, melynek antropogén inputja elhanyagolható, arányát hasonlítja össze a feltalajban és a mélyebb talajrétegben, általában a „C” szintben (BLASER et al., 2000; REIMANN & DE CARITAT, 2005; STERCKEMAN et al., 2006; BOURENNANE et al., 2010).

A fentiekben részletezett feldúsulási faktorok közös jellemzője, hogy a mértékegység nélküli faktorok egynél nagyobb értéke a fém egyértelmű dúsulását jelzi a

vizsgált talajban, amit a talajképző folyamatok mellett az antropogén hozzájárulás is eredményezhet.

A feldúsulási faktorok mellett a nehézfémet-koncentrációk vertikális eloszlásának vizsgálatával is fontos információk szerezhetők a fémek eredetéről (litogén, pedogén, antropogén) és talajbeli viselkedéséről (SZABÓ, 2000). A döntően litogén eredetű fémek koncentrációi ugyanis a szelvényben lefelé haladva fokozatos növekedést mutatnak, míg a pedogén eredetű fémek vertikális eloszlása ehhez képest nagymértékben megváltozhat. Jelentős antropogén hozzájárulás abban az esetben feltételezhető, ha a felszíni szintben mért fémkoncentráció jelentősen nagyobb a szelvény alsóbb szintjeiben mérténél (SZABÓ, 2000). Mind a feldúsulási faktorok, mind pedig a fémkoncentrációk vertikális eloszlásvizsgálatának használhatóságát a városok esetében korlátozhatja az, hogy a természetes talajokkal ellentétben a városi talajszelvények – nagyfokú zavartságuk révén – nem feltétlenül mutatnak a kialakulásuknak megfelelő rétegzettséget, és nem szükségszerű az alapkőzettel való közvetlen kapcsolatuk sem. A fenti módszerek csupán önmagukban alkalmazva téves következtetésekhez vezethetnek, viszont körültekintően, és esetleg egyéb vizsgálatokkal kiegészítve (GIS, többváltozós statisztikai módszerek stb.) nagyon hasznosak lehetnek még a városi talajok antropogén eredetű fém-tartalmának elkülönítésére is.

A városi kerti talajok vizsgálatával 2010-ben kezdtünk el foglalkozni. Egyik célkitűzésünk – e sajátos talajok nehézfémet-terheltségének felmérése mellett – az volt, hogy a feldúsulási faktorok számítását, egy- és többváltozós statisztikai módszereket, valamint a fémkoncentrációk vertikális és horizontális eloszlásának vizsgálatát együttesen alkalmazva megkíséreljük elkülöníteni a kerti talajokban antropogén forrásokból dúsuló fémek körét és megadjuk ezek forrásait azért, hogy a városi környezetterhelés és a kertművelés kumulatív nehézfémet-szennyező hatásának mértéke megítélhető legyen.

Jelen tanulmányban a nehézfémetek vertikális eloszlásának vizsgálatával kapcsolatos eredményeinket mutatjuk be, valamint azt, hogy a feldúsulási faktorok – a fémek vertikális eloszlásának vizsgálatával kiegészítve – miként segítenek az egyes fémek eredetének (antropogén, litogén, pedogén) meghatározásában.

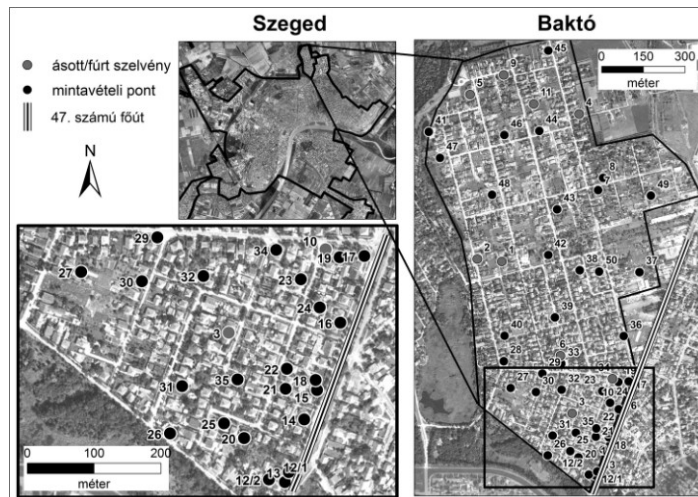
## Anyag és módszer

### *A vizsgált terület jellemzése*

A kerti talajok nehézfémet-terheltségének vizsgálatához Magyarország harmadik legnépesebb városát, Csongrád megye székhelyét, a 170 052 fő lakosú (KSH, 2012) Szegedet választottuk. Mintavételi területünk, a Szeged külvárosában elhelyezkedő Baktó városrész, jól reprezentálja a nehéziparral nem rendelkező, hasonló méretű magyar és európai városok művelt kerti talajait.

Baktó a város ÉK-i részén, a 18 679  $\text{Ej} \cdot \text{nap}^{-1}$  járműforgalmat bonyolító (SZMJVÖ, 2007), Hódmezővásárhelyre vezető 47. számú főút közvetlen közelében elhelyezkedő, közel 1  $\text{km}^2$  nagyságú terület, családi házakkal és kertekkel (1. ábra).

Az itt található telkeket az 1930-as évek elején kezdték el kiosztani. Kezdetben főként gyümölcsösöket telepítettek ide, majd a terület fokozatosan alakult át kertvárosi lakóövezetté, ahol sok családi ház kertjében máig is természetek zöldségeket, gyümölcsöket. A terület eredeti talaja réti csernozjom, amely azonban eltérő mértékben módosult a kertművelés és a helyi antropogén beavatkozások (pl. feltöltések) következtében (SZOLNOKI et al., 2011).



1. ábra

A vizsgált terület a mintavételi pontokkal

#### *Mintavételi és vizsgálati módszerek*

A mintavételezésre 2010-ben került sor, amikor is a terület összesen 50 családi házának 51 kertjéből (31 zöldséges kert, 9 gyümölcsös, 11 díszkert) gyűjtöttünk talajmintákat a lakók előzetes engedélyével. Minden vizsgált kertből gyűjtöttünk feltalaj átlagmintát és kontroll mintát is egységes módon a következőképpen; a fedetlen talajfelszínről 6–8 m<sup>2</sup>-es területről 10–12 részmintát gyűjtöttünk véletlenszerűen a talaj felső 0–10 cm mélységéből. A részmintákat jól összekeverve, azokból kb. 1 kg mennyiséget kivéve létrehoztuk a kertet reprezentáló átlagmintát. A kontroll minták pontminták, amelyeket a területegységek közepéről vettünk rozsdamentes kézi talajfűróval, 80–100 cm mélységből.

Az átlag és kontroll minták vétele mellett néhány kertben talajszelvény feltárássra és helyszíni vizsgálatára is sor került. A szelvények különböző szintjeiből gyűjtött talajminták laboratóriumi analízisét is elvégeztük, valamint e talajminták szolgálták a fémkoncentrációk vertikális eloszlásának vizsgálatához is. A talajmintákat laboratóriumi vizsgálatra előkészítettük (szárítás, porítás, 2 mm-es szitán való átérésztés), majd meghatároztuk talajtani alaptulajdonságaikat (desztillált vizes és KCl-os pH, Arany-féle kötöttségi szám, karbonáttartalom, szervesanyag-tartalom és összesség-tartalom; MSZ 08-0205:1978; MSZ 21470-52:1983; MSZ 08-0206-

2:1978). Az „összes” fémtartalom meghatározásához a mintákat királyvízzel tártuk fel (MSZ 21470-50:2006) zárt rendszerű, mikrohullámú feltáróban, majd a nikkelt (Ni), kobalt- (Co), króm- (Cr), kadmium- (Cd), cink- (Zn), ólom- (Pb) és réz- (Cu) illetve az arzén- (As), valamint referencia elemként a titán-tartalmat (Ti) induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrofotométerrel (ICP-OES; Perkin Elmer ICP-OES Optima 7000 DV ) mértük.

#### *A feldúsulási faktorok számítása*

A vizsgált elemek feltalajban való dúsulásának mértékét feldúsulási faktorok (EF) számításával becsültük meg. Vizsgálataink során kétféle feldúsulási faktort alkalmaztunk. Az egyik a „feltalajra vonatkozó feldúsulási faktor” (*Top Enrichment Factor*; TEF) (FACCHINELLI et al., 2001), mely a feltalajban és a kontroll mintában mérhető fémkoncentrációk aránya. Az általunk alkalmazott másik feldúsulási faktor az úgynevezett „talajtani feldúsulási faktor” (*Enrichment Factor Pedologic*; EFP) (STERCKEMAN et al., 2006), mely a tényleges elemkoncentrációk helyett a vizsgált elem és az alkalmasan megválasztott referencia elem arányát mutatja a feltalajban az alapközethez képest. Referencia elemnek a titánt választottuk, amely gyakori közetalkotó elem, ásványai a talajban nehezen mállanak, így a talaj konzervatív elemének számít (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 2001). A fenti faktorokat a következő módon számítottuk:

$$TEF = \frac{[E]_{SH}}{[E]_{RH}}; \quad EFP_{Ti} = \frac{[E]_{SH} / [Ti]_{SH}}{[E]_{RH} / [Ti]_{RH}}$$

ahol:  $E$  a vizsgált elem koncentrációja ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) a felszíni (SH) szintben (0–10 cm) és a referencia (RH) szintben (80–100 cm) ugyan azon a mintavételi helyen.

Ha a feldúsulási faktorok értéke egy körüli vagy az alatti, akkor a kérdéses fém nem dúsul a feltalajban, ha értéke egynél nagyobb, akkor a fém feldúsul, aminek egyrészt a talajképződési folyamatok, másrészt az antropogén hozzájárulás lehet az oka. A természetes, pedogenetikus feldúsulás általában nem eredményez kettőnél nagyobb értéket, így ennél nagyobb feldúsulási faktor érték esetén jelentős antropogén hozzájárulás feltételezhető a felszíni szintben (FACCHINELLI et al., 2001).

#### *A fémkoncentrációk vertikális eloszlásának, valamint azok talajtulajdonságokkal való kapcsolatának vizsgálata*

A fémkoncentrációk vertikális eloszlásának vizsgálatához azokat a kerti példaszelvényeket választottuk ki a feltárt kerti szelvények közül, amelyekben jelentősebb antropogén beavatkozás (pl. feltöltés) nem volt – e szelvényeket csak mérsékelt antropogén hatások érték a művelés által. A fémkoncentrációk mellett a vizsgált talajtulajdonságok vertikális eloszlását is tanulmányoztuk.

Az egyes fémkoncentrációk és a vizsgált talajtulajdonságok közötti kapcsolatot korreláció analízissel tártuk fel, mivel feltételeztük, hogy a fémek vertikális eloszlásának alakításában egyes talajtulajdonságok jelentős szerepet játszanak.

## Eredmények

### *A kerti talajok fémterheltsége, feldúsulási faktorok*

A szegedi külvárosi kertek feltalajában (0–10 cm) mért fémkoncentrációkat összehasonlítva a „B” szennyezettségi határértékekkel (6/2009 (IV.14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet) megállapítottuk, hogy a vizsgált kertek 18%-a tekinthető valamilyen fémrel (elsősorban rézzel) kifejezetten szennyezettnek. A vizsgált kertek közül kilenc feltalajában mértünk a szennyezettségi határértéket meghaladó fémkoncentrációkat (1. táblázat).

Az arzén koncentrációja egy, a kadmiumé kettő, a réz koncentrációja pedig hét kertben lépte túl a vonatkozó szennyezettségi határértéket, míg a többi vizsgált fém esetében nem mértünk határérték feletti koncentrációt.

A kétféle módon számított feldúsulási faktor (TEF és EFP) eredményei viszont azt mutatják, hogy a vizsgált kertek feltalajában több fém is jelentős mértékben feldúsul. (A faktorok fémenként statisztikailag teljesen megegyeznek; SZOLNOKI et al., 2013).

#### *1. táblázat*

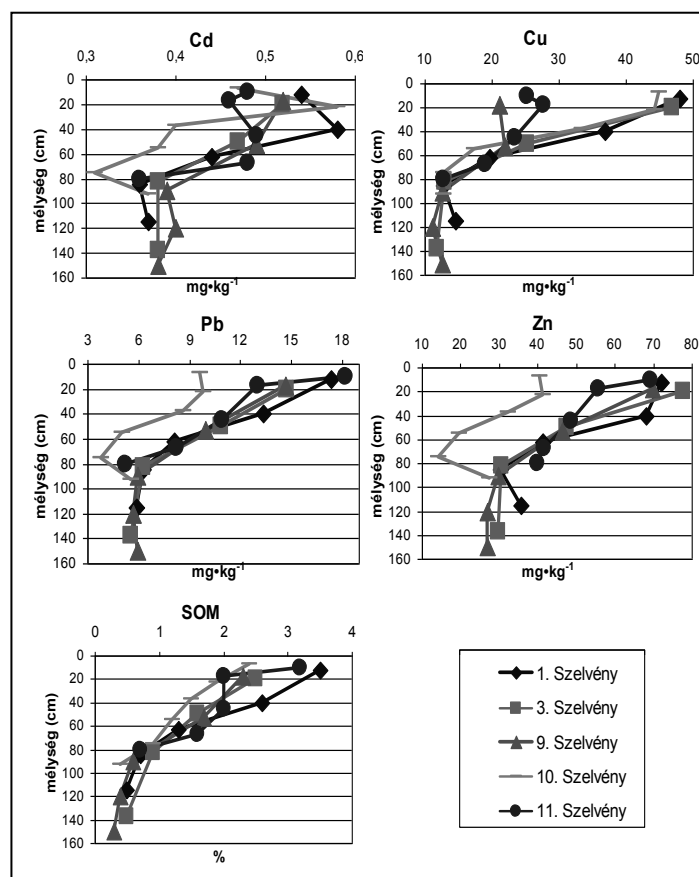
A szegedi kertek feltalajában (0–10 cm) mért fémkoncentrációk, valamint a feltalajra vonatkozó feldúsulási faktor (TEF) és a talajtani feldúsulási faktor (EFP) értékek statisztikai jellemzői (N = 51)

| (1)<br>Paraméter                                 | (2)<br>Statisztikai jellemző | As   | Zn    | Cd  | Pb   | Ni   | Co   | Cr   | Cu    |
|--|------------------------------|------|-------|-----|------|------|------|------|-------|
| (a) Mért koncentráció (mg·kg <sup>-1</sup> )     | (d) átlag                    | 7,2  | 80,2  | 0,6 | 15,7 | 22,6 | 6,1  | 31,3 | 59,0  |
|  | (e) medián                   | 6,7  | 74,0  | 0,5 | 13,8 | 22,5 | 5,7  | 30,8 | 42,9  |
|  | minimum                      | 3,1  | 32,8  | 0,3 | 5,1  | 10,0 | 2,4  | 14,1 | 18,5  |
|  | maximum                      | 15,9 | 198,7 | 2,9 | 60,9 | 35,6 | 12,3 | 54,0 | 579,8 |
| (b) „B” határérték (mg·kg <sup>-1</sup> )        |                              | 15   | 200   | 1   | 100  | 40   | 30   | 75   | 75    |
| (c) „B” határértéket meghaladó minták száma (db) |                              | 1    | 0     | 2   | 0    | 0    | 0    | 0    | 7     |
| TEF (-)  | (d) átlag                    | 0,9  | 2,7   | 1,4 | 2,5  | 1,0  | 0,9  | 1,1  | 4,2   |
|  | (e) medián                   | 0,8  | 2,6   | 1,3 | 2,3  | 0,9  | 1,0  | 1,1  | 3,3   |
|  | minimum                      | 0,4  | 1,1   | 0,8 | 0,5  | 0,4  | 0,4  | 0,5  | 0,8   |
|  | maximum                      | 1,8  | 7,3   | 4,8 | 5,3  | 1,5  | 1,4  | 1,7  | 29,0  |
| EFP (-)  | (d) átlag                    | 0,9  | 2,7   | 1,5 | 2,5  | 1,0  | 1,0  | 1,1  | 4,2   |
|  | (e) medián                   | 0,8  | 2,7   | 1,4 | 2,5  | 1,0  | 1,0  | 1,0  | 3,3   |
|  | minimum                      | 0,4  | 1,1   | 0,6 | 0,6  | 0,5  | 0,4  | 0,6  | 0,8   |
|  | maximum                      | 1,9  | 6,6   | 4,8 | 5,4  | 1,7  | 1,4  | 2,0  | 29,9  |

A vizsgált kerti talajokban a réz feldúsulási faktor értéke a legnagyobb ( $TEF_{\text{átlag}}$  és  $EFP_{\text{átlag}} = 4,2$ ), ezt követi a cink ( $TEF_{\text{átlag}}$  és  $EFP_{\text{átlag}} = 2,7$ ) és az ólom ( $TEF_{\text{átlag}}$  és  $EFP_{\text{átlag}} = 2,5$ ), de a kadmium is mutat mérsékelt feldúsulást ( $TEF_{\text{átlag}} = 1,4$ ;  $EFP_{\text{átlag}} = 1,5$ ). Az As, a Ni, a Co és a Cr átlagos feldúsulási faktor értékei viszont egy körül alakulnak ( $TEF_{\text{átlag}}$  és  $EFP_{\text{átlag}} \sim 1$ ) és egyik kertben sem haladják meg a – már antropogén hozzájárulást jelző, kétszeres feldúsulást (1. táblázat).

#### A fémkoncentrációk vertikális eloszlása a kerti talajokban

Jelentős különbségek mutatkoznak a vizsgált fémek vertikális eloszlásában. Néhány fém maximális koncentrációja a felszíni szintben mérhető, és a szelvényben lefele haladva koncentrációjuk nagyjából exponenciálisan csökken. Ilyen fém az Pb, a Zn és a Cu (2. ábra).

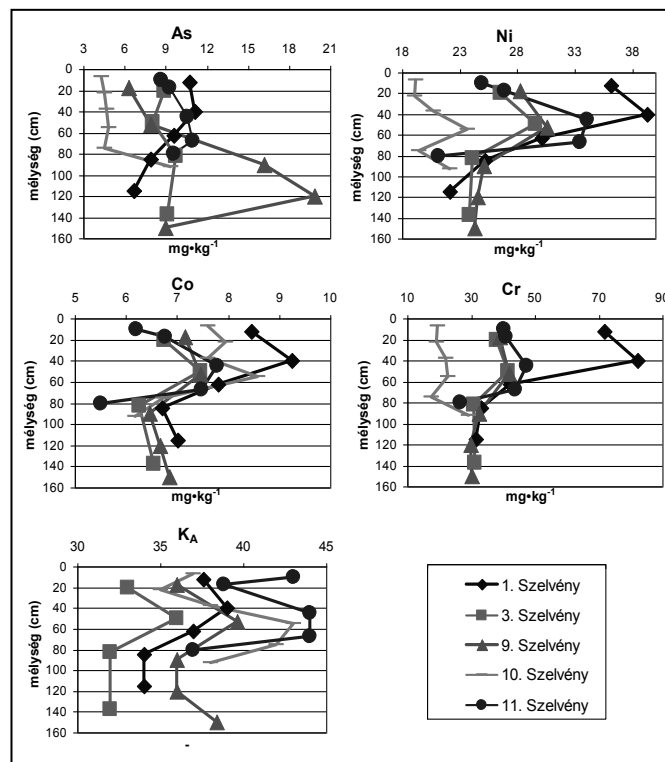


2. ábra

A Cd-, Cu-, Pb- és Zn-koncentrációk, valamint a talaj szerves anyagának (SOM) vertikális eloszlása a vizsgált kerti talajszelvényekben

Kivétel nélkül a szelvények „A<sub>1</sub>” szintjében (nagyjából 0–35 cm) mértük a legnagyobb ólomtartalmat (9–18 mg·kg<sup>-1</sup>). Az Pb koncentrációja a szelvények „A<sub>2</sub>” szintjében (nagyjából 35–60 cm) már jelentős csökkenést mutat (5–13 mg·kg<sup>-1</sup>), majd a szelvények „B” szintjében (nagyjából 60–85 cm) tovább csökken és a „C” szintet (> 85 cm) elérve minden szelvényben 6 mg·kg<sup>-1</sup> körüli értéken állandósul (2. ábra).

A Zn-koncentrációk szelvénybeli eloszlása az óloméhoz nagyon hasonló tendenciájú. Koncentrációja az „A<sub>1</sub>” szintben mérhető maximális értékhez képest (átlag = 61 mg·kg<sup>-1</sup>) a „C” szintben közel felére csökken (átlag = 31 mg·kg<sup>-1</sup>). A réz-koncentrációk is a mélységgel csökkennek. A csökkenés mértéke azokban a szelvényekben (1., 3. és 10. szelvény) a legjelentősebb, amelyekben a legfelső talajsínt Cu-koncentrációja a szennyezetlen talajokra jellemző „A” háttérkoncentrációt (30 mg·kg<sup>-1</sup>) (10/2000 (VI. 2.) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet) nagymértékben meghaladja (2. ábra). Ez arra enged következtetni, hogy e szelvények felszíni szintjében mérhető Cu-koncentrációk kialakulásában valamilyen antropogén forrás is szerepet játszhatott.



3. ábra

Az As-, Ni-, Co- és Cr-koncentrációk, valamint az Arany-féle kötöttségi szám ( $K_A$ ) vertikális eloszlása a vizsgált kerti talajszelvényekben



A Ni, a Cr és a Co esetében a fémkoncentrációk maximuma nem a felszínen, hanem a felszín alatt, az „A<sub>2</sub>” szintben jelentkeznek, majd a „B” és „C” szintben a koncentrációk ismét csökkennek, azonban a felszíni szintben mérhető fémkoncentrációk nem haladják meg jelentős mértékben a „C” szintben mérhetőket (3. ábra). Kivétel ez utóbbi alól az 1. szelvény, mely „A” szintjében a Ni- és a Cr-koncentrációk is nagyon nagyok. A Ni-tartalom e szelvény „A<sub>2</sub>” szintjében megközelíti (39 mg·kg<sup>-1</sup>), míg a Cr túl is lépi (82 mg·kg<sup>-1</sup>) a vonatkozó „B” szennyezettségi határértéket (Ni esetében 40 mg·kg<sup>-1</sup> és Cr esetében 75 mg·kg<sup>-1</sup>).

A Cd-koncentrációk vertikális eloszlása szelvényenként eltér. Vannak szelvények (3. és 9. szelvény), melyekben e fém koncentrációja a mélységgel nagyjából exponenciálisan csökken, csakúgy, mint az Pb, Zn és Cu esetében, míg vannak szelvények (1. és 11. szelvény), melyekben a Cd-koncentrációk eloszlása inkább a Ni, a Co és a Cr vertikális eloszlásához hasonló, azaz a maximum koncentrációk az „A<sub>2</sub>” szintben jelentkeznek (2. ábra).

Az As-koncentrációk vertikális eloszlása viszont semelyik másik féméhez sem hasonlítható és szelvényenként is eltérő. Az 1. szelvényben e félfém koncentrációja a mélységgel kis mértékben csökken, a 3. és 11. szelvényben a mélységgel nem változik, míg a 9. és 10. szelvényben az As-koncentrációk maximuma a „C” szintben mérhető (3. ábra).

Az Pb-, Zn- és Cu-koncentrációk vertikális eloszlása nagyon hasonlít a vizsgált szelvények szervesanyag-tartalmának (SOM) eloszlásához (2. ábra).

#### 2. táblázat

Lineáris (Pearson-féle) korrelációs együtthatók a kerti talajszelvények szintjeiben mért fémkoncentrációk és talajtulajdonságok között (N = 25)

|                      | As    | Zn           | Cd           | Pb           | Ni          | Co           | Cr          | Cu           | <sup>(2)</sup><br>K <sub>A</sub> | pH<br>(H <sub>2</sub> O) | SOM          |
|----------------------|-------|--------------|--------------|--------------|-------------|--------------|-------------|--------------|----------------------------------|--------------------------|--------------|
| As                   | 1     | -            | -            | -            | -           | -            | -           | -            | -                                | -                        | -            |
| Zn                   | 0,04  | 1            | -            | -            | -           | -            | -           | -            | -                                | -                        | -            |
| Cd                   | -0,02 | <b>0,81</b>  | 1            | -            | -           | -            | -           | -            | -                                | -                        | -            |
| Pb                   | -0,04 | <b>0,94</b>  | <b>0,81</b>  | 1            | -           | -            | -           | -            | -                                | -                        | -            |
| Ni                   | 0,37  | <b>0,58</b>  | <b>0,58</b>  | <b>0,52</b>  | 1           | -            | -           | -            | -                                | -                        | -            |
| Co                   | -0,20 | 0,25         | <b>0,59</b>  | 0,31         | <b>0,55</b> | 1            | -           | -            | -                                | -                        | -            |
| Cr                   | 0,35  | <b>0,68</b>  | <b>0,61</b>  | <b>0,62</b>  | <b>0,93</b> | 0,50         | 1           | -            | -                                | -                        | -            |
| Cu                   | -0,29 | <b>0,66</b>  | <b>0,78</b>  | <b>0,70</b>  | 0,23        | <b>0,55</b>  | 0,34        | 1            | -                                | -                        | -            |
| K <sub>A</sub>       | -0,08 | 0,01         | 0,10         | 0,14         | 0,28        | 0,30         | 0,16        | -0,02        | 1                                | -                        | -            |
| pH(H <sub>2</sub> O) | 0,43  | <b>-0,61</b> | <b>-0,71</b> | <b>-0,74</b> | -0,33       | <b>-0,59</b> | -0,38       | <b>-0,79</b> | -0,34                            | 1                        | -            |
| SOM                  | -0,20 | <b>0,85</b>  | <b>0,82</b>  | <b>0,93</b>  | 0,49        | 0,49         | <b>0,56</b> | <b>0,81</b>  | 0,28                             | <b>-0,87</b>             | 1            |
| CaCO <sub>3</sub>    | 0,31  | <b>-0,65</b> | <b>-0,76</b> | <b>-0,77</b> | -0,41       | <b>-0,63</b> | -0,37       | <b>-0,72</b> | -0,36                            | <b>0,85</b>              | <b>-0,83</b> |

Megjegyzés: a szignifikáns (p < 0,01) kapcsolat félkövérrel kiemelve

Ezen fémek koncentrációja nagyon erősen korrelál ( $r > 0,8$ ;  $p < 0,01$ ) a szelvények szintjeiben mért szervesanyag-tartalommal (2. táblázat). Ez – több kutató eredményeivel összhangban (SZALAI, 1998; SZABÓ, 2000; SZEGEDI, 2007) – arra utal, hogy e fémek megkötésében a talajok humuszanyaga döntő szerepet játszik.

Habár szignifikáns korrelációs kapcsolat (az összes szelvényt együttesen tekintve) nem mutatható ki az Arany-féle kötöttségi szám és a Ni-, Cr- és Co-koncentrációk között (2. táblázat), vertikális eloszlásuk azonban nagyon hasonló az Arany-féle kötöttségi szám vertikális profiljához (3. ábra).

A talaj finom részecskéinek mennyiségével arányos Arany-féle kötöttségi szám maximum értékei ugyanis, hasonlóan a Ni-, Cr- és Co-koncentrációkhoz, a szelvények „A<sub>2</sub>” szintjében mérhetők, így e fémek vertikális eloszlását a talaj agyagásvány-tartalma módosítja. Annak ellenére, hogy a Cd-koncentrációk vertikális profilja nem egyforma minden szelvényben, a Cd nagyon erős ( $r = 0,82$ ) és szignifikáns ( $p < 0,01$ ) pozitív korrelációt mutat a talajszelvények szervesanyag-tartalmával, így e fém megkötésében is szerepet játszanak a szerves talajkolloidok.

Az As-koncentrációk vertikális eloszlására viszont látszólag egyetlen vizsgált talajtulajdonság sincsen hatással, hiszen e félfém sem a vizsgált talajtulajdonságokkal, sem pedig a többi fémmel nem mutat szignifikáns korrelációt a szelvények mentén (2. táblázat).

### Eredmények értékelése, következtetések

A vertikális eloszlás alapján egyetlen vizsgált fém sem rendelkezik a litogén eredetű fémekre jellemző, a felszíntől a talajképző közet felé fokozatosan növekvő koncentrációprofilal, így egyik fém sem tekinthető kizárólag litogén eredetűnek a kerti talajokban. A legtöbb elem vertikális eloszlását a talajképződési folyamatok módosították, és így azok a talajtulajdonságok által nagymértékben kontrollált pedogén fémekké alakultak. Az Pb, a Zn, a Cu és a Cd vertikális eloszlásában a talaj szervesanyag-tartalma jelentős szerepet játszik, míg a Ni, a Cr és a Co vertikális eloszlásának módosításában az ásványi kolloidok szerepe emelhető ki.

A geogén (litogén és pedogén) eredeten felüli antropogén hozzájárulás a Ni, a Cr, a Co, és az As esetében nem valószínűsíthető, mivel e fémek feltalajbeli koncentrációja jelentősen nem haladja meg a talaj alsóbb szintjeiben mérhető koncentrációkat.

A feldúsulási faktorok (EF) eredményei is egyértelműen azt mutatják, hogy ezen elemek a kerti talajokban nem dúsulnak antropogén forrásból, hiszen e fémek esetében a feldúsulási faktor értékek egy körül alakulnak, és a maximum TEF és EFP értékek is kettő alatt maradnak. E fémek közül csak az As maximális feldúsulási faktor értéke közelíti meg a kettőt ( $TEF_{max} = 1,8$ ;  $EFP_{max} = 1,9$ ), abban a kertben, melynek feltalajában (0–10 cm) egyébként az As-koncentráció kis mértékben ugyan, de túllépi a „B” szennyezettségi határértéket is. E kertben az As feldúsulásáért tehát valamilyen antropogén forrás a felelős.

A kerti szelvények szintjeiben mért koncentrációk vertikális eloszlása alapján nem lehet kizárni az antropogén hozzájárulás lehetőségét az Pb, a Zn, a Cu és a Cd

elemek esetében, mely fémek feltalajbéli mennyisége egyes szelvényekben az alapkőzet koncentrációjának többszörösét is eléri.

Igaz, hogy ezen elemek vertikális eloszlását a talaj szervesanyag-tartalma módosítja, ami részben magyarázza e fémek feltalajbéli dúsulását és egyúttal az egynél nagyobb feldúsulási faktor (EF) értékeket is. E fémek esetében azonban a talajképző kőzetből felszabaduló nehézfém-tartalomhoz hasonlóan az antropogén forrásokból a talajra, vagy közvetlenül a talajba került fémhányad is a szerves anyagokon kötődik meg. A művelés alatt álló kerti talajok esetében eleve már a szerves anyagokhoz kötődve (például a szervesstrágyák talajba keverésével) is a talajba kerülhetett. E fémek közül a Cu, az Pb, és a Zn átlagos feldúsulási faktor értéke is nagyobb kettőnél ( $TEF_{\text{átlag}}$  és  $EFP_{\text{átlag}} > 2$ ), ami viszont már antropogén hozzájárulásra enged következtetni.

A legnagyobb feldúsulási faktor értékeket a Cu esetében kaptuk ( $TEF_{\text{átlag}}$  és  $EFP_{\text{átlag}} = 4,2$ ). A Cu-koncentrációja számos kertben a szennyezettségi határértéket is meghaladta, így e fém részben antropogén dúsulása a kerti feltalajokban nem kérdéses. A bemutatott szelvényekben mért rézkoncentrációk vertikális eloszlása is jól mutatja ezt. A réz koncentrációjának csökkenése a felszíntől lefele haladva azokban a szelvényekben a legnagyobb mértékű, amelyek felszíni szintjében az „A” háttér értéket meghaladó koncentrációk mérhetők (1., 3. és 10. szelvény) (2. ábra) és amely kertek hasznosítási típusa gyümölcsös (1. szelvény) és zöldséges kert (3. és 10. szelvény). Igaz, e kertek egyike sem tekinthető rézzel szennyezettnek, de ez nem jelenti azt, hogy ezek feltalajában mérhető (és kissé emelkedett) koncentrációk kialakulásában antropogén hozzájárulás ne játszott volna szerepet. Ezt igazolja az a korábbi megállapításunk is, miszerint a vizsgált gyümölcsös- és zöldségeskertek feltalajában mérhető rézkoncentrációk szignifikánsan nagyobbak a díszkertekben mért rézkoncentrációknál. A többlet réz antropogén forrása e kerti talajok esetében a réz-tartalmú növényvédő szerek alkalmazása lehet (SZOLNOKI et al., 2013).

Annak ellenére, hogy a vizsgált kertek egyike sem tekinthető cinkkel illetve ólommal kifejezetten szennyezettnek (egyik kertben sem mértünk a „B” szennyezettségi határértéket meghaladó koncentrációkat), a Zn feldúsulási faktor értékei a vizsgált kertek közel 73%-ában, míg az Pb feldúsulási faktor értékei a kertek közel 70%-ában nagyobb az antropogén hozzájárulást jelző kettes értéknél. Ez a körülmény csaknem az egész vizsgált területre kiterjedő, kismértékű antropogén terhelésre utal. A mért fémkoncentrációk és a számított feldúsulási faktorok térbeli eloszlásának vizsgálatával korábban sikerült rámutatnunk arra, hogy a többlet Pb és Zn jelentős hányada e kertek esetében a mintavételi terület mellett elhaladó 47. számú főúton zajló jelentős gépjármű közlekedésből származik (SZOLNOKI et al., 2013), mely antropogén fémhányad a talaj szerves anyagaihoz kötődve a talaj felső rétegében felhalmozódik, így a fémkoncentrációk közel exponenciális csökkenését eredményezve a szelvények mentén.

A cinkkel és az ólommal ellentétben a Cd csak néhány kertben dúsul antropogén forrásból, hiszen a természetes, pedogenetikus dúsulásnál nagyobb mértékű feldúsulás csak néhány kertben tapasztalható. A Cd-koncentrációja viszont egy-egy kertben – feltehetően antropogén pontforrásokból – a szennyezettségi határértéket is meghaladja.

## Összefoglalás

A városi kertek talajai, a tipikus városi szennyező forrásokon (léggöri ülepedés, közlekedés fémterhelő hatása, háztartások fűtése stb.) túl, művelésükből kifolyólag is szennyeződhetnek a toxikus és potenciálisan toxikus nehézfémekkel, így nagy kihívást jelent az ezekben a talajokban mérhető fémtartalom eredetének (litogén, pedogén, antropogén) meghatározása, egyrészt a lehetséges szennyező-források sokfélesége, másrészt az e talajokat érő antropogén hatások miatt.

Kutatásunk során a városi környezetterhelés és a kertművelés kumulatív nehézfém-szennyező hatását vizsgáltuk Szeged példáján. A külvárosi kerti talajok nehézfém-terheltségének felmérése mellett fő célunk volt, hogy különböző módszereket együttesen alkalmazva elkülönítsük a kerti talajokban antropogén forrásból feldúsuló fémek körét. Jelen tanulmányban azt mutatjuk be, hogy az általunk alkalmazott feldúsulási faktorok, a fémkoncentrációk vertikális eloszlásának vizsgálatával kiegészítve miként segítik az egyes elemek eredetének (litogén, pedogén, antropogén) meghatározását.

A kertekben feltárt talajszelvényekben mért nehézfém-koncentrációk vertikális eloszlása alapján elmondható, hogy a vizsgált elemek egyike sem tekinthető kizárólag litogén eredetűnek a kerti talajokban, ezek eloszlásának kialakításában ugyanis bizonyos talajtulajdonságok jelentős szerepet játszanak.

Az Pb-, Zn-, Cu- és Cd-koncentrációk vertikális eloszlását a talaj szervesanyag-tartalma, míg a Ni-, Cr- és Co-koncentrációkét a talaj ásványi kolloid-tartalma módosította. A referencia szint, valamint a referencia elem (Ti) segítségével számolt feldúsulási faktorok (EF) alapján az As, a Ni, a Co és a Cr a kertek feltalajában nem dúsultak (EF ~ 1), ezen elemek feltalajban mérhető koncentrációjának kialakításában csak a litogén háttér és a pedogén folyamatok játszanak szerepet. A Cu (EF ~ 4,2), a Zn (EF ~ 2,7) és a Pb (EF ~ 2,5) viszont a kertek feltalajában jelentős mértékben dúsul, mely feldúsulásért a természetes, pedogenetikus folyamatok mellett csaknem minden kertben már az antropogén hozzájárulás is felelőssé tehető, míg a Cd antropogén dúsulása csupán néhány kertre korlátozódik.

**Kulcsszavak:** városi kerti talajok, nehézfémek, feldúsulási faktor, vertikális eloszlás, antropogén fémterhelés

## Irodalom

- ALLOWAY, B. J., 1995. The origin of heavy metals in soils. In: *Heavy Metals in Soils*. 2<sup>nd</sup> Edition (Ed.: ALLOWAY, B. J.) 38–57. Blackie Academic and Professional. London.
- ALLOWAY, B. J., 2004. Contamination of soils in domestic gardens and allotments: a brief overview. *Land Contamination and Reclamation*. **12**. 179–187.
- BANAT, K. M., HOWARI, F. M. & AL-HAMID, A. A., 2005. Heavy metals in urban soils of central Jordan: Should we worry about their environmental risks? *Environmental Research*. **97**. 258–273.

- BLASER, P., ZIMMERMANN, S., LUSTER, J. & SHOTYK, W., 2000. Critical examination of trace element enrichments and depletions in soils: As, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn in Swiss forest soils. *The Science of the Total Environment*. **249**. 257–280.
- BOURENNANE, H., DOUAY, F., STERCKEMAN, T., VILLANNEAU, E., CIESIELSKI, H., KING, D. & BAIZE, D., 2010. Mapping of anthropogenic trace elements inputs in agricultural topsoils from Northern France using enrichment factors. *Geoderma*. **157**. 165–174.
- CHEN, T. B., WONG, J. W., ZHOU, H. Y. & WONG, M. H., 1997. Assessment of trace metal distribution and contamination in surface soils of Hong Kong. *Environmental Pollution*. **96**. 61–68.
- CSATHÓ P., 1994. A környezet nehézfém szennyezettsége és az agrártermelés. Tematikus szakirodalmi szemle. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézet. Budapest.
- FACCHINELLI, A., SACCHI, E. & MALLEEN, L., 2001. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. *Environmental Pollution*. **114**. 313–324.
- FARSANG A. & PUSKÁS I., 2007. Városi és ipari területek talajai: Talajok nehézfém tartalmának vizsgálata háttérszennyezettség kimutatására Szegeden. In: *Földrajzi Tanulmányok Vol. 1. Városökológia.* (Szerk: MEZŐSI, G.) 99–117. JATEPress. Szeged.
- FARSANG A. & PUSKÁS I., 2009. A talajok sajátosságai a városi ökoszisztémában – Szeged talajainak átfogó elemzése. *Földrajzi Közlemények*. **133**. 397–409.
- FETZER, K. D., ENRIGHT E., GRENZIUS, R., KUBINIOK, J., SCHWARTZ, C. & MOREL, J-L., 1998. Garden soils in South-Western Germany (Saarland) and North-Eastern France (Lorraine). 16<sup>th</sup> World Congress of Soil Science, Montpellier (France), 20–26 August 1998, CD Rom, Symposium 28.
- HORVÁTH, A., SZÜCS., P. & BIDLÓ, A. 2014. Soil condition and pollution in urban soils: evaluation of the soil quality in a Hungarian town. *Journal of Soils and Sediments*. DOI 10.1007/s11368-014-0991-4
- KABATA-PENDIAS, A. & PENDIAS, H., 2001. *Trace Elements in Soils and Plants*. 3<sup>rd</sup> ed. CRC Press. Boca Raton.
- KÁDÁR I., 1995. A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződés kémiai elemekkel Magyarországon. Környezet- és természetvédelmi kutatások. Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium, MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézet. Budapest.
- KSH, 2012. Magyarország közigazgatási helynévkönyve 2012. január 1. Központi Statisztikai Hivatal. Budapest.
- LI, X., LEE, S., WONG, S., SHI, W. & THORNTON, I., 2004. The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach. *Environmental Pollution*. **129**. 113–124.
- MANTA, D.S., ANGELONE, M., BELLANCA, A., NERI, R. & SPROVIERI, M., 2002. Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. *The Science of the Total Environment*. **300**. 229–243.
- MASSAS, I., EHALIOTIS, C., GERONTIDIS, S. & SARRIS, E., 2009. Elevated heavy metal concentration in top soils of an Aegean island town (Greece): Total and available forms, origin and distribution. *Environmental Monitoring and Assessment*. **151**. 105–116.

- NORRA, S., WEBER, A., KRAMAR, U. & STÜBEN, D., 2001. Mapping of trace metals in urban soils. *Journal of Soils and Sediments* **1**. 77–97.
- PLYASKINA, O.V. & LADONIN, D. V., 2009. Heavy metal pollution of urban soils. *Eurasian Soil Science*. **42**. 816–823.
- PURVES, D., 1967. Contamination of urban garden soils with copper, boron, and lead. *Plant and Soil*. **26**. 380–382.
- PURVES, D. & MACKENZIE, E. J., 1969. Trace-element contamination of parklands in urban areas. *Journal of Soil Science*. **20**. 288–296.
- REIMANN, C. & DE CARITAT, P., 2005. Distinguishing between natural and anthropogenic sources for elements in the environment: regional geochemical surveys versus enrichment factors. *Science of the Total Environment*. **337**. 91–107.
- STERCKEMAN, T., DOUAY, F., BAIZE, D., FOURRIER, H., POIX, N. & SCHVARTZ, C., 2006. Trace elements in soils developed in sedimentary materials from Northern France. *Geoderma*. **136**. 912–929.
- SZABÓ Gy., 2000. Talajok és növények nehézfém-tartalmának földrajzi vizsgálata egy bükkaljai mintaterületen. *Studia Geographica*. Egyetemi Kiadó, Debrecen
- SZALAI Z., 1998. Nyomelem-eloszlási típusok természeteshez közeli állapotú ártéri területek talajaiban és üledékeiben. *Földrajzi Értesítő*. **47**. 19–30.
- SZEGEDI, S., 2007. Heavy metal loads in the soil of Debrecen. *AGD Landscape and Environment*. **1**. 57–67.
- SZMJVŐ, 2007. Közlekedésfejlesztési koncepció. Szeged Megyei Jogú Város Önkormányzata. Szeged.
- SZOLNOKI Zs., FARSANG A. & PUSKÁS I., 2011. Szeged külvárosi, kerti talajainak osztályozása. *Talajvédelem (Különszám)*. 93–102.
- SZOLNOKI, Zs., FARSANG, A. & PUSKÁS, I., 2013. Cumulative impacts of human activities on urban garden soils: Origin and accumulation of metals. *Environmental Pollution*. **177**. 106–115.
- THORNTON, I., 1991. Metal contamination of soils in urban areas. In: *Soils in the Urban Environment*. (Eds.: BULLOCK, P. & GREGORY, P. J.). 47–75. Blackwell. Oxford.
- VINCE, T., SZABÓ, Gy., CSOMA, Z., SÁNDOR, G. & SZABÓ, Sz. 2014. The spatial distribution pattern of heavy metal concentrations in urban soils – a study of anthropogenic effects in Berehove, Ukraine. *Central European Journal of Geosciences*. **6**. 330–343.
- WUZHONG, N., HAIYAN, M., JIXIU, H. & XINXIAN, L., 2004. Heavy metal concentrations in vegetable garden soils from the suburb of Hangzhou, People's Republic of China. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. **72**. 165–169.
- 6/2009 (IV.14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti víz szennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről
- 10/2000 (VI. 2. ) KöM-EüM-FVM-KHVM együttes rendelet a felszín alatti víz és a földtani közeg minőségi védelméhez szükséges határértékekről (hatályon kívül).

*Érkezett: 2015. február 7.*

## Separating the origin of heavy metals in urban garden soils in the case of Szeged

Zs. SZOLNOKI and A. FARSANG

Department of Physical Geography and Geoinformatics, University of Szeged, Hungary

### Summary

Urban garden soils may become contaminated with toxic and potentially toxic heavy metals a consequence of their cultivation as well as from typical urban contamination sources (such as atmospheric deposition, the metal pollution effect of traffic, domestic heating, etc.). Therefore, determining the origin (lithogenic, pedogenic, anthropogenic) of the metal content measured in these soils is a major challenge for two reasons: 1) the diversity of possible contamination sources, and 2) the influence of anthropogenic activities on these soils.

The research focused on the study of the cumulative effects of heavy metal pollution originating from urban environmental impacts and garden cultivation, using Szeged as an example. In addition to the assessment of the heavy metal pollution of suburban garden soils, various methods were combined in order to distinguish the group of metals accumulating in garden soils as a result of anthropogenic activities. The present study describes how the combined study of enrichment factors and the vertical distribution of metal concentrations helps to determine the origin (lithogenic, pedogenic, anthropogenic) of each element.

Based on the vertical distribution of heavy metal concentrations measured in the garden soil profiles, none of the studied elements can be considered as of purely lithogenic origin in garden soils as certain soil properties play an important role in their distribution. The vertical distribution of Pb, Zn, Cu and Cd concentrations is modified by the organic matter content of the soil, while the vertical distribution of Ni, Cr and Co concentrations is modified by the mineral colloid content of the soil. Based on the enrichment factors (EF) calculated with the help of the reference horizon and the reference element (Ti), it can be stated that As, Ni, Co and Cr do not accumulate in garden topsoils ( $EF \sim 1$ ) and that the lithogenic background and pedogenic processes determine the topsoil concentrations of these elements. However, Cu ( $EF \sim 4.2$ ), Zn ( $EF \sim 2.7$ ) and Pb ( $EF \sim 2.5$ ) are significantly enriched in garden topsoil. In the case of Zn and Pb this can be attributed not only to natural, pedogenic processes but also to anthropogenic activities in almost every garden, while anthropogenically induced Cd enrichment is limited to only a few gardens.

*Table 1.* Metal concentrations in garden topsoils (0–10 cm) in Szeged, and the statistical characteristics of the Top Enrichment Factor (TEF) and the Pedologic Enrichment Factor (EPF) ( $n = 51$ ). (1) Parameter (2). Statistical characteristic. a) Measured concentration, mg·kg; b) "B" limit value, mg·kg; c) Number of samples exceeding the "B" limit value; d) Mean; e) Median.

*Table 2.* Pearson correlation coefficients between the metal concentrations measured in the different horizons of the garden soil profiles and the soil properties ( $n = 25$ ). Note: significant relationships ( $p < 0.01$ ) highlighted in bold.

*Figure 1.* Study area with sampling points. Legend: Dug/bored soil profile; sampling point; Main Road No. 47.

*Figure 2.* Vertical distribution of Cd, Cu, Pb and Zn concentrations, and of soil organic matter (SOM) in the studied garden soil profiles.

*Figure 3.* Vertical distribution of As, Ni, Co and Cr concentrations, and of the upper limit of plasticity according to Arany ( $K_A$ ) in the studied garden soil profiles.