

## VÁROSI ZÖLDTERÜLETEK FELTALAJAINAK ÁLLAPOTÉRTÉKELÉSE ÉS SZENNYEZETTSÉG MINTÁZATA A FUNKCIONÁLIS TAGOLÓDÁS FÜGGVÉNYÉBEN

PUSKÁS Irén<sup>1</sup>, FARSANG Andrea<sup>1</sup>, CSÉPE Zoltán<sup>2</sup>, BARTUS Máté<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Szegedi Tudományegyetem, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék  
6723, Szeged, Egyetem u. 2., e-mail: puskas@geo.u-szeged.hu

<sup>2</sup>Szegedi Tudományegyetem, Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék  
6723, Szeged, Egyetem u. 2.

**Kulcsszavak:** köztéri talajok, városi funkciók, nehézfémek, egészségügyi kockázat

**Összefoglalás:** A városi zöld közterületek feltalajai ugyan kevesebb szennyezést tartalmazhatnak, mint az ipari létesítmények vagy utak melletti, azonban az expozíciós utakat vizsgálva kiderül, hogy az inhaláció mellett a talajjal való közvetlen érintkezés (dermális kontakt, ingeszció) révén a humán kontaminációra sokkal nagyobb esély van. Jelen kutatás keretében Budapest, Szeged és Gyula tipikus funkcionális zónáinak (ipari, panel, belváros, jómódú negyed, „alvóváros/falu”) parkjaiban (96 db), játszótereiben (89 db) feltalaj (0–5 cm) átlagmintákat szedtünk törekedve a térbeli lefedettségre. „Teljes” fémtartalmat (Mn, Ni, Pb, Zn, As, Cd, Cr, Cu, Ba, Co) valamint a fémek mobilitását meghatározó fizikai, kémiai talajparamétereket határoztuk meg. Céljaink között szerepelt, hogy megállapítsuk az egyes funkcionális zónák antropogén tevékenységeinek a vizsgált talajokra gyakorolt hatását, értékeljük e talajok pufferkapacitását. A különböző fémkoncentrációk összefüggéseit a talajtanban újszerűnek számító optimális klaszter kiválasztás segítségével határoztuk meg. A 185 helyszín közül 37 esetében mondható el, hogy a talaj fémkoncentrációja meghaladta hatályos rendeletben foglalt határértéket legalább egy fém esetében. Az eredmények kvalitatív és kvantitatív értékelése alapján, lehetőség nyílt a fémszennyezettség térbeli mintázatának jellemzésére, valamint a lehetséges szennyező források megadására.

### Bevezetés

Az intenzív urbanizáció világméretű jelenségnek tekinthető. Az Egyesült Nemzetek Szervezete becslései szerint, 2050-re a világ lakosságának 68,7% fog városokban élni (BIASIOLI et al. 2006). Az urbanizáció fokozódó mértéke hazai szinten is érezteti hatását, hiszen Magyarország lakosságának több mint fele város lakó, a népesség negyede a fővárosban és az agglomerációjában él, és ez az arány fokozatosan növekszik. A főváros mellett, nem elhanyagolható a regionális városok jelentősége sem, ahol szintén egyre nagyobb nyomás nehezedik a városi környezeti elemekre, így az urbán talajokra is.

A természetes folyamatokhoz viszonyítva az emberi tevékenység révén nagyságrendekkel több káros elem szóródik szét a környezetben. Már az 1960-as évek kutatásai egyértelművé tették, hogy az ipar, a közlekedés (fosszilis üzemanyag elégetése, járműalkatrészek elhasználódása, fémtartalmú motorolajok kifolyása stb.) által okozott légszennyezettség, a nem megfelelően elhelyezett kommunális és ipari hulladékok hatására az egyre sűrűbben lakott városok a szennyezőanyagok gyűjtőmedencéjévé váltak (KUMPIENE et al. 2011, MADRID et al. 2002, BACON et al. 1992). Mára azonban a városok területén a pontforrások (pl.: ipari tevékenység) szerepe egyre inkább csökkenő tendenciát mutat a diffúz forrásokkal (pl.: közlekedés, épületek pusztulása) szemben (LJUNG 2006). Ily módon a diffúz források intenzív emisszióját követő hosszú- illetve rövidtávú atmoszférikus leülepedés révén nemcsak az ipari zónák, a forgalmas utak környéke, hanem az azoktól távolabb fekvő „zöld” háttérterületek talajaiban is jelentős nehézfémkoncentrációkat detektálhatunk (OTTESEN et al. 2008). Igaz, hogy e területek feltalajai 1,5–4-szer kevesebb szennyezést tartalmazhatnak, mint az ipari létesítmények vagy utak mellől származó minták, azonban az expozíciós utakat vizsgálva kiderül, hogy az inhaláció mellett a talajjal való közvetlen érintkezés (dermális kontakt, ingeszció) révén az emberig való eljutásra sokkal nagyobb esély van (CULBARD et al.

1988). Mindemellett a játszóterek esetében a negyedik lehetséges expozíciós utat is meg kell említeni: a króm- és arzéntartalmú (CCA) faanyagvédő szereket, amelyeket a fajták bevonására alkalmaznak (GUNEY et al. 2010). Következésképpen a városi talajokon belül – a lakosság szabadidős tevékenységét biztosító – a városi közterek parkjai, játszóterei sokkal nagyobb egészségügyi kockázatot jelentenek, hiszen eltérő mozgékonyaságú nehézfémek a talajban felhalmozódva akut vagy krónikus káros hatást gyakorolhatnak az élő szervezetekre (FIGUEIREDO et al. 2011, MIGUEL et al. 2007). Mindemellett ismert tény, hogy az antropogén forrásból származó fémek általában sokkal reaktívabbak, mint a természetes eredetűek, hiszen az előbbiek a talajrészecskék felületéhez adszorbeálódnak, míg az utóbbiak erősen a talaj részecskékhez kötődnek, jelentősen lecsökkentve ezáltal a deszorpciós folyamatok hatékonyságát (FEJES et al. 2013).

Az egészségre ártalmas hatások mértéke nagyban függ az érintett populáció összetételétől, korától, valamint a szennyezett talajjal való érintkezés típusától és gyakoriságától (LUO et al. 2012). Kiemelendő a gyermekek fokozott érzékenysége a fém-szennyezett talajokra, hiszen a kis testtömegüknek, a fejlődő idegrendszerüknek, és az emésztőrendszerük magasabb abszorpciós rátájának köszönhetően sokkal fogékonyabbak a fém-szennyezés okozta káros hatásokra, mint a felnőttek (ANGYAL és KARDOS 2012, MASSAS et al. 2010, LJUNG et al. 2006). A játszótereken végzett kísérletek alapján megállapítható, hogy egy-két év körüli gyermekek percenként 0,4–1,5-szer érintik szájukhoz a talajjal bevont kezüket („pica” jelenség). A szándékos illetve véletlenszerű talajingeszciós tevékenységet hat éves korig más expozíciós utakkal egyenértékűnek tartják (MCKONE és DANIELS 1991).

A városi talajszennyezettség mértékét, térbeli heterogenitását az emberi tevékenység típusán és intenzitásán túl számos tényező jelentősen befolyásolhatja: a vizsgált talaj pufferkapacitása, a vizsgált terület morfológiája és kitétsége, a területhasználat típusa, a beépítettség stb. (1. ábra) (CHEN et al. 2005).



1. ábra A városi talajok speciális karakterisztikáját meghatározó tényezők  
 Figure 1. Factors determining special characters of urban soils

A szennyezőanyagoknak potenciálisan kitétt talajok esetében különösen fontos a pufferképesség vizsgálata, melynek köszönhetően a bele kerülő anyagokat az lekötni és/vagy átalakítani képes, így hatásukat közömbösíteni, tompítani tudja (STEFANOVITS et al. 1999). A talaj tulajdonságok közül a pH-nak, a karbonátnak, az agyag mennyiség- és mennyiségnek, a humuszos réteg vastagságának, a humuszos anyag mennyiségének és minőségének

meghatározó szerepe van a talajok környezeti pufferképesség alakulásában. Tehát a talajok nehézfémekkel való terhelhetőségének mértékét, azok pufferképességének figyelembevételével kell meghatározni (SZOLNOKI et al. 2013).

A sokszor intenzíven átalakított, szennyezett városi talajok azonban nemcsak a természetes faktoroktól függnnek, mivel a társadalmi-gazdasági folyamatok járulékos és gyakran domináns faktorokként jelennek meg (BURGHARDT 1994). Napjaink európai nagyvárosainak funkcionális tagolódásánál fontos kritérium a városi területek funkcionális hasznosítása. A nagyvárosokon belül általában négy funkcionális övezetet különíthetünk el: a centrum, a lakóterületek, az ipari területek és a városi szabadidő területek (ZEHNER 2001). Egy város szennyezettség mintázata különbözhet funkcionális tagolódása függvényében: az ipari, az igen nagy forgalmú városrészek talajai általában a magasabb nehézfém-szennyezettséggel rendelkeznek, melyeket a lakóövezet, valamint a pihenőövezet követ. E fenti tendencia azonban jelentősen módosulhat a városi talajok intenzív emberi beavatkozás (feltöltés, elhordás, talajcsere stb.) nagyfokú heterogenitása miatt. Következésképpen, a városi talajok dinamikus természete, komplexitása, mozaikos mintázata jelentősen megnehezíti a lehetséges szennyezőforrások beazonosítását (LUO et al. 2012), melyet azonban jelentősen megkönnyíthet a vizsgált helyszínek történelmi vonatkozásainak, az egykor ott folyt antropogén tevékenységek ismerete.

Az eddigiek alapján nyilvánvaló, hogy a városi „zöld” területek talajainak funkciói, szennyezettsége, regionális különbségei igen nagy jelentőséggel kell, hogy bírjon a várostervezési, döntéshozatali folyamatokban, hiszen a jelentős lefedettséggel rendelkező városi területeken ezek az erősen fragmentált „zöld” közterületeknek kiemelt jelentőségük van a lakosság életminőségének javításában (MANTA et al. 2002). Mindemellett még mindig költséghatékonyabb időben rámutatni a megemelkedett fémkoncentrációkra szemben a már degradálódott, jelentősen szennyezett talaj igen költséges és hosszú időt igénybevevő rehabilitációjával. Törekednünk kell tehát arra, hogy tudatosítsuk a talaj városi környezetben betöltött létfontosságú szerepét, elősegítve ezáltal az optimális várostervezést, menedzsmentet.

A fentiek értelmében jelen kutatás fő célkitűzései az alábbiakban foglalhatók össze:

- antropogén hatásnak kitett három magyar város köztéri (játszótér, park) talajaiban bekövetkező minőségi változások irányának, mértékének és kiterjedésének feltárása;
- fémek mobilitását befolyásoló talajtulajdonságok értékelése, a nehézfém-pufferkapacitás megítélése;
- az urbanizáció során kialakult egyes városi funkciók a köztéri (játszóterek, parkok) talajok fémtartalmára gyakorolt hatásának felmérése;
- a vizsgált talajtulajdonságok és a nehézfémterheltség szempontjából hasonló helyszínek adatainak statisztikai értékelése révén a lokális mellett a lépték alapú különbségek, mélyebb összefüggések megvilágítása, értelmezése.

### **Anyag és módszer**

A mintaterületek kiválasztásakor Budapestre, regionális központként Szegedre, míg referencia területként Gyulára esett a választás, lehetőséget teremtve ezáltal az intenzíven és az enyhébben terhelt területek lépték alapú összehasonlítására. Mivel a városi funkciók, a jelenlegi és múltbéli emberi beavatkozások erősen befolyásolták/befolyásolják a talajok kondícióját, a talajindikátorok variabilitását, így mindhárom városban a legtipikusabb városi funkcióval rendelkező városrészek (belváros, lakótelepi negyed, villanegyed, ipari negyed, kontrol területként „alvóváros/falu”) játszótereiben és parkjaiban történt a mintavétel. Budapesten 107 (54 játszótér, 53 park), Szegeden 47 (24 játszótér, 23 park) és Gyulán 31 (18

játszótér, 13 park) helyszínen, 0–5 cm-es mélységben átlagminták (10–15 alminta a GPS koordináta körüli átlagosan 10 méteres sugarú körből) begyűjtésére 2013 tavaszán került sor (1. táblázat).

1. táblázat A vizsgált városok funkcionális zónái a területhasználat függvényében  
Table 1. The functional zones of studied cities in the context of land use

Város Zóna	Budapest	Szeged	Gyula
Belváros	V. kerület (n=10) 6 park, 4 játszótér VI. kerület (n=3) 2 park, 1 játszótér VI. kerület (n=4) 1 park, 3 játszótér	Nagykörúton belüli terület (n=10) 5 park, 5 játszótér	Vár környéke (n=7) 4 park, 3 játszótér
Ipari	X. kerület (n=24) 12 park, 12 játszótér	Nagykörúton kívül (Iparváros) (n=8) 3 park, 5 játszótér	Szentpálfalva, Budrió könyéke (n=5) 2 park, 3 játszótér
Panel	III. kerület (n=22) 11 park, 11 játszótér	Csillag tér (n=10) 4 park, 6 játszótér	Törökvész Lakótelep (n=8) 3 park, 5 játszótér
Jómódú	II. kerület (n=16) 7 park, 9 játszótér	Újszeged (n=9) 5 park, 4 játszótér	Galbácskert, Újvár (n=5) 1 park, 4 játszótér
Alvóváros/falu	Dunakeszi (n=20) 7 park, 13 játszótér	Röszke (n=10) 5 park, 5 játszótér	Gyulavári (n=7) 3 park, 4 játszótér

Az egyes zónákban valamennyi rendelkezésre álló játszótér mintázásra került, míg a parkok bősége miatt kiválasztásuknál ügyeltünk az egyenletes térbeli lefedettségre. A helyszínek jellemzőit (GPS koordináták, forgalmas úttól, épületektől való távolság, antropogén beavatkozás jellege stb.) a városi talajokra készített helyszíni vizsgálati jegyzőkönyvben (PUSKÁS 2008) rögzítettük. A játszóterek esetében a játékok (hinta, csúszda stb.), homokozók körüli, a gyerekek által már kitaposott talajból történt a mintavétel, hiszen itt van lehetőség a gyerek-talaj interakcióra. A mintavétel a homokboksok tartalmát nem érintette, egyrészt mivel a fenntartó hatóság bizonyos időközönként cseréli a bennük levő homokot, így annak nincs elég ideje jelentősebb mennyiségű szennyezőanyagot magában felhalmozni; mindemellett az eddigi kutatások azt mutatják, hogy homok méretű szemcsék nagyon csekély mennyiségű szennyezőanyagot képesek megkötni (OTTENSEN et al. 2008). A három város talajviszonyai az erősen változékonyak: a parkok, játszóterek zöme erősen antropogén Technosol talajokon (különösen Budapest és Szeged esetében), míg mások akár az eredeti talajon (főleg Gyulán) is megtalálhatók. A mintaterületek talajviszonyainak fizikai kémiai karakterisztikáját már többen vizsgálták (KOVÁCS és NYÁRI 1985, FARSANG és PUSKÁS, 2007, PUSKÁS 2008, ANGYAL és KARDOS 2012, SZOLNOKI et al. 2013).

A légszáraz talaj mintaelőkészítését (MSZ 21470-50) követően az alábbi fizikai, kémiai vizsgálatok valósultak meg. A fizikai talajféleséget Arany-féle kötöttséggel (MSZ-08-0205:1978 szerint), műtermék mennyiségét FAO, 2006 alapján, a szervesanyag tartalmat kénsavas-kálium-dikromátos oxidációval (MSZ 21470/52:1983), a karbonát tartalmat Scheibler-féle kalciméterrel a pH(H<sub>2</sub>O)-t WTW InoLab 720p műszerrel, valamint az összes sótartalmat elektromos vezetőképesség alapján (MSZ 08-0206/2:1978) határoztuk meg. Az „összes” fém tartalom meghatározásához a talajminták roncsolása (királyvizes feltárás) Anton Paar Multiwave 3000 típusú mikrohullámú feltáróban, majd a nehézfémek (Ni, Co, Cr, Cu, Pb, Zn, Cd, Ba, Mn) és As mérése induktív csatolású plazma optikai emissziós spektrofotométerrel (ICP-OES) történt (MSZ 21470-50:2006). Az alaptulajdonságok minősítése talajleírásokhoz nemzetközileg használt kézikönyv (Guidelines for soil

description) (FAO 2006) alapján hajtottuk végre. Eredmények kiértékelése EXCEL 2003, MATLAB, Arc GIS 10.0 programokkal történt.

Jelen kutatásban nem hierarchikus klaszteranalízist alkalmaztunk a k-közép algoritmussal az adatpontok hasonlóságának megállapítására. Az euklideszi helyett a Mahalanobis metrikát használtunk két elem távolságának a meghatározására (MAHALANOBIS 1936), amely a megfigyelés vektor komponensei közötti statisztikai kapcsolatot veszi figyelembe, a vektor kovariancia mátrixán keresztül. A változók klasztereken belüli homogenitását az RMSD-vel (Root Mean Square Deviation) mértük, melyet úgy definiáltuk, mint minden egyes klaszterre a klaszter elemeknek a klaszterük középpontjától számított átlagos négyzetes eltérései összegének négyzetgyökét. Az RMSD értéke a növekvő klaszterszámmal rendszerint csökken. Ennélfogva ez a mennyiség önmagában nem nagyon hasznos az optimális klaszterszám megállapítására. Azonban az RMSD változása (CRMSD = change of RMSD), de még inkább a CRMSD változása (CCRMSD = change of CRMSD) jóval informatívabb paraméter, azaz  $CCRMSD(\text{cluster}_{i+1}) = CRMSD(\text{cluster}_i) - CRMSD(\text{cluster}_{i+1})$ . Ezért az optimális klaszterszámot úgy határoztuk meg, hogy maximáltuk a CRMSD változását, azaz a CCRMSD-t. Ennek a megközelítésnek a logikai háttere az, hogy a klaszterezés viselkedésében mutatkozó legnagyobb javulással azonosítjuk az optimális a klaszterszámot. A teszt elvégezhetőségét az adatpontok száma, az alkalmazott módszer metrikája és az adatokon előzetesen elvégzett standardizálás biztosítja, lehetőséget teremtve ezáltal az adatok összehasonlíthatóságára (MAKRA et al. 2010, 2006, MATYASOVSKY et al. 2011).

## Eredmények

A talajtan területén újszerűnek számító CCRMSD statisztikai elemzés révén lehetőség nyílt a mélyebb összefüggések megvilágítására mind a pufferkapacitást meghatározó fizikai, kémiai talajtulajdonságok (műtermék, pH, humusz stb.), mind a „teljes” fémtartalom esetén. Az esetleges lépték alapú különbség feltárása érdekében többféle kiinduló adathalmazzal dolgoztunk: megvizsgáltuk külön-külön az egyes városok adatait és együttesen is (2. táblázat).

2. táblázat A CCRMSD módszer során alkalmazott kiinduló adathalmazok talajtulajdonságokra és a fémtartalomra vonatkozólag

Table 2. The initial data set of basic soil parameters and heavy metals used by CCRMSD

Fizikai, kémiai talajtulajdonságok	„Teljes” fémtartalom
Budapest (n=107)	Budapest (n=107)
Szeged (n=47)	Szeged (n=47)
Gyula (n=31)	Gyula (n=31)
Szeged	Szeged
Gyula	Gyula
Budapest	Budapest
n=185)	(n=185)

### Pufferkapacitást meghatározó talajtulajdonságok

Első lépésben a nehézfémek mobilitását befolyásoló tulajdonságok elemzését végeztük el hármas cél érdekében: egyrészt kíváncsiak voltunk, hogy a városi funkciók milyen mértékben befolyásolhatják a vizsgált köztéri talajok fizikai, kémiai tulajdonságait; másrészt milyen különbségek figyelhetők meg a két területhasználati típus (park, játszótér) talajainak módosulása között, harmadrészt rámutatni azon mintavételi pontokra ahol az antropogén

hatás a legintenzívebben figyelhető meg. Budapest esetében 3, Szeged és Gyula esetében 4–4 klaszter adódott, míg az adatok együttes elemzése során 7 klasztert különíthetünk el.

A budapesti minták 12%-a alkotja az I. klasztert, melybe a város legmagasabb műtermék tartalmú (átlag: 34,9%) mintái kerültek. A műterméken túl gyenge, közepes szervesanyag tartalom (átlag: 2,6%), valamint főként durva textúra dominancia ( $K_A$  átlag: 36) jellemző a klaszter tagjaira. Mindezek alapján nem csoda, hogy a minták zöme (13 darabból 11) olyan játszóterekről származnak, ahol a játékok körüli területről illetve a homokozókból jelentős mennyiségű antropogén anyag (kövek, kavicsok, törmelék) keveredett a körülöttük levő feltalajba. A különböző funkciójú zónák közötti megoszlást vizsgálva megállapítható, hogy e talajok főként a belvárosból, az ipari zónából, illetve a II. kerület esetében szintén a belvárosba elhelyezkedő helyszínek tartoznak. A maximum (61,9%) és a minimum (17,9%) műterméktartalom, valamint a szerényebb humusztartalom, durva textúra értékek figyelembevételével megállapítást nyert, hogy ezen paraméterek elősegíthetik a nehézfémek mobilitását, jelentősen korlátozva ezáltal e talajok pufferképességét. A II. klaszterben a fővárosi minták 44%-a került, mely csoport paraméterei a fenti I. klaszterrel ekvivalensek kivéve a műterméket, mely radikálisan lecsökken (átlag: 5%). Mindazonáltal a gyenge, közepes humusztartalom (átlag: 2,7% maximum: 8%, minimum: 0,1%, szórás: 1,5%) és a túlnyomórészt durva textúra ( $K_A$  átlag: 35, maximum: 44, minimum: 21, szórás: 5,6) e csoportnál is változatlanul fennáll. Azonban ha a szélső értékeket illetve a szórásokat megnézzük, akkor jól látszik, hogy elég heterogén csoportról van szó: ide kerültek azok a játszótérek (32 db), melyek az alacsony szervesanyag, és durva textúra mellett alacsony műterméktartalommal bírnak. Továbbá, kisebb arányban e csoportba sorolódtak azok a parkok (15 db), amelyek a parkokra nem jellemző módon viszonylag alacsony humusztartalommal és homokos vályog textúrával rendelkeznek. A funkcionális zónák megoszlása itt már egyenletesnek mondható, vagyis minden zóna képviselteti magát nagyjából hasonló arányban. A pufferkapacitás szempontjából I. klaszterhez képest javulásnak értékelhetjük a műtermék tartalom drasztikus csökkenését, azonban az időnként igen alacsony humusztartalom és a durva textúra e pozitív tendenciát lerontja. A vizsgált budapesti minták 44%-a a III. klaszterbe sorolható. E csoport tagjai a II. klaszterhez hasonlóan szolid műtermék átlagértékkel (4,5%) jellemezhetők, mely — a minimum (0%), a maximum (22,1%) és szórás (5,6) értékek alapján — igen fluktuálónak tekinthető. Megállapítást nyert, hogy e csoportba zömmel a legmagasabb humusztartalommal (átlag: 4,7%) és kötöttségi számmal (átlag: 49, maximum: 63, minimum 38) rendelkező parki minták (36 db) tartoznak. Továbbá jóval kisebb számban e csoportba estek azok a játszótéri minták (10) is, amelyek erre a területhasználati típusra nem tipikus, az átlagos játszótérhez képest magasabb szervesanyag és magasabb kötöttségi számmal rendelkeztek. Ez utóbbi minták tehetők felelőssé a kiugró műterméktartalom értékekért, mely ebben a csoportban szinte kizárólag a játszótérekre jellemző. A funkcionális zónák talajokra gyakorolt befolyásoló hatását vizsgálva elmondható, hogy — a II. klaszterhez hasonlóan — mind az öt különböző funkcióval rendelkező zóna képviselteti magát. Összességében elmondható, hogy a talajtulajdonságok budapesti klasztereinek elkülönítésében a műtermék, a humusztartalom és a kötöttség aktívan részt vett, míg a karbonát, a gyengén lúgos pH (7,2–8,5) és a sómentesség nem befolyásolta a klaszterezés eredményét.

A szegedi minták 9%-a esett I. klaszterbe, mely csoport tagjai a belvárosi és a panel funkciójú mintavételi helyszínekről származnak. Az egyes paramétereket áttekintve egyértelmű, hogy azok — főleg játszótéri — minták (a 4-ből 3) tartoznak ide, amelyek a város legmagasabb műtermék értékeivel (átlag: 42%, szórás: 3) rendelkeznek. A minták 32%-a alkotja a II. klasztert, mely műtermék átlaga a maximum értéket (12,8%) nem számítva 1,5%, mely szignifikánsan alacsonyabb az előző klaszterhez képest. Az idetartozó — minden egyes funkcionális zónát reprezentáló — minták területhasználata nagyobb részben játszótér (9),

kisebbségben olyan park, melyek alacsony szerves (átlag: 2,1%) és szerényebb kötöttség (átlag: 35) értékekkel rendelkeznek. A III. klaszterbe (az összminta 34%-a) az előző klaszterrel szemben a legmagasabb humusztartalommal rendelkező parki (10db) valamint kisebb részben játszótéri (6db) minták sorolódtak. A karbonát — mely paraméter szerepe a pH és összes sóhoz hasonlóan az eddigi klasztereknél nem volt döntő — e csoportban mutat a legmagasabb értéket, dominánsan mérsékelten meszes (2–10%) illetve egy ízben erősen meszes (10–25%) kategóriába esett. A IV. klaszterbe a szegedi minták azon 25%-a (6 park, 6 játszótér) került, melyek a legmagasabb kötöttségi számmal (átlag: 50) rendelkeznek, vagyis agyagos vályog, agyag textúra a meghatározó. A fentiek alapján, látható, hogy szintén a műtermék, a humusztartalom, a kötöttség valamint a karbonát szolgáltak a szegedi minták elkülönítésének alapjául, míg a semleges, enyhén lúgos pH és a homogénebb igen alacsony összes só nem volt befolyásoló erejű. A funkcionális zónák talajokra gyakorolt hatása elhanyagolható. Az I. klaszterhez tartozó minták pufferkapacitását az előnytelen fizikai, kémiai paraméterek jelentősen korlátozzák, míg a II., de főleg III. és IV. klaszter tagjai esetében e tekintetben is jelentős javulásnak lehetünk tanúi.

A gyulai minták 7%-a (2 db játszótér a belvárosban és panel zónában) az I. klaszterbe került a városban mért legmagasabb műterméktartalomnak (átlag: 20%) illetve agyagos vályog fizikai féleségnek köszönhetően. A II. klaszter (az összminta 32%-a) javarészt azon parki minták (7 park, 3 játszótér) alkotják, melyek alacsony műtermékkel (egy kiugró értéket nem számítva az átlag 1%) és közepes humusztartalommal, valamint durvább textúrával rendelkeznek. A gyulai minták 29%-a kategorizálható a III. klaszterbe, melyre szintén szerény műtermék (átlag: 2%), ellenben az előző klaszterhez képest alacsonyabb humusztartalom (átlag: 2,1%) és alacsonyabb textúra értékek a jellemzőek. Területhasználat alapján a minták zöme játszótér (6 db), kisebb részben park (3 db). A IV. klaszterbe (az összes minta 32%-a) tartozó minták paraméterei szinte megegyeznek a III. klaszterével, csak az összes só alapján sorolódott külön klaszterbe, amely talajtaniilag nagy jelentősége nincs, hisz ez az értéknövekedés még mindig a sómentes kategóriába sorolja a IV. klaszter „résztvevőit”. A klaszteranalízis során a gyulai minták esetében is a műtermék, a textúra, a humusztartalom jelentőségét kell kiemelni. E város esetében még inkább jól látszik, hogy az egyes funkcionális zónák hatása elhanyagolható. Továbbá a pufferkapacitás tekintetében a fenti városokhoz hasonló tendencia észlelhető: a II., de főként a III. és a IV. klaszternek nagyobb esélye van az optimálisabb pufferkapacitás eléréséhez.

A három város fizikai, kémiai talajtulajdonságainak együttes klaszterezése 7 klaszter eredményezett, melyek az alaptulajdonságok nagyfokú heterogenitását tükrözi. Az I. klaszter az összminta 9%-át tömöríti, főként játszótereket. E csoport fő lehatároló tényezője az igen magas műterméktartalom (átlag: 38%, min: 26%, max: 62%). A városok arányát áttekintve egyértelmű, hogy a minták többsége budapesti eredetű (belváros, panel, ipari, jómódú kertés házas zóna), a 16 mintából csupán 4 szegedi (panel, belváros, ipar) és gyulai (panel) eredetű. Az egyes városok referenciaterületéről (Dunakeszi, Röske, Gyulavári) egyetlen minta sem esett e kategóriába, mely tény jelzi, hogy a műtermék a városi talajok egy jó indikátora. A II. klaszterbe (az összminta 16%-a) a szignifikánsan alacsonyabb műtermékű minták kerültek (átlag: 2,8%), bár a csoporton belüli heterogenitást (néhány játszótérnek köszönhetően) jól nyomon követhető a szélső értékek (minimum: 0%, maximum: 19,5%) valamint a szórás (5,3) figyelembevételével. A park területhasználat dominanciáját jelzi az agyagos vályog textúra ( $K_A$  átlag: 46), illetve a közepes humusztartalom (3,4%). Mindhárom város valamennyi funkcionális zónája (a referenciaterületekkel együtt) megfigyelhető. Az összminta egy kicsi hányada (5%-a) ugyan a klaszterezés során külön klaszter (III.) a többi klaszterhez képest magasabb sóértékek miatt, azonban ahogyan azt már a gyulai mintáknál is említettük, talajtaniilag külön klaszter létrehozása nem indokolt, hisz 0,03%-os átlag még mindig sómentesnek (0–0,05%) minősül. Mindazonáltal e klaszter többi paramétere — ha a sót nem

számítjuk — a II. klaszterrel ekvivalens, így további jellemzéstől itt eltekintünk. Az összminta 20 %-a esett a IV. klaszterbe, mely nagyrésze szintén parki talaj. E csoport fő lehatároló tulajdonsága a magas (4–8%) humusztartalom (átlag: 5,1%), mely e klasztert alapjaiban elkülöníti a többitől. A csoport területhasználatának megfelelően a magas kötöttség értékek (átlag: 47) és minimális műterméktartalom (átlag: 3,6%) a jellemezők. A vizsgált városok közül főként Budapest, néhány minta erejéig Szeged képviselteti magát, míg Gyula viszont egyáltalán nem jelenik meg. A funkcionális zónák jelentősége elhanyagolható. A V. klaszterben található azon helyszínek (az összminta 10%-át), amelyek fő elkülönítő paramétere a magas mésztartalmuk (10–25%) (átlag: 11,3%). Főként parkok tartoznak ide, mely tény magasabb humusztartalom (átlag: 4,4%), agyagos vályog textúra is alátámasztja; azonban akadnak kisebb számmal parki sajátosságokkal rendelkező játszótérek is. Szinte az összes helyszín — egy szegedi kivételével — budapesti (belváros, panel, jómódú negyed). Az összminta 30%-át kitevő VI. klaszterbe már döntően a játszótéri talajok osztályozhatók. Ennek megfelelően alacsony humusztartalomnak (átlag: 2,1%), és főként homokos vályog textúrával (átlag: 34) rendelkeznek; budapesti, szegedi, gyulai eredet, valamennyi funkcionális zóna vegyesen megfigyelhető. A VII. klaszter (összminta 10%-a) kétharmadát a legmagasabb, agyagos textúrát reprezentáló kötöttségi értékekkel ( $K_A$  átlag: 53), viszont szerényebb humusztartalommal (átlag: 2,3%) rendelkező parkok alkotják. Ezzel szemben a maradék egy harmad mintá pedig olyan játszótéri talajokról származik, amelyek a megszokottól eltérően az agyagos fizikai féleség a meghatározó. Szeged és Gyula jelentékenyen, míg Budapest a csoport 19 mintájából csak két esetben képviselteti magát.

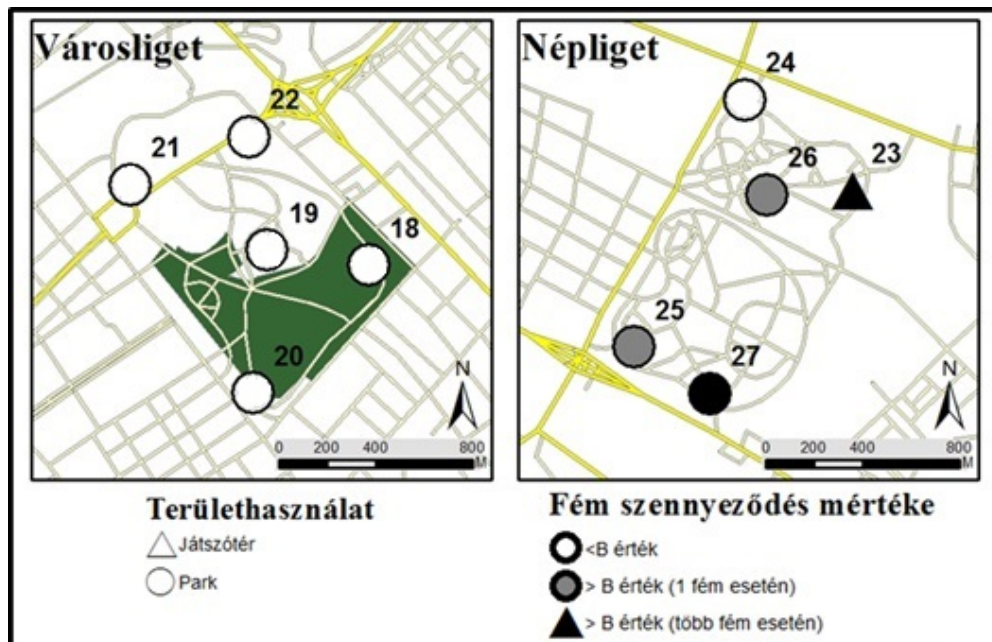
### **A vizsgált városok talajának nehézfém tartalma**

A fémek mobilitását befolyásoló tulajdonságok klaszterezéséhez hasonlóan mindhárom várost külön-külön (Budapest 2, Szeged 5, Gyula 2 klaszter) és együtt (4 klaszter) is elemeztük vizsgált tíz nehézfémre vonatkozólag. Kulcskérdésként fogalmazódik meg ez esetben is, hogy az egyes funkcionális zónák jellegzetes tevékenységei hogyan befolyásolják a vizsgált talajok fémtartalmát; valamint hogy hol helyezkednek el azok a „forró” pontok, amelyek olyan mértékű szennyeződéssel rendelkeznek, hogy beavatkozást igényelnek. Továbbá arra is választ kerestünk, hogy melyek azok a helyszínek, amelyek talajai jelenleg még csak a megközelítik a határértéket, de a jövőben fokozott veszélyt jelenthetnek, így monitoringozásuk elengedhetetlen.

A megkapott értékeket először a hatályos magyar rendeletben (6/2009. IV. 14 KvVM-EüM-FVM együttes rendelet) levő B szennyezettségi határértékkel vetettük össze. Mivel a parkok, játszótérek a többi városi területhasználati kategóriához képest nagyobb potenciális veszély jelentenek az urban ökoszisztémára (így az emberre is), így ennek érzékeltetése érdekében a hatályos határértéket megközelítő értékeket (B határérték 90%-át meghaladó) is figyelembe vettük. Ezenkívül a területhasználati típusok alapján kialakított nemzetközi határértékeket is alkalmaztuk: Eikmann Kloke (1991) játszótérekre és parkokra vonatkozó határértékrendszer (KÁDÁR 1998), valamint a kanadai rendszert (CCME 2006). Azonban a kanadai (lakóterület, ipari kategóriák) teljes egészében, míg az Eikmann Kloke féle rendszer részben — játszótérekre vonatkozó króm és réz kivételével — magasabb határértékeket szab meg a magyar B határértéknél. Így a játszótérek króm és réz tartalmától eltekintve - minden esetben a magyar határértékre (tíz fémből kilenc esetében) támaszkodtunk. A mangán esetében — magyar küszöbérték híján — kénytelenek voltunk a szomszédos országok határértékrendszereit áttekinteni, amelyek a mangánra is tartalmazznak határértéket. Végül a Mn-t Ukrajna mangánhatárértéke (1500 mg/kg) alapján értékeltük, melyről elmondható, hogy egyetlen minta még csak meg sem közelítette a fent el említett határértéket; így a továbbiakban nem kerül említésre.



A 107 darab budapesti minta két klaszterbe került: a fővárosi mintáknak mindössze 2%-a alkotja a I. klasztert. Az ide kategorizált két mintavételi helyszín közül az egyik (27. minta) a Népliget DK-i sarkából származik (Winterl Jakab József sétány és Üllői út sarkán), ahol öt fém (Zn, Cd, Pb, Cu, Ba) meghaladta, míg a Co megközelítette a határértéket. A fémek közül néhány különösen kiemelendő: az Pb majd háromszorosa, a Cu kétszerese és a Ba közel kétszerese a megengedhető határértéknek. Itt említendő meg, hogy majd az alábbiakban jellemzett I. klaszterben az öt határértéket meghaladó helyszín közül kettő, valamint a négy határértéket megközelítő érték közül egy szintén a Budapest legnagyobb, 110 hektár területű közparkjából a Népligetből származik. Köztudott, hogy a Városligettel (ahol egyébként az általunk vizsgált öt pont „tisztának” mondható) szemben nem ez a legnépszerűbb budapesti park szemben, amely meg is látszik a park állapotán (RADÓ 1985). A mintázott öt pontból három határértéket meghaladó érték közül egy helyszín a növényzettel sűrű ellátott liget közepén található. Mindez jól mutatja, hogy a forgalmas utaktól távolabb levő háttérterületek sincsenek teljesen biztonságban, szennyezetté válhatnak a hosszantartó légköri ülepedésnek köszönhetően (2. ábra).



2. ábra Budapest két legnagyobb parkjának (Városliget, Népliget) nehézfémterheltsége  
Figure 2. Heavy metal distribution of two largest parks (Városliget, Népliget) in Budapest

Az I. klaszter másik mintavételi helyszíne (35. minta) az Óhegy park, mely egy nagy kiterjedésű közpark szintén Kőbányán, Óhegy nevű városrészben. A területen kezdeti szőlőtermesztés után megindult a bányászat, majd hatalmas alagútrendszerek épültek ki. Az elhagyott katlanok feltöltése, főként kommunális hulladékkal, az 1950-es években kezdődött. A 70-es években kezdődött meg a terület rendezése, parkká való átalakítása. A park alatt található pincerendszer végleges feltöltése 2012 augusztusában kezdődött meg, s ugyanezen év decemberében meg is nyitották a több éve lezárt területet (HTTP1). A fenti helyszíni történeti áttekintés alapján nem meglepő, hogy e parkban található játszótéren közel négyszeres határérték túllépést találtunk az Pb esetében. A Cu ugyan csak megközelíti a B szennyezettségi határértéket (75 mg/kg), viszont meghaladta az Eikmann Kloke játszótérekre vonatkozó határértéket (50 mg/kg). Az igen kis mintaszámú I. klasztertől eltérően a II. klaszter a minták többségét, közel 98%-át öleli fel, melyek fele-fele arányban park és játszótér. A Cd egy-egy esetben meghaladta illetve megközelítette a határértéket; a Co két esetben meghaladta, hét esetben megközelítette a határértéket, a Cu két esetben túllépte a

küszöbértéket. A funkcionális zónák hatását áttekintve megállapíthatást nyert, hogy az említett határérték túllépések illetve megközelítések minden esetben a nagyforgalmú belvárosi, ipari zónákban, illetve a II. kerület esetében a belvárosközeli nagyforgalmú terekben, csomópontokban voltak megfigyelhető. A területhasználati kategóriák alapján az is egyértelműen kijelenthető, hogy a fenti magas értékek kétharmad arányban a parkokra érvényes.

Szeged esetében a heterogénebb fémeloszlást jól tükrözi a kapott tágabb intervallumú értékek több klaszterbe tömörülése. Mindazonáltal a nagyobb heterogenitás megmutatkozik a határértéket meghaladó fémek nagyfokú variabilitásában. Az I. klaszterbe a szegedi minták 16%-a került, melyek nagyrészt újszegedi jómódú negyed Fluvisol talajtípuson, kisebb részben – két minta erejéig – az óváros területén fekszenek: egyik (26. minta) a feltöltetlen külvárosi részen szintén Fluvisol talajon fekvő park, míg a másik egy belvárosi agyagos textúrájú talajanyaggal feltöltött játszótér (35. minta, Honvéd tér). A Ni, Co meghaladja a B határértéket, a Cr az Eikmann Kloke féle értéket (játszóterek esetében); míg a Ba, Cd, Cu megközelíti a B küszöbértéket. Külön kiemelendő, hogy a nikkel szinte minden mintában meghaladta a határértéket. Az itteni talajok nehézfém-tartalmának alakulásában e talajok magas agyagtartalmának döntő szerepe van az agyagásványok viszonylag nagy fajlagos felületének, valamint a túlnyomóan negatív töltésének köszönhetően. Tehát e csoport kiemelkedő fémértéke a terület „öntés jellegének” tulajdonítható, hiszen az újszegedi helyszínek a Tisza, a Maros öntésterületéhez tartozva jelentős mennyiségű fémmennyiségre tehetnek szert. Mindemellett e fenti magas fémértékek kapcsán megerősíthetjük a korábbi kutatásunkban leírtakat (PUSKÁS 2008), miszerint a Fluvisol talajtípus felszíni mintái gyakran tartalmaznak határértéket meghaladó koncentrációkat sokszor több fém esetén is, feljogosítva ezáltal e talajokat a Toxic utótag viselésére, melyre azonban a jelenlegi nemzetközi talajosztási rendszer (World Reference Base for Soils) (FAO et al. 2007) e talajtípusnál nem ad lehetőséget. Így jelen kutatásnál újfent javaslatot teszünk arra, hogy a Fluvisol, illetve valamennyi talajcsoport utótag minősítői közé be kell venni a Toxic minősítőt, hiszen az atmoszférikus leülepedés, a felszíni lefolyás, valamint a mezőgazdasági tevékenységek révén nemcsak a város, hanem a városkörnyéki természetes talajok is szennyeződhetnek. A területhasználatról elmondható, hogy nincs jelentősége e csoport fémkoncentrációinak eloszlásában, hiszen a játszóterek és parkok aránya 50–50%. Mindezt alátámasztja az a tény, Újszegeden nem történt feltöltés, mind parkok mind a játszóterek ugyanazon öntéstalajon fekszenek, a játszóterek kialakításakor a játékok, homokozók körül talajfeltöltés, talajcsere kevés esetben történt. A funkcionális zónák tekintetében, egyértelmű, hogy gyakorlatilag annyira fiatal területről van szó, hogy az adott funkciónak nem volt ideje befolyást gyakorolni a területre. A II. klaszterbe (összminta 10%-a) szintén újszegedi helyszínek tartoznak, habár már kevesebb fém haladja (Ni, Ba), illetve közelíti meg (Cd) a határértéket. A területhasználat hatása itt sem releváns, hiszen a parkok játszóterek megoszlása fele-fele arányú. Egy újszegedi minta (14. minta) külön klasztert (III.) alkot, noha fémértékeinek alakulása nagyban hasonlít az előző klaszteréhez; az elkülönülésének alapját az adja, hogy a városban ez az egyetlen olyan helyszín, mely meghaladta a Cd határértéket. Egy éles határ húzható az eddig ismertetett „újszegedi” klaszterek és az alábbiakban bemutatottak között, mely vonal voltaképpen markánsan elkülöníti a nehézfémrel terhelt újszegedi zónát a többi zóna talajaitól. A IV. klasztert az összminta 4%-a (2 helyszín) alkotja a határértéket megközelítő Zn koncentrációknak köszönhetően. Mindkettő a panel zónában fekvő játszótér, melyek légvonalban nagyon közel található forgalmas utakhoz, csomópontokhoz, viszont magas panel épületek által körülvett. Valószínűleg ezen épületek tompítóhatásának köszönhető, hogy a Zn csak megközelíti a határértéket. A „részvevők” számát tekintve a legnépesebb az V. klaszter, mely az összminta 71%-át tömöríti. Egyetlen fém (Co) haladja, illetve közelíti meg a B határértéket, de csak a helyszínek töredéke esetében, a többi fém koncentrációja jóval a

határérték alatt marad. Azonban egyértelműen elmondható, hogy a Co határértéket meghaladó koncentrációk kivétel nélkül forgalmas utakkal körülvett belvárosi helyszínek esetében figyelhető meg (3. ábra). Területhasznosítás szempontjából szintén nem lehet összefüggést feltárni a kapott fémkoncentrációk és aközött, hogy adott helyszín játszótér, avagy park. Érdekes viszont, hogy előzetes elképzeléssel szemben e klaszter együtt tömöríti a referenciaterületként szolgáló röszei talajokat, a panel illetve az ipari zóna talajaival. Gyakorlatilag ez azzal is magyarázható, hogy Szegeden regionális városként kevésbé markánsan húzhatók meg egyes funkcionális zónák, valamint az egyes zónák funkciója nem olyan fajsúlyos, mint a főváros esetében. Például ugyan jelen van a város külterületén egy ipari jellegű zóna, de ott alig folyt olyan meghatározó, tartós ipari tevékenység, mely hatására az ott lévő talajok e tevékenységek nyomait magukon viselhetnék.

Gyula esetén a budapesti helyszínhez hasonló homogenitást állapíthatunk meg, csak a várthoz képest fordított tendenciában. Egyetlen mintavételi helyszín (az össz minta 3%-a) esetében beszélhetünk Co, Cu határértéket meghaladó koncentrációról; a Cu esetében több mint kétszeres a határértéktúllépés. E helyszín a panel zónában a forgalomtól távol helyezkedik el, egy meglehetősen elhanyagolt állapotban levő parkban. Egy külön klasztert (II. klaszter) alkot a maradék minta (97%), a minták egyik fele túllépi a kobalt határértéket, míg a másik fele szorosan megközelíti azt. Tulajdonképpen a kobalt szempontjából e klaszter 30 helyszínből csak néhány tekinthető „tisztának”, mindkettő az utóbbi időben épített játszótér. Kiemelendő a 18. helyszín – a külső városrészben, jómódú kertesházak övezetében fekvő játszótér – melyben a Co mellett a Cr meghaladta az Eikmann Kloke játszótérre vonatkozó határértéket.

A három város adatainak (185 helyszín, 10 fém) együttes klaszteranalízise során 4 klasztert különíthetünk el. Az I. klaszterben az össz minta 2%-a tartozik, nevezetesen a két budapesti (27., 35.) legmagasabb értékekkel rendelkező helyszín, melyek messze kiemelkednek a „mezőnyből”. E két helyszín számos fém esetében többszörösen határértéket meghaladó koncentrációinak köszönhetően a legszennyezettebbnek tekinthető valamennyi vizsgált minta közül. A II. klasztert (össz minta 5%-a) a fentebb már jellemzett újszegedi talajok alkotják, melyek ugyan számos fém esetében meghaladják a határértéket, de messze nem az I. klaszter alkotóira jellemző mértékben. Az össz minta azon 22%-kategORIZÁLHATÓ a III. klaszterbe, melyeknél a Co vagy meghaladja vagy megközelíti a határértéket. Néhány minta esetében e fémhez még egy fém csatlakozik, bár a minták zöme kizárólag a kobaltnál mutat eltérést. A csoport fele-fele arányban tartalmaz játszótéereket (21 db) és parkokat (19 db), tehát a területhasználat eddigi elhanyagolható jelentőségét ismét alátámaszthatjuk. E klaszter 40 mintája közül 29 gyulai eredetű, míg 9 kivétel nélkül a szegedi belvárosi, és 2 pedig a budapesti belvárosi zónából származik. A IV. legnépesebb klaszter a három város együttes össz minta számának 72%-át tartalmazza. Jellemző rájuk, hogy néhány esetben figyelhető meg egy-egy fémnél határérték túllépés vagy megközelítés, de alapvetően e csoport tagjai homogénen tisztának mondhatók. Területhasználat változatlanul irreleváns (64 park, 69 játszótér); a csoportot alkotó 133 mintából a zömét budapestiek (101 db), jóval kisebb részét (29 db) a szegedi panel, referenciaterület (Röske) és az ipari zóna alkotja. Mindazonáltal gyulai talajok közül csak két minta képviselteti magát.

### Eredmények megvitatása

A vizsgált városi talajok alapparamétereinek klaszterezése során döntő szerepe volt a műterméknek, a humusztartalomnak, a textúrának és néhány esetben a karbonátnak, míg a homogén pH és az összes só értékek nem befolyásolták az osztályozás kimenetelét. A felszíni lefedettségétől mentes parki és játszótéri területhasználat jól elkülönül a rájuk jellemző talajtani paraméterek minőségi és mennyiségi sajátosságai alapján.

Általánosságban elmondható, hogy a parki talajokra az ott lévő avartakarót biztosító városi növényzet, valamint helyenként a tudatos, mesterséges szervesanyag-utánpótlás okozta intenzívebb mikrobiális tevékenység magasabb humusz értékeket eredményez, szemben a kitaposott, sokszor tömődött, kopár, humusz szegény játszótéri talajfelszínekkel. Mindamellett a parki minták többségében az agyagos vályog, agyag textúra, általában alacsony műterméktartalom az uralkodó, szemben a játszótérek többségének homok, homokos vályog fizikai féleségével és magas műterméktartalmával. Természetesen kisebb számban az átmeneti kategóriák is megjelennek, nevezetesen a magasabb humusztartalmú, kötöttebb, minimális műtermék tartalommal rendelkező játszótéri, valamint az erősebb textúrájú, mérsékelt humusztartalmú, számottevő műterméktartalmú parki talajok.

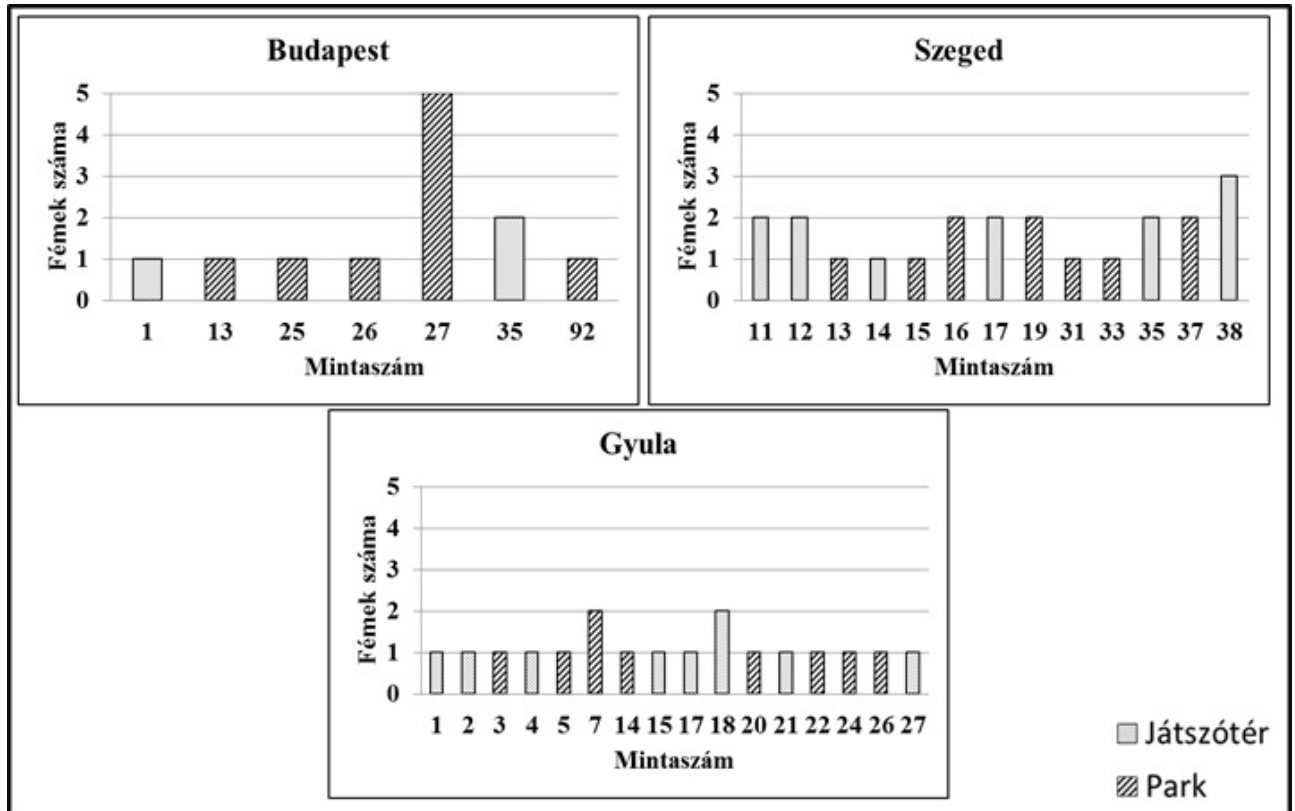
A lépték alapú különbség értékelése során a lokális, egy-egy városon belüli különbségekre kiterjedő elemzésen túl fontosnak tartottuk a regionális eltérések feltárását is. A vizsgált paraméterek elkülönülése kifejezettebb a budapesti minták esetében a tartósabb, intenzívebb, változatosabb antropogén tevékenységeknek köszönhetően. A fővárosi parkok humusszal és mésszel, valamivel jobban ellátottak a vidékiekhez képest, hiszen az általunk vizsgált fővárosi parkok javarésze (pl.: Városliget, Szabadság tér, Kossuth tér, Károlyi kert, Rózsák tere stb.) nagy múlttal rendelkező, igen rendezett állapotú helyszínek. Ennek megfelelően sokszor tetemes humusz (8–15%) tartalommal rendelkeznek a folyamatos, intenzív szervesanyag-utánpótlásnak köszönhetően. Mindazonáltal az is látszik, hogy azok a játszótérek, amelyek e gondozott parkok szomszédságában helyezkedtek el, parki sajátosságokat felvéve, parkokra jellemző karakterisztikát, javuló pufferkapacitást mutatnak. A budapesti, jelentősebb mésztartalom a feltöltött területek esetében a történelmi múlt eredményezte „kultúrréteg”-nek, míg az eredeti talajon fekvőknél a meszesebb genetikai talajtípusnak tulajdonítható. Mindez összecsengést mutat a jelentősebb fővárosi műterméktartalommal, mely a zavartabb helyszíneken szintén fokozhatja az itteni talajok karbonáttartalmát. A budapesti talajok kötöttségi értékei alacsonyabbnak és változatosabbak a szegedi és gyulai helyszínek egyenletesebb, kötöttebb talajaihoz képest. Mindez összefüggést mutat azzal a ténnyel, hogy a vidéki helyszínek játszótéreit, parkjait (kivéve „Ószeged”) sok esetben az eredeti talajfelszínen mindenféle tereprendezés nélkül alakították ki.

Már a helyszíni terepszemlén egyértelmű volt, hogy a fővárosi parkok/játszóterek javarészeiben kellő gyakorisággal végeznek, a talajok minőségére is kiterjedő állagmegóvó és minőségjavító fenntartási munkákat, melyek eredménye jól látszik e helyszínek talajállapotában. Vidéken gyakrabban találoztunk kevésbé ápolts helyszínekkel, mely tény sok esetben visszatükröződik a talajtani paraméterek alakulásában is. Az alapparaméterek esetében a különböző funkciójú zónák hatása nem szignifikáns, de mérsékeltlen megfigyelhető főként a fővárosban, ahol a hosszabb idő, és a meghatározóbb emberi behatás némi talajtani módosulást okozott. A vizsgált fizikai, kémiai paraméterek közül a műtermék az antropogenitást leginkább jelző paraméter, mely a diszturbáltabb területeken (főként belvárosi, ipari, paneles zónákban) számottevőbb mennyiséggel bír. E paraméter alapján a „forró” pontok (I. klaszterek: fővárosi mintákban 12, a szegedi 9, a gyulai 7%) mindhárom város esetében egyhangúan a belvárosi és a panel zónában található, tanúsítva e funkcionális zónák rájuk gyakorolt figyelemre méltó hatását. Ezzel szemben a klaszterek többségénél azt a következtetést lehet levonni, hogy az egyes zónák funkciójának nincs meghatározó jelentősége a talajtulajdonságok alakulásában, nem úgy a helyi tevékenységek milyensége és mennyisége, amelyek alapvetően meghatározzák az egyes talajtani paramétereket.

Mindazonáltal az is elmondható, hogy a vizsgált városok referenciaterületeinek (Dunakeszi, Röske, Gyulavári) egyike sem rendelkezik ingadozó értékekkel, megőrizték közel természetes állapotukat szemben a belső zónáinak technogén talajaival.

A vizsgált paraméterek nehézfémek mobilitását befolyásoló képessége klaszterenként eltérő. Általánosságban elmondható, hogy a zavartabb, elhanyagoltabb helyszínek talajai

(magas műtermékkel, alacsony mésztartalommal, durva textúrával és alacsony humusztartalommal) gyengébb környezeti tompítóképeséggel rendelkeznek egy esetleges nehézfémzennyezéssel esetén, mint az optimális adottságú talajok. Ily módon az esetek többségében megállapítható, hogy játszóterek tápelem és toxikus elem megkötő képessége alacsonyabb, pufferkapacitása gyengébb, mint a parkoké, más szóval a potenciálisan előforduló nehézfémterhelés hatását tompítani vagy közömbösíteni nehezebben képesek.

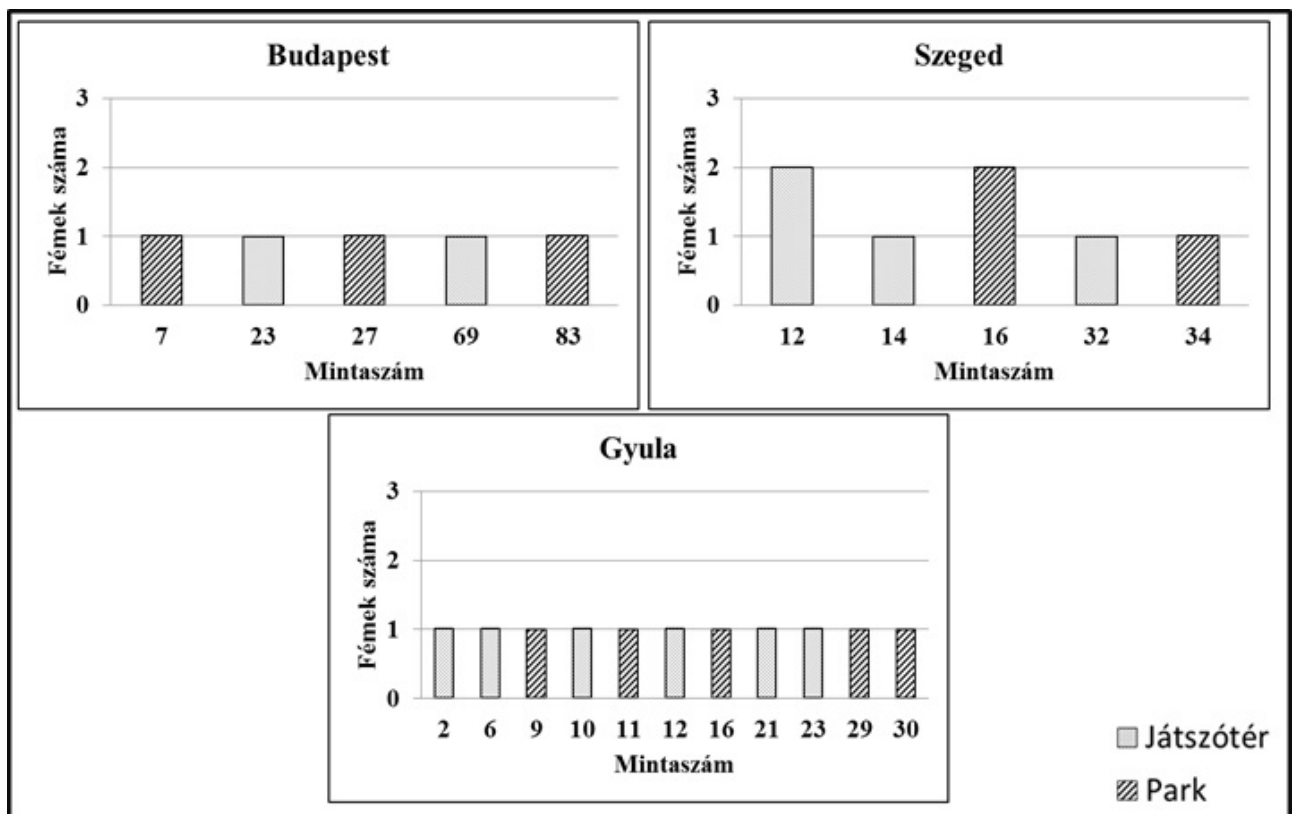


3. ábra B szennyezettséget meghaladó helyszínek  
Figure 3. Sites exceeding B threshold values

**Budapest:** 1. Klauzár tér, 13. Jókai tér, 25. Népliget (Üllői út x Könyves), 26. Népliget (Lengyel sétány), 27. Népliget (Winter-Jakob József sétány), 35. Óbánya park, 92. Nagy L. tér; **Szeged:** 11. Gulácsi tér, 12. Kállay Liget, 13. Kállay Liget, 14. Erdei tér, 15. Fülemlé utca x Hargitai utca, 16. Ökörszem utca, 17. Haladás utca, 19. Holt Maros (Bérgyárt x Szövetség utca), 31. Szent István tér 33., Széchenyi tér 35. Honvéd tér 37., Stefánia Park 38. Roosevelttér; **Gyula:** 1.-5., 7. Törökviszi Ltp. 14. Vár, 15. Várkert utca x Tiborc utca, 17. József Attila tér, 18. Brassói út, 20. Gyöngyvirág tér, 21. Béke tér, 22. Csiga kert, 24. Apor V. tér, 26. Gyulavári, Andrassy kastély parkja 27. Gyulavári Sirály út 38.

Budapesten homogénen alacsony, néhol háttérértéket megközelítő fémtartalom a jellemző, noha a külön klasztert alkotó két szennyezett helyszín markánsan elkülönül a többitől az ún. antropogén fémek (Pb, Zn, Cd, Cu) határértéket meghaladó vagy megközelítő koncentrációi miatt, mely értékekért minden bizonnyal a sűrű közlekedés, az ipari zónában pedig főként az egykori ipari tevékenységek tehetők felelőssé (3. ábra). A csekély iparral rendelkező regionális városban, Szegeden egyértelműen elkülönülnek az újszegedi Fluvisol talajok, melyekben számos fém meghaladta (Ni, Co, Cr) vagy megközelítette (Cd, Ba) a határértéket valószínűsíthetően az ártéri talajanyagnak köszönhetően. Gyulán csak a Co haladta meg a határértéket szinte az összes vizsgált helyszín esetében. Mivel ezen fémértékek eloszlása városszerte egyenletes, kiugró értékek nélkül és a többi fém (egy határértéket meghaladó Cr értéket nem számolva) messze alulmarad a határértékektől, valamint mivel a város főként idegenforgalmi profilú kisváros, jelentősebb ipari tevékenység nélkül, így a

határértéket meghaladó Co koncentrációk valószínűsíthetően háttérkoncentrációnak köszönhető. Mindhárom város esetén jól látszik, hogy a parkok és játszótérek fele-fele arányban oszlanak meg fémkoncentrációk alapján elkülönített klaszterekben. Mindez egyértelművé teszi, hogy a fémszennyezettség szempontjából nincs különbség a fenti két területhasználati kategória között, egyáltalán nem gyakoroltak hatást a vizsgált talajok fémteheltségére, hiszen vannak a fémkoncentráció térbeli eloszlását sokkal dominánsabb meghatározó tényezők (pl.: forgalmas úttól való távolság, ipari tevékenység stb.).



4. ábra B szennyezettséget megközelítő helyszínek (a B érték 90%-nál nagyobb értékek)

Figure 4. Sites approaching B threshold value (> 90% of B value)

**Budapest:** 7. Kossuth tér, 23. Népliget (Kismartoni út), 27. Népliget (Wintel-Jakob József sétány), 69. Hímző utca, 83. Vérhalom tér; **Szeged:** 12. Kállay Liget, 14. Erdei tér, 16. Ókórszem utca, 32. Barók tér, 34. Móra Ferenc Múzeum; **Gyula:** 2., 6. Törökveszi Ltp. 9. Wesselényi tó, 10. 11.Bem tér, 12. Budrió lakótelep, 16. Kossuth x Móricz, 21. Béke tér, 23. Gyóni G. utca, 29. Gyulavári Széchenyi 8., 30. Gyulavári, Bay tér

A funkcionális zónák talajokra gyakorolt hatása érzékelhető Budapesten, mivel az ipari zónában helyezkedik el a két igen kimagasló szennyezett helyszín (összminta 2%-a). Ezenfelül határértéket megközelítő vagy éppen meghaladó koncentrációkat a belvárosban, a panel zónában levő forgalmas terek, utak környezetében is mértünk. Szegeden a vizsgált mintaszámhoz képest, arányában több helyszín (összminta 23%-a) — az „újszegedi” klaszterek — haladta meg a határértéket, mint a fővárosban (4. ábra). A funkcionális zónák szerepe itt már irreleváns, hiszen regionális városként az egyes zónák nem különülnek el markánsan, sokszor a funkciók „erőtlenek”, s ha aktívan jelen is vannak számos esetben keverednek. A lokális tevékenységek, a természeti adottságok hatásai (lásd Újszeged) sokszor még dominánsabbak, mint az ott történt antropogén tevékenységek, hiszen e területek túl „fiatalok” ahhoz, hogy bármilyen itt zajló funkció számottevően befolyásolni tudja őket. Ezt nagyon jól igazolja az a tény, hogy Szegeden a jómódú kertesházás, újszegedi zóna rendelkezik a legszennyezettebb helyszínekkel. Gyula esetében a legkevésbé meghatározó a

funkcionális zónák hatása, bár megemlítendő egy panel és egy belvárosi (a gyulai vár előtti park) zónából került ki két olyan helyszín, amely talajai egyenletesen magas Co koncentráció mellé még egy határértéket meghaladó fém társult. A vizsgált városok referenciaterületei közül egyik sem rendelkezik még határértéket megközelítő koncentrációval sem, mely jól jelzi, hogy e területeket érte a legcsekélyebb emberi hatás.

### Konklúzió

Eredményeink alapul szolgálnak a vizsgált zöld közterek talajminőségének, alapfunkcióinak értékeléséhez és jó kiindulópontot jelenthetnek e talajok jövőbeli kezeléséhez. A játszóterek esetén azonban szigorúbban kell fellépni, mint a parkoknál, hiszen a városi környezetre leginkább jellemző két expozíciós út mellett (dermális kontakt, inhaláció) a játszótereknél a véletlen és szándékos ingeszció szerepe szignifikánsan növeli a humán egészségügyi kockázatot. Így a határértéket szorosan megközelítő játszóterek esetében ugyan beavatkozásra nincs szükség, de elengedhetetlen a folyamatos monitoring, kimutatva ezáltal e talajokban további minőségi romlását és az esetleges emberi egészséget is károsító hatás megjelenését. Azonban mindkét területhasznosítási típus esetén, ha legalább egy fém meghaladja határértéket, akkor egyéb intézkedés, beavatkozás szükségeltetik, hogy elkerüljük az egészségügyi kockázat fokozódását.

A funkcionális zónák talajra gyakorolt hatása a városok nagyságának csökkenésével elhanyagolható, habár jól látszik, hogy a budapesti közterek talajainak állapota a külföldi ilyen irányú kutatások eredményeivel összevetve optimálisnak tekinthető, hiszen globális léptékben kisebb (népesség: 1–10 millió) világvárosok közé tartozó fővárosunkra kevesebb városi stressz hárul. Ugyanakkor, az is elmondható hogy a nagyvárosok emissziós forrásainak száma ugyan magasabb, azonban ez nem szükségszerűen eredményez magasabb fémterhelést. A város mérete tehát nincs feltétlenül összefüggésben a megkapott fémkoncentrációkkal, hiszen számos egyéb faktor jelentősen módosítja, felerősítheti, illetve tompíthatja az adott városrész fémterhelését, kialakítva ezáltal a fémkoncentrációk egy igen heterogén térbeli mintázatát. Mindazonáltal a vidéki területeken nem szabad alulértékelni a háttérkoncentrációk jelentőségét sem, melyek jelentősen átszabhatják azt a preconcepciót, hogy a vidéki kisvárosok, jellegüknél fogva kevésbé szennyezettek.

Az eredményekből tehát csak az összes tényező figyelembevételével szabad következtetéseket levonni. Az egyes városok fémterheltségét pedig csak ugyanazon mintázási stratégia (mélység, mintavétel gyakoriság) és laboratóriumi (ugyanazon feltárás, mérés) módszerek alkalmazás mellett lehet összehasonlítani.

A fentiek ellenére sokszor igen nehéz a szennyeződések forrásának beazonosítása a városi talajok antropogén tevékenységek (feltöltés, elhordás, keverés stb.) eredményezte dinamikus karakterisztikája miatt. Sőt sok esetben a vizsgált fém eredete egyáltalán nem adható meg, hiszen az adott talajanyag magas fémkoncentrációja nem szükségszerűen a helyszín antropogén tevékenységéből vagy a háttérkoncentrációból, hanem akár a városon kívülről (pl.: folyami/antropogén feltöltés Szeged esetében), vagy attól akár jóval távolabbról is származhat. A fémszennyező források térben és időben eltérő dominanciája módosíthatja az eredeti fém minőségi és mennyiségi összetételét és elfedheti az eredeti fémoszlást, a városi talajokat ért fizikai, kémiai degradáció mintázatát.

A közterek, a közparkok, a közterületi játszóterek, a szabadtéri közösségi terek, a települési zöldfelületek kialakítása, felújítása, bővítése során elengedhetetlen fentiek figyelembevétele, hiszen a fő cél a települések magas színvonalú lakó-, pihenő környezetet biztosítsanak lakosaiknak valamint, hogy az itt élők és az ide látogatók komfortérzete javuljon.

### Köszönetnyilvánítás

A kutatás a TÁMOP 4.2.4.A/1-11-1-2012-0001 azonosító számú Nemzeti Kiválóság Program – Hazai hallgatói, illetve kutatói személyi támogatást biztosító rendszer kidolgozása és működtetése országos program című kiemelt projekt keretében zajlott. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósul meg.

### Irodalom

- ANGYAL ZS., KARDOS L. 2012: Nehézfémek vizsgálata különböző kitettségű játszótéri homokozókban III. Települési Környezet Konferencia kötet 246–252.
- BACON, J. R., BERROW, M. L., SHAND, C. A. 1992: Isotopic composition as an indicator of origin of lead accumulations in surface soils. *Int J Environ Anal Chem* 46: 71–76
- BIASIOLI, M., BARBERIS, R., AJMONE-MARSAN, F. 2006: The influence of a large city on some soil properties and metals content. *Sci Total Environ* 356: 154–164.
- BURGHARDT, W. 1994: Soils in urban and industrial environment. *Zeitschrift für Pflanzener-nährung und Bodenkunde* 157: 205–214.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) 2006: Canadian Soil Quality Guidelines for the Protection of Environmental and Human Health) ummary of A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines.
- CHEN, T.B., ZHENG, Y.M., LEI, M., HUANG, Z.C., WU, H.T., CHEN, H., FAN, K.K., YU, K., WU, X., TIAN, Q.Z. 2005: Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere* 60(4): 542–51.
- CULBARD, E., THORNTON, I., WATT, J., WHEATLEY, M., MOORCROFT, S., THOMPSON, M. 1988: Metal contamination in British urban dusts and soils. *J Environ Qual.* 17: 226–234.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) 2006: Guidelines for soil description, Roma.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), IUSS (International Union of Soil Sciences), ISRIC (International Soil Reference and Information Centre) 2007: World reference base for soil resources. A framework for international classification, correlation and communication, Rome, Italy. <http://www.fao.org/ag/Agl/agll/wrb/doc/wrb2006final>.
- FARSANG A., PUSKÁS I. 2007: Városi és ipari területek talajai: Talajok nehézfém tartalmának vizsgálata háttérszennyezettség kimutatására Szegeden. In: Városökológia. (szerk. Mezősi G.) JATEPress, Szeged, pp. 99–117.
- FEJES I., FARSANG A., BARTA K. 2013: Antropogén talajok sajátosságai a talajszennyezés vertikális terjedésében: a háromfázisú zóna transzportfolyamatainak modellezése városi területen. *Talajvédelem Különszám* 169–178.
- FIGUEIREDO, A.M.G., NOGUEIRO, C.A., SAIKI, M., MILIAN, F.M., DOMINGOS, N. 2007: Assessment of atmospheric metallic pollution in the metropolitan region of São Paulo, Brazil, employing *Tillandsia usneoides* L. as biomonitor. *Environ. Pollut.* 145: 279–292.
- GUNEY, M., ZAGURY, G. J., DOGAN, N., ONAY, T. T. 2010: Exposure assessment and risk characterization from trace elements following soil ingestion by children exposed to playgrounds, parks and picnic areas. *Journal of Hazardous Materials*, 182(1–3): 656–664.
- LJUNG, K. 2006: Metals in urban playground soils. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Science, Uppsala p. 67.
- LJUNG, K., SELINUS, O., OTABBONG, E. 2006: Metals in soils of children's urban environments in the small northern European city of Uppsala. *Science of The Total Environment* 366(2–3): 749–759.
- LUO, X. S., YU, S., ZHU, Y. G., LI, X. G. 2012: Trace metal contamination in urban soils of China. *Sci Total Environ.* 421–422: 17–30.
- KÁDÁR I. 1998: A szennyezett talajok vizsgálatáról. Kármentesítési kézikönyv II. Környezetvédelmi minisztérium, p.151.
- KUMPIENE, J., BRÄNNVALL, E., TARAŠKEVIČIUS, R., AKSAMITAUSKAS, Č., ZINKUTĖ, R. 2011: Spatial variability of topsoil contamination with trace elements in Preschools in Vilnius, Lithuania. *Journal of Geochemical Exploration* 108(1): 15–20.
- MAHALANOBIS, P. C. 1936: On the generalized distancein statistics. *Proceedings of the National Institute of Science of India*, 12: 49–55.
- MADRID, L., DÍAZ-BARRIENTOS, E., MADRID, F. 2002: Distribution of heavy metal content of urban soils in parks of Seville. *Chemosphere* 49: 1301–1308.
- MAKRA, L., SÁNTA, T., MATYASOVSKY, I., DAMIALIS, A., KARATZAS, K., BERGMANN, K.C., VOKOU, D. 2010: Airborne pollen in three European cities: Detection of atmospheric circulation pathways by applying



- three-dimensional clustering of backward trajectories. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 115, D24220, doi:10.1029/2010JD014743.
- MAKRA, L., MIKA, J., BARTZOKAS, A., BÉCZI, R., BORSOS, E., SÜMEGHY, Z. 2006: An objective classification system of air mass types for Szeged, Hungary with special interest to air pollution levels. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 92(1–2), 115–137.
- MCKONE, T. E., DANIELS, J. I. 1991: Estimating human exposure through multiple pathways from air, water and soil. *Regul Toxicol Pharmacol* 13: 36–61.
- MANTA, D. S., ANGELONE, M., BELLANCA, A., NERI, R., SPROVIERIA, M. 2002: Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. *Science of The Total Environment*. 300(1–3): 229–243.
- MASSAS, I., EHALIOTIS, C., KALIVAS, D., PANAGOPOULOU, G. 2010: Concentrations and Availability Indicators of Soil Heavy Metals; the Case of Children’s Playgrounds in the City of Athens (Greece). *Water Air Soil Pollution* 212: 51–63.
- MATYASOVSKY, I., MAKRA, L., BÁLINT, B., GUBA, Z., SÜMEGHY, Z. 2011: Multivariate analysis of respiratory problems and their connection with meteorological parameters and the main biological and chemical air pollutants. *Atmospheric Environment*, 45(25): 4152–4159.
- MIGUEL, D. E., IRIBARREN, I., CHACÓN, E., ORDOÑEZ, A., CHARLESWORTH, S. 2007: Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain). *Chemosphere* 66(3): 505–513.
- MSZ 21470-50:2006, 2006: Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Az összes és az oldható toxikus elem-, a nehézfém- és a króm (VI) tartalom meghatározása. Magyar Szabványügyi Testület.
- MSZ-08-0205:1978., 1978: A talaj fizikai és vízgazdálkodási tulajdonságainak vizsgálata. Magyar Szabványügyi Testület.
- MSZ-08-0206-2:1978., 1978: A talaj egyes kémiai tulajdonságainak vizsgálata. Laboratóriumi vizsgálatok. (pH-érték, szódában kifejezett fenoltalein lúgosság, vízben oldható összes só, hidrolitos ( $y_1$ -érték) és kicserélődési aciditás ( $y_2$ -érték)). Magyar Szabványügyi Testület.
- MSZ 21470-52:1983., 1983: Környezetvédelmi talajvizsgálatok. Talajok szervesanyag-tartalmának meghatározása. Magyar Szabványügyi Testület.
- OTTESEN, R. T., ALEXANDER, J., LANGEDAL, M., HAUGLAND, T., HØYGAARD, E. 2008: Soil pollution in day-care centers and playgrounds in Norway: national action plan for mapping and remediation. *Environ Geochem Health* 30: 623–637.
- PUSKÁS I. 2008: Városaink talajai: A szegedi talajok komplex értékelése és osztályozása. Doktori (PhD) Értekezés, SZTE Természettudományi és Informatikai Kar, Szeged.
- RADÓ D. 1985: Budapesti parkok és terek. Magyar Nemzeti Galéria, p. 179.
- STEFANOVITS P., FILEP GY., FÜLEKY GY. 1999: Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- 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.
- ZEHNER, K. 2001: Stadtgeographie. Klett-Perthes, Gotha und Stuttgart. p. 239.
- 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.

HTTP1: [www.beszedesparkok.hu/ohegy\\_park/](http://www.beszedesparkok.hu/ohegy_park/)

## EVALUATION OF SOIL CONDITIONS IN URBAN GREEN AREAS BASED ON FUNCTIONAL ZONES

I. PUSKÁS<sup>1</sup>, A. FARSANG<sup>1</sup>, Z., CSÉPE<sup>2</sup>, M. BARTUS<sup>1</sup>

<sup>1</sup>University of Szeged, Department of Physical Geography and Geoinformatics  
Szeged, Hungary, POB 653, Szeged H-6701, e-mail: puskas@geo.u-szeged.hu

<sup>2</sup>University of Szeged, Department of Climatology and Landscape Ecology  
Szeged, Hungary, POB 653, Szeged H-6701

**Keywords:** public soils, urban function, heavy metals, health risk

The topsoil of urban public green areas contains fewer pollutants than topsoil in industrial installations or areas close to roads. However, more significant human health risks can be detected in these green areas due to more exposure pathways (ingestion, dermal contact, inhalation). In the present study composite surface samples (0-5 cm, from 10-15 subsoil samples) were collected from public parks and playgrounds in three Hungarian cities in order to determine effects of human activities on soils and evaluate their buffering capacity. Chemical, physical soil properties influencing metal mobility and pseudo total metal content were measured. Relationships between metal concentrations, soil properties as well as spatial distribution were revealed using optimal cluster selection. 20% of the studied samples exceeded the threshold values allowed in Hungary in at least one, if not more metals. This research helps us understand that with the help qualitative and quantitative evaluation, we can provide spatial patterns of metal contamination and give potential emission sources.