

Mirjana Antonijević Nikolić<sup>1\*</sup>, Jelena Đuričić Milanković<sup>1</sup>,  
Đorđe Nikolić<sup>2</sup>, Dušan Stanojević<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Akademija strukovnih studija Šabac, Odsek za medicinske i  
poslovno-tehnološke studije, Šabac, Srbija

<sup>2</sup>HBIS GROUP Serbia Iron & Steel doo. Beograd, ogranak  
Šabac, Šabac, Srbija

Naučni rad

ISSN 0351-9465, E-ISSN 2466-2585

UDC:351.777.8:631.416.8:608.32:502/504

<https://doi.org/10.5937/zasmat2102083A>



Zastita Materijala 62 (2)  
83 - 94 (2021)

## Sadržaj elemenata u tragu u urbanom zemljištu Šapca i procena ekološkog rizika

### IZVOD

Ovaj rad se bavi procenom kontaminacije urbanog zemljišta u Šapcu elementima u tragu. Sa lokacija tri gradska parka u urbanoj zoni sakupljeno je ukupno 32 uzorka površinskog sloja zemljišta (do 10 cm dubine). Pseudototalne koncentracije sedam elemenata: bakra (Cu), olova (Pb), kobalta (Co), nikla (Ni), mangana (Mn), kadmijuma (Cd) i hroma (Cr) određene su u uzorcima posle digestije u smesi kiselina (HCl/HNO<sub>3</sub>), korišćenjem atomske apsorpcione spektrofotometrije. Zastupljenost elemenata u analiziranim uzorcima zemljišta je bila: Mn >> Pb > Cr > Ni > Cu > Co > Cd. Korelaciona analiza je pokazala dobru korelisanost parova elemenata Cu – Pb, Cu – Cd i Pb – Cd, dok su klusterskom analizom izdvojene dve glavne grupe elemenata. Prva grupa je uključivala Pb, Cd i Cu, što je ukazivalo da ovi elementi potiču iz antropogenih izvora, dok su preostali elementi verovatno geogenog porekla. Na osnovu dobijenih rezultata izvršena je procena nivoa kontaminacije zemljišta elementima u tragu, kao i procena ekološkog rizika. Srednje vrednosti faktora kontaminacije ukazuju da je zemljište sa sve tri ispitivane lokacije kontaminirano Pb i Cd. Od svih elemenata najveći potencijalni ekološki rizik ima Cd.

**Ključne reči:** urbano zemljište, elementi u tragu, zagađenje, Šabac

### 1. UVOD

Zemljište je nastalo kao rezultat dugotrajnih promena raspadanja matičnog supstrata, biljnih i životinjskih organizama. Ono je složeni heterogeni sistem sastavljen od mineralne i organske čvrste materije, tečnih i gasovitih komponenti i živih organizama [1]. Kao i ostali segmenti životne sredine izloženo je nizu negativnih prirodnih i antropogenih uticaja. Urbana zemljišta su više izložena uticaju ljudskih delatnosti što su mnoga istraživanja i pokazala, jer su zemljišta u blizini puteva i industrijskih zona više zagađena od zemljišta u ruralnim područjima [2-4]. U površinskim horizontima zemljišta često se mogu naći brojne neorganske zagađujuće supstance, među njima i elementi u tragu.

Elementi u tragu se prirodno nalaze u zemljištu kao rezultat raspadanja matičnog supstrata. Pored toga, u površinskim horizontima zemljišta često se mogu naći i elementi koji nisu geohemijskog, već antropogenog porekla. Ovi elementi su dospeli u zemljište kao posledica različitih ljudskih aktivnosti, uključujući industriju i emisije iz saobraćaja, sagorevanje fosilnih goriva, odlaganje otpada, rudarstvo i poljoprivredu [1]. Poslednjih decenija povećanje gustine saobraćaja i razvoj automobilske industrije dovode do značajnog i konstantnog rasta emisija elemenata vezanih za saobraćaj (*traffic-related elements* - TREs) jer se u životnu sredinu različitim mehanizmima oslobađaju elementi koji ulaze u sastav različitih aditiva, delova automobila ili ulja [5]. Pored emisija iz lokalnih izvora zagađenja, transport polutanata na velike udaljenosti takođe može doprineti zagađenju zemljišta atmosferskim taloženjem [6]. Pošto elementi u tragu nisu biorazgradivi, oni imaju tendenciju nakupljanja u životnoj sredini [7], i stoga prisustvo u zemljištu predstavlja dokaz zagađenja u dužem vremenskom periodu [8].

Zbog kontinuirane urbanizacije i industrijalizacije u mnogim delovima sveta elementi u tragu se kontinuirano emituju u urbano zemljište i pred-

\*Autor za korespondenciju: Mirjana Antonijević Nikolić

Email: [mantonijevicnikolic@vmppts.edu.rs](mailto:mantonijevicnikolic@vmppts.edu.rs); [nikanto@ptt.rs](mailto:nikanto@ptt.rs)

Rad primljen: 19. 09. 2020.

Rad korigovan: 05. 12. 2020.

Rad prihvaćen: 15. 12. 2020.

Rad je dostupan na sajtu: [www.idk.org.rs/casopis](http://www.idk.org.rs/casopis)

stavljaju potencijalnu pretnju po zdravlje ljudi. Neki poput Cu, Fe, Mn, Zn su veoma zastupljeni u našem okruženju i neophodno je da budu prisutni u maloj količini da bi organizam normalno funkcionisao (mikronutrijenti). Sa druge strane, u elemente u tragu spadaju i potencijalno veoma toksične supstance (Pb, Cd, As) koje imaju štetno dejstvo i u vrlo niskim koncentracijama [9]. Agencija za zaštitu životne sredine SAD je, na osnovu njihove potencijalne opasnosti po zdravlje ljudi, ustanovila da Pb, Cr, Ni, Zn, Cd, Cu, Hg, Ag, Tl predstavljaju najopasnije elemente [10]. Neki od ovih elemenata imaju i kancerogene efekte. Tako, prema IARC klasifikaciji (*International Agency for Research on Cancer*) Cd, Ni, jedinjenja Cr(VI) i As spadaju u grupu 1 humanih kancerogena, za koje je negativan efekat po ljude dokazan [11], Pb je klasifikovano kao klasa 2A, što označava da verovatno ima kancerogeni efekat za ljude [11].

Iz navedenih razloga u svetu se poslednjih decenija pored obradivog zemljišta, ispituje i kvalitet urbanog zemljišta u mnogim gradovima, gde su analizirana zemljišta parkova, dečjih igrališta i ostalih zelenih površina kako bi se sagledao uticaj kvaliteta urbanog zemljišta na zdravlje ljudi [12-18]. U celom svetu velika pažnja se posvećuje problemu zagađenja urbanog zemljišta elementima u tragu, koji u organizam najčešće dospevaju preko vode, preko lanca ishrane ili udisanjem. U urbanim sredinama, udisanjem suspendovanih čestica prašine, čestica nastalih od trenja automobilskih guma, izduvnih gasova ili u direktnom kontaktu sa

zemljištem, ovi elementi mogu dospeti u ljudski organizam [19-21].

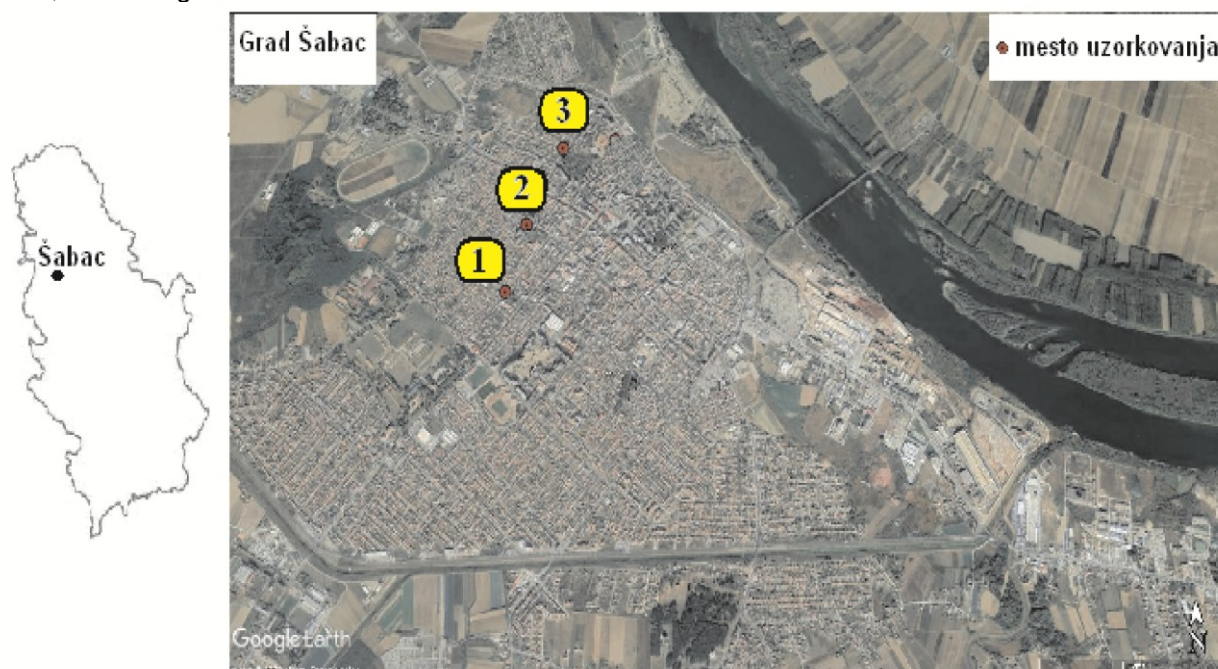
Podaci o kvalitetu urbanog zemljišta i sadržaju elemenata u tragu na teritoriji Republike Srbije postoje u literaturi za urbana zemljišta u Beogradu i Novom Sadu [22,23].

U prethodnom periodu na teritoriji Šapca nije postojalo sistematsko praćenje kvaliteta urbanog zemljišta i ne postoje podaci o obimu zagađenja neorganskim zagađujućim supstancama. Cilj ovog rada je bio određivanje pseudototalne koncentracije elemenata u tragu u površinskom sloju zemljišta u gradskim parkovima čije su lokacije date na Slici 1.

## 2. EKSPERIMENTALNI DEO

### 2.1. Oblast ispitivanja

Grad Šabac nalazi se u zapadnoj Srbiji na obali reke Save, 44°45'21" SGŠ; 19°41'38" IGD. Prostire se na površini od 795 km<sup>2</sup> i ima oko 120.000 stanovnika. U industrijskoj zoni nalazi se nekadašnji gigant hemijske industrije HI "Zorka", koja danas delom postoji u obliku samostalnih preduzeća sličnih delatnosti, ali manjeg obima rada. U literaturi ne postoje podaci o sistematskom praćenju kvaliteta urbanog zemljišta koje je decenijama bilo izloženo uticaju industrije locirane u neposrednoj blizini grada, sagorevanju fosilnih goriva i sve većem broju automobila.



Slika 1. Mapa Šapca sa lokacijama mesta uzorkovanja

Figure 1. Map of the Šabac with location of sampling sites

## 2.2. Uzorkovanje i analitičke procedure

Sa tri lokacije u gradu (tri gradska parka) koje se nalaze u različitim delovima urbane zone Šapca sakupljeno je ukupno 32 uzorka (po 10 uzoraka sa lokacija 1 i 2, i 12 uzoraka sa lokacije 3). Uzorkovan je površinski sloj zemljišta do 10 cm dubine, površine 20x20 cm. Temperatura pri kojoj je uzorkovanje izvršeno bila je 6 °C. Uzorci su transportovani u laboratoriju u plastičnim kesama. Strana tela iz uzoraka su uklonjena mehanički i uzorci zemljišta sušeni su na vazduhu na sobnoj temperaturi (20±2 °C) tokom 14 dana. Osušeno zemljište je usitnjeno i prosejano u skladu sa ISO 11464 (2006), i za analize je korišćena frakcija manja od 2 mm.

### 2.2.1. Određivanje sadržaja elemenata u tragu

Uzorci osušenog i prosejanog zemljišta razarani su digestijom u smesi kiselina (HCl/HNO<sub>3</sub>, 1:3 v/v). Oko 1 g zemljišta razoren je sa 18 ml koncentrovane HCl (p.a. 35%, Lach-Ner, Czech Republic) i 6 ml koncentrovane HNO<sub>3</sub> (p.a. 65%, Merck, Germany) refluktovanjem na vodenom kupatilu u toku 2 časa. Hladna suspenzija je filtrirana u normalne sudove od 50 ml i dopunjena do oznake dejonizovanom vodom [24]. Pseudototalna koncentracija: bakra (Cu), olova (Pb), kobalta (Co), nikla (Ni), mangana (Mn), kadmijuma (Cd) i hroma (Cr) u uzorcima određena je atomskom apsorpcionom spektrofotometrijom na PERKIN-ELMER AAS-5100/PC spektrofotometru, United States. Za izradu kalibracionih dijagrama korišćeni su standardni rastvori Cu, Pb, Co, Ni, Mn, Cd i Cr odgovarajućih koncentracija. Za svaki uzorak su sprovedena tri uzastopna merenja.

### 2.2.2. Faktor kontaminacije (CF)

Na osnovu faktora kontaminacije zemljišta (CF) moguće je proceniti nivo kontaminacije zemljišta elementima u tragu. CF se izračunava po jednačini [25]:

$$CF = C_m \text{ uzorak} / C_m \text{ Zemljina kora}$$

gde je  $C_m \text{ uzorak}$  - koncentracija elementa u uzorku,  $C_m \text{ Zemljina kora}$  - koncentracija odgovarajućeg elementa u Zemljinoj kori. Na osnovu vrednosti faktora kontaminacije može se izvršiti procena kontaminacije zemljišta: ako je  $CF < 1$ , niska kontaminacija; 1-3, umerena kontaminacija; 3-6, znatna kontaminacija;  $> 6$ , vrlo kontaminirano zemljište [25]. Sadržaji analiziranih elemenata u Zemljinoj kori uzeti su iz literature [26, 27].

### 2.2.3. Ekološki rizik (ER)

Faktori potencijalnog ekološkog rizika (ER) različitih elemenata i indeksi potencijalnog ekološkog rizika (ERI) izračunati su prema Hakansonu [28].

Faktor potencijalnog ekološkog rizika datog kontaminanta (ER) je definisan kao:

$$ER = TRF(C_i/C_0)$$

gde je TRF faktor toksičnog dejstva za određenu supstancu (Cd = 30, Pb = Cu = Ni = 5; Cr = 2; Zn = Mn = 1) [29],  $C_i$  predstavlja sadržaj elementa u uzorku, a  $C_0$  je sadržaj odgovarajućeg elementa u poljoprivrednom zemljištu (vrednosti su uzete iz Izveštaja o stanju zemljišta u Republici Srbiji) [30].

Indeks potencijalnog ekološkog rizika (ERI) predstavlja sumu individualnih faktora ekološkog rizika (ER) svih elemenata. ERI se može izraziti kao:

$$ERI = \sum_{i=1}^n ER$$

### 2.2.4. Statistička obrada podataka

Parametri deskriptivne statistike za uzorke zemljišta izračunati su u programu Microsoft Office Excel 2010. Zbog manjeg broja uzoraka, odstupanja dobijenih rezultata od normalne raspodele i zbog činjenice da je neparametrijska korelaciona analiza manje osetljiva na pojavu ekstremnih i netipičnih vrednosti (*outliers*) radi ispitivanja veza između analiziranih elemenata u zemljištu izračunati su Spearman-ovi koeficijenti korelacije. Korelaciona, kao i klusterska analiza sprovedene su na ukupnom skupu podataka u programu IBM SPSS verzija 23.

## 3. REZULTATI I DISKUSIJA

Dobijeni rezultati sadržaja elemenata u tragu u uzorcima analiziranog zemljišta dati su u Tabeli 1, sa osnovnim statističkim parametrima za dobijeni skup podataka.

Zastupljenost elemenata u analiziranim uzorcima zemljišta je bila: Mn >> Pb > Cr > Ni > Cu > Co > Cd. U cilju procene zagađenosti zemljišta rezultati su upoređeni sa graničnim vrednostima datim u Uredbi o programu sistematskog praćenja kvaliteta zemljišta, indikatorima za ocenu rizika od degradacije zemljišta i metodologiji za izradu remedijacionih programa, Službeni glasnik Republike Srbije, br.88/2010 [31]. Od svih analiziranih elemenata samo je koncentracija Cr u svim uzorcima bila ispod granične vrednosti (100 mg/kg) propisane Uredbom. Rezultati su takođe upoređeni sa vrednostima za poljoprivredno zemljište datim u Izveštaju o stanju zemljišta u Republici Srbiji [30]. Dobile koncentracije elemenata u analiziranom urbanom zemljištu su uglavnom veće od vrednosti datih u Izveštaju, zbog antropogenih aktivnosti koje se odvijaju u urbanim sredinama. Pored toga u Tabeli 2 prikazano je poređenje dobijenih rezultata sa sadržajem analiziranih elemenata u zemljištu nekih evropskih gradova.

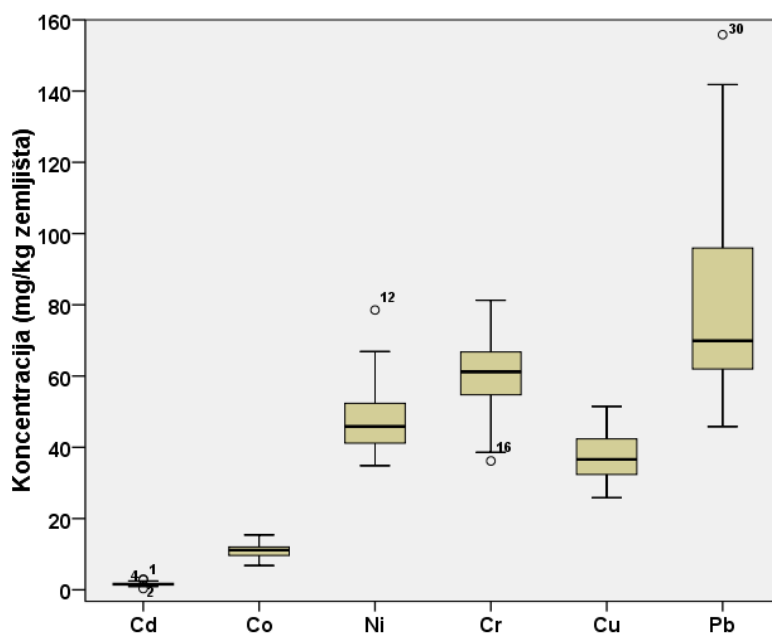
Tabela 1. Sadržaj elemenata u tragu (mg/kg) u urbanom zemljištu u Šapcu

Table 1. The content of trace elements (mg/kg) in urban soil in Šabac

| Lokacija | Uzorak                             | Cu      | Pb    | Co    | Ni   | Mn     | Cd   | Cr    |
|----------|------------------------------------|---------|-------|-------|------|--------|------|-------|
|          |                                    | [mg/kg] |       |       |      |        |      |       |
| 1        | 1                                  | 34,8    | 54,9  | 8,5   | 43,5 | 496,7  | 1,0  | 72,1  |
|          | 2                                  | 41,4    | 77,6  | 10,6  | 38,8 | 633,6  | 1,5  | 56,6  |
|          | 3                                  | 46,3    | 77,7  | 11,6  | 54,2 | 832,9  | 1,6  | 61,8  |
|          | 4                                  | 43,6    | 61,3  | 12,6  | 40,9 | 699,1  | 1,4  | 59,6  |
|          | 5                                  | 28,6    | 59,7  | 10,9  | 53,1 | 541,8  | 1,7  | 81,3  |
|          | 6                                  | 40,8    | 56,1  | 11,5  | 45,7 | 719,5  | 1,8  | 65,4  |
|          | 7                                  | 33,7    | 105,9 | 8,7   | 37,7 | 543,8  | 1,2  | 61,8  |
|          | 8                                  | 51,5    | 155,8 | 9,8   | 38,4 | 545,3  | 2,0  | 71,1  |
|          | 9                                  | 30,4    | 67,9  | 12,6  | 43,0 | 539,0  | 1,8  | 59,4  |
|          | 10                                 | 36,7    | 77,4  | 8,7   | 39,9 | 566,7  | 1,8  | 73,9  |
| 2        | 11                                 | 28,0    | 62,8  | 11,6  | 46,0 | 615,0  | 0,9  | 54,9  |
|          | 12                                 | 41,7    | 70,1  | 11,6  | 44,4 | 613,4  | 1,2  | 61,3  |
|          | 13                                 | 32,8    | 78,0  | 11,7  | 52,0 | 620,8  | 1,2  | 49,7  |
|          | 14                                 | 33,6    | 68,1  | 13,1  | 47,9 | 676,3  | 1,3  | 36,2  |
|          | 15                                 | 34,8    | 68,9  | 12,8  | 48,2 | 674,8  | 1,4  | 48,2  |
|          | 16                                 | 29,3    | 72,2  | 10,8  | 41,6 | 704,1  | 1,3  | 45,9  |
|          | 17                                 | 40,4    | 86,0  | 12,2  | 39,7 | 663,5  | 1,4  | 69,4  |
|          | 18                                 | 40,3    | 67,7  | 11,2  | 40,6 | 955,7  | 1,4  | 71,1  |
|          | 19                                 | 41,5    | 69,7  | 10,0  | 34,8 | 593,7  | 1,8  | 61,0  |
|          | 20                                 | 42,3    | 67,6  | 11,1  | 60,8 | 551,8  | 1,8  | 71,0  |
| 3        | 21                                 | 44,2    | 141,8 | 11,0  | 44,7 | 670,2  | 2,8  | 38,6  |
|          | 22                                 | 36,6    | 133,4 | 11,7  | 49,0 | 809,6  | 3,0  | 46,7  |
|          | 23                                 | 46,6    | 132,2 | 10,8  | 51,1 | 641,3  | 2,2  | 43,3  |
|          | 24                                 | 25,9    | 45,8  | 14,0  | 52,7 | 900,5  | 0,3  | 61,0  |
|          | 25                                 | 31,1    | 54,5  | 14,6  | 54,8 | 754,5  | 1,2  | 58,2  |
|          | 26                                 | 35,1    | 72,5  | 15,4  | 66,9 | 1038,1 | 1,6  | 61,5  |
|          | 27                                 | 42,4    | 62,7  | 9,5   | 41,5 | 1016,4 | 1,6  | 65,0  |
|          | 28                                 | 43,8    | 119,4 | 6,8   | 46,7 | 655,4  | 2,3  | 65,5  |
|          | 29                                 | 36,5    | 116,4 | 8,0   | 45,6 | 918,9  | 2,5  | 63,9  |
|          | 30                                 | 28,6    | 53,8  | 11,8  | 54,1 | 957,0  | 1,5  | 68,0  |
|          | 31                                 | 46,1    | 135,3 | 7,5   | 47,4 | 541,3  | 1,6  | 55,1  |
|          | 32                                 | 32,0    | 49,1  | 9,5   | 78,5 | 744,3  | 1,6  | 54,5  |
|          | Sred. Vred.                        | 37,6    | 82,0  | 11,0  | 47,6 | 701,0  | 1,6  | 59,8  |
|          | Medijana                           | 36,6    | 69,9  | 11,1  | 45,8 | 666,9  | 1,6  | 61,2  |
|          | Min.                               | 25,9    | 45,8  | 6,8   | 34,8 | 496,7  | 0,3  | 36,2  |
|          | Maks.                              | 51,5    | 155,8 | 15,4  | 78,5 | 1038,1 | 3,0  | 81,3  |
|          | Stan. Dev.                         | 6,5     | 30,4  | 2,0   | 9,0  | 152,4  | 0,5  | 10,5  |
|          | Asimetrija raspodele<br>(skewness) | 0,05    | 1,12  | -0,06 | 1,57 | 0,84   | 0,51 | -0,42 |
| [30]     | Granična vred.                     | 36      | 85    | 9     | 35   | -      | 0,8  | 100   |
| [30]     | Remedijaciona vred.                | 190     | 530   | 240   | 210  | -      | 12   | 380   |

Na osnovu dobijenih rezultata (tabela 1) može se uočiti da je najveći opseg vrednosti koncentracija uočen za Mn od 496,7 do 1038,1 mg/kg, i Pb od 45,8 do 155,8 mg/kg. Medijane su za ova dva elementa značajno niže od srednjih vrednosti (tabela 1) što je u skladu sa velikim oscilacijama izmerenih koncentracija, ukazujući da postoje netipične vrednosti (slika 2). To je u skladu i sa većim vrednostima standardne devijacije za ove

elemente [32], što može ukazati da vode poreklo iz antropogenih izvora [33]. Velika asimetrija raspodele (*skewness*) uočena je za Ni (1,57) i Pb (1,12). Za ostale metale ove vrednosti su manje od 1 što ukazuje da je distribucija homogena (kod većine metala medijana je niža od srednje vrednosti). Takođe se uočavaju i male vrednosti standardne devijacije što takođe ukazuje na to da su skupovi podataka homogeniji [32].



Slika 2. Raspodela koncentracija elemenata (mg/kg zemljišta) sa medijanama, interkvartilnim rasponima (IQR) ( $Q_1$ -25-tom percentilu i  $Q_3$ -75-tom percentilu), minimalnim, maksimalnim i netipičnim vrednostima - ° ( $> 1,5 IQR$ )

Figure 2. Distribution of element concentrations (mg/kg of soil) with medians, interquartile range (IQR) ( $Q_1$ - 25th percentile and  $Q_3$  – 75th percentile), min, max and outliers – ° ( $> 1.5IQR$ )

### 3.1. Pseudototalna koncentracija elemenata u tragu

Od ispitivanih elemenata u tragu Pb i Cd se ubrajaju u grupu vrlo toksičnih elemenata, jer u malim količinama štetno deluju na životinje i čoveka. Granična vrednost olova u zemljištu u Republici Srbiji je 85 mg/kg što je definisano Uredbom [31]. Od ukupnog broja analiziranih uzoraka u devet uzoraka koji se nalaze na lokacijama 1 i 3 sadržaj olova u zemljištu je bio iznad graničnih vrednosti. To se može objasniti samom lokacijom ova dva parka u odnosu na park 2 u gradu, kao i rasporedom tačaka uzorkovanja. Parkovi 1 i 3 su okruženi frekventnim gradskim saobraćajnicama. Park 1 je lociran uz prometnu, Masarikovu ulicu koja je važan putni pravac za mnoga pocerska sela, park

3 se nalazi u ulici koja je obilaznica oko centra grada prema mnogim mestima u Mačvi. Tačke uzorkovanja u kojima je povećan sadržaj Pb nalaze se u blizini frekventnih ulica u odnosu na preostale analizirane uzorke sa ovih lokacija (1 i 3). U uzorcima u kojima je sadržaj Pb manji od granične vrednosti, sadržaj je u intervalu od 45,8 do 78,0 mg/kg. Prosečan sadržaj u poljoprivrednom zemljištu Republike Srbije objavljen u Izveštaju o stanju zemljišta u Republici Srbiji iz 2009 je oko 40 mg/kg, međutim, povećan sadržaj Pb je takođe dobijen oko većih saobraćajnica [30] ukazujući da je saobraćaj važan antropogeni izvor ovog elementa.

U tabeli 2 prikazani su rezultati dobijeni u ovom radu kao i vrednosti pseudototalne koncentracije elemenata u tragu u nekoliko evropskih gradova.

Tabela 2. Srednje vrednosti sadržaja elemenata u tragu (mg/kg) u uzorcima površinskog sloja zemljišta u nekoliko evropskih gradova i Šapca

Table 2. Average values of trace element content (mg / kg) in surface soil samples in several European cities and Šabac

| Grad                 | Cu    | Pb    | Co   | Ni   | Mn    | Cd    | Cr   | Literaturni izvor |
|----------------------|-------|-------|------|------|-------|-------|------|-------------------|
|                      | mg/kg |       |      |      |       |       |      |                   |
| Šabac                | 37,6  | 82,0  | 11,0 | 47,6 | 701,0 | 1,6   | 59,8 | Ovo istraživanje  |
| Beograd              | 46,3  | 298,6 | 16,5 | -    | 417,6 | 1,8   | -    | [22]              |
| Zagreb               | 63,8  | 85,2  | 21,0 | 39,6 | 959   | 0,413 | 72,7 | [34]              |
| Napulj               | 74    | 262   | -    | -    | -     | -     | 11   | [35]              |
| Sevilja              | 68,2  | 137   | -    | 21,9 | 471   | -     | 39,4 | [36]              |
| Bristol <sup>#</sup> | 59,9  | 796,1 | -    | 29,5 | 699,3 | 2,8   | 38,4 | [37]              |

<sup>#</sup>Navedene su vrednosti mediana

Srednje vrednosti koncentracija Pb u uzorcima zemljišta urbanih parkova u drugim evropskim gradovima su u opsegu od 85,2 mg/kg u Zagrebu [34] do 796,1 mg/kg u Bristolu [37] (Tabela 2).

Sadržaj Cd u uzorcima zemljišta je bio u intervalu od 0,3 do 3,0 mg/kg. U skoro svim uzorcima sadržaj Cd je iznad granične vrednosti (0,8 mg/kg) koliko je propisano Uredbom [31], izuzev jednog uzorka sa lokacije 3 u kojoj je izmerena vrednost koncentracije iznosila 0,3 mg/kg. Poznato je da ovaj element imao široku primenu u industriji boja, proizvodnji plastičnih masa i za izradu baterija. Može se naći u povećanim koncentracijama u zemljištu pored puteva, jer ulazi u sastav motornih ulja i guma [33]. Na osnovu Izveštaja o stanju zemljišta u Republici Srbiji iz 2009, prosečan sadržaj Cd u zemljištu centralne Srbije je 0,805 mg/kg [30]. Sagorevanje uglja i drumski saobraćaj, a posebno habanje guma, verovatno su važni izvori emisije Cd u urbanim područjima i razlog su povećanih vrednosti u analiziranim uzorcima [38]. Opseg izmerenih koncentracija Cd u analiziranim uzorcima sličan je opsegu koncentracija Cd izmerenim u beogradskim parkovima i zelenim površinama (1,1-3,1 mg/kg Cd) [22].

Sadržaj bakra u analiziranom zemljištu je od 25,9 do 51,5 mg/kg. U 16 uzoraka sadržaj bakra je iznad dozvoljenih vrednosti definisanim Uredbom (36 mg/kg) [31], na osnovu čega se može pretpostaviti da je 50 % uzoraka zemljišta u parkovima zagađeno bakrom. Prosečna vrednost u poljoprivrednom zemljištu na teritoriji Republike Srbije je 27 mg/kg, na osnovu Izveštaja o stanju zemljišta u Republici Srbiji [30]. Izvori emisije Cu uglavnom su povezani sa saobraćajem, kao što je na primer abrazija kočnica [39,40]. U drugim evropskim gradovima (Tabela 2) izmerene

koncentracije Cu su u opsegu od 46,3 mg/kg u Beogradu [22] do 74 mg/kg u Napulju [35].

Pseudototalna koncentracija nikla je u svim analiziranim uzorcima u intervalu 34,8 do 78,5 mg/kg, što je jednako ili je iznad granične vrednosti (35 mg/kg) date u Uredbi. Analiza stanja zemljišta na teritoriji Srbije iz 2009. godine ukazuje da je prosečna vrednost Ni u zemljištu Srbije oko 58 mg/kg [30]. Visok sadržaj Ni je izmeren u uzorcima planinskog zemljišta i dolinama nekih reka, npr.: dolini Velike Morave, Kolubare i u pojedinim uzorcima oko reke Save. Ranija istraživanja su pokazala da je Ni na ovim lokalitetima geohemijskog porekla [30]. Sa druge strane nikel se nalazi u nafti i uglju i u životnu sredinu dospeva njihovim sagorevanjem. Taloženjem proizvoda sagorevanja iz vazduha Ni dospeva i u površinske delove zemljišta. Sve tri analizirane lokacije nalaze se u delovima grada sa velikim brojem privatnih kuća koje imaju individualna ložišta. Povećan sadržaj Ni u uzorcima je najverovatnije rezultat prirodnih i antropogenih uticaja, kao što su geološko poreklo zemljišta i dugogodišnje taloženje proizvoda sagorevanja fosilnih goriva na zemljište. Takođe Ni može biti emitovan iz vozila, pošto se koristi kao aditiv u gorivima [41, 42]. Poznato je da se emisije Ni mogu povezati sa abrazijom kočionih pločica, diskova ili kvačila [43].

U radu [34], Roje i saradnici navode da su izmerene koncentracije Ni u uzorcima zemljišta uzetih iz parkova koji se nalaze u centru grada Zagreba u opsegu 28,3 – 56,4 mg/kg (srednja vrednost 39,6 mg/kg), a da su u uzorcima zemljišta uzetih iz park-šume Maksimir u opsegu 10,1 – 38,2 mg/kg (sa srednjom vrednošću 23,9 mg/kg) [34]. Autori su istakli da se određena razlika između vrednosti Ni izmerenih u uzorcima zemljišta iz centra grada i uzorcima uzetim iz udaljenog

šumskog parka može povezati sa ne-izduvnim (eng. *nonexhaust*) emisijama Ni koji potiče iz drumskog saobraćaja.

Sadržaj hroma u svim uzorcima je manji od granične vrednosti (100 mg/kg) date Uredbom [31], i u intervalu je od 36,2 do 73,9 mg/kg. Prosečan sadržaj Cr u poljoprivrednom zemljištu je 48 mg/kg na osnovu Izveštaja o stanju zemljišta u Srbiji iz 2009 [30]. Koncentracije Cr u drugim evropskim gradovima iznose od 11 mg/kg u Napulju [35] do 72,7 mg/kg u Zagrebu [34], Tabela 2.

Sadržaj kobalta u uzorcima je bio od 6,8 do 15,4 mg/kg i samo je u 6 uzoraka sadržaj ispod granične vrednosti (9 mg/kg) date u Uredbi [31]. Jedinjenja kobalta mogu se emitovati u vazduh, uglavnom tokom sagorevanja uglja i nafte, koja se tokom intenzivnih padavina mogu istaložiti na tlo [44,45]. Saobraćaj takođe uzrokuje porast sadržaja kobalta u životnoj sredini [46,47]. Vrednosti izmerenih koncentracija Co su uporedive sa vrednostima koncentracija izmerenih u Beogradu [22].

Sadržaj mangana je u intervalu od 496,7 do 1.038,1 mg/kg. Sadržaj mangana nije definisan postojećom Uredbom stoga se ne može komentarisati na isti način kao za ostale metale. Mn je dominantno zemljišnog porekla, ali on takođe može biti emitovan iz antropogenih izvora, ili može poticati od pokretnih metalnih delova automobila [48, 49]. Mn je glavni legirajući element u 3.000 različitih aluminijumskih legura zbog toga što poseduje superiorne osobine otpornosti na koroziju i mogućnosti lakog oblikovanja, a dodatno metilciklopentadienil-mangan-trikarbonil se koristi kao aditiv gori-

vima „protiv lupanja“ u motorima vozila [50]. Prema podacima prikazanim u literaturi, u uzorcima površinskog sloja zemljišta izmerene srednje vrednosti koncentracija Mn su bile u opsegu od 417,6 mg/kg [22] do 959 mg/kg [34] (Tabela 2).

### 3.2. Korelaciona i klusterska analiza

Korelaciona analiza izvedena je da bi se procenio nivo povezanosti između bilo kojeg para varijabli u grupi ispitivanih elemenata jedan prema drugom. Visoka korelacija između koncentracije elemenata može ukazivati na zajednički izvor [51]. Tabela 3 predstavlja koeficijente korelacije između ispitivanih elemenata.

Parovi elemenata Cu – Pb (0,565\*\*), Cu – Cd (0,523\*\*) i Pb – Cd (0,494\*\*) su pokazali dobru korelisanost na nivou pouzdanosti od 99% ( $p < 0,01$ ), što bi moglo ukazivati na zajednički izvor ovih elemenata. Poznato je da su Cu, Cd i Pb tipični polutanti koji se emituju usled saobraćajnih aktivnosti [52]. Izvori emisija elemenata u tragu iz vozila uključuju sagorevanje goriva, potrošnju ulja za podmazivanje, habanje guma, habanje kočnica, abraziju puteva, itd [53-56]. Cd se emituje uglavnom od potrošnje maziva i habanja guma, dok habanje kočnica predstavlja značajan izvor emisije Cu i Pb [57]. Emisija Pb je u proteklom periodu bila povezana sa upotrebom benzina sa dodatim tetraetilolovom (olovni benzin je u momentu uzorkovanja bio u upotrebi u Srbiji), dok se Cu emituje kroz abraziju guma/kočnica ili nekih mehaničkih delova vozila [58].

Tabela 3. Spearman-ovi koeficijenti korelacije

Table 3. Spearman's correlation coefficients

|    | Cu      | Pb      | Co      | Ni     | Mn     | Cd    | Cr    |
|----|---------|---------|---------|--------|--------|-------|-------|
| Cu | 1,000   |         |         |        |        |       |       |
| Pb | 0,565** | 1,000   |         |        |        |       |       |
| Co | -0,346  | -0,323  | 1,000   |        |        |       |       |
| Ni | -0,265  | -0,288  | 0,387*  | 1,000  |        |       |       |
| Mn | -0,086  | -0,203  | 0,377*  | 0,335  | 1,000  |       |       |
| Cd | 0,523** | 0,494** | -0,361* | 0,009  | -0,006 | 1,000 |       |
| Cr | 0,073   | -0,205  | -0,290  | -0,193 | -0,128 | 0,049 | 1,000 |

\*\*Korelacije sa nivoom značajnosti  $p < 0,01$

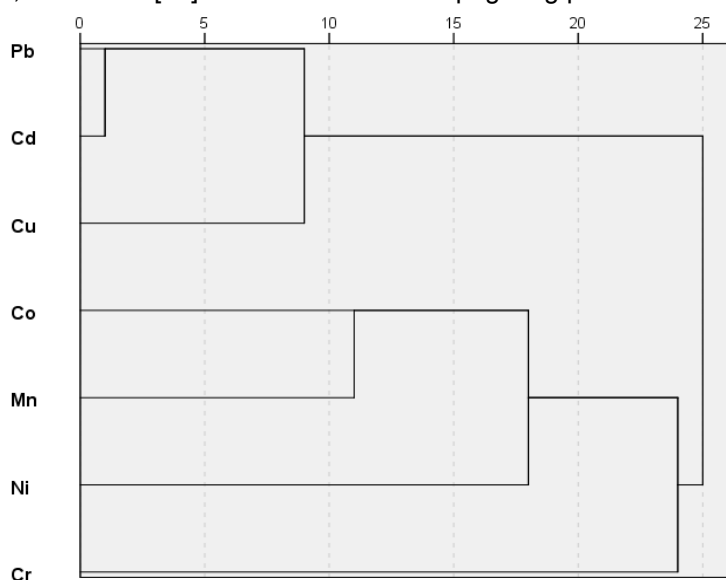
\*Korelacije sa nivoom značajnosti  $p < 0,05$

Da bi se procenile važne asocijacije grupe elemenata koje mogu ukazivati na prirodu izvora, sprovedena je hijerarhijska analiza klastera. Geohemijsko udruživanje elemenata u tragu u gornjem sloju zemljišta uglavnom je ograničeno na lokalne karakteristike životne sredine, geološke procese i karakteristike elemenata [59]. Na slici 3. je prik-

zana klusterska analiza za sedam elemenata u tragu na kojoj se uočavaju dve glavne grupe. Prva grupa uključuje Pb, Cd i Cu, dok druga grupa uključuje Co, Mn, Ni i Cr. Ovo ukazuje na to da Pb, Cd i Cu imaju antropogeno poreklo, pri čemu se može smatrati da je saobraćaj kao izvor emisija ovih elemenata [15, 52], mogao doprineti zaga-

đenju ispitivanog urbanog zemljišta, što je u skladu sa sprovedenom korelacionom analizom. Druga grupa elemenata reprezentuje elemente najverovatnije litogenog porekla. Većina postojećih studija koristila je klustersku analizu za potvrdu izvora elemenata u tragu [32, 60, 61]. Različite studije su prirodnim izvorima pripisale različite grupe elemenata. Na primer, prirodnim izvorima neki autori pripisali su koncentracije Ni, Mn i Co [62], Fe, Mn i Ni [51], kao i Ni, Cr, Co i Fe [63]. Na osnovu

rezultata u ovom radu može se pretpostaviti da su elementi Co, Mn, Ni i Cr dominantno prirodnog porekla. Statistički podaci ukazuju na mogućnost da Ni i Mn potiču i od antropogenih aktivnosti što se ne može u potpunosti zanemariti. Za analizirano urbano zemljište u Novom Sadu dobijena je slična povezanost elemenata na osnovu klusterske analize, gde su grupu elemenata koja je prirodnog porekla činili As, Co, Cr, Mn i Ni, dok su elementi antropogenog porekla bili Cu, Pb, i Zn [32].



Slika 3. Dendrogram dobijen klusterskom analizom za sadržaj elemenata u tragu

Figure 3. Dendrogram obtained by cluster analysis for the contents of trace elements

### 3.3. Faktor kontaminacije (CF)

Na osnovu određenih sadržaja elemenata u uzorcima, izračunati su faktori kontaminacije analiziranog zemljišta koji su dati u tabeli 4. Prosečne vrednosti CF na lokacijama 1 i 2 za Pb su 5,3 i 4,7 što ukazuje na znatnu kontaminaciju zemljišta ovim elementom (3-6), dok je za lokaciju 3 ova vrednost još veća i iznosi 6,9 (> 6) [25]. Ovaj podatak ukazuje na vrlo kontaminirano zemljište olovom. Na lokaciji 3 čak 50 % uzoraka ima veću vrednost CF

od 6 (7,8-17,8) [25]. Prosečne vrednosti faktora kontaminacije za Cd sa sve tri lokacije veće su od 6 što ukazuje da je na svim lokacijama zemljište vrlo kontaminirano Cd. Za ostale elemente Cu, Co, Ni i Cr faktori kontaminacije su manji od 1. Na osnovu literaturnih vrednosti zaključuje se da se radi o niskoj kontaminaciji. CF za mangan u svim uzorcima je u intervalu od 1-3 mg/kg što upućuje na umerenu kontaminaciju ovim elementom.

Tabela 4. Faktor kontaminacije za ispitivano područje

Table 4. Contamination factor in the study area

| Lokacija  | Faktor kontaminacije CF |           |             |           |             |           |
|-----------|-------------------------|-----------|-------------|-----------|-------------|-----------|
|           | 1                       |           | 2           |           | 3           |           |
| Element   | sred. vred.             | min.-max. | sred. vred. | min.-max. | sred. vred. | min.-max. |
| <b>Cu</b> | 0,7                     | 0,5-0,9   | 0,6         | 0,5-0,8   | 0,7         | 0,5-0,8   |
| <b>Pb</b> | 5,3                     | 3,7-10,4  | 4,7         | 4,2-5,2   | 6,9         | 3,0-17,8  |
| <b>Co</b> | 0,9                     | 0,7-1,1   | 1,0         | 0,8-1,1   | 0,9         | 1,3-0,6   |
| <b>Ni</b> | 0,6                     | 0,5-0,7   | 0,6         | 0,4-0,8   | 0,7         | 0,5-2,0   |
| <b>Mn</b> | 1,2                     | 0,9-1,6   | 1,3         | 1,0-1,8   | 1,5         | 1,0-2,0   |
| <b>Cd</b> | 8,0                     | 5,0-9,9   | 6,9         | 4,6-9,2   | 11,2        | 1,7-14,9  |
| <b>Cr</b> | 0,7                     | 0,6-0,8   | 0,6         | 0,4-0,7   | 0,6         | 0,4-0,7   |



### 3.4. Procena ekološkog rizika

Faktor kontaminacije je jedna od metoda procenjivanja kontaminacije zemljišta elementima u tragu uzimajući u obzir samo sadržaj zagađujuće supstance, a i različitu toksičnost za ljude i živi svet uopšte. U metodi Hakanson-a, različiti faktori toksičnosti u zavisnosti od elementa i njegove koncentracije uzeti su u obzir. Iz tog razloga je metoda Hakanson-a sveobuhvatnija. U ovom istraživanju, za ocenjivanje ekološkog rizika elemenata

u tragu u površinskom sloju urbanog zemljišta korišćen je metod Hakanson-a. U prethodnom periodu ovu metodu su koristili drugi autori za procenu ekološkog rizika od ispitivanih elemenata u zemljištu [61, 64-66].

Na osnovu vrednosti faktora potencijalnog ekološkog rizika (ER) i indeksa potencijalnog ekološkog rizika (ERI) mogu se izvesti zaključci o uticaju analiziranih elemenata na zemljište i o njihovom ekološkom riziku [61], tabela 5.

Tabela 5. Standard klasifikacije ER i ERI [61]

Table 5. Classification standard of ER and ERI [61]

| ER                  | Stepen ekološkog rizika za polutante pojedinačno | ERI                  | Sveobuhvatni nivo ekološkog rizika |
|---------------------|--|----------------------|------------------------------------|
| $ER \leq 40$        | nizak ekološki rizik                             | $ERI \leq 150$       | nizak ekološki rizik               |
| $40 < ER \leq 80$   | umeren ekološki rizik                            | $150 < ERI \leq 300$ | umeren ekološki rizik              |
| $80 < ER \leq 160$  | značajan ekološki rizik                          | $300 < ERI \leq 600$ | značajan ekološki rizik            |
| $160 < ER \leq 320$ | visok ekološki rizik                             | $ERI > 600$          | veoma visok ekološki rizik         |
| $ER > 320$          | veoma visok ekološki rizik                       |                      |                                    |

Srednje vrednosti ER većine ispitivanih elemenata (Cu, Pb, Ni i Cr) su bile  $<40$ , što ukazuje da ovi elementi predstavljaju mali ekološki rizik za zemljište na ispitivanim lokacijama (tabela 6). Nasuprot tome, Cd ima prosečne ER vrednosti na svim lokacijama u interval od 51,7 do 69,3, i poseduje umeren potencijalni ekološki rizik ( $40 \leq ER < 80$ ).

Tabela 6. Faktor potencijalnog ekološkog rizika za elemente u tragu u ispitivanom području

Table 6. The potential ecological risk factor for trace elements in the study area

|    | Lokacija | 1           |           | 2           |           | 3           |            | Ekološki rizik        |
|----|----------|-------------|-----------|-------------|-----------|-------------|------------|-----------------------|
|    | Element  | sred. vred. | min.-max. | sred. vred. | min.-max. | sred. vred. | min.-max.  |                       |
| ER | Cu       | 7,2         | 5,5-9,5   | 6,8         | 5,2-7,8   | 6,9         | 4,8-8,2    | nizak ekološki rizik  |
|    | Pb       | 9,9         | 6,9-19,4  | 8,9         | 7,8-10,7  | 13          | 5,7-33,4   | nizak ekološki rizik  |
|    | Ni       | 3,7         | 3,2-4,7   | 3,9         | 3,0-5,2   | 6,9         | 3,6-13,5   | nizak ekološki rizik  |
|    | Cd       | 58,1        | 24,2-68,9 | 51,7        | 34,3-68,2 | 69,3        | 12,6-111,0 | umeren ekološki rizik |
|    | Cr       | 2,6         | 1,2-3,4   | 2,4         | 1,5-3,0   | 2,8         | 1,6-2,8    | nizak ekološki rizik  |

Sve tri lokacije imaju umeren potencijalni ekološki rizik za Cd, na osnovu toga može se zaključiti da Cd ima veći pojedinačni ekološki rizik od ostalih ispitivanih elemenata u tragu. Svi ostali posmatrani elementi pokazuju nizak ekološki rizik na sve tri lokacije.

Za procenu kontaminacije i uticaj na ekosistem izračunati su i indeksi potencijalnog ekološkog rizika (ERI), kako bi se procenio uticaj od više ispitivanih elemenata. ERI vrednosti za sve uzorke sa tri ispitivane lokacije bile su manje od 150, ukazujući na to da je na sve tri lokacije nizak sveobuhvatni potencijalni ekološki rizik od ispitivanih elemenata.

## 4. ZAKLJUČAK

U radu je analiziran sadržaj sedam elemenata: bakra (Cu), olova (Pb), kobalta (Co), nikla (Ni), mangana (Mn), kadmijuma (Cd) i hroma (Cr) u urbanom zemljištu tri gradska parka u Šapcu. U analiziranim uzorcima zemljišta zastupljenost elemenata je bila:  $Mn \gg Pb > Cr > Ni > Cu > Co > Cd$ . Radi procene zagađenosti zemljišta izmerene koncentracije elemenata upoređene su sa graničnim vrednostima propisanim Uredbom o programu sistematskog praćenja kvaliteta zemljišta, indikatorima za ocenu rizika od degradacije zemljišta i metodologiji za izradu remedijacionih programa.

Od svih analiziranih elemenata samo je koncentracija Cr u svim uzorcima bila ispod granične vrednosti propisane Uredbom, dok su za ostale elemente pojedinačni uzorci imali sadržaj veći od propisanih graničnih vrednosti. Međutim, izračunate prosečne vrednosti faktora kontaminacije (CF) ukazale su da je ispitivano zemljište kontaminirano olovom i kadmijumom.

Korelaciona analiza je ukazala na dobru korelisanost parova elemenata Cu – Pb, Cu – Cd i Pb – Cd, što je verovatno posledica emisija iz zajedničkog izvora. Hijerarhijskom analizom klastera izdvojene su dve grupe elemenata. Prva, koja uključuje Pb, Cd i Cu, ukazujući na njihovo antropogeno poreklo, pri čemu se može smatrati da je saobraćaj kao izvor emisija ovih elemenata mogao doprineti zagađenju ispitivanog urbanog zemljišta. Druga grupa elemenata uključuje Co, Mn, Ni i Cr koja reprezentuje elemente dominantno litogenog porekla.

U cilju ocenjivanja ekološkog rizika elemenata u tragu u površinskom sloju urbanog zemljišta izračunate su vrednosti faktora potencijalnog ekološkog rizika (ER). Srednje vrednost ER za Cd ukazale su da ovaj metal ima umeren ekološki rizik, dok su srednje vrednosti ER preostalih ispitivanih elemenata (Cu, Pb, Ni i Cr) ukazale da ovi elementi predstavljaju mali ekološki rizik na ispitivanim lokacijama.

Na osnovu dobijenih rezultata zaključeno je da je urbano zemljište u Šapcu izloženo antropogenim aktivnostima posebno uticaju saobraćaja.

## 5. LITERATURA

- [1] B.J.Alloway (1995) Trace Metals in Soil, Chapman & Hall, London.
- [2] Q. M.Jaradat, K.A.Momani (1999) Contamination of Roadside Soil, Plants and Air with Heavy Metals in Jordan, a Comparative Study, Turk. J. Chem., 23, 209-220.
- [3] J.Escarre, C.Lefebvre, S.Raboyeau, A.Dossantos, W.Gruber, J.Claude Cleyet Marel, H.Frerot, N.Noret, S.Mahieu, C.Collin, F.van Oort (2011) Heavy Metal Concentration Survey in Soils and Plants of the Les Malines Mining District (Southern France): Implications for Soil Restoration, Water Air Soil Pollut, 216, 485-504.
- [4] B.Buszewski, A.Jastrebska, T.Kowalkowski, A.Gorna-Binkul (2000) Monitoring of Selected Heavy Metals Uptake by Plants and Soils in the Area of Torun, Poland, Polish J. of Environ. Stud., 9 (6), 511-515.
- [5] F.Fujiwara, R.J.Rabagliati, L.Dawidowski, D.Gómez, G.Polla, V.Pereyra, P.Smichowski (2011) Spatial and chemical patterns of size fractionated road dust collected in a megacity, Atmospheric Environment, 45, 1497-1505.
- [6] E.Steinnes (1987) Impact of Long-range Atmospheric Transport of Heavy Metals to the Terrestrial Environment in Norway, knjiga T. C. Hutchinson and K. M. Meema (Eds.), Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment, John Wiley & Sons Ltd., p.107–117.
- [7] G.Schüürmann, B.Markert (1998) Ecotoxicology: Ecological Fundamentals, ChemiExposure, and Biological Effects, John Wiley & Sons, New York.
- [8] M.Kuzmanoski, M.Todorović, M.Aničić Urošević, S.Rajšić (2014) Heavy metal content of soil in urban parks of Belgrade, Hem. Ind., 68 (5), 643–651.
- [9] T.Đurkić, S.Grujić, M.Laušević (2015) Metode analize zagađujućih materija, Tehnološko-metalurški fakultet, Beograd.
- [10] National Research Council (2003) "Bioavailability of contaminants in soils and sediments: Processes, Tools and applications", Washington DC: National Academy Press.
- [11] IARC (International Agency for Research on Cancer) (2020) Agents classified by the IARC Monographs, Volumes 1–128. <https://monographs.iarc.fr/list-of-classifications>
- [12] G.L.Zhang, F.G.Yang, W.J.Zhao, Y.G.Zhao, J.L.Yang, Z.T.Gong (2007) Historical change of soil Pb content and Pb isotope signatures of the cultural layers in urban Nanjing, Catena, 69, 51-56.
- [13] S.Davydova (2005) Heavy metals as toxicants in big cities, Microchemical Journal, 79(1-2), 133-136.
- [14] L.Madrid, E.Diaz-Barrientos, R.Reinoso, F.Madrid (2004) Metals in urban soils of Sevilla: seasonal changes and relations with other soil components and plant contents, European Journal of Soil Science, 55 (2), 209-217.
- [15] T.-B.Chen, Y.-M.Zheng, M.Lei, Z.-C.Huang, H.-T.Wu, H.Chen, K.-K.Fan, K.Yu, X.Wu, Q.-Z.Tian (2005) Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China, Chemosphere, 60 (4), 542-551.
- [16] S.Onder, S.Dursun, S.Geżgin, A.Demirbas (2007) Determination of Heavy Metal Pollution in Grass and Soil of City Centre Green Areas (Konya, Turkey), Polish J. of Environ. Stud., 16(1), 145-154.
- [17] A.Begum, M.Ramaiah, M.Harikrishna, I.Khan, K.Veena (2009) Analysis of heavy metals concentration in soil and lichens from various localities of Hosur road, Bangalore, India, Journal of Chemistry, 6(1), 13-22.
- [18] M.Yazdi, N.Behzad (2009) Heavy Metal Contamination and Distribution in the Parks City of Islam Shahr, SW Tehran, Iran, The Open Environmental Pollution & Toxicology Journal, 1, 49-53.
- [19] H.W.Mielke, C.R.Gonzales, M.K.Smith, P.W.Mielke (1999) The Urban Environment and Children's Health: Soils as an Integrator of Lead, Zinc, and Cadmium in New Orleans, Louisiana, USA, Environmental Research Section A., 81 (2), 117-129.
- [20] M.Sanches-Camazano, M.J.Sanches-Martin, L.F.Lorenzo (1994) Lead and cadmium in soils and vegetables from urban gardens of Salamanca (Spain), Sci. Total environ., 146-147, 163-168.
- [21] M.Seighardt, E.Mursch-Radlgruber, E.Paoletti, E.Couenberg, A.Dimitrakopoulos, F.Rego, A.Hatzistathis, T.Barfeod Randrup (2005) The Abiotic Urban Environment: Impact of Urban Growing Conditions on Urban Vegetation, u Urban Forests and Trees, p.281-323.
- [22] M.D.Marjanović, M.M.Vukčević, D.A.Antonović, S.I.Dimitrijević, Đ.M.Jovanović, M.N.Matavulj, M.D.Ristić (2009) Heavy metals concentration in soils from parks and green areas in Belgrade, J. Serb. Chem. Soc., 74 (6), 697-706.

- [23] Z. Galić, A. Pilipović, S. Orlović, B. Klačnja, P. Ivanišević, M. Kebert (2008) Characteristics of soils in Novi Sad parks and their heavy metal load, *Topola*, 181-182, 11-20.
- [24] D.S.Manta, M. Angelone, A. Bellanca, R. Neri, M. Sprovieri (2002) Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy, *Sci. Total Environ.*, 300 (1-3), 229-243.
- [25] M. Gope, R.E. Masto, J. George, R.R. Hoque, S. Balachandran (2017) Bioavailability and health risk of some potentially toxic elements (Cd, Cu, Pb and Zn) in street dust of Asansol, India, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 138, 231-241.
- [26] D.C. Adriano (2001) Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability and risks of metals, second ed. Springer-Verlag, New York.
- [27] A. Kabata-Pendias, A.B. Mukherjee (2007) Trace Elements from Soil to Human, Springer, Berlin Heidelberg, Part II – Biogeochemistry of Trace Elements, p.257-378.
- [28] L. Hakanson (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach. *Water Res.*, 14, 975-1001.
- [29] M. Gope, R.E. Masto, J. George, S. Balachandran (2018) Tracing source, distribution and health risk of potentially harmful elements (PHEs) in street dust of Durgapur, India, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 154, 280-293.
- [30] Izveštaj o stanju zemljišta u Republici Srbiji, Ministarstvo životne sredine i prostornog planiranja, Agencija za zaštitu životne sredine, Republika Srbija, Beograd, 2009.
- [31] Uredba o programu sistematskog praćenja kvaliteta zemljišta, indikatori za ocenu rizika od degradacije i zagađenja i metodologiji za izradu remedijacionih programa, Službeni glasnik Republike Srbije, br. 88/2010.
- [32] A. Mihailović, Lj. Budinski-Petković, S. Popov, J. Ninkov, J. Vasin, N.M. Ralević, M. Vučinić Vasić (2015) Spatial distribution of metals in urban soil of Novi Sad, Serbia: GIS based approach, *Journal of Geochemical Exploration*, 150, 104-114.
- [33] D.S.T. Hjortenkrans, B.G. Bergbäck, A.V. Haggerud (2007) Metal emissions from brake linings and tires: case studies of Stockholm, Sweden 1995/1998 and 2005, *Environ. Sci. Technol.*, 41, 5224-5230.
- [34] V. Roje, M. Orešković, J. Rončević, D. Bakšić, N. Pernar, I. Perković (2018) Assessment of the trace element distribution in soils in the parks of the city of Zagreb (Croatia), *Environ. Monit. Assess.*, 190, 121-142.
- [35] M. Imparato, P. Adamo, D. Naimo, M. Arienzo, D. Stanzione, P. Violante (2003) Spatial distribution of heavy metals in urban soils of Naples city (Italy), *Environmental Pollution*, 124, 247-256.
- [36] L. Madrid, E. Díaz-Barrientos, F. Madrid (2002) Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Seville, *Chemosphere*, 49(10), 1301-1308.
- [37] L. Giusti, (2011) Heavy metals in urban soils of Bristol (UK). Initial screening for contaminated land, *Journal of Soils and Sediments*, 11, 1385-1398.
- [38] B.J. Alloway (1990) Heavy Metals in Soils, London, Blackie.
- [39] S. Rajšić, Z. Mijić, M. Tasić, M. Radenković, J. Joksić (2008) Evaluation of the levels and sources of trace elements in urban particulate matter, *Environ. Chem. Lett.*, 6, 95-100.
- [40] J.M. Pacyna, E.G. Pacyna (2001) An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide, *Environ. Rev.*, 9, 269-298.
- [41] S.M. Enamorado-Báez, J.M. Gómez-Guzmán, E. Chamizo, J.M. Abril (2015) Levels of 25 trace elements in high-volume air filter samples from Seville (2001-2002): Sources, enrichment factors and temporal variations, *Atmospheric Research*, 155, 118-129.
- [42] J.M. López, M.S. Callén, R. Murillo, T. García, M.V. Navarro, M.T. de la Cruz, A.M. Mastral (2005) Levels of selected metals in ambient air PM10 in an urban site of Zaragoza (Spain), *Environmental Research*, 99, 58-67.
- [43] F. Ledoux, A. Kfoury, G. Delmaire, G. Roussel, A. El Zein, D. Courcot. (2017) Contribution of local and regional, anthropogenic sources of metals in PM<sub>2.5</sub> at an urban site in northern France, *Chemosphere*, 181, 713-724.
- [44] S. Biswas, R. Dey, S. Mukherjee, P.C. Banerjee (2013) Bioleaching of nickel and cobalt from lateritic chromite overburden using the culture filtrate of *Aspergillus niger*, *Applied Biochemistry & Biotechnology*, 170(7), 1547-1559.
- [45] A.K. Singh, S.S. Cameotra (2013) Efficiency of lipopeptide biosurfactants in removal of petroleum hydrocarbons and heavy metals from contaminated soil, *Environmental Science & Pollution Research*, 20(10), 7367-7376.
- [46] K. Kuoppamäki, H. Setälä, A.L. Rantalainen, D.J. Kotze (2014) Urban snow indicates pollution originating from road traffic, *Environmental Pollution*, 195, 56-63.
- [47] M. Werkenthin, B. Kluge, G. Wessolek (2014) Metals in European roadside soils and soil solution - a review, *Environmental Pollution*, 189, 98-110.
- [48] M. Kuzmanoski, M. Todorović, M. Aničić Urošević, S. Rajšić (2014) Heavy metal content of soil in urban parks of Belgrade, *Hem. Ind.*, 68 (5), 643-651.
- [49] P.A. de P. Pereira, W.A. Lopes, L.S. Carvalho, G. O. da Rocha, N. de C. Bahia, J. Loyola, S.L. Quiterio, V. Escaleira, G. Arbillá, J.B. de Andrade (2007) Atmospheric concentrations and dry deposition fluxes of particulate trace metals in Salvador, Bahia, Brazil, *Atmospheric Environment*, 41, 7837-7850.
- [50] F. Fujiwara, R.J. Rabagliati, L. Dawidowski, D. Gómez, G. Polla, V. Pereyra, P. Smichowski (2011) Spatial and chemical patterns of size fractionated road dust collected in a megacity, *Atmospheric Environment*, 45, 1497-1505.
- [51] M. Romic, D. Romic (2003) Heavy metals distribution in agricultural topsoils in urban area, *Environ. Geol.*, 43, 795-805.
- [52] US-Government (2001) Control of emissions of hazardous air pollutants from mobile sources: Final rule. *Fed. Regis.*, 66, 80-86.
- [53] M. Winther, E. Slentø (2010) Heavy Metal Emissions for Danish Road Transport; National Environmental Research Institute, Aarhus University, Aarhus, Denmark.
- [54] G. Weckwerth (2001) Verification of traffic emitted aerosol components in the ambient air of Cologne (Germany), *Atmos. Environ.*, 35, 5525-5536.

- [55] L.Johansson, L.Westerlund (2001) Energy savings in indoor swimming-pools: Comparison between different heat-recovery systems, *Appl. Energy*, 70, 281–303.
- [56] [56] H.C.Nicholas, M.B.Rashed (1990) An integrated budget for selected pollutants for a major rural highway, *Sci. Total Environ*, 93, 375–384.
- [57] X.Yan, F.Zhang, C.Zeng, M.Zhang, L.P.Devkota, T. Yao (2012) Relationship between Heavy Metal Concentrations in Soils and Grasses of Roadside Farmland in Nepal, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 9, 3209–3226.
- [58] A.P.Davis, M.Shokouhian, N.Shubei (2001) Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources, *Chemosphere*, 44, 997–1009.
- [59] Y.G.Teng, J.Ni Sh., J.Sh. Wang, L.G.Niu (2009) Geochemical baseline of trace elements in the sediment in Dexing area, South China, *Environ Geol.*, 57, 1649–1660.
- [60] J.D.O'Connor, Y.S.Ok, D.C.W.Tsang, A.Liu, D. Deyi Hou (2019) Assessment of sources of heavy metals in soil and dust at children's playgrounds in Beijing using GIS and multivariate statistical analysis, *Environment International*, 124, 320–328.
- [61] G.-L.Yuan, T.-H.Sun, P.Han, J.Li, X.-X.Lang (2014) Source identification and ecological risk assessment of heavy metals in topsoil using environmental geochemical mapping: Typical urban renewal area in Beijing, China, *Journal of Geochemical Exploration*, 136, 40–47.
- [62] M.H.Ali, A.A.Mustafa, A.A.El-Sheikh (2016) Geochemistry and spatial distribution of selected heavy metals in surface soil of Sohag, Egypt: a multivariate statistical and GIS approach, *Environmental Earth Sciences*, 75 (18), 1257–1271.
- [63] E.Kelepertzis (2014) Accumulation of heavy metals in agricultural soils of Mediterranean: Insights from Argolida basin, Peloponnese, Greece, *Geoderma*, 221–222, 82–90.
- [64] J.Iqbal, M.H.Shah (2011) Distribution, correlation and risk assessment of selected metals in urban soils from Islamabad, Pakistan, *J. Hazard. Mater.*, 192, 887–898.
- [65] Y.B.Sun, Q.X.Zhou, X.K.Xie, R.Liu (2010) Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China, *J. Hazard. Mater.*, 174, 455–462.
- [66] Y.Wang, Z.F.Yang, Z.Y.Shen, Z.W.Tang, J.F.Niu, F.Gao (2011) Assessment of heavy metals in sediments from typical catchment of the Yangtze River, China, *Environ. Monit. Assess*, 172, 407–417.

## ABSTRACT

### THE CONTENT OF TRACE ELEMENTS IN THE URBAN SOIL OF ŠABAC AND ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT

*This study deals with the assessment of trace elements pollution of urban soil in Šabac. A total of 32 samples of the surface layer of soil (up to 10 cm deep) were collected from the locations of three city parks in the urban zone. Pseudototal concentrations of seven elements: copper (Cu), lead (Pb), cobalt (Co), nickel (Ni), manganese (Mn), cadmium (Cd) and chrome (Cr) were determined in the samples after aqua regia digestion, using atomic absorption spectrophotometry. The abundance of elements in the analyzed soil samples was: Mn >> Pb > Cr > Ni > Cu > Co > Cd. The conducted correlation analysis showed good correlation of the pairs of Cu - Pb, Cu - Cd and Pb - Cd elements, while the cluster analysis singled out two main groups of elements. The first group included Pb, Cd, and Cu, indicating that these elements originated from anthropogenic sources, while the remaining elements were probably of geogenic origin. Based on the obtained results, the assessment of the level of soil contamination with trace elements was performed, as well as the assessment of the ecological risk. Mean values of contamination factors indicate that the soil from all three examined sites is contaminated with Pb and Cd. The Cd has the higher individual potential ecological risk than the other elements.*

**Keywords:** urban soil, trace elements, pollution, Šabac

*Scientific paper*

*Paper received: 19. 09. 2020.*

*Paper corrected: 05. 12. 2020.*

*Paper accepted: 15. 12. 2020.*

*Paper is available on the website: [www.idk.org.rs/journal](http://www.idk.org.rs/journal)*