

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta životního prostředí**

Katedra aplikované ekologie



Distribuce vybraných rizikových prvků v půdách  
v zájmovém území hl. m. Prahy

**Disertační práce**

Autor: RNDr. Michal Poňavič

Školitel: prof. Ing. Zdeňka Wittlingerová, CSc.

Konzultant: MUDr. Magdalena Zimová

2018

"Prohlašuji, že jsem disertační práci na téma „**Distribuce vybraných rizikových prvků v půdách v zájmovém území hl. m. Prahy**“ vypracoval samostatně s použitím uvedené literatury a na základě konzultací a doporučení školitele.

Souhlasím se zveřejněním disertační práce dle zákona č. 111/1998 Sb. o vysokých školách v platném znění, a to bez ohledu na výsledek její obhajoby."

V Praze: 23. července 2018  
RNDr. Michal Poňavič

.....

## **Poděkování**

Děkuji školitelce prof. Ing. Zdeňce Wittlingerové, CSc. za klidný a trpělivý přístup a za cenné rady a připomínky. Děkuji MUDr. Magdaléně Zimové, CSc. za praktické rady. Děkuji také Ing. Miloslavovi Ďurišovi, CSc za poskytnutí sady vzorků TG-I a za odborné konzultace.

## Obsah

0. CÍLE DISERTAČNÍ PRÁCE .....	8
1. LITERÁRNÍ REŠERŠE .....	9
1.1. Seznámení s problematikou .....	9
1.1.1. Geochemické mapování .....	10
1.1.2. Urban Geochemistry-Geochemie městského prostředí.....	12
1.1.3. Geochemické studium městských půd: účelové studium a systematické mapování .....	13
1.1.4. Monitorování městských půd .....	14
1.2. Geochemie městských půd .....	15
1.2.1. Prach .....	15
1.2.2. Zdroje prachu v městských aglomeracích .....	18
1.3. Dosavadní výsledky geochemického mapování v evropských velkoměstech 19	
1.4. Geochemické mapování pražské aglomerace.....	20
1.4.1. Základní charakteristika .....	20
1.4.2. Autodoprava v Praze .....	21
1.4.3. Geologická charakteristika .....	22
1.4.4. Výsledky geochemického mapování hl. m. Prahy z I. etapy systematického geochemického mapování .....	22
1.4.5 Studium silničního prachu .....	23
2. Vlastní práce .....	25
2.1. Studie I: Soil geochemical mapping of the central part of Prague, Czech Republic.....	25
2.2. Studie II: Arsenic in urban soils of Prague, Czech Republic: assessing exposure and risk to human health. ....	39

2.3. Studie III: The development and changes of selected elements in soils on the territory of the Prague, Czech Republic, during last 20 years. ....	44
3. DISKUSE K VÝSLEDKŮM.....	54
3.1. Úvod .....	54
3.2. Geochemické mapování centrální části hl. m. Prahy-základ pro navazující studie 55	
3.3. Hodnocení zdravotních rizik.....	61
3.4. Celkové shrnutí.....	63
3.4.1. Popis distribuce vybraných rizikových prvků .....	66
4. Závěr .....	82
5. SUMMARY.....	83
6. POUŽITÁ LITERATURA .....	84
7. SAMOSTATNÉ TABULKOVĚ PŘÍLOHY .....	99
7.1. Tabulka č. 1: Mediány obsahu studovaných prvků v půdách hl. m. Prahy v jednotlivých typech prostředí .....	100
7.2. Porovnání mediánů obsahů studovaných prvků v půdách hl. m. Prahy mezi roky 1995–2015.....	102

## Přehled použitých zkratk

**AAS:** atomová absorpční spektrometrie

**a.r.:** aqua regia, výluh směsí kyselin HCl a HNO<sub>3</sub>

**BDL:** (below detection limit) hodnota pod detekčním limitem

**CEC:** kationtová výměnná kapacita (v české literatuře se někdy používá KVK)

**CSF:** (Cancer Slope Factor) faktor směrnice rakovinového rizika

**ČGS:** Česká geologická služba

**DL:** detekční limit

**EGS:** EuroGeoSurvey Sdružení evropských geologických služeb

**EGS GEG:** EuroGeoSurvey Geochemistry Expert Group Expertní skupina geochemie

**EPA:** Environmental Protection Agency

**FOREGS:** Forum of European Geological Surveys (nyní EuroGeoSurveys)

**GEMAS:** akronym projektu EGS GEG „Geochemical Mapping of Agricultural soils“

**IARC:** International Agency for Research on Cancer

**ILCR:** (Individual Lifetime Cancer Risk) pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění

**ICP AES:** emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem

**ICP MS:** hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem

**PAH:** polyaromatické uhlovodíky

**PCA:** analýza hlavních komponent

**PCB:** polychlorované bifenyly

**PGE:** Platinum Group Elements, prvky skupiny platiny, někdy uváděno rovněž PGM (Platinum Group Metals) – iridium (Ir), osmium (Os), palladium (Pd), platina (Pt), rhodium (Rh) a ruthenium (Ru)

**PM:** Particulate Matter

**TOC:** celkový obsah organického uhlíku

**TRE:** Traffic related elements, prvky související s dopravou; v této studii to jsou: Ag, Au, Ba, Cd, Cr, Cu, Mo, Nb, Pb, Pd, Pt, Sb, Sr, Sn, W a Zn

**URGE:** akronym projektu EGS GEG „Urban Geochemistry“

**XRF:** rentgenová fluorescenční spektrometrie

## 0. CÍLE DISERTAČNÍ PRÁCE

Předložená disertační práce na téma „Distribuce vybraných rizikových prvků v půdách v zájmovém území hl. m. Prahy“ je zpracována formou komentovaného souboru prací.

Hlavním cílem práce bylo 1) na základě dosavadních znalostí o distribuci stopových prvků a těžkých kovů v půdách hl. m. Prahy zvolit nejvhodnější území; 2) v tomto území odebrat a zpracovat půdní vzorky; 3) provést analýzy obsahu 53 vybraných prvků; 4) vyhodnotit obsahy sledovaných prvků (vytvořit set monoprvkových map); 5) společně se specialisty ze Státního zdravotního ústavu vyhodnotit zdravotní rizika; 6) prezentovat výsledky ve vědeckých časopisech a na vědeckých konferencích.

Stanovených cílů bylo dosaženo: výsledky byly publikovány v odborných vědeckých periodikách ( $J_{imp}$  a  $J_{sc}$ ) a prezentovány na významných mezinárodních vědeckých konferencích Goldschmidt a WMESS.

Disertační práce je rozdělena do tří vzájemně propojených částí. V první části uvádím formou literární rešerše přehled poznatků o problematice geochemického mapování městských půd na území evropského kontinentu. Důraz je kladen na zhodnocení znalostí o distribuci vybraných stopových prvků a těžkých kovů na území pražské aglomerace. Druhou část tvoří vlastní práce: publikace ( $J_{imp}$  a  $J_{sc}$ ). Ve třetí části jsou zpracované komentáře k výsledkům prezentovaným v odborných publikacích.



## 1. LITERÁRNÍ REŠERŠE

### 1.1. Seznámení s problematikou

Přestože se velkoměsta vyvíjí již od 5. tisíciletí př. n. l. je proces formování a rozvoje městského způsobu života a stále se zvyšující koncentrace obyvatelstva v městech poměrně nový globální fenomén (Bettencourt et al. 2007). Během 20. století se počet obyvatel žijících ve městech zvýšil více než desetinásobně. Předpokládá se, že v roce 2050 bude žít ve městech přibližně 6,3 miliard obyvatel (UN 2012).

Městská aglomerace je prostředí velmi citlivé na kvalitu životního prostředí, vzhledem k mimořádně vysoké hustotě obyvatelstva a značné dopravní zátěži. Monitoring městských půd umožňuje opakovaně sledovat tuto kvalitu, a zjišťovat trend jejího potenciálního znečištění v dlouhodobé perspektivě. Díky tomu je, v případě potřeby, možné přijímat opatření na eliminaci souvisejících rizik.

Půdy velkoměst, především v jejich centrálních částech, lze definovat jako kompozitní směs heterogenních materiálů. Jejich odlišnost od přirozeně vyvinutých půd je natolik výrazná, že vedla odborníky k vytvoření samostatné kategorie - kulturní vrstva (Blume, 1989, Baltakov 2008).

V souvislosti s více než tisíciletou historií lidské činnosti na zkoumaném území, především v centru města, lze předpokládat, že vliv geologického podloží na současný půdní pokryv se může projevovat jen okrajově (Rossister 2007; Ďuriš 2011). Pokud jde o výskyt některých rizikových prvků v horninovém podloží, je jejich vliv z hlediska kontaminace půd zanedbatelný (Burghart 1994).

### 1.1.1. Geochemické mapování

Geochemické mapování s. s. bylo vyvinuto v bývalém Sovětském svazu (Safronov 1936). Původním účelem bylo poskytnutí ucelených údajů o plošné distribuci vybraných prvků, které bylo využíváno pouze v rámci vyhledávání ložisek nerostných surovin (Fersman 1939; Lovering et al. 1950; Hawkes – Bloom 1955).

Postupem času našlo regionální geochemické mapování uplatnění rovněž v problematice ochrany životního prostředí a zdraví obyvatel (Thornton – Webb 1979; Plant – Moore 1979). Tyto studie byly nejprve zaměřeny pouze na významnější regiony státního území a teprve později byly v rámci jednotlivých mapovacích projektů řešeny celky větší: několik států, popř. celé kontinenty. (Salminen et al. 2005).

Geochemické mapování je realizováno většinou státními výzkumnými institucemi. V této souvislosti je nutné vyzdvihnout prvenství České republiky, kdy Ústřední ústav geologický (dnes Česká geologická služba) dokončila jako první geologická služba světa edici nejen geologických, ale především specializovaných tematických map v měřítku 1 : 50 000 pro celé státní území. Kolekce zahrnuje 1651 map, které vycházely postupně mezi roky 1985 a 1998. K mapovým listům této edice byly také knižně vydány vysvětlivky. Specializované mapy, které se dotýkaly regionálně geochemického mapování byly mapy geochemické reaktivity hornin a částečně také mapy geochemie povrchových vod. **Mapy geochemické reaktivity hornin** poskytují základní informace o rozložení prvků a chemických složek v horninovém substrátu. Zdrojem informací jsou archivní prameny, a publikované údaje doplněné o nové analýzy odběrů. Zdůrazněny jsou složky, které při uvolnění z hornin výrazně ovlivňují kyselost a zásaditost cirkulujících podzemních vod. **Mapy geochemie povrchových vod** informují o stavu acidifikace povrchových vod, znečištění toků těžkými kovy, znečištění suchou depozicí atd.

V letech 1980–86 byl, Ústředním geologickým ústavem, dokončen mimořádně rozsáhlý **geochemický výzkum řečištních sedimentů** na území Českého masivu (Barnet et al. 1986). Výzkum obsahu a distribuce vybraných stopových prvků (Ag,

As, B, Be, Bi, Cu, Li, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, V, W a Zn) v recentních sedimentech drobných vodních toků přinesl regionální přehled o primárním (vázaným na litologii hornin) i sekundárním (migrací a diferenciací vzniklým) geochemickém poli a jeho ovlivnění historickou i soudobou antropogenní činností.

Na území evropského kontinentu bylo první systematické geochemické mapování realizováno v 90. letech minulého století v rámci mezinárodního projektu **FOREGS**. Vzorky říčních vod, stream sedimentů, půdního pokryvu (svrchní a spodní vrstva) byly odebrány na 900 odběrových bodech. Zároveň bylo odebráno 750 vzorků nivních sedimentů (každý reprezentuje spádovou oblast cca 1000 km<sup>2</sup>). Vzorky půd a sedimentů byly zpracovány v jedné laboratoři. Ve vzorcích byly (jednak v a.r. výluhu a jednak po totálním rozkladu) stanoveny obsahy více než 50 prvků, dále bylo stanoveno množství organické hmoty, pH a byla určena zrnitost. Z výsledků bylo sestaveno celkem 360 map distribucí sledovaných prvků na evropském kontinentu. Mapy byly publikovány jako souborný Geochemický atlas Evropy (DeVos et al. 2006, Salminen et al 2005).

Na tyto výsledky volně navázal projekt **GEMAS** (Geochemical Mapping of Agricultural Soils). Mezi roky 2008-2009 bylo odebráno celkem 2108 vzorků orné půdy a 2023 vzorků půdy pastvinné. Půdní vzorky byly odebírány v hustotě 1 vzorek na 2500 km<sup>2</sup> na území 33 evropských zemí na ploše 5 600 000 km<sup>2</sup>. Veškeré vzorky byly zpracovány v jediné centrální laboratoři AcmeLabs ve Vancouveru, kde bylo analyzováno celkem 52 prvků (ve výluhu a.r.), 41 prvků bylo stanoveno XRF, dále byla ve všech vzorcích provedena stanovení TOC, CEC, pH, ve vybraných vzorcích byly stanoveny rovněž poměry izotopů olova (<sup>204</sup>Pb, <sup>206</sup>Pb, <sup>207</sup>Pb a <sup>208</sup>Pb) (Reimann et al. 2013). Mimořádná pozornost byla věnována zpracování a kontrole kvality analytických dat. Výsledky projektu GEMAS se staly prvním souborem dat na světě, který podává ucelený přehled nejen o distribuci sledovaných prvků v kontinentálním měřítku, ale hodnotí také rizika možné toxicity a biodostupnosti vybraných prvků.

### 1.1.2. Urban Geochemistry-Geochemie městského prostředí

Geochemie městského prostředí je jedním z nejvýznamnějších témat, kterými se v současné době zabývá aplikovaná geochemie. Zahrnuje tolik samostatných tematických okruhů, že ji lze považovat za samostatný vědní obor (Johnson – Ander 2008).

Kromě studia distribuce prvků a organických sloučenin v městských půdách je v současné době pozornost věnována také silničnímu prachu (Farago et al. 1995; Ely et al. 2001; Gómeza et al. 2002; Whiteley 2005; Ďuriš et al. 2009; Mathur et al. 2010; Locutura – Bel-lan 2011; Bavec et al. 2014, prachu usazeném na půdách domů (attic dust) (Šajn 2006; Gosar et al. 2006; Hensley et al. 2007) drenážním sedimentům, nebo sedimentům zachyceným v sifonech okapových kanalizačních vpustí (Urbonas et al. 1996).

Zásadním problémem při studiu chemického, nebo i mineralogického složení různých typů prachu je to, že prach (s výjimkou prachu podkrovního) reprezentuje poměrně krátký časový úsek sedimentace PM. Na rozdíl od půd se změny v okolním prostředí projeví na složení prachu nepoměrně rychleji. Ve většině případů tak nelze opakovanými odběry zastihnout prach se stejným mineralogickým a chemickým složením. Toho lze využít například při studiu změn ve využívání různých typů městského území (Whiteley 2005).

Již několik desetiletí jsou publikovány multidisciplinární studie, které se věnují kromě „klasických“ materiálů jako je půda, nebo prachové částice také studiu nejrůznějších biologických materiálů (Lu et al. 2008). Osvědčují se při sledování emisí, nebo atmosférickém transportu různých polutantů. K tomuto účelu je poměrně často využívána kůra stromů-např. borka borovice lesní (*Pinus sylvestris*) (Mandiwala et al. 2006; Guéguen et al. 2011)), a různé typy trav, nejčastěji jílek vytrvalý (*Lolium perenne*) (Esmat 1993). Některé studie se věnují lišejníkům jako je terčovka bublinatá, (*Hypogymnia physodes*) popř. mechům např. rokytník skvělý (*Hylocomium splendens*) (Reimann et al. 2011).

Problematice znečišťování městského prostředí (Urban Geochemistry) se v současné době věnuje několik expertních geochemických skupin. Například „Expertní skupina geochemie při EuroGeoSurvey“ - sdružení evropských geologických služeb. Na území Severní Ameriky působí expertní skupina „International Association of GeoChemistry: Urban Geochemistry Working Group“, v Asii je asi nejvýznamnější „The College of Urban and Environmental Sciences“.

### **1.1.3. Geochemické studium městských půd: účelové studium a systematické mapování**

Geochemický výzkum městských půd může být realizován buď formou **účelové studie anebo systematického mapování**. Systematické mapování se provádí na celé ploše města nebo jeho části, avšak nebere v úvahu způsoby využívání sledovaných území. Účelové studie zkoumají buď vybrané lokality, anebo určité typy městského prostředí. Účelové studie se mohou věnovat pouze vybranými kontaminantům, zatímco systematické mapování sleduje co možná nejširší škálu jak prvků, tak i organických polutantů. Rozdíly jsou i v počtech odebraných vzorků. V účelových studiích obvykle postačí desítky vzorků, zatímco mapování vyžaduje počty řádově vyšší.

**První účelové studie** distribuce rizikových prvků v městských půdách se objevují již v 60. letech minulého století (Purves 1966), avšak nejvíce prací na toto téma je publikováno teprve v posledních dvaceti letech. Z počtu všech prací převažují studie z evropských velkoměst. To je způsobeno vysokou koncentrací průmyslu a tím odpovídajícím zatížením životního prostředí. (Johnson – Ander 2008).

První publikované výsledky výzkumu rizikových prvků v městských půdách byly zaměřeny na západoevropská velkoměsta (Purves – Mackenzie 1970; Fleming – Parle 1977). V 70. a 80. letech práce popisovaly především výskyty olova v londýnských půdách v okolí významných komunikací a křižovatek (Davies –

Holmes 1972; Culbard et al. 1983a; 1983b; Davies et al. 1987a, 1987b) a jeho vliv na lidské zdraví (Thomas et al. 1985; Davies – Watt 1986; Davies 1987).

Později byl výzkum zaměřen i na další potenciálně rizikové prvky (potentially toxic elements **PTE**), jako As, Cd, Cr, Cu, Ni a Zn (Wong et al. 2006).

**První systematické geochemické mapování** městských půd na evropském kontinentu bylo realizováno v první polovině 90. let minulého století (Birke – Rauch 1994); později to byli Bityukova et al. 2000; Ottesen – Langedal 2001; Grebisz 2002; Tarvainen et al. 2006). Rovněž na území hl. m. Prahy bylo v této etapě provedeno geochemické mapování (Ďuriš 1996, Zimová et al. 2001; Ďuriš 2011). Výsledkem všech těchto prací byly první, v té době ojedinělé mapy distribuce jednotlivých prvků a organických polutantů, o které se opírají novější práce. Na výsledky mapování navázala řada účelových studií (Mihaljevič et al. 2013, Galušková et al. 2014). Patří k nim i tato práce.

**Druhá etapa systematického geochemického mapování** vybraných evropských velkoměst byla realizována v rozmezí let 2010–2015, v rámci celoevropského projektu „Urban Geochemistry“ (**URGE**) vypracovaného Expertní skupinou geochemie při EGS. Součástí etapy jsou i výstupy této disertační práce.

#### **1.1.4. Monitorování městských půd**

V r. 2000 zahájil Státní zdravotní ústav dlouhodobé sledování distribuce vybraných rizikových prvků (As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb a V a vybraných PAU) v městských půdách v rámci tzv. "Systému monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí" v Subsystemu 8 „Zdravotní rizika kontaminace půdy městských aglomerací“ (Zimová et al. 2007). Vzhledem k tomu, že největší riziko zvýšené expozice škodlivým látkám z půdního prostředí je u dětské populace, byla pozornost zaměřena na venkovní plochy mateřských škol ve městech České Budějovice, Jablonec n. Nisou, Jeseník, Liberec, Plzeň, Rokycany, Strakonice, Šumperk, Teplice a Ústí nad Labem.

Cílem monitoringu bylo zejména:

- zhodnocení kontaminace půdy vybranými prvky a organickými polutanty ve zvolených lokalitách monitorovaných měst
- určení mikrobiální a parazitární kontaminace v povrchových vrstvách půdy
- hodnocení prašného spadu – kvalitativní i kvantitativní parametry
- vyhodnocení expozice dětské populace a následného zdravotního rizika z kontaminované půdy na základě získaných výsledků
- přehodnocení hygienických kritérií pro obsah biologických a chemických kontaminantů v městských půdách.

Výsledky byly prezentovány formou souborů účelových map zobrazujících místa překročení limitních hodnot jednotlivých elementů (As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb a V). (Landa et al. 2011). Nezávisle na tom byly vypracovávány průběžné zprávy o stavu půdního prostředí, určené převážně pro potřeby státní správy (Zimová 2005; 2006; 2007).

## **1.2. Geochemie městských půd**

### **1.2.1. Prach**

Hlavním nositelem znečišťování městského prostředí je prach (Wang et al. 2006; Johnson et al. 2011; Zereini – Wiseman 2011). Jeho součástí jsou i částice okem nerozlišitelných rozměrů, které pronikají do dýchacího traktu a dostávají se krevním oběhem až do mozku (EEA 2014). Škodlivé účinky těchto částic zesilují různé kontaminanty, které se na jejich povrchu sorbují. Částice prachu se vznášejí v ovzduší a usazují v místech, odkud nejsou odstraňovány deštěm nebo pravidelným čištěním. Takovým prostředím jsou např. městské půdy (EEA 2012). Ve vzorcích půd

Ize zjišťovat a měřit rozsah a intenzitu tohoto znečištění (Johnson – Ander 2008). K hlavním kontaminantům městského prostředí patří stopové prvky (As, Be, Cd, Cu, Co, Cr, Hg, Ni, Pb, Zn) a řada organických sloučenin zařazených do dvou hlavních skupin - polyaromatické uhlovodíky (PAU) a polychlorované bifenyly (PCB) (Zereini – Wiseman 2011).

Termínem prach jsou všeobecně označovány tuhé částice menší než 500  $\mu\text{m}$ . Vzdušný prach je považován za aerosol, což je heterogenní směs pevných nebo kapalných částic v plynu. Velikost rozptýlených částic se pohybuje od shluků několika molekul až po hmotné částice, které se ve vzduchu udrží jen krátkou dobu (EEA 2012).

Atmosférický prach (mineral dust) je pojem, používaný pro určení atmosférického aerosolu. Hlavním zdrojem atmosférického prachu jsou pouště, vulkanická činnost, velké lesní a jiné požáry apod. Pro prachové částice se používá označení PM (Particulate Matter) s číselným indexem, označujícím velikost částic. Např. označení  $\text{PM}_{10}$  se používá u částic o velikosti 10 mikrometrů a méně, označení  $\text{PM}_{2,5}$  patří částicím o rozměrech menších než 2,5 mikrometrů. Částice menší než 100 nm až po jednotlivé molekuly jsou označovány jako UFP nebo UP (Ultrafine Particles).

Městský prach. Pochází především z antropogenní činnosti. Vzniká při spalování fosilních paliv a jejich derivátů, v provozu průmyslových a energetických zařízení, velkých i malých topných systémů, v automobilové dopravě, při nejrůznějších zemních pracích v rámci stavebních činností aj.

K městskému prachu se řadí i tzv. silniční prach (road dust), který se tvoří ze zplodin výfukových plynů automobilů, průmyslových emisí, opotřebením brzdového obložení a pneumatik, odíráním dláždění a tvorbou výmolů. Silniční prach představuje směs anorganických i organických látek hodnocených jako kontaminanty (Douay et al. 2008). Jeho významnou součástí v posledním období jsou rovněž i platinové kovy.

Zvláštním druhem městského prachu je tzv. prach v domácnosti (house dust), zahrnující vedle částic pronikajících do domácího prostředí zvenčí i specifické částice



organického původu, mikroorganismy a drobné živočichy např. roztoče včetně jejich exkrementů (Jacobs et al. 2002). Odhaduje se, že v domácnosti spadne každou hodinu 1000 částic prachu na 1 cm<sup>2</sup> (Lavicoli et al. 2011).

V podkroví domů s taškovými střechami dochází k sedimentaci tzv. podkrovního prachu (attic dust). Což je geochemiky poměrně ceněný materiál, který podává ucelené informace o dlouhodobé kvalitě ovzduší v dané lokalitě, a to nejen z hlediska obsahu rizikových prvků (Šajn 2006, Gosar et al. 2006, Hensley et al. 2007), ale i PAU, nebo PCB (Coronas et al. 2013). V ojedinělých případech je možné na vodorovných stavebních prvcích krovů kostelů, nebo starých činžovních domů (s minimálním pohybem obyvatel) najít i několik cm mocnou vrstvu tohoto prachu. Rozborem jednotlivých vrstev je tak možné sledovat změny ve vývoji kvality ovzduší, například v souvislosti se zahájením, nebo naopak ukončením těžební činnosti na rudních ložiskách v bezprostředním okolí měst (Gosar et al. 2006; Balabanova et al. 2011).

Dieselové částice (diesel particulate matter - DPM) nebo také diesel exhaust matter - DEP) tvoří rovněž součást prachu. Pocházejí z výfukových plynů obsahujících saze ze vznětového motoru, aerosol z částic popela, kovové částice vznikající při abrazi motoru a produkty spalování nafty (Miguel et al. 1997). Při vypuštění do atmosféry vytvoří buď individuální částice, nebo řetězce agregátů submikroskopických rozměrů, o velikosti do 100 nm (Sabaliauskas – Evans 2011). Vzhledem ke svým rozměrům se mohou usazovat v plicních alveolách anebo mohou krevním oběhem pronikat dále do mozku. Na jejich povrch se obvykle navazují další toxiny, čímž se jejich rizikovost zvyšuje (Klumpp – Ro-Poulsen 2011). Symptomy jejich přítomnosti v organismu se projevují bolestmi hlavy, závratěmi, nevolností, kašláním, potížemi s dýcháním, drážděním v očích, nose a krku (Kappos 2011). Dlouhodobá expozice může vést k vážnějším problémům kardiovaskulárním a rakovině plic, mohou způsobovat Alzheimerovu nemoc, aterosklerózu a soustavně snižují kapacitu plic (Wiseman – Zereni 2011).

### 1.2.2. Zdroje prachu v městských aglomeracích

Částice prachu v ovzduší městských aglomerací pocházejí buď z přírodních zdrojů, nebo vznikají v důsledku lidské činnosti. Přírodními zdroji jsou činné vulkány, prachové bouře, lesní a jiné požáry, pyly různých druhů vegetace, eolická eroze, apod. Antropogenní částice prachu vznikají při spalování fosilních paliv, dopravě, průmyslové a zemědělské činnosti, stavební činnosti, dobývání nerostných surovin apod (Zereini – Wiseman 2011). Množství celosvětové produkce aerosolů v atmosféře pocházející z lidské činnosti se odhaduje na 4 až 10 % jejich celkového množství (EEA 2014). S narůstajícím obsahem těchto látek je spojován nárůst různých onemocnění, zejména kardiovaskulárních a nemocí dýchacího ústrojí (Kappos 2011).

Znečištěním ovzduší se rozumí proniknutí nebezpečných látek do atmosféry. Kromě prachů k nim patří oxid uhelnatý, oxid uhličitý, oxid siřičitý, freony, polyaromatické uhlovodíky, oxidy dusíku, přízemní ozon aj. Zdroje znečišťování ovduší se označují jako bodové (průmyslové podniky), plošné (města a osídlené plochy obecně) a liniové (dopravní trasy).

Vliv automobilové dopravy na distribuci rizikových prvků je dlouhodobě a všeobecně známý. Na území hl. m. Prahy jej po systematickém geochemickém mapování prvně popsal Ďuriš (2011). Podobné závěry uvádí např. Galušková et al. (2014).

Někteří autoři vymezují skupinu prvků, které přímo souvisí s automobilovou dopravou: Ag, Au, Ba, Cd, Cr, Cu, Mo, Nb, Pb, Pd, Pt, Sb, Sr, Sn, W a Zn a označují ji „Traffic Related Elements“ TRE (Apegyei et al. 2011; Amato et al. 2012; Carrero et al. 2013).

Cu, Mo, Sb, W a Zn jsou typické prvky, které se uvolňují mechanickým opotřebáváním různých částí motorových vozidel, abrazí pneumatik (Cu), nebo při oděru brzdových systémů (Gieti et al., 2010; Amato et al. 2012).

Kombinací fyzikálních a chemických procesů (abraze, vysoká pracovní teplota, rychlé střídání oxidačně-redukčních podmínek) dochází k uvolňování platinových kovů z automobilových katalyzátorů (Smichowski et al. 2007; Wiseman – Zereini, 2011).

### **1.3. Dosavadní výsledky geochemického mapování v evropských velkoměstech**

V současné době jsou k dispozici výsledky geochemického mapování evropských velkoměst, které bylo realizováno Expertní skupinou geochemie při EGS. O výsledky tohoto mapování se opírala řada studií publikovaných ještě před několika lety (např. Argyraki – Kelepertiz 2014, Giusti 2011). Výsledky druhé etapy jsou v současné době zpracovávány. Publikace se týkají většinou pouze dílčích výsledků. Obsahy vybraných těžkých kovů v evropských velkoměstech ukazuje Tabulka 1.

Výsledky systematického geochemického mapování evropských městských půd lze charakterizovat v několika bodech:

- zvýšené obsahy většiny sledovaných prvků v půdách v centrálních částech metropolí
- zvýšené obsahy organofilních prvků (As, Cu, Hg, Sb...) v půdách s vyšším obsahem organické hmoty
- ve většině studovaných evropských velkoměst je možné jednotlivé prvky dle jejich vzrůstajícího množství v půdách seřadit následně: Cd, Hg<Co<As<Ni<Cr, Cu<Pb<Zn.
- zvýšené obsahy platinových kovů v blízkosti významných křižovatek, nebo komunikací s častými kolonami (lokality, kde často běží motor naprázdno).

**Tab. 1** Mediány obsahů vybraných stopových prvků v evropských velkoměstech

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	
Athens	24	0,3	16	141	39	102	45	98	Argyraki – Kelepertzis (2014)
Berlin	3,9	0,35	-	25,1	31	7,7	77	129	Birke – Rauch (2000)
Bristol	21,7	1,1	-	23	60	21	210	272	Giusti 2011
Dublin	13,4	1,74	9,58	44,3	35	41	73,7	172	Glennon et al. (2013)
Idrija	20,2	0,6	11,6	24,4	31,5	19	49	120	Bavec et al. (2014)
Lisabon	4,4		6,8	16	29	20	62	88	Cachada et al. (2013)
Napoli	12	0,37	6,3	11	74	9	141	158	Cicchella et al. (2008)
Trondheim	3,3	0,12	-	58	32	43	32	80	Anderson et al. (2010)
Wroclaw	-	0,20	-	9,7	22,8	11,5	31,4	115	Holtra – Zamojska-Wojdyla (2018)

## 1.4. Geochemické mapování pražské aglomerace

### 1.4.1. Základní charakteristika

Území Prahy se nachází v geomorfologické provincii České vysočiny, patří do Poberounské soustavy a podsoustavy Pražské plošiny (Czudek et al. 1972). V mírně zvlněném povrchu tohoto útvaru je nejvýraznějším geomorfologickým prvkem údolí řeky Vltavy, procházející z jihu na sever téměř lineárně s charakteristickou holešovickou smyčkou. Společně se svými přítoky zleva Šáreckým a Dalejským potokem a na jihu částečně i Berouňkou a jejím přítokem Radotínským potokem a zprava Rokýtkou, Botičem, Kunratickým a Libuškým potokem představuje zahloubené partie reliéfu ovlivňující pohyb vzdušných mas a ukládání atmosférického spadu. Průměrná nadmořská výška území na levém břehu Vltavy je cca 320 m s nejvyššími místy na Kopanině (391 m n. m.) a Bílé hoře (380 m n.m.) a

nejníže položeným bodem u hladiny Vltavy na severní hranici města (175 m n.m.). Území na pravém břehu má průměrnou výšku o něco nižší (cca 250 m n.m).

Praha se rozkládá na ploše 496,4 km<sup>2</sup>. Její periferní část zahrnuje i bývalé samostatné obce se značným podílem zemědělské půdy. Městský intravilán tvoří zastavěné části, průmyslové zóny i parkové plochy a komunikace. Počet obyvatel hlavního města je 1,3 milionu, hustota obyvatel na 1 km<sup>2</sup> je 2448.

Území hl. m. Prahy je z hlediska využití rozděleno do 3 základních pásem: a) historické centrum, b) vnitřní kompaktní město a c) vnější kompaktní město.

Historické centrum města díky historickým parkům a veřejným prostranstvím má v porovnání s kompaktním městem vyšší podíl nezastavěných ploch (33 %). U vnitřního kompaktního města je podíl zastavěných ploch navýšen na 80 % a nezastavěných ploch (20%). U vnějšího kompaktního města je podíl zastavěných a nezastavěných ploch cca 75 % a 25 %. (Historické centrum města je totožné s hranicí Památkové rezervace v Praze).

Vnitřní kompaktní město tvoří prstenec kolem historického centra, je charakterizované převážně rezidenčními čtvrtěmi 19. a 20. století s jasnou a zřetelnou blokovou strukturou. Zahrnuje též velké části původních průmyslových podniků.

#### **1.4.2. Autodoprava v Praze**

Na území hlavního města Prahy bylo k 31. 12. 2017 registrováno přes 1 000 000 motorových vozidel (Tabulka 2). Celková délka komunikační sítě v Praze v r. 2017 byla 3962 km. K 31. 12. 2017 byl průměrný denní dopravní výkon ve všední den (0-24 hod) 21,8 mil. km (Praha TSK 2018).

V Praze bylo k 31. 12. 2017 registrováno 1 058 949 motorových vozidel (na území celé ČR to bylo 7 550 908 motorových vozidel) (Praha TSK 2018).

**Tab.2.** Vývoj počtu obyvatel, registrovaných motorových vozidel a osobních automobilů na území hl. m. Prahy (Praha TSK 2018).

rok	Počet obyvatel (tis.)	Počet motorových vozidel (tis.)	Počet osobních automobilů (tis.)
1961	1007	93,1	44,8
1971	1082	203,5	133,1
1981	1183	367,0	284,8
1990	1285	428,8	336,0
2000	1181	746,8	620,6
2010	1257	928,7	699,6
2015	1281	941,1	740,7
2017	1295	1058,9	844,1

#### 1.4.3. Geologická charakteristika

Nejrozšířenějšími podložními horninami ve studované části Prahy jsou ordovické břidlice a jílovce, které se nalézají na 43 % odběrových bodů. Méně jsou zastoupeny kvartérní horniny, především spraše (12 %) a fluviální sedimenty (14 %). Časté jsou navážky především v centrální historické části města (31 %) (Havlíček – Štorch 2001).

#### 1.4.4. Výsledky geochemického mapování hl. m. Prahy z I. etapy systematického geochemického mapování

První etapa geochemického mapování zahrnovala celé území hl. m. Prahy. Systematické vzorkování půd pražské aglomerace bylo provedeno v pravidelné odběrové síti s hustotou 1 kompozitní vzorek (čtyři odběry) na 1 km<sup>2</sup> do hloubky 20 cm. Ve vzorcích bylo stanovováno více než 20 prvků (zejména těžké kovy), dále byl stanoven obsah polyaromatických uhlovodíků (PAH) a polychlorovaných bifenylnů

(PCB). Jejím výstupem byly geochemické mapy distribuce vybraných stopových prvků v půdách, které ukázaly, že nejvíc zatíženou částí je střed města (Ďuriš 1996). Hlavním zdrojem anomálních koncentrací většiny stopových prvků byly s největší pravděpodobností emise z energetických zdrojů, průmyslových podniků a dopravy. Lokalizace anomálních míst byla ovlivněna směry vzdušných proudění a morfologií povrchu města s dominantním vlivem údolí řeky Vltavy (Ďuriš 2011).

#### **1.4.5 Studium silničního prachu**

Na vybraných rušných křižovatkách Prahy byly odebrány vzorky silničního prachu, které byly analyzovány z hlediska obsahu vybraných stopových prvků a platinových kovů (Ďuriš et al. 2009). Z výsledků byly sestaveny mapy distribuce jednotlivých prvků.

Vzhledem k cílenému odběru vzorků na dopravně exponovaných místech a také jedinému zdroji všech tří platinových kovů, kterým jsou katalyzátory projíždějících automobilů, je zřejmé, že jejich rozptyl, znázorněný v monoelementních mapách je v podstatě totožný. Mapa olova, které bylo dlouhá léta hlavním kontaminantem na dopravních trasách, se od ostatních tří prvků liší jen málo. Přesto, že se olovnatý benzin již šest let nepoužívá, jeho dlouhodobé působení se bude ještě nějaký čas projevovat. U map stopových prvků, s výjimkou olova, se víc projevuje vliv dalších zdrojů, souvisejících hlavně se spalováním fosilních paliv v topných systémech i při výrobě elektrické energie apod.

Podle výsledků chemických analýz jsou kontaminací platinovými kovy nejvíce postiženy lokality, u kterých se to, vzhledem k intenzitě automobilového provozu dalo předpokládat. Je to holešovická křižovatka Argentinské a Plynární ulice, dále je to náměstí I. P. Pavlova, jehož situaci vzhledem počtu projíždějících automobilů a tím i množství exhalací a zjištěných koncentrací kontaminantů, lze označit za

katastrofální. Dále je to hloubětínská křižovatka Kolbenové a Kbelské ulice. Jen o málo lépe jsou na tom další pražské křižovatky.

Obsahy platiny a palladia jsou velmi blízké jak v nízkých, tak i vysokých koncentracích. Pozoruhodný je zvyšující se podíl palladia, které na několika místech má už vyšší hodnoty koncentrace než platina a má i nejvyšší zjištěnou hodnotu koncentrace 374,3  $\mu\text{g}/\text{kg}$  (č. vz. 3 na křižovatce Argentinská – Plynární v Holešovicích).

**Tab. 3.** Vývoj obsahu platiny a palladia v pražských půdách (Ďuriš et al. 2009), data z r. 2005 převzata z práce Machové (2005.)

rok	Pt ( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )	Pd ( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ )
1996	103	6
1999	222	91
2005	350	315
2008	338	374

Trend obsahu platinových kovů v půdách okolo automobilových tras má vcelku vzestupnou tendenci (Tabulka 2). Po prudkém nárůstu v období 1996–1999 se v následujících letech vzestup zpomaluje, u platiny byl zaznamenán mírný pokles.

K prvkům, jejichž zvýšené koncentrace souvisejí s automobilovou dopravou, patří ještě měď, chrom a zinek. Jejich zvýšené obsahy korelují se zvýšenými obsahy platinových kovů. Pocházejí pravděpodobně jak z katalyzátorů, v nichž tvoří součásti zajišťující katalytickou redukci oxidů dusíku, a částečně jsou součástí exhalátů vznikajících při spalování nafty v dieselových motorech.



## **2. Vlastní práce**

### **2.1. Studie I: Soil geochemical mapping of the central part of Prague, Czech Republic.**



## Soil geochemical mapping of the central part of Prague, Czech Republic

Michal Poňavíček<sup>a,b,\*</sup>, Zdeňka Wittlingerová<sup>b</sup>, Petr Čoupek<sup>a</sup>, Jan Buda<sup>a</sup><sup>a</sup> Czech Geological Survey, Klárov 131/3, 118 21 Praha 1, Czech Republic<sup>b</sup> Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, 165 21 Praha 6, Czech Republic

## ARTICLE INFO

## Keywords:

URGE  
Urban geochemistry  
Mapping  
Road traffic  
Land use  
GEMAS  
Principal component analysis

## ABSTRACT

New geochemical mapping results from the central part of Prague agglomeration are presented. The study is part of the EuroGeoSurveys Geochemistry Expert Group's 'Urban Geochemistry' (URGE) project. The aim of the project is to study and compare the level of potential hazardous trace element contamination in the topsoil of European cities. For such a comparison, standardised sampling, sample preparation and analytical methodologies were used in almost all URGE project surveys.

Topsoil samples were collected at 194 sites from the Prague city centre. Concentrations of elements in samples taken at different distances from busy roads were evaluated, and a group of traffic related elements (Ag, Au, Ba, Cd, Cr, Cu, Mo, Nb, Pb, Pd, Pt, Sb, Sr, Sn, W and Zn) was distinguished. Element relationships, based on land use (traffic affected areas, parks, residential and other urban facilities) were studied. The traffic related element group trend is manifested most significantly in the traffic affected, residential and other urban facilities categories. Another significant trend in element concentrations from a different source is from the burning of fossil fuel (As, Be, Co, Cr, Cs, Fe, Ga, K, Mg, Ni, U, Ti and V).

Concentration of elements in the topsoil of the city's parks are compared with grazing land soil in the Czech Republic, using the results from the EuroGeoSurveys project of geochemical mapping of agricultural and grazing land soil (GEMAS). Three basic groups of elements were distinguished. The first group includes elements with concentrations that are higher in Prague parks compared to grazing land soil (Ag, As, B, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Cu, Hg, Mo, Na, Nb, Ni, P, Pb, S, Sb, Sn, Sr, W, Zn); the second group has comparable concentrations in both soil types (Co, Cr, Fe, K, Mn, Se, Si, Ti, U, V, Y), and the third has lower concentrations in Prague parks soil (Al, Ce, Cs, Ga, Hf, In, La, Li, Mg, Rb, Te, Th).

It is concluded that there are elevated concentrations of potential harmful elements in the topsoil of the central part of the city of Prague, and their bioavailability should be studied.

## 1. Introduction

City agglomerations have problems with the quality of the environment, because of their high population density, concentrated industry and dense road traffic. Urban soil geochemical monitoring makes it possible to observe contamination trends and take measures to eliminate possible human health and environmental risks (Johnson and Ander, 2008). This is the reason that urban soil geochemistry represents an important currently active topic of applied geochemistry.

Urban environment studies appeared in the last quarter of the twentieth century (e.g., Culbard et al., 1983; Thornton et al., 1985, 1990; Thornton and Culbard, 1987; Birke and Rauch, 1991; Stavrakis et al., 1994; Walton and Higgins, 1998; Tristán et al., 2000). First systematic mapping in Prague was performed in 1993–96 (Đuriš, 1996; Zimová et al., 2001). The study was supplemented with the monitoring of platinum group elements (PGE) in relation to the introduction of

vehicle catalytic convertors and the banning of Pb as an anti-oxidising additive in petrol (Đuriš, 2011). PGE occurrence in the urban environment was later studied by Mihaljevič et al. (2013), and potential harmful elements (PHE) in parks were researched by Galušková et al. (2014).

The first stage of urban soil geochemical mapping involved all Prague area (Đuriš, 2011). The resulting geochemical maps of selected trace elements showed that the city centre was the most impacted part (Đuriš, 1996, 2011). Emissions from energy sources, industry and road traffic seemed to be the most likely sources of anomalous concentrations of most trace elements. Localisation of the anomalous sites was influenced by the direction of air circulation and by the city's surface morphology, with the Vltava River valley playing a dominating role (Đuriš, 2011).

The current urban geochemical mapping phase focused on the central part of the city, where the highest reported concentrations of

\* Corresponding author at: Czech Geological Survey, Klárov 131/3, 118 21 Praha 1, Czech Republic.

E-mail address: [michal.ponavicek@geology.cz](mailto:michal.ponavicek@geology.cz) (M. Poňavíček).<http://dx.doi.org/10.1016/j.jgexplo.2017.09.008>

Received 1 July 2016; Received in revised form 18 September 2017; Accepted 18 September 2017

Available online 21 September 2017

0375-6742/© 2017 Elsevier B.V. All rights reserved.

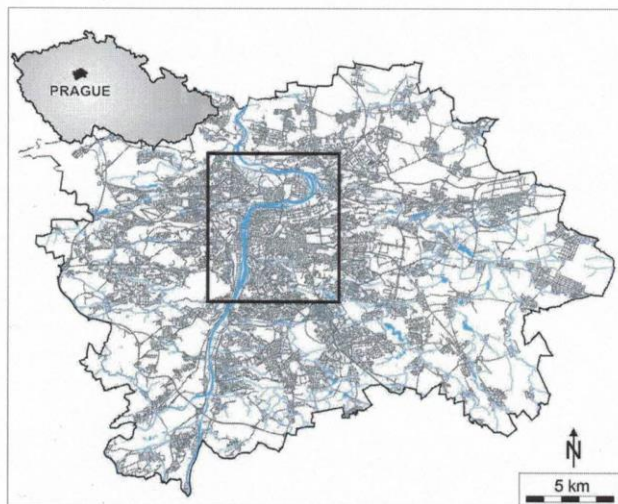


Fig. 1. Map showing the location of the central study area part of Prague in relation to city agglomeration. Inset shows location of Prague in the Czech Republic.

monitored elements were detected by the previous studies (Fig. 1). Similar spatial distribution of monitored elements can also be seen in many other European cities (e.g., Andersson et al., 2010; Johnson et al., 2011; Cachada et al., 2013; Argyraki and Kelepertzis, 2014; Bavec et al., 2014).

This work is part of the European geochemical urban soil mapping project (Urban Geochemistry – URGE), which was performed by the EuroGeoSurveys Geochemistry Expert Group (EGS, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016). For the comparison of results among the participating cities, standardised methodologies of sampling, sample preparation and laboratory analysis were agreed.

#### 1.1. Brief geographical and geological characterisation

The Prague city area is divided into three basic zones according to land use: (a) historical centre, (b) inner compact city and (c) outer compact city. The historical centre has a higher proportion of unbuilt areas (33%) than the compact city (20%), because of historical parks and public spaces. The area proportion of buildings of the inner compact city reaches about 80%, while the outer city is covered by 75%. The inner compact city is formed mainly by residential districts dating back to the 19th and 20th centuries with a distinct and visible block structure. Residential areas are also typical for the outer city but without the block structure.

The total length of road network in Prague was 3962 km in 2014. Approximately 881,000 vehicles (out of which 690,037 light duty vehicles) were registered in Prague in 2014. According to 2014 statistics, the mean road traffic distance travelled over a 24-h period on a weekday was  $21.8 \times 10^6$  km (TSK Prague, 2015).

The most frequent underlying bedrock is Ordovician shale and siltstone recorded at 43% of the sampling sites. Quaternary rocks (mostly loess) are less frequent (12% of sample sites), and fluvial sediments (14% of sample sites). Landfill occurs quite often (31% of sampling sites).

According to Ďuriš (2011), the underlying parent material in Prague is unlikely to contribute significantly to the PHE content of the soil when compared to the anthropogenic contribution.

## 2. Materials and methods

### 2.1. Soil sampling

The sampled central part of Prague is shown in Fig. 1. A kilometre square grid with alpha-numeric numbering using the WGS-84 global reference system was established in ArcGIS for the study area. Each grid square was divided into four quadrangles. The sampling site was located closest to the quadrangle centre (depending accessibility). The geographical coordinates of all sampling locations were noted using a handheld GPS device.

The topsoil samples (TG-II set) were collected in October 2010 at 194 sites around the city centre of Prague (Figs. 1 to 3). At each site, a composite was made by collecting five sub-samples from the topsoil (depth 0–10 cm) after removing the herbaceous vegetation. The soil samples were collected with a stainless steel hand hoe and spade, and placed in certified trace element free Rilsan® bags. The five sub-samples were taken within a  $10 \times 10$  m square, four from the corners of the square and one from the centre. The weight of each composite soil sample was about 5 kg. For quality control purposes, a field duplicate was collected at every 20th sample site.

### 2.2. Sample preparation and trace elements analysis

The methods of sample preparation and analysis followed the EuroGeoSurveys URGE Project protocol (Demetriades and Birke, 2015). All samples were air dried and sieved through a 2 mm nylon screen in the laboratory of the Czech Geological Survey, Czech Republic. The prepared sample set was sent off for analysis to ACME Labs (presently Bureau Veritas Minerals) in Vancouver, Canada.

The topsoil samples underwent a modified aqua regia digestion prior to analysis. A weight of 15 g of the sieved mineral soil samples (< 2 mm) was digested in 90 ml of aqua regia and leached for one hour in a hot (95 °C) water bath. After cooling, the solution was made up to a final volume of 300 ml with 5% HCl. The sample weight to solution volume ratio was 1 g per 20 ml. The solutions were aspirated through a Spectro Ciros Vision emission spectrometer (ICP-AES) and a Perkin



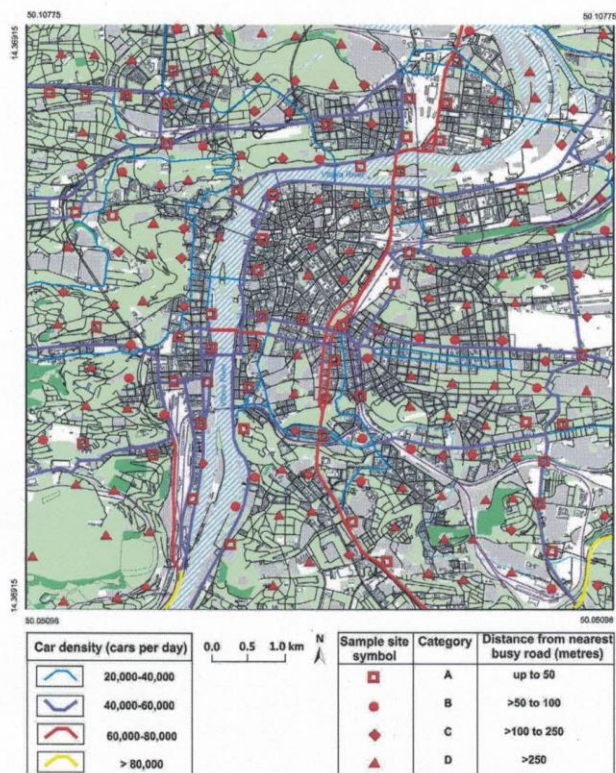


Fig. 2. Road traffic density map, and location of topsoil samples according to distance from the nearest busy road. See Table 3 for classification of samples. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

Elmer Elan 6000/9000 inductively coupled plasma emission mass spectrometer (ICP-MS) and 53 elements (Ag, Al, As, Au, B, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Ce, Co, Cr, Cs, Cu, Fe, Ga, Ge, Hf, Hg, In, K, La, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Nb, Ni, P, Pb, Pd, Pt, Rb, Re, S, Sb, Sc, Se, Sn, Sr, Ta, Te, Th, Ti, Tl, U, V, W, Y, Zn and Zr) were determined. All the analytical results are provided in Appendix SM1 in the Supplementary material.

### 2.3. Quality control

The analytical data quality was guaranteed through the implementation of laboratory quality assurance and quality control methods, including the use of standard operating procedures, calibration with standards, analysis of reagent blanks, recovery of spiked samples and analysis of replicates. Reference materials STD NIST-981-1Y, STD NIST-983-1Y, STD DS9, and STD URGE were used. The accuracy and precision of the analytical procedures were tested by recovery of measurements on spiked sediment samples. The precision of the analytical procedures, expressed as the relative standard deviation (RSD), ranged within approximately 5%. As there is no quality control report for the URGE project samples, an example of a EuroGeoSurveys Geochemistry Expert Group quality control report that can be consulted, using the same analytical procedure, is by Reimann et al. (2009). All quality control results are provided in Appendix SM2 in the

Supplementary material.

### 2.4. Data treatment and map plotting

The analytical results were subjected to univariate and multivariate statistical analysis. Comparison boxplots were plotted with Golden Software's Grapher® version 12. A standard method of Principal Component Analysis (PCA) was used for visualisation and to study element relationships in the data matrix (for data processing the R-language Open Statistical System<sup>1</sup> was used). Analytical data were transformed to log<sub>10</sub>, because of combination of different values in mutually different physical quantities and different numerical ranges of the elements. For visualisation of multidimensional values, x-y graphs of the first two principal components were plotted with Grapher® version 12. In the processed data, the proportion of variability explained by the first two principal components varied between 60 and 70%. Further, a dendrogram was plotted with Statpoint's Statgraphics® Centurion version 15.

ESRI's ArcGIS (version 10.2.2) was used for plotting the element distribution maps in the urban soil of Prague by using kriging as the interpolation method.

<sup>1</sup> The R Project for Statistical Computing: <https://www.r-project.org/>.

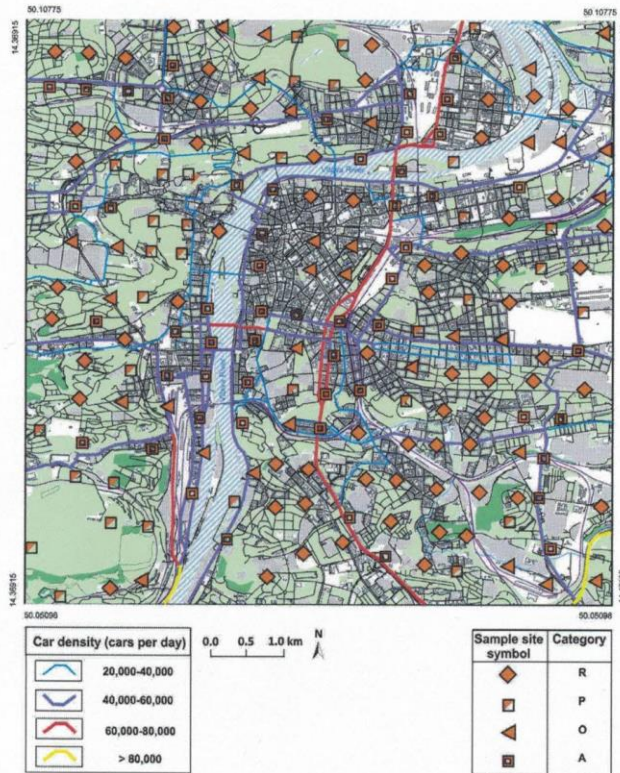


Fig. 3. Road traffic density map, and location of topsoil samples according to land use: Residential (R), Park and Green spaces (P), Other urban facilities (O) and near to main roads up to 50 m (A). (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.) (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

### 3. Results and discussion

Concentrations of elements in samples taken at different distances from busy roads (Fig. 2), i.e., roads with a high volume of traffic, as described later in this section, were considered first. A group of elements spatially related with road traffic was detected in this way. In the following section, element relationships, based on land use (parks, residential and other urban facilities – Fig. 3), were studied. In the last phase, concentrations of elements in samples from park soil were compared with data acquired from grazing land in the Czech Republic studied within the Geochemical Mapping of Agricultural and Grazing land Soil of Europe (GEMAS) project (Reimann et al., 2014).

Basic statistical parameters of the elements determined are presented in Table 1. The Ge and Ta results are not included due to their low concentration; almost all values for both elements are below the detection limit. Distribution maps were plotted for all studied elements, two of which are presented later in this paper, and the remaining maps that are mentioned in the text will be found in Appendix SM3 in the Supplementary Material.

The distribution maps of individual elements clearly show that the highest concentrations of Au, Ba, Bi, Cu, Cr, Pb (Fig. 4), Pd, Pt, and Zn were detected mainly in soil in the central part of the city (see maps in Appendix SM3 in the Supplementary material). A clear relationship

with busy roads is evident from the element distribution maps. The concentrations of these elements are notably lower at the margins of the studied area or in parks.

The spatial distribution of Cd, Mo, Nb, and W is similar, where increased concentrations are spatially related to busy roads. The maps also show that the highest concentrations of Ag, As, Be and Sb were mostly detected out of the road network, often in parks and gardens. The concentration of these elements is lowest in the central built-up part of the study area and increases towards the margins. Similar trends can be observed for Co, Ni and V for which the highest concentrations were detected in parks and gardens on the margin of the study area or in brownfield areas. The lowest concentrations were measured in the historical centre, see Fig. 5 for As, which is used as an example.

Mercury distribution is very uneven (see map in Appendix SM3 in the Supplementary material). Elevated concentrations were observed mostly in parks both in the centre and in the margin of the study area.

Table 2 compares concentrations of selected PHEs of this study with those by Ďuriš (1996) for the whole Prague city area, and by Galušková et al. (2014) for Prague city parks. A decrease of all mentioned elements can be seen. The most significant decrease occurs for As (from 27.1 to 16.4 mg/kg) and Pb (from 113 to 69.7 mg/kg). The decrease of As concentrations in soil is likely to be related to fossil fuel combustion, and with the gradual change from individual house coal fires to central



**Table 1**  
Descriptive summary statistics of the Prague central city topsoil geochemical results (N = 194). Notation: DL = Detection limit; St.Dev. = Standard deviation; Min. = Minimum; P25 = 25th percentile; P75 = 75th percentile; Max. = Maximum.

Element	Units	DL	Mean	St.Dev.	Min.	P25	Median	P75	Max.
Ag	µg/kg	2	447	404	41.0	209	309	572	3298
Al	%	0.010	0.969	0.292	0.350	0.770	0.935	1.11	2.11
As	mg/kg	0.100	17.1	5.67	6.00	12.7	16.5	20.8	35.6
Au	µg/kg	0.200	25.5	126	bdl	5.90	10.4	18.7	1742
B	mg/kg	1	9.24	4.49	2.00	6.00	8.00	11.0	25.0
Ba	mg/kg	0.500	152	56.4	55.7	117	143	174	402
Be	mg/kg	0.100	1.14	0.467	0.300	0.800	1.10	1.40	3.10
Bi	mg/kg	0.020	0.398	0.865	0.090	0.240	0.310	0.390	12.1
Ca	%	0.010	1.15	0.727	0.140	0.610	0.975	1.57	5.04
Cd	mg/kg	0.010	0.554	0.321	bdl	0.340	0.500	0.700	2.21
Ce	mg/kg	0.100	27.7	8.33	13.8	22.5	26.7	31.3	69.2
Co	mg/kg	0.100	10.4	3.35	4.60	8.10	9.50	12.3	22.5
Cr	mg/kg	0.500	27.5	10.7	12.1	21.3	25.6	30.9	106
Cs	mg/kg	0.020	1.30	0.379	0.630	1.06	1.26	1.47	2.93
Cu	mg/kg	0.010	65.4	53.0	16.3	39.2	52.5	71.2	460
Fe	%	0.010	2.17	0.574	1.16	1.79	2.06	2.52	4.25
Ga	mg/kg	0.100	3.47	1.00	1.00	2.80	3.30	4.10	6.60
Hf	mg/kg	0.020	0.040	0.030	bdl	0.020	0.030	0.050	0.160
Hg	µg/kg	5	404	726	28.0	178	269	447	9605
In	mg/kg	0.020	0.020	0.013	bdl	0.010	0.010	0.030	0.100
K	%	0.010	0.220	0.071	0.080	0.170	0.210	0.260	0.650
La	mg/kg	0.500	12.7	3.80	5.10	10.4	12.3	14.2	30.4
Li	mg/kg	0.100	12.6	5.37	2.90	8.90	11.4	15.3	47.1
Mg	%	0.010	0.272	0.119	0.070	0.210	0.260	0.310	1.47
Mn	mg/kg	1	517	262	162	378	453	571	2540
Mo	mg/kg	0.010	1.50	0.866	0.470	0.900	1.29	1.84	5.80
Na	%	0.001	0.023	0.025	0.002	0.009	0.016	0.027	0.177
Nb	mg/kg	0.020	0.976	0.409	0.050	0.740	0.920	1.14	2.98
Ni	mg/kg	0.100	25.2	8.23	10.5	20.1	23.9	28.7	81.1
P	%	0.001	0.143	0.086	0.039	0.089	0.118	0.178	0.680
Pb	mg/kg	0.010	134	353	25.5	56.6	69.8	92.6	3128
Pd	µg/kg	10	6.65	7.40	5.00	5.00	5.00	5.00	65.0
Pt	µg/kg	2	5.49	17.2	1.00	1.00	2.00	4.00	220
Rb	mg/kg	0.100	14.8	4.88	7.20	11.5	14.1	17.2	38.9
Re	µg/kg	1	1.02	0.915	0.500	0.500	0.500	1.00	5.00
S	%	0.020	0.072	0.035	bdl	0.050	0.060	0.090	0.230
Sb	mg/kg	0.020	3.07	3.63	0.190	1.63	2.33	3.35	38.0
Sc	mg/kg	0.100	2.94	1.01	0.900	2.20	2.70	3.60	6.30
Se	mg/kg	0.100	0.474	0.238	0.050	0.300	0.500	0.600	1.30
Sn	mg/kg	0.100	7.36	6.33	0.900	3.80	5.55	8.60	44.9
Sr	mg/kg	0.500	53.1	17.7	15.1	41.7	51.5	63.6	137
Te	mg/kg	0.020	0.027	0.019	bdl	bdl	0.020	0.040	0.100
Th	mg/kg	0.100	2.52	1.38	0.300	1.60	2.40	3.20	9.60
Tl	%	0.001	0.022	0.013	0.003	0.014	0.019	0.026	0.074
Tl	mg/kg	0.020	0.157	0.048	0.070	0.120	0.150	0.180	0.350
U	mg/kg	0.100	1.05	0.689	0.300	0.800	1.00	1.10	9.30
V	mg/kg	2	30.7	8.33	15.0	25.0	29.0	35.0	64.0
W	mg/kg	0.100	0.456	0.244	0.050	0.300	0.400	0.600	1.70
Y	mg/kg	0.010	7.81	2.27	4.00	6.29	7.36	8.79	18.9
Zn	mg/kg	0.100	204	129	46.1	131	171	236	1045
Zr	mg/kg	0.100	1.93	1.09	0.200	1.10	1.70	2.60	5.50

heating.

Lead was an important soil contaminant in city areas coming from road traffic, though it has not been used as an additive in petrol since the early 1990s. However, Pb is still present in significant concentrations along several roads in Prague (Fig. 4) (Galušková et al., 2014). A similar situation has been observed in other areas of Europe with a heavy road traffic burden, e.g., locations in Northern Spain (Carrero et al., 2013), and in central Scotland (MacKinnon et al., 2011).

### 3.1. Influence of road traffic on distribution of studied elements

Influence of road traffic on the distribution of studied elements in Prague was described by Ďuriš (1996, 2011). Similar results were presented and discussed by Galušková et al. (2014).

In the first phase of this work, all topsoil samples were classified into 4 basic categories (A, B, C, D) according to the sampling site distance from busy roads and crossroads (Table 3; Fig. 2). Classification of

roads and important nodes is based on road traffic intensity, i.e., number of cars in a 24 h period. This statistic is produced by the Technical Administration of Roadways of the Capital of Prague (TSK Prague, 2015). Roads with reported traffic of > 20,000 cars in 24 h from 2002 to 2017 were chosen for this study (TSK Prague, 2003).

In central Prague, it is not possible to take samples at a distance > 500 m from busy roads, because of the dense road network (Figs. 2 and 3). The category limits come from the results of similar studies focused on PHE distribution along busy roads in other European cities. For example, Rodríguez-Flores and Rodríguez-Castellón (2012) state that most elements related with road traffic are accumulated within 33 m from the road. Other studies report accumulation at a distance up to 250 m (Zechmeister et al., 2005). The particle transport distance from source (road traffic in this case) is largely dependent on the size of the particles (Miguel et al., 1997; Gidhagen et al., 2003; Apeayei et al., 2011).

After classifying the sampling sites into categories, depending on the

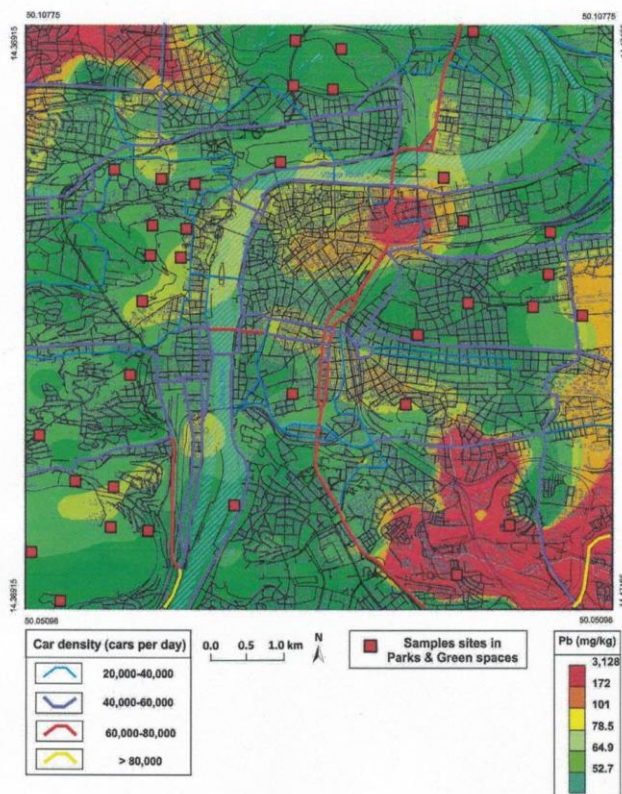


Fig. 4. Interpolated Pb distribution map in topsoil (0–10 cm), Prague, Czech Republic. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

distance from busy roads, evaluation of important differences in element concentrations among the categories was done using the element median concentration ratios between A, B and C with respect to category D, which is the most distant (> 250 m) and considered to be the least affected by the vehicular traffic (Tables 3 and 4), and arranged in decreasing order:

- ratios A/D: Pt (4), Cu (1.50), Au (1.32), B (1.25), W (1.25), Sn (1.22), Cd (1.20), Sb (1.20), Ba (1.19), Ca (1.17), Hf (1.17), S (1.17), P (1.15), Cr (1.14), Na (1.13), Ag (1.12), U (1.11), Pb (1.11) and K (1.1),
- ratios B/D: Pt (2.00), Te (1.20) and Na (1.13), and
- ratios C/D: As (1.19), Mg (1.12), Cs (1.12) and U (1.11).

It is quite apparent from the above description that the most affected area from airborne road traffic particulate matter is up to a distance of 50 m, with Pt, Cu, Au, B, W, Sn, Cd and Sb having the highest concentrations in topsoil. The only elements that persist at distances > 50 to 100 m from busy roads are Pt, Te and Na; the latter most likely from deicing salt (see comparison boxplots of all studied elements in relation to distance from busy roads in Appendix S5 in the Supplementary material). While elevated values of As, Mg, Cs and U in

topsoil at distances > 100 to 250 m from busy roads, may be ascribed to airborne particulate matter from the burning of fossil fuels.

The relationship can be seen in Fig. 6 of the first two principal components. Such an element distribution is common in most road traffic-exposed areas (Wong et al., 2006; Smichowski et al., 2007). Some authors call the group with Pt-Pd “traffic related elements” (TREs) (Carrero et al., 2013). The distribution of all studied elements into two basic groups is also obvious from the dendrogram in Fig. 7.

Comparing element concentrations in topsoil samples from categories A, B, C and D, it can be shown at which distance a (statistically) significant decrease occurs. In topsoil samples taken at a distance of > 50–100 m from busy roads (category B; Table 3), the concentration of most TREs decreases, i.e., Ag, Au, Ba, Cd, Cr, Cu, Mo, Nb, Pb, Pd, Pt, Sb, Sr, Sn, W and Zn. A decrease in TRE concentrations was also observed at a distance up to 250 m (category C); statistically significant differences were seen for Cu, Mo, P, Pd, Pt, Sb, Sn and Zn (comparing A and C categories). At a distance of > 250 m (category D) statistically significant differences were observed for Ba, Cr, Cu, W and Zn. Median ratio of element concentrations in topsoil sampled at different distances are listed in Table 4.

The above description shows that the TRE concentrations decrease with distance from busy roads, and the lowest concentrations were



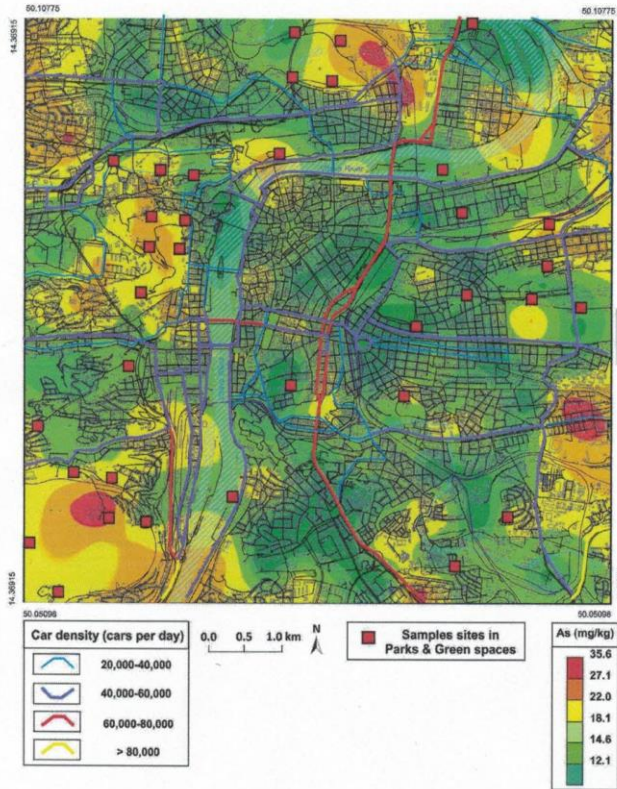


Fig. 5. Interpolated As distribution map in topsoil (0–10 cm), Prague, Czech Republic. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

**Table 2**  
Median concentrations (mg/kg) of selected elements in Prague topsoil from different studies.

Study area	N	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Source
Prague city	495	27.1	0.99	14.2	37.3	88.3	33.6	113	291	Đuriš (1996)
Prague parks	13	20	0.4	11	40	54	27	62	122	Galušková et al. (2014)
Prague centre	194	16.4	0.5	9.5	25.7	53	23.9	69.7	171	This study

measured at a distance > 250 m. At a distance of > 250 m the concentrations of some elements are lower by up to 25% (e.g., Pb, Zn and Cu) or even 50% (e.g., Bi), see Table 3. Similar results have been reported by, e.g., Zechmeister et al. (2005), who consider 250 m as a critical distance for element concentrations in topsoil samples from busy roads.

**Table 3**  
Classification of topsoil samples of this study according to distance from the nearest busy road (see also Fig. 2).

Category	Distance from nearest busy road (metres)	Number of samples	% Proportion (N = 194)
A	up to 50	56	28.9
B	> 50 to 100	27	13.9
C	> 100 to 250	29	14.9
D	> 250	82	42.3

### 3.2. Elements distribution in different land use types of the city area

In accordance with the Prague Land Use Plan (IPR Prague, 2016), the sampling sites were classified into the following land use categories (Table 5; Fig. 3):

- Category 'Residential' (R) covers residential areas including miscellaneous (37% of samples). This category includes a range of miscellaneous residential functions - multifunctional buildings or a combination of residential, commercial, administration, cultural, public facilities, sport and various services.
- Category 'Parks and green spaces' (P) includes parks, historical



**Table 4**  
Median element concentrations in topsoil samples of categories A, B, C and D, and median ratios of categories A, B and C with respect to category D, the most distant from busy roads. Ratios > 1.10 are emboldened.

Element	Unit	Distance from busy roads (in metres)				Ratio		
		up to 50	> 50 to 100	> 100 to 250	> 250	A/D	B/D	C/D
		A	B	C	D			
		(N = 56)	(N = 27)	(N = 29)	(N = 82)			
Ag	µg/kg	342	272	310	306	<b>1.12</b>	0.89	1.01
Al	%	0.885	0.900	0.980	0.955	0.93	0.94	1.03
As	mg/kg	15.8	14.6	19.8	16.7	0.95	0.87	1.19
Au	µg/kg	14.5	9.40	6.40	11.0	<b>1.32</b>	0.86	0.58
B	mg/kg	10	7.00	8.00	8.00	1.25	0.88	1.00
Ba	mg/kg	164	144	135	138	1.19	1.05	0.98
Be	mg/kg	1.10	1.00	1.20	1.10	1.00	0.91	1.09
Bi	mg/kg	0.310	0.280	0.260	0.310	1.00	0.90	0.84
Ca	%	1.10	0.730	0.980	0.935	<b>1.17</b>	0.78	1.05
Cd	mg/kg	0.595	0.360	0.420	0.495	<b>1.20</b>	0.73	0.85
Ce	mg/kg	25.8	25.8	27.9	27.3	0.94	0.95	1.02
Co	mg/kg	9.00	9.00	10.1	10.1	0.90	0.90	1.00
Cr	mg/kg	28.0	23.6	26.2	24.7	1.14	0.96	1.06
Cs	mg/kg	1.26	1.24	1.36	1.22	1.04	1.02	1.12
Cu	mg/kg	69.1	48.1	49.0	46.0	<b>1.50</b>	1.05	1.06
Fe	%	2.01	2.11	2.22	2.08	0.97	1.02	1.07
Ga	mg/kg	3.25	3.20	3.60	3.35	0.97	0.96	1.07
Hf	mg/kg	0.035	0.010	0.030	0.030	<b>1.17</b>	0.33	1.00
Hg	µg/kg	280	240	252	269	1.04	0.89	0.94
In	mg/kg	bdl	bdl	bdl	0.020	/	/	/
K	%	0.220	0.200	0.210	0.200	<b>1.10</b>	1.00	1.05
La	mg/kg	12.1	11.8	12.7	12.3	0.99	0.96	1.04
Li	mg/kg	11.3	10.9	11.9	11.6	0.97	0.94	1.03
Mg	%	0.260	0.240	0.280	0.250	1.04	0.96	1.12
Mn	mg/kg	452	418	463	475	0.95	0.88	0.98
Mo	mg/kg	1.34	1.36	0.980	1.32	1.01	1.03	0.74
Na	%	0.017	0.017	0.011	0.015	<b>1.13</b>	1.13	0.73
Nb	mg/kg	0.960	0.890	0.980	0.920	1.04	0.97	1.07
Ni	mg/kg	24.3	23.8	24.7	23.6	1.03	1.01	1.05
P	%	0.132	0.123	0.117	0.115	1.15	1.07	1.02
Pb	mg/kg	77.4	69.7	62.3	69.8	<b>1.11</b>	1.00	0.89
Pd	µg/kg	bdl	bdl	bdl	bdl	/	/	/
Pt	µg/kg	4.00	2.00	bdl	bdl	/	/	/
Rb	mg/kg	14.2	14.0	14.7	14.1	1.00	0.99	1.04
Re	µg/kg	bdl	bdl	bdl	bdl	/	/	/
S	%	0.070	0.060	0.060	0.060	<b>1.17</b>	1.00	1.00
Sb	mg/kg	2.81	2.09	1.84	2.34	1.20	0.89	0.79
Sc	mg/kg	2.60	2.60	3.00	2.85	0.91	0.91	1.05
Se	mg/kg	0.500	0.400	0.500	0.500	1.00	0.80	1.00
Sn	mg/kg	6.45	4.90	5.70	5.30	1.22	0.92	1.08
Sr	mg/kg	52.5	40.4	51.4	52.2	1.01	0.77	0.99
Te	mg/kg	0.020	0.030	bdl	0.025	0.80	<b>1.20</b>	/
Th	mg/kg	2.30	2.30	2.60	2.40	0.96	0.96	1.08
Ti	mg/kg	0.019	0.018	0.019	0.019	1.00	0.97	1.03
Tl	mg/kg	0.150	0.150	0.150	0.150	1.00	1.00	1.00
U	mg/kg	1.00	0.900	1.00	0.900	<b>1.11</b>	1.00	1.11
V	mg/kg	29.0	28.0	31.0	29.0	1.00	0.97	1.07
W	mg/kg	0.500	0.400	0.400	0.400	<b>1.25</b>	1.00	1.00
Y	mg/kg	7.25	6.99	7.90	7.36	0.99	0.95	1.07
Zn	mg/kg	200	167	136	161	<b>1.25</b>	1.04	0.85
Zr	mg/kg	1.80	1.40	1.70	1.90	0.95	0.74	0.89

gardens, city greenery (green areas with recreational activities), permanent grass and vegetation (20% of samples). It should be noted that in such areas the topsoil samples were not taken directly under trees, because the leaves are a very efficient accumulator of dust particles (Galušková et al., 2014; Lu et al., 2008).

- Category 'Other Urban facilities' (O) covers the areas with public facilities, manufacturing and services facilities (17% of samples).
- An independent category 'Traffic affected sites' (A) was defined to evaluate the traffic impact on individual types of environment. This category corresponds with A category (described in the previous subsection, and same notation is, therefore, kept); it includes areas where topsoil samples were collected within 50 m from busy roads).

- Category G, 'Grazing land soil', median element concentrations estimated from the GEMAS project for samples collected from 33 sites in the Czech Republic (Reimann et al., 2014).

Topsoil samples have higher concentrations in most studied elements in Traffic (A) and Park and Green spaces (P) categories, compared with the Residential (R) and Other urban facilities (O) categories (see Tables 4 and 5 and comparison boxplots of all studied elements according to land use in Appendix SM6 in the Supplementary material). An increase of TRE is typical for the 'A' category (highest concentrations were detected for Cu, Pb, W and Zn). The highest concentrations of Ag, As, Hg, Mn and Sn were observed in 'P' category topsoil samples,

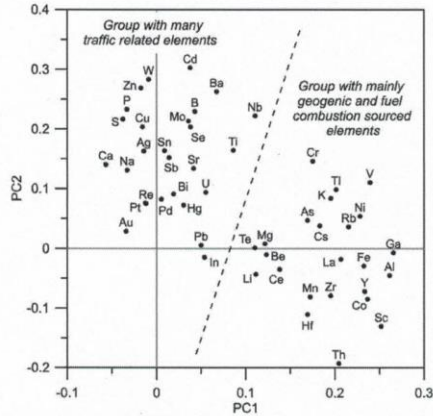


Fig. 6. Principal component analysis diagram for all Prague topsoil samples ( $N = 194$ ). The data for plotting this diagram are provided in Appendix SM4 in the Supplementary material.

unlike the rest of the city (see maps in Appendix SM3 in the Supplementary material).

Even if the 'A' and 'P' soil categories appear similar with respect to PHE concentrations, results of PCA show different mutual element relationships. The 'A' category indicates five tentative groups (Fig. 8d), probably corresponding with the basic source types of these elements. While the 'P' category does not show distinct groupings of the elements (see Fig. 8b).

Results of the PCA show that the most significant trend in categories 'A', 'R' and 'O' is observed in traffic related elements (TRE): Ag, Ba, Ca, Cd, Cu, Na, Pd, Pt, Re, S, Sb, Sn, Sr, Mo, W and Zn (Fig. 8; see maps in Appendix SM3 in the Supplementary material). Another significant trend appears in elements from 'combined' sources (As, Be, Co, Cr, Cs, Fe, Ga, K, Mg, Ni, U, Ti and V). The 'combined' sources are represented by industrial burden related with (in many cases) historical industrial operations in the city centre (Co, Cr, Ni, V), and local airborne deposition associated with local fossil fuel combustion (mainly As, Be, Bi, Ge) (Duriš, 2011). In some cases of the 'A' category, it is possible to distinguish a trend originating probably from the underlying rocks (Al, Ce, La, Li, Mn, Rb, Sc, Te, Th, Y and Zr – see maps in Appendix SM3 in the Supplementary material).

### 3.3. Comparison of concentrations of some elements in Prague parks soil with their concentrations in grazing land soil in the Czech Republic (GEMAS project)

The GEMAS project grazing land soil results from the Czech Republic (33 samples) were used to determine how the city agglomeration contamination is manifested in comparison with the corresponding regional level samples, which were analysed with the same aqua regia digestion and in the same analytical laboratory. Soil samples from Prague parks, which can be considered as equivalent in character to grazing land soil, were chosen for this purpose. It was expected that road traffic does not impact on the trace elements distribution as significantly as in other studied city compartments.

Airborne particulate matter deposition is known to be an important source of trace elements in topsoil of the Czech Republic. This is shown by the results from the GEMAS project (Reimann et al., 2014), as well as by a series of monitored peat bogs at different places in the Czech

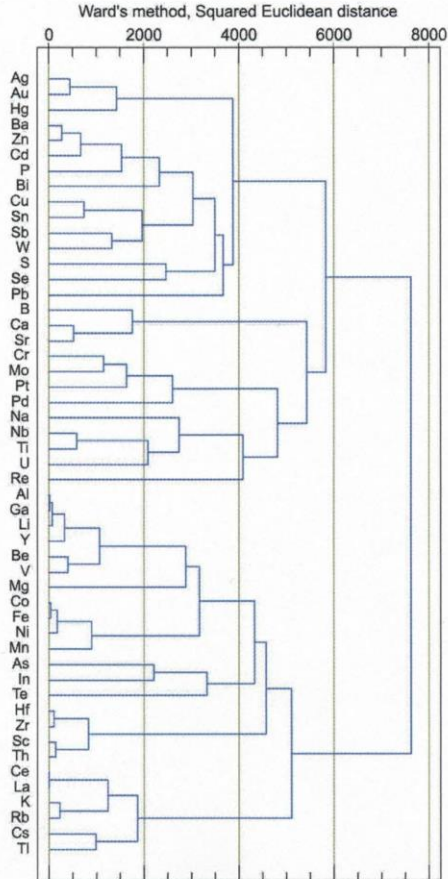


Fig. 7. Dendrogram using Ward linkage and squared Euclidean distances. Based on the  $\log_{10}$  transformed urban soil geochemical data from Prague, Czech Republic.

Republic (Novák et al., 2003). The trace elements deposited originate mainly from burning coal from the deposits in the north-west of the Czech Republic.

#### 3.3.1. (a) Enriched elements in Prague parks soil

The most significant enrichment in soil from Prague parks compared with the GEMAS grazing land soil is observed for Hg (7.1 times), Ag (5.99), Sb (5.19), Sn (4.07), Mo (3.36), B (3.15), Pb (2.85), Sr (2.66), Ca (2.66), W (2.60), S (2.54), Cu (2.31), Zn (2.12), Na (2.03), As (2.00), Cd (1.59), Be (1.50), P (1.43), Ba (1.33), Ni (1.30), Bi (1.26), Nb (1.23) and Zr (1.21 times) (see Table 5). Element relationships are shown in Fig. 9, where the ratio of element median concentrations for parks compared to grazing land soil is plotted together with the median ratio of element concentrations for Category A samples (< 50 m from road) divided by Category D samples (> 250 m). On the basis of this graph, a group of elements in Prague parks influenced by road traffic can be specified. It

**Table 5**  
Median element concentrations in topsoil samples from the different compartments of Prague, and the corresponding medians in grazing land soil from the Czech Republic. Ratios > 2.0 are emboldened.

Element	Unit	Prague land use categories				GEMAS		Ratio
		Traffic affected sites	Other urban facilities	Parks & Green spaces	Residential	Grazing land soil		
		A	O	P	R	G	P/G	
		(N = 56)	(N = 32)	(N = 35)	(N = 71)	(N = 33)		
Ag	µg/kg	342	285	344	253	57.4	<b>5.99</b>	
Al	%	0.885	0.915	0.960	0.970	1.37	0.70	
As	mg/kg	15.8	16.3	17.5	16.6	8.75	<b>2.00</b>	
B	mg/kg	10.0	8.00	8.00	8.00	2.54	<b>3.15</b>	
Ba	mg/kg	164	137	132	149	98.9	1.33	
Be	mg/kg	1.10	1.10	1.10	1.10	0.734	1.50	
Bi	mg/kg	0.310	0.330	0.310	0.280	0.246	1.26	
Ca	%	1.10	0.87	0.76	1.00	0.286	<b>2.66</b>	
Cd	mg/kg	0.595	0.510	0.440	0.400	0.277	1.59	
Ce	mg/kg	25.8	25.7	27.9	27.4	36.8	0.76	
Co	mg/kg	9.00	9.65	10.1	9.90	10.5	0.96	
Cr	mg/kg	28.0	24.6	24.1	24.6	27.0	0.89	
Cs	mg/kg	1.26	1.23	1.30	1.25	1.79	0.73	
Cu	mg/kg	69.1	52.1	47.1	45.2	20.4	<b>2.31</b>	
Fe	%	2.01	2.20	2.28	2.04	2.08	1.10	
Ga	mg/kg	3.25	3.20	3.30	3.40	4.41	0.75	
Hf	mg/kg	0.035	0.040	0.040	0.030	0.059	0.68	
Hg	µg/kg	280	270	415	230	58.4	<b>7.10</b>	
In	mg/kg	0.010	0.020	0.020	0.010	0.024	0.82	
K	%	0.220	0.200	0.190	0.220	0.177	1.07	
La	mg/kg	12.1	11.6	12.4	12.4	17.6	0.71	
Li	mg/kg	11.3	11.6	11.7	11.4	16.5	0.71	
Mg	%	0.260	0.260	0.240	0.260	0.335	0.72	
Mn	mg/kg	452	452	510	431	561	0.91	
Mo	mg/kg	1.34	1.25	1.22	1.29	0.363	<b>3.36</b>	
Na	%	0.017	0.015	0.009	0.016	0.004	<b>2.03</b>	
Nb	mg/kg	0.960	0.895	0.950	0.890	0.77	1.23	
Ni	mg/kg	24.3	25.6	24.7	23.3	19.1	1.30	
P	%	0.132	0.114	0.106	0.125	0.074	1.43	
Pb	mg/kg	77.4	60.3	72.5	71.5	25.5	<b>2.85</b>	
Rb	mg/kg	14.2	14.2	13.9	14.1	25.1	0.55	
S	%	0.070	0.060	0.060	0.060	0.024	<b>2.54</b>	
Sb	mg/kg	2.81	2.01	2.27	2.23	0.437	<b>5.19</b>	
Sc	mg/kg	2.60	3.00	3.00	2.70	2.74	1.09	
Se	mg/kg	0.500	0.400	0.500	0.500	0.419	1.19	
Sn	mg/kg	6.45	4.80	5.60	5.20	1.38	<b>4.07</b>	
Sr	mg/kg	52.5	49.15	50.5	51.4	19.0	<b>2.66</b>	
Te	mg/kg	0.020	0.020	0.010	0.030	0.020	0.51	
Th	mg/kg	2.30	2.80	2.70	2.00	3.91	0.69	
Tl	mg/kg	0.019	0.019	0.018	0.018	0.016	1.12	
U	mg/kg	1.00	0.900	1.00	1.00	0.98	1.02	
V	mg/kg	29.0	28.0	29.0	29.0	32.2	0.90	
W	mg/kg	0.500	0.400	0.400	0.400	0.154	<b>2.60</b>	
Y	mg/kg	7.25	7.28	7.13	7.58	6.87	1.04	
Zn	mg/kg	200	160	145	167	68.5	<b>2.12</b>	
Zr	mg/kg	1.80	2.10	2.20	1.60	1.82	1.21	

is assumed that these will be the elements where their concentration decreases with the distance from busy roads (Category A/Category D; Table 4). These elements are: Ba, Ca, Cd, Cu, Mo, Na, P, Pb, Sb, W and Zn. On the contrary, elements where their concentration increases with the distance from busy roads, it is assumed that they originate from a different source (Ag, As, B, Be, Fe, Hg and Sn). The source of As, B and Be in Prague parks soil seems to be from other sources as, for example, the burning of fossil fuel.

The GEMAS project results indicate that the grazing land soil in the western part of the Czech Republic contains > 1.5 times higher concentration of As (Fig. 10) in comparison with the agricultural soil (Tarvainen et al., 2013). This phenomenon is considered to be in direct relation with brown coal combustion. At present, brown coal represents the major energy source in the Czech Republic. It is extracted from open-pit mines in the Krušné Hory piedmont basins of Tertiary age (the North Bohemian and Sokolov basins). The brown coal combustion

represents the most significant source of trace element deposition in the Czech Republic. A recent study of trace elements in Czech coals was performed by Pešek et al. (2005), where it is reported that the median total As content is 39.8 mg/kg in brown coal from the North Bohemian and Sokolov basins.

In Prague area, local deposition related with the REZZO 3 (small sources combustion processes with heat-generating capacity under 0.2 MW and less significant technologies) contributes to the total deposition as well (Ďuriš, 2011).

### 3.3.2. (b) Depleted elements in Prague parks soil

The most widespread underlying rocks in the studied part of Prague are Ordovician sandstone and siltstone, and Quaternary loess and loess soil. However, a large part of the Czech Republic is underlain by crystalline rocks of the Bohemian Massif. An increased content of Al, Ce, Cs, Li, Rb and Th is typical, especially for magmatic rocks (Bouška



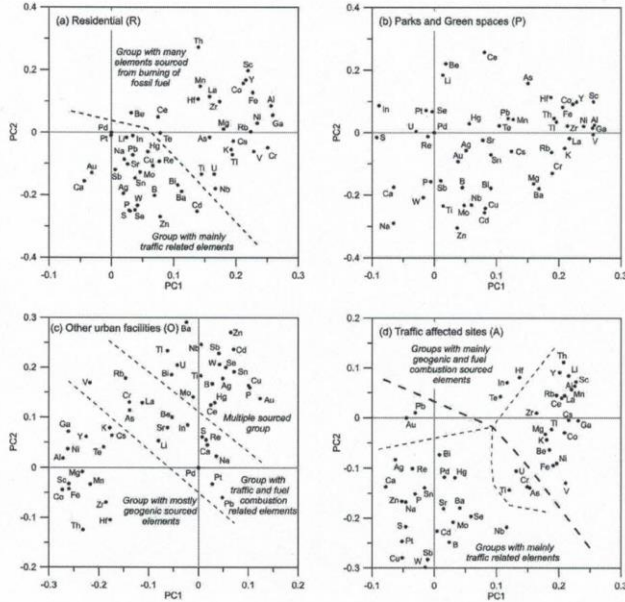


Fig. 8. Principal component analysis diagrams for sets of soil samples collected in different land use types of the city area. (a) Residential; (b) Park and Green spaces; (c) Other urban facilities, and (d) Traffic affected sites (up to 50 m from main roads). The data for plotting these diagrams are provided in Appendix SM4 in the Supplementary material.

et al., 1984; Janoušek et al., 2000).

4. Conclusions

The urban topsoil geochemical survey in the central part of Prague confirms that the city agglomeration is associated with significant geochemical anomalies in a number of trace elements at the local and regional scale, i.e., the city environment is contaminated. In addition to airborne particulate matter deposition, which is suggested as the main source of contamination on a regional level, other significant sources, characteristic of an urban area, contribute to the city's topsoil contamination.

The results show that road traffic is an important source of harmful trace elements in a city agglomeration, and should be taken into consideration in road network and urban planning.

The contamination level in urban topsoil differs in various compartments of the city area, and is largely influenced by the distance from the main busy roads.

Results of the complex geochemical mapping of the Prague agglomeration are comparable with the results from other European cities (see case studies in Johnson et al., 2011, and other papers in this Special Issue).

It was discovered that in Prague, traffic related element concentrations (Ag, Au, Ba, Cd, Cr, Cu, Mo, Nb, Pb, Pd, Pt, Sb, Sr, Sn, W and Zn) decrease with increasing distance from busy roads (the lowest contents were detected at a distance > 250 m).

The PCA results show different trends in various types of city compartments (parks, residential, and other urban). The traffic related element group trend (Ag, Ba, Ca, Cu, Na, Re, S, Sb, Sn, Sr, Mo and W) is manifested most significantly in traffic (A), residential (R) and other

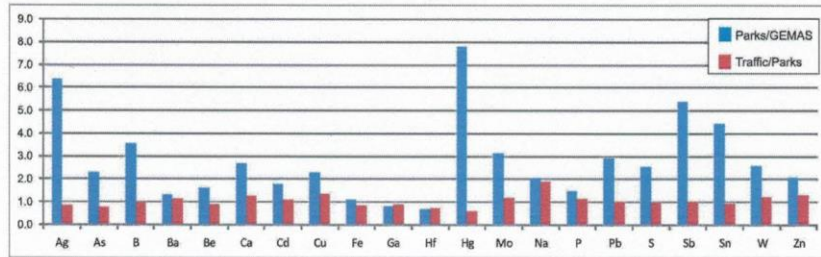


Fig. 9. A plot comparing selected element median ratios for Parks/GEMAS soil with Category Traffic/Parks soil (see Table 3 for explanation of categories). (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

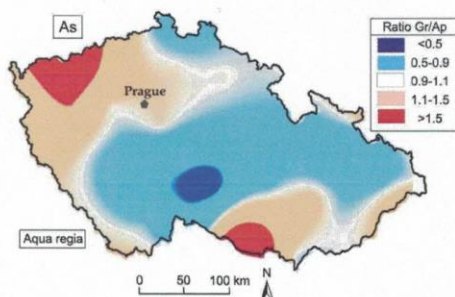


Fig. 10. Median concentration ratio map of As in grazing land (Gr) and agricultural (Ap) soil, Czech Republic. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

urban facilities (O) categories. Another important trend can be seen in elements originating from different source as, for example, the burning of fossil fuel (As, Be, Co, Cr, Cs, Fe, Ga, K, Mg, Ni, U, Ti and V).

Three basic groups of elements were distinguished on the basis of comparison of elements in the topsoil from Prague parks with their concentrations in grazing land soil in the Czech Republic (GEMAS project). The first group includes elements from the topsoil of Prague parks with statistically significant elevated concentrations compared with the Czech GEMAS grazing land soil results. The main sources of these elements are road traffic (Ag, Ca, Cd, Cu, Hg, Mo, Na, P, Pb, S, Sb, Sn, Sr, W, Zn) together with fossil fuel combustion (As, B, Be and S). The second group contains elements in the topsoil from parks statistically significant depletion (Ce, Cs, Ga, Hg, In, La, Li, Mg, Rb, Te and Th). The difference is caused by the sedimentary source rocks, which are also markedly depleted in these elements in comparison with crystalline rocks in all the Bohemian Massif area. The third group consists of elements with comparable concentrations (Co, Cr, Fe, K, Mn, Sc, Ti, U, V and Y).

The results of this study show that there is an increase in the concentration of PHEs (such as As, Hg, Pb) in the topsoil of the central part of the city in comparison with the rest of the Czech Republic. It is, therefore, considered important to study the bioavailability of PHEs and their distribution in specific mineral phases of the topsoil samples.

#### Acknowledgments

This study was supported by task of geological works of Ministry of Environmental of Czech Republic (MŽP-OOHPP-23/10/GP). We would like to thank Miloslav Ďuriš for assistance in fieldwork and interpretation of results. We would also like to thank Christopher C. Johnson and Alecos Demetriades for valuable comments, which improved the quality of this paper, substantially, as well as the plotting of new sets of diagrams.

#### Supplementary material

Supplementary material associated with this article can be found in the online version, at <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.09.008>, and includes:

Appendix SM1: Topsoil analytical data with sample site classification categories, Prague, Czech Republic

Appendix SM2: Prague quality control data: (a) Laboratory replicates, standards and blanks; (b) URGE N standard results, and (c) Field duplicates.

Appendix SM3: Geochemical distribution maps (Ag, Al, Au, B, Ba, Be,

Bi, Ca, Cd, Ce, Co, Cr, Cs, Cu, Fe, Ga, Hf, Hg, In, K, La, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Nb, Ni, P, Pd, Pt, Rb, Re, S, Sb, Sc, Se, Sn, Sr, Te, Th, Ti, Tl, U, V, W, Y, Zn and Zr) in topsoil (0–10 cm), Prague, Czech Republic

Appendix SM4: Principal component analysis tables: (a) Fig. 6 PC1 vs. PC2 data, and (b) Fig. 7 PC2 vs. PC2 data, Prague, Czech Republic.

Appendix SM5: Comparison boxplots of all studied elements in relation to distance from busy roads, Prague, Czech Republic.

Appendix SM6: Comparison boxplots of all studied elements according to land use, Prague, Czech Republic.

#### References<sup>2</sup>

- Andersson, M., Ottesen, R.T., Langedal, M., 2010. Geochemistry of urban soils monitoring in Trondheim, Norway. *Geoderma* 156, 112–118.
- Apesgyei, E., Bank, M.S., Spengler, J.D., 2011. Distribution of heavy metals in road dust along an urban–rural gradient in Massachusetts. *Atmos. Environ.* 45, 2310–2323.
- Argyriaki, A., Kelepertzis, E., 2014. Urban soil geochemistry in Athens, Greece: the importance of local geology in controlling the distribution of potentially harmful trace elements. *Sci. Total Environ.* 482–483, 366–377.
- Bavec, S., Gosar, M., Blester, H., Grčman, H., 2014. Geochemical investigation of mercury and other elements in urban soil of Idrija (Slovenia). *J. Geochem. Explor.* 154, 213–224.
- Birke, M., Rauch, U., 1991. Methodics of geochemical investigation of urban area. In: Sellinus, O. (Ed.), *Example Central Berlin*. Abstr. 2nd symp. on environmental geochemistry, (Uppsala).
- Bouška, V., Jelínek, E., Pačesová, M., Řanda, Z., Ulrych, J., 1984. Rare earth elements and other trace elements in the rocks of the Central Bohemian Pluton. *Geol. Carpath.* 35, 355–376.
- Cachada, A., Dias, A.C., Pato, P., Mielro, C., Rocha-Santos, T., Pereira, M.E., 2013. Major inputs and mobility of potentially toxic elements contamination in urban areas. *Environ. Monit. Assess.* 185, 279–294.
- Carrero, J.A., Arribabalaga, I., Bustamante, J., Goienaga, N., Arana, G., Madariaga, J.M., 2013. Diagnosing the traffic impact on roadside soils through a multianalytical data analysis of the concentration profiles of traffic-related elements. *Sci. Total Environ.* 458–460, 427–434.
- Culbard, E., Thornton, I., Watt, J., Moorcroft, S., Brooks, K., Thompson, M., 1983. Metal contamination of dusts and soils in urban and rural households in the United Kingdom. In: Hemphill, D.D. (Ed.), *Trace Substances in Environmental Health – XVII*. University of Missouri, Columbia, pp. 236–241.
- Demetriades, A., Birke, M., 2015. *Urban Topsoil Geochemical Mapping Manual (URGE II)*. EuroGeoSurveys, Brussels (52pp). [http://www.eurogeosurveys.org/wp-content/uploads/2015/10/Urban\\_Geochemical\\_Mapping\\_Manual.pdf](http://www.eurogeosurveys.org/wp-content/uploads/2015/10/Urban_Geochemical_Mapping_Manual.pdf).
- Ďuriš, M., 1996. *Geochemical and Ecological Survey of the Prague Agglomeration*. Final Report, Manuscript, Czech Geological Survey, Prague (In Czech).
- Ďuriš, M., 2011. *Geochemical and ecological survey of the Prague city area, Czech Republic*. In: Johnson, C.C., Demetriades, A., Loosutura, J., Ottesen, R.T. (Eds.), *Mapping the Chemical Environment of Urban Areas*. Wiley-Blackwell, John Wiley & Sons, Ltd., Chichester, West Sussex, U.K., pp. 364–374 (Chapter 21).
- EGS, 2011. *Urban geochemistry*. In: *EuroGeoSurveys 2010 Annual Report*. EuroGeoSurveys, Brussels, pp. 45–46. <http://www.eurogeosurveys.org/wp-content/uploads/2013/01/EuroGeoSurveys-Annual-Report-2010.pdf>.
- EGS, 2012. *Urban geochemistry*. In: *EuroGeoSurveys 2011 Annual Report*. EuroGeoSurveys, Brussels, pp. 49–51. (Available on). <http://www.eurogeosurveys.org/wp-content/uploads/2013/01/EuroGeoSurveys-Annual-Report-2011.pdf>.
- EGS, 2013. *Urban geochemistry project (URGE)*. In: *EuroGeoSurveys 2012 Annual Report*. EuroGeoSurveys, Brussels, pp. 30–31. [http://www.eurogeosurveys.org/wp-content/uploads/2014/04/Annual-Report-2013\\_med.pdf](http://www.eurogeosurveys.org/wp-content/uploads/2014/04/Annual-Report-2013_med.pdf).
- EGS, 2014. *Urban geochemistry project (URGE)*. In: *EuroGeoSurveys 2013 Annual Report*. 33 EuroGeoSurveys, Brussels. [http://www.eurogeosurveys.org/wp-content/uploads/2014/12/Annual-Report-2013\\_2.pdf](http://www.eurogeosurveys.org/wp-content/uploads/2014/12/Annual-Report-2013_2.pdf).
- EGS, 2015. *Urban geochemistry project (URGE)*. In: *EuroGeoSurveys 2014 Annual Report*. 51 EuroGeoSurveys, Brussels. <http://www.eurogeosurveys.org/wp-content/uploads/2015/12/Annual-Report-2015.pdf>.
- EGS, 2016. *Urban geochemistry project (URGE)*. In: *EuroGeoSurveys 2015 Annual Report*. EuroGeoSurveys, Brussels, pp. 17–18. [http://www.eurogeosurveys.org/wp-content/uploads/2017/01/Annual-Report-2015\\_5.pdf](http://www.eurogeosurveys.org/wp-content/uploads/2017/01/Annual-Report-2015_5.pdf).
- Galušková, I., Mihaljevič, M., Strnad, L., 2014. Lead isotope composition and risk elements distribution in urban soils of historically different cities Ostrava and Prague, the Czech Republic. *J. Geochem. Explor.* 147, 215–221.
- Gidhagen, L., Johansson, C., Ström, J., Kristensson, A., Swietlicki, E., Pirjola, L., Hansson, H.-C., 2003. Model simulation of ultrafine particles inside a road tunnel. *Atmos. Environ.* 37, 2023–2036.
- Janoušek, V., Bowes, D.R., Rogers, G., Farrow, C.M., Jelínek, E., 2000. Modelling diverse processes in the petrogenesis of a composite batholith: the Central Bohemian Pluton, Central European Hercynides. *J. Petrol.* 41 (4), 511–543.
- Johnson, C.C., Ander, E.L., 2008. *Urban geochemical mapping studies: how and why we*

<sup>2</sup> Note: All website links were checked on the 17th July 2017.



- do them. *Environ. Geochem. Health* 30 (6), 511–530.
- Johnson, C.C., Demetriades, A., Locutura, J., Ottesen, R.T. (Eds.), 2011. Mapping the Chemical Environment of Urban Areas. Wiley-Blackwell, John Wiley & Sons, Ltd., Chichester, West Sussex, U.K. (616pp).
- Lu, S.G., Zheng, Y.W., Bai, S.Q., 2008. A HRTEM/EDX approach to identification of the source of dust particles on urban tree leaves. *Atmos. Environ.* 42, 6431–6441.
- MacKinnon, G., MacKenzie, A.B., Cook, G.T., Pulford, I.D., Duncan, H.J., Scott, E.M., 2011. Spatial and temporal variations in Pb concentrations and isotopic composition in road dust, farmland soil and vegetation in proximity to roads since cessation of use of leaded petrol in the UK. *Sci. Total Environ.* 409, 5010–5019.
- Miguel, E.D., Llamas, J.F., Chacón, E., Berg, T., Larssen, S., Reyset, O., Vadset, M., 1997. Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust: unleaded petrol and urban lead. *Atmos. Environ.* 31, 2733–2740.
- Mihaljevič, M., Galušková, I., Strnad, L., Majer, V., 2013. Distribution of platinum group elements in urban soils, comparison of historically different large cities Prague and Ostrava, Czech Republic. *J. Geochem. Explor.* 124, 212–217.
- Novák, M., Emanuel, S., Vile, M.A., Erel, Y., Véron, A., Pačes, T., Wieder, R.K., Vaněček, M., Štěpánová, M., Břížová, E., Hovorka, J., 2003. Origin of lead in eight central European peat bogs determined from isotope ratios, strengths, and operation times of regional pollution sources. *Environ. Sci. Technol.* 37 (3), 437–445.
- Pešek, J., Bencko, V., Sýkorová, I., Vašíček, M., Michna, O., Martinek, K., 2005. Some trace elements in coal of the Czech Republic, environment and health protection implications. *Cent. Eur. J. Public Health* 13 (3), 153–158.
- Prague, T.S.K., 2003. The Yearbook of Transportation Prague 2002. Technical Administration of Roadways of the Capital of Prague. <http://en.tsk-praha.cz/wps>.
- Prague, T.S.K., 2015. Prague Transportation Yearbook 2014. 2014 Technical Administration of Roadways of the Capital of Prague. <http://en.tsk-praha.cz/wps>.
- Prague, I.P.R., 2016. Metropolitan Plan (Prague Land Used Plan) - Prague Institute of Planning and Development. <http://en.iprpraha.cz>.
- Reimann, C., Demetriades, A., Eggen, O.A., Filzmoser, P., the EuroGeoSurveys Geochemistry Expert Group, 2009. The eurogeosurveys geochemical mapping of agricultural and grazing land soils project (GEMAS) – evaluation of quality control results of aqua regia extraction analysis. In: *Norges Geologiske Undersøkelse Report*. 2009, pp. 049. (92pp). [http://www.ngu.no/utload/Publikasjoner/Rapporter/2009/2009\\_049.pdf](http://www.ngu.no/utload/Publikasjoner/Rapporter/2009/2009_049.pdf).
- Chemistry of Europe's agricultural soils – part a: methodology and interpretation of the GEMAS data set. In: Reimann, C., Birke, M., Demetriades, A., Filzmoser, P., O'Connor, P. (Eds.), *Geologisches Jahrbuch (Reihe B 102)*. Schweizerbart, Hannover (528pp).
- Rodriguez-Flores, M., Rodriguez-Castellón, E., 2012. Lead and cadmium levels in soil and plants near highways and their correlation with traffic density. *Environ. Pollut. B* 4 (4), 281–290.
- Smichowski, P., Gómez, D., Frazzoli, C., Caroli, S., 2007. Traffic related elements in airborne particulate matter. *Appl. Spectrosc. Rev.* 43 (1), 23–49.
- Stavrakis, P., Vergou-Vichou, K., Fosse, G., Makropoulos, V., Demetriades, A., Vlachoyiannis, N., 1994. A multidisciplinary study on the effects of environmental contamination on the human population of the Lavrion urban area, Hellas. In: Varnavas, S.P. (Ed.), *Environmental Contamination*. 6th International Conference, Delphi, Greece, CEP Consultants, Edinburgh, pp. 20–22.
- Tarvainen, T., Albanese, S., Birke, M., Poňavič, M., Reimann, C., 2013. Arsenic in agricultural and grazing land soils of Europe. *Appl. Geochem.* 28, 2–10.
- Thornton, I., Culbard, E. (Eds.), 1987. Lead in the Home Environment. Science Reviews Ltd., Northwood, U.K. (224pp).
- Thornton, I., Culbard, E., Moorcroft, S., Watt, J., Wheatley, M., Thompson, M., Thomas, J.F.A., 1985. Metals in urban dusts and soils. *Environ. Technol. Lett.* 6, 137–144.
- Thornton, I., Davies, D.J.A., Watt, J.M., Quinn, M.J., 1990. Lead exposure in young children from dust and soil in the United Kingdom. *Environ. Health Perspect.* 89, 55–60.
- Tristán, E., Demetriades, A., Ramsey, M.H., Rosenbaum, M.S., Stavrakis, P., Thornton, I., Vassiliades, E., Vergou, K., 2000. Spatially resolved hazard and exposure assessments: an example of lead in soil at Lavrion, Greece. *J. Environ. Res.* 82 (1), 33–45.
- Walton, N.R.G., Higgins, A., 1998. The legacy of contaminated land in Portsmouth: its identification and remediation within a socio-political context. In: Lerner, D.N., Walton, N.R.G. (Eds.), *Contaminated Land and Groundwater: Future Directions*. Geological Society of London, Engineering Geology Special Publ. 14, pp. 29–36.
- Wong, C.S.C., Li, X.D., Thornton, I., 2006. Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environ. Pollut.* 142, 1–16.
- Zechmeister, H.G., Hohenwallner, D., Riss, A., Hanus-Ilmar, A., 2005. Estimation of element deposition derived from road traffic sources by using mosses. *Environ. Pollut.* 138, 238–249.
- Zimová, M., Duriš, M., Špiváčková, V., Melicherčík, J., Lepší, P., Tesařová, B., Knotek, P., Kubínová, R., Ronen, Y., 2001. Health risk of urban soils contaminated by heavy metals. *Int. J. Occup. Med. Environ.* 14, 231–234.

**2.2. Studie II: Arsenic in urban soils of Prague, Czech Republic:  
assessing exposure and risk to human health.**

# Distribuce arzenu v půdách hlavního města Prahy doplňená o hodnocení zdravotních rizik ve vybraných mateřských školách

Arsenic in urban soils of Prague, Czech Republic: assessing exposure and risk to human health

MICHAL POŇAVIČ<sup>1,2</sup> – MAGDALENA ZIMOVÁ<sup>2,3</sup> –  
ZDEŇKA WITTLINGEROVÁ<sup>2</sup> – TEREZA JANDOVÁ<sup>1</sup> – ILJA KNĚSL<sup>1</sup> –  
KAREL DUŠEK<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Česká geologická služba, Geologická 6, 152 00 Praha 5;  
michal.ponavic@geology.cz

<sup>2</sup> Fakulta životního prostředí, Česká zemědělská univerzita Praha,  
Kamýcká 129, 165 21 Praha 6

<sup>3</sup> Státní zdravotní ústav, Šrobárova 48, 100 42 Praha 10

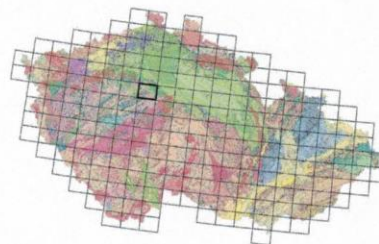
**Key words:** Prague, urban soil, risk element, heavy metals

**Summary:** Aim of this work was not only the research of surface distribution of arsenic in topsoils of the central part of the capital of the Czech Republic – Prague, but also evaluation of the consequent health risks.

This research is a part of one of the main topics being currently investigated by the association of European geological surveys – EuroGeoSurveys – EGS, which formed a geochemistry expert group to focus on the issue (Urban Geochemistry Project – URGE). The objective of the URGE project is detailed study of level of soil pollution by hazardous trace elements in large European cities and evaluation of the associated health risks.

Contents (medians) of As in the studied samples of Prague topsoils significantly (even by order multiples) exceed the average concentrations of this element in the lithosphere.

The calculations have confirmed that the level of the As expo-



(12-24 Praha)

sure with carcinogenic properties has been exceeded, particularly for the population of children. The calculations have not determined increased health risks in terms of non-carcinogenic effects (HI) of As for children in any of the studied exposure pathways at any of the monitored sites. In the evaluation of the cancer risks (ILCR) of the total exposure to carcinogenic As, a risk greater than  $1 \times 10^{-6}$  was found at 4 monitored sites at which even the As limit concentration in the soil had been exceeded.

A risk higher than  $1 \times 10^{-6}$  was found at all sites. When the risk of the total exposure to the carcinogenic As within the framework of the whole country is evaluated, the acceptable level of risk  $1 \times 10^{-6}$  is exceeded in 99 % of the population of children.

Práce souvisí s celoevropským projektem „Urban Geochemistry“ (URGE), kterým se v současnosti zabývá Expertní skupina geochemie sdružení státních geologických služeb EuroGeoSurveys (EGS). Základním cílem projektu URGE je detailní geochemické studium úrovně znečištění půdního prostředí velkých evropských měst rizikovými stopovými prvky a zhodnocení z toho vyplývajících zdravotních rizik. Provedené hodnocení zdravotních rizik navazuje na úvodní etapy I a II úkolu geologických prací „Geochemické mapování evropských velkoměst – Praha etapa I-IV“, řešeného v České geologické službě (ČGS) v letech 2010–2015.

V rámci I. etapy prací bylo na území hl. m. Prahy odebráno a zpracováno (sušením, síťováním, kvartací) 500 půdních vzorků, ve II. etapě bylo provedeno stanovení vybraných stopových prvků a těžkých kovů, viz Poňavič et al. (2013). Jednotná metodika odběrů a následného zpracování půdních vzorků je detailně popsána ve výroční zprávě EGS (EGS 2011). Pro stanovení vybraných stopových prvků byla pro všechny řešitele projektu

URGE zvolena jediná centrální laboratoř (AcmeLabs) a laboratorní protokol (Ultratrace Aqua Regia–ICP MS).

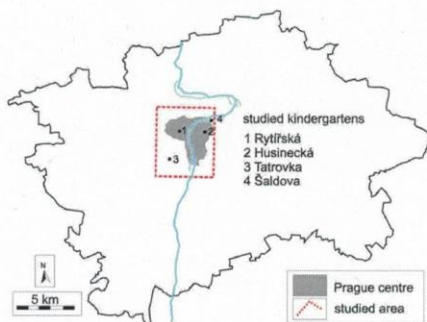
Zdravotní rizika v jednotlivých evropských velkoměstech hodnotí vždy příslušná státní zdravotní organizace, v České republice Státní zdravotní ústav (SZÚ). Cílem hodnocení zdravotních rizik je získání podrobnější informace o možném nepříznivém vlivu expozice rizikových stopových prvků a těžkých kovů z kontaminované půdy na zdraví obyvatel.

## Postup prací

V této práci jsme se zaměřili na zhodnocení zdravotních rizik dětské populace z expozice arzenu (As) při náhodném požití a dermální expozici z kontaminované půdy v mateřských školách v centrální části hl. m. Prahy (viz obr. 1). Hodnocení zdravotních rizik navazuje na již provedené práce ČGS (Poňavič et al. 2013) a studie Státního zdravotního ústavu, např. Zimová et al. (2001, 2007). Předmětem

DOI 10.3140/zpravy.geol.2016.03





Obr. 1. Zájmové území.  
Fig. 1. The studied area.

Tabulka 1. Základní statistické parametry As v pražských půdách (podle Poňaviče et al. 2013)  
Table 1. The basic statistical parameters of aqua regia extractable As in studied soils (after Poňavič et al. 2013)

Statistical parameter	As (mg/kg)
N	120
Minimum	8.1
10 <sup>th</sup> percentile	10.8
25 <sup>th</sup> percentile	12.7
Median	15.95
75 <sup>th</sup> percentile	19.7
90 <sup>th</sup> percentile	23.4
Maximum	35.6

studia byly školky v centrální části hl. m. Prahy, se kterými SZÚ dlouhodobě spolupracuje (Zimová et al. 2001).

Jedním z důležitých zdrojů As v prostředí hl. m. Prahy je prach a popílek ze spalování hnědého uhlí v Severočeské hnědouhelné pánvi (Pešek et al. 2005). Částice prachu se vznášejí v ovzduší a usazují v místech, odkud nejsou odstraňovány deštěm nebo pravidelným čištěním. Takovým prostředím jsou např. městské půdy. Tento mechanismus víceméně celoplošně postihuje veškeré pražské půdy (Poňavič et al. 2013). Vlastní odběry půd na hřištích jednotlivých mateřských škol nebyly provedeny. Vycházeli jsme z údajů získaných v rámci již zmíněných projektů ČGS – množství As bylo vypočteno interpolací z údajů zjištěných na nejbližších souvisejících odběrových bodech. Podkladem byla mapa distribuce As v centrální části Prahy (Poňavič et al. 2013), sestavená v prostředí ArcGIS.

Kromě arzeny byla ve studiích ČGS věnována pozornost dalším těžkým kovům a rizikovým stopovým prvkům. Tyto údaje umožňují, při komplexním posouzení, uvažovat o případných zdrojích jednotlivých prvků, nebo jejich skupin.

Toxické účinky As jsou všeobecně známy a projevují se postižením kůže, neurologického, vaskulárního, zaživací-

ho systému a poruchami krvetvorby. Podle klasifikace International Agency for Research on Cancer (IARC) i US Environmental Protection Agency (EPA) je As prokázaným karcinogenem pro člověka (EPA 2005). Po expozicích As formou vdechování prachu je riziko vzniku karcinomu plic. Požitím kontaminované půdy a prachu mohou vznikat nádory dalších vnitřních orgánů (jater, ledvin a močového měchýře), při dermálním kontaktu může být zvýšená incidence kožních nádorů (Bencko et al. 1995).

## Metodika prací

Metodika odběru půdních vzorků, jejich následného zpracování a stanovení vybraných stopových prvků, včetně popisu studovaného území (viz obr. 1), již byla detailně popsána v předešlých příspěvcích, např. Poňaviče et al. (2013).

Pro účel hodnocení zdravotních rizik expozice arzeny v půdách městských aglomerací je zvolen rezidenční expoziční scénář podle metodik EPA (2005). V něm je zvažována expozice dětí, které navštěvují danou mateřskou školu v konkrétním místě. Za cesty vstupu arzeny do lidského organismu byly v rámci zvoleného expozičního scénáře považovány ingesce půdy a půdního prachu a dermální kontakt s půdou. Hodnocení zdravotních rizik je prováděno dvěma metodami – klasickou deterministickou metodou a pravděpodobnostní metodou, která k hodnocení používá zvolené distribuční funkce jednotlivých parametrů. Deterministický způsob hodnocení rizik používá k výpočtům maximalistické hodnoty a výsledkem je tak nadhodnocený odhad rizik, což souhlasí s obecnou kritikou přílišného konzervatismu tohoto přístupu. Metodika hodnocení zdravotních rizik z metodik EPA (2009) a hodnocení expozice navazuje na studie SZÚ (Zimová 2007). Referenční hodnotou u látek s bezprahovým účinkem je faktor směrnice rakovinového rizika (Cancer Slope Factor – CSF), odvozený extrapolací z prokázaného vztahu dávky a účinku při vysoké expozici do oblastí nízkých expozic reálných v životním prostředí a vyjadřující předpokládanou míru karcinogenního potenciálu dané látky. Je vyjádřena jako riziko na jednotku koncentrace As v půdě, která přichází do kontaktu s člověkem. Hodnoty CSF byly pro As stanoveny na 1,5 mg.kg<sup>-1</sup>.den<sup>-1</sup> pro ingesci a 3,66 mg.kg<sup>-1</sup>.den<sup>-1</sup> pro inhalaci (EPA 2005). Vstupní koncentrace arzeny v půdách hřišť mateřských škol jsou uvedeny v tab. 2.

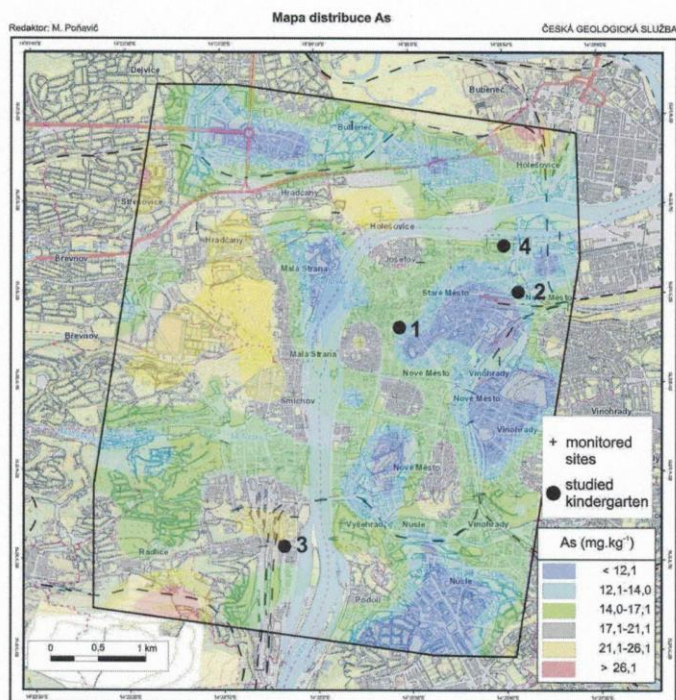
V případě bezprahového karcinogenního účinku je míra rizika vyjádřena jako celoživotní vzestup pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění (Individual Lifetime Cancer Risk – ILCR) u jedince z exponované populace, tedy teoretický počet statisticky předpokládaných případů nádorového onemocnění na počet exponovaných osob. Výsledky výpočtu uvádí tab. 2.

ILCR je definováno jako CDI<sub>c</sub> × CSF,

kde CDI<sub>c</sub> je tzv. průměrná denní dávka karcinogenní (Chronic Daily Intake cancer). CDI<sub>c</sub> je určena vztahem:

Obr. 2. Distribuce As v centrální části Prahy, s vyznačením sledovaných mateřských škol.

Fig. 2. The arsenic spatial distribution in topsoil in central part of Prague city, with depicted studied kindergartens. 1 – Rytířská, 2 – Husinecká, 3 – Tatrovka, 4 – Šaldova.



$$CDI_c = (CS \times FI \times EF/AT) \times (ED_c \times IR_c/BW_c) + (ED_a \times IR_a/BW_a)$$

kde

CS koncentrace As v půdě ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )

FI podíl konzumace (bezrozměrný)

EF roční expozice (210 dní/rok)

AT průměrný čas pro karcinogenní látku (365 dní/rok)

$ED_{a,c}$  trvání expozice dětí, dospělých

$IR_{a,c}$  nezáměrná konzumace půdy – děti (0,2 g/den), dospělí (0,1 g/den)

$BW_{a,c}$  tělesná hmotnost dětí (15 kg), dospělí (70 kg).

### Závěry

Celkový obsah arzenu v pražských půdách se pohybuje v rozmezí 8,1–35,6  $\text{mg}/\text{kg}$ , medián obsahu je 15,95  $\text{mg}/\text{kg}$  As (viz tab. 1). Obsahy arzenu v půdách hřišť vybraných mateřských škol se pohybují v rozmezí 13–17  $\text{mg}/\text{kg}$ .

Z hlediska plošné distribuce byly nejvýznamnější obsahy arzenu nalezeny v jihozápadní a severovýchodní části studovaného území (obr. 2). Tato území jsou specifická opuštěnými průmyslovými komplexy, popř. v současné

Tabulka 2. Množství As ve sledovaných mateřských školách (údaje získané interpolací dat uváděných Poňavičem et al. 2013)

Table 2. The amounts of As in studied kindergartens (data were obtained by interpolation of results referenced in Poňavič et al. 2013)

Kindergarten	As (mg/kg)	ILCR
Rytířská	15	$1 \times 10^{-6}$
Husinecká	13	$1 \times 10^{-6}$
Tatrovka	17	$1 \times 10^{-6}$
Šaldova	15	$1 \times 10^{-6}$

době již průmyslově nevyužívanými pozemky (Brownfields). Oproti tomu ve střední části území, kde jsou převážně čtvrti určené k bydlení, veřejná prostranství a městská zeleň, jsou obsahy As nepatrně nižší. Lokálně zaznamenáváme zvýšené obsahy As v okolí vytížených dopravních komunikací významných dopravních uzlů (více než 10 000 automobilů za den).

Karcinogenní riziko ILCR bylo vypočteno ve výši  $1 \times 10^{-6}$  (tzn. jeden případ onemocnění na milion exponovaných osob), což je hodnota považovaná na území EU a USA za přijatelné riziko (Provazník et al. 2000, EPA 2009).

Tyto výsledky představují víceméně teoretické výpočty hodnocení zdravotního rizika. Bude užitečné zabývat se na

konkrétních vzorcích půd odebraných z hřišť mateřských škol problematikou arzeny mnohem detailněji. Pro vyloučení toxických účinků na dětský organismus bude nutné určit jeho vazbu na jednotlivé minerální fáze, jeho biologickou dostupnost apod.


*Poděkování. Děkujeme vedení České geologické služby za všestrannou pomoc při aktivní účasti ČGS na řešení mezinárodního projektu URGE a také za podporu činnosti Expertní skupiny geochemie při EuroGeoSurvey. Autoři děkují Ing. Miloslavu Ďurišovi, CSc., za cenné konzultace a recenzentům za podnětné připomínky.*

#### Literatura

- EGS (2011): EuroGeoSurveys 2010 Annual Report. – Available at <http://www.eurogeosurveys.org/wp-content/uploads/2013/01/EuroGeoSurveys-Annual-Report-2010.pdf> (Accessed on 28 September 2014).
- EPA (2005): Risk-Based Concentration Table (2005) <http://www.epa.gov>.
- EPA (2009): Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I. Human Health Evaluation (2009) <http://www.epa.gov>.
- PESEK, J. – BENCKO, V. – SYKOROVÁ, I. – VASÍČEK, M. – MICHNA, O. – MARTINEK, K. (2005): Some trace elements in coal of the Czech Republic, environment and health protection implications. – Cent. Eur. J. Public Health 13 (3), 153–158.
- POŠAVIC, M. – BUDA, J. – KNESL, I. – ĎURIŠ, M. – DUSEK, K. (2013): Pedogeochemické mapování Prahy v rámci projektu URGE. – Zpr. geol. Výzk. v Roce 2012, 220–223.
- PROVAZNÍK, K. – ČIKRT, M. – KOMÁREK, L. (2000): Manuál prevence v lékařské praxi VIII: Základy hodnocení zdravotních rizik. – Fortuna, Praha.
- ZIMOVA, M. – ĎURIŠ, M. – ČURDOVA, E. – MELICHERČIK, J. (2001): Health risk of urban soils contaminated by heavy metals. – Int. J. Occup. Med. Env. Health 14, N3.
- ZIMOVA, M. – MELICHERČIK, J. – BÍBROVÁ, Z. – PODOLSKÁ, Z. – VEDRALOVÁ, E. – JEZOVA, M. (2007): Zdravotní rizika kontaminace půdy městských aglomerací. Odborná zpráva za rok 2006. Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí. – St. zdrav. úst. Praha.



### 2.3. Studie III: The development and changes of selected elements in soils on the territory of the Prague, Czech Republic, during last 20 years.

  
Klárov 131/3, 118 21 Praha 1

---

Vážený pan  
RNDr. Michal Poňavič  
Česká geologická služba  
Geologická 3  
152 00 Praha 5

---

Váš dopis značka / ze dne	Naše značka	Vyřizuje / kontakt	Místo odeslání / dne
		V. Čechová/474	Praha 12. 7. 2018

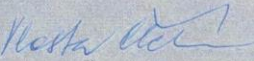
Vážený pane doktore,

Vámi předložený rukopis

*Michal Poňavič, Zdeňka Wittlingerová, Ilja Knésl: Změny obsahů vybraných těžkých kovů a stopových prvků v uplynulých dvaceti letech v půdách na území hlavního města Prahy*

byl na základě recenzního řízení přijat do tisku v časopise Zprávy o geologických výzkumech, zařazeném do edičního plánu Vydavatelství České geologické služby na rok 2018.

Přeji Vám hodně úspěchů a těším se na další spolupráci,

  
Mgr. Vlasta Čechová  
vydavatelství ČGS

---

Klárov 131/3, 118 21 Praha 1 tel. (+420) 257 089 411 fax (+420) 257 531 376	Geologická 6, 152 00 Praha 5 tel. (+420) 251 085 111 fax (+420) 251 816 748	Kostelní 26, 170 06 Praha 7 tel. (+420) 234 742 111 fax (+420) 234 742 290	Leitnerova 22, 658 69 Brno tel. (+420) 543 429 200 fax (+420) 543 212 370	Dačického náměstí 11, 284 01 Kutná Hora tel. (+420) 327 512 220 fax (+420) 327 512 220	IČ 00025798, DIČ CZ 00025798 Bankovní spojení: Česká národní banka, č. ú. 87530011/0710
--	--	---	--	---	--

www.geology.cz

## **The development and changes of selected elements in soils on the territory of the capital city Prague, Czech Republic, during last 20 years - preliminary results**

Michal Poňavič<sup>1,2</sup> – Zdeňka Wittlingerová<sup>2</sup> – Ilja Knésl<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Czech Geological Survey, Klárov 131/3, 118 21. PRAHA 1, Czech Republic

<sup>2</sup> Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Praha 6 - Suchbát, 165 21, Czech Republic

### **12-24 Praha**

#### **Summary**

Results of recent geochemical mapping of the Prague urban agglomeration (Poňavič et al. 2018) were compared with corresponding results obtained 20 years ago (Ďuriš 1996), both mapping projects were organized by the Czech Geological Survey. The aim of this study is not only a presentation of the distribution of selected elements in topsoil environment (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V and Zn), but also a comparison of their inter-relationships in separate types of urban environment during the last 20 years. The first geochemical mapping took place on the whole territory of Prague. Creation of geochemical maps of distribution of selected trace elements in soils was one of the aims of this activity. The study results proved unambiguously, that the city centre was most loaded by all elements measured. (Ďuriš 1996). The anomalous concentrations were probably caused by aerial fallout, coming from emissions from energy sources, industrial plants and traffic. The localization of such anomalous places was influenced by directions of air-flows and by the city surface morphology with dominant influence of the Vltava river valley (Ďuriš 2011). The second mapping was concentrated on the central part of Prague, Fig. 1. The iterative geochemical

mapping is a part of the European project - UrGe (Urban Geochemistry), organized by the Geochemistry Expert Group of EuroGeoSurveys .

For the second study we divided the samples according to the type of site where they were taken: traffic affected areas, parks, residential and other urban environment groups, see Tab. 1.

When comparing heavy metal contents from different environment settings in separate sample sets, it was noted that no significant difference between “residential” and “traffic affected areas” environment was recognized, see Fig. 2. However, in case of other types of environment as “traffic affected areas” vs. “parks” significant differences were recorded. We registered a significant enrichment of Cu and Zn and slight enrichment of As and Cr in traffic affected areas. On the contrary, no significant difference between Pb, V and Ni was observed. All differences in contents, relations and presence of separate heavy metals discussed above seem to be the result of change of city environment exploitation. During the last 20 years, significant decrease of industrial activities, traffic organization changes (by-pass roads and tunnels) through the Prague territory took place; while a number of brownfield revitalization programmes were successfully completed.

## **Keywords**

Urban Geochemistry Mapping, Urban Soils, Heavy Metals, Prague

## **Úvod**

V tomto příspěvku jsou porovnány výsledky dvou nezávislých geochemických mapování pražské aglomerace realizovaných Českou geologickou službou. První mapování bylo provedeno v letech 1994–1995 (Ďuriš 1996, 2011), druhé mapování pak v rozmezí let 2014–2017 (Poňavič et al. 2018). Za uplynulých 20 let došlo na území hl. m. Prahy k značnému úbytku průmyslového provozu a změnám ve vedení dopravy. Tyto změny ve využívání území se tak mohly projevit i v odlišném množství těžkých kovů a stopových prvků v půdním prostředí. Z důvodu ověření této

hypotézy byla provedena předložená srovnávací studie. Jejím cílem nebyl pouhý popis plošné distribuce vybraných prvků (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V a Zn) v městských půdách, ale porovnání změn jejich vzájemných vztahů v jednotlivých typech městského prostředí.

První etapa geochemického mapování byla zaměřena na celé území hl. m. Prahy, výstupem byly mimo jiné také mapy distribuce vybraných prvků v půdách.

Původcem anomálních koncentrací byl s největší pravděpodobností atmosférický spad pocházející z emisí energetických zdrojů, průmyslových podniků a dopravy.

Lokalizace těchto anomálních míst byla ovlivněna směry vzdušných proudění a morfologií povrchu města s dominantním vlivem údolí řeky Vltavy (Ďuriš 2011).

Výsledky jednoznačně prokázaly, že nejzatíženější částí téměř všemi sledovanými prvky byl střed města (Ďuriš 1996).

Z tohoto důvodu byla druhá etapa mapování soustředěna do centrální části hl. m. Prahy (Poňavič 2015). Provedený výzkum potvrdil, že městská aglomerace představuje výraznou anomálii v distribuci stopových prvků v regionálním měřítku, a že hlavní zdroj škodlivých stopových prvků představuje automobilová doprava (Poňavič et al. 2018).

## **Metodika**

Pro účely této studie bylo z půdních vzorků odebraných v rámci první etapy mapování a archivovaných ve skladu ČGS v Lužné u Rakovníka (Ďuriš 1996) vybráno celkem 45 vzorků; tento soubor je označen TG-I. Lokalizace odběrových bodů těchto vzorků odpovídá území, které bylo studováno druhou mapovací etapou. Vzorky druhé etapy (soubor 194 vzorků) jsou pak popisovány jako TG-II. Tyto vzorky budou rovněž deponovány ve skladu ČGS v Lužné. Odběry a zpracování obou sad vzorků bylo provedeno shodně, s jediným rozdílem, a to hustotou odběrových bodů, přičemž sada TG-II obsahuje na stejném území 4× více vzorků než sada TG-I. Vzorky sady TG-I, analyzované původně převážně AAS, byly v r. 2017 (v souladu s metodikou EGS (EGS 2011)) nově přeměřeny (AcmeLabs, Ultratrace Aqua Regia–ICP MS; laboratorní protokol AQ251-EXT: navážka vzorku 15 g, stanovení 53 prvků).

Při hodnocení výsledků druhé etapy geochemického mapování pražské aglomerace rozdělili Poňavič et al. (2018) půdní vzorky sad TG-II i TG2, na základě typu městského prostředí do kategorií: obytná území, parky, území ovlivněná automobilovou dopravou a ostatní území, (tab 1).

Vzhledem k tomu, že půdní vzorky v rámci jednotlivých mapovacích etap nebyly odebírány na totožných místech (při mapování tohoto rozsahu to v městském prostředí není technicky možné), nelze pouze porovnat mediány obsahů jednotlivých prvků. Vhodnější je porovnat změny ve vzájemných vztazích prvků, k jakým došlo v jednotlivých typech prostředí.

### **Diskuse a závěr**

V půdách pražské aglomerace došlo za uplynulých 20 let, s výjimkou Ni, k mírnému poklesu celkového obsahu vybraných prvků (tab. 1). U některých prvků (Cr, Cu, Zn) však došlo v kategorii „území ovlivněná automobilovou dopravou“ ke stagnaci, nebo dokonce k nárůstu obsahů těchto prvků. Výsledky dále ukazují, že depozice prvků v půdách za uplynulých 20 let neproběhla v jednotlivých typech městského prostředí rovnoměrně.

Pro vizualizaci změn zastoupení prvků v jednotlivých prostředích v obou sadách vzorků byly zkonstruovány ternární diagramy zobrazující relativní zastoupení odebraných vzorků a jednotlivých prvků v daných prostředích (obr. 2 a–c). Studované prvky byly na základě změn v zastoupení v jednotlivých prostředích rozděleny do dvou základních skupin. První skupinu představují prvky, u kterých k výrazným změnám obsahů v jednotlivých typech městského prostředí nedošlo (Pb, Ni a V), viz obr. 2b. Ve druhé skupině prvků (As, Co, Cr, Cu a Zn) pak došlo k významným změnám, zejména v zastoupení těchto prvků mezi kategoriemi „parky a zahrady“ a „územím ovlivněným automobilovou dopravou“ (obr. 2c). Z diagramu je také zřejmé, že poměry prvků v „obytných územích“ se za uplynulých 20 let významně nezměnily.

Nevýraznější změny jsou patrné v případě Cu a Zn, kdy došlo k významnému (více než 10 %) nárůstu obsahu těchto prvků v půdách v blízkosti hlavních komunikací a



významných křižovatek. Před 20 lety byly nejvyšší obsahy těchto prvků prostorově spjaté s parky a zahradami, ale v současnosti je jejich prostorová distribuce stále více ovlivňována dopravou. Podobný trend byl pozorován i v jiných velkoměstech, kde např. Carrero et al. (2013) řadí Cu a Zn mezi tzv. TRE (traffic related elements). V případě As, Co a Cr je patrný pokles obsahů v půdách parků a zahrad. Zde pravděpodobně hrají významnou roli změny v systémech vytápění, zejména upouštění od lokálních zdrojů využívajících fosilní paliva.

Doposud není jasné, z jakého důvodu nedošlo k poklesu v také případě Pb a Ni. Výše naznačené trendy v zastoupení jednotlivých prvků v různých typech městského prostředí jsou s největší pravděpodobností důsledkem jednak nárůstu intenzity automobilového provozu a jednak modernizace vytápění. Problematika vzájemných vztahů prvků v jednotlivých typech prostředí bude v dalších letech podrobněji studována.

### **Poděkování**

Za poskytnutí vzorků sady TG-I a za cenné rady děkujeme M. Ďurišovi. Za spolupráci při odběrech a zpracování vzorků sady TG-II děkujeme panu Karlu Duškovi.

Děkujeme handling editorovi V. Žáčkovi i oběma recenzentům A. Cidlinové a M. Ďurišovi za připomínky a podněty, které přispěly ke zkvalitnění tohoto příspěvku.

Odběry, zpracování a analýzy vzorků sady TG-II byly provedeny v rámci úkolu geologických prací „Geochemické mapování evropských velkoměst-Praha“, který byl řešen Českou geologickou službou. Provedení nových analýz vzorků sady TG-I bylo podpořeno projektem TA ČR „Zatížení vybraných složek životního prostředí perchlorem a jeho degradačními produkty, TH02030761“, řešitelem projektu je Česká zemědělská univerzita v Praze.

### **Literatura**

Carrero, J. A. – Arrizabalaga, I. – Bustamante, J. – Goienaga, N.– Arana, G. – Madariaga, J. M. (2013): Diagnosing the traffic impact on roadside soils through a

multianalytical data analysis of the concentration profiles of traffic-related elements. – *Sci. Total Environ.*, 458–460, 427–434.

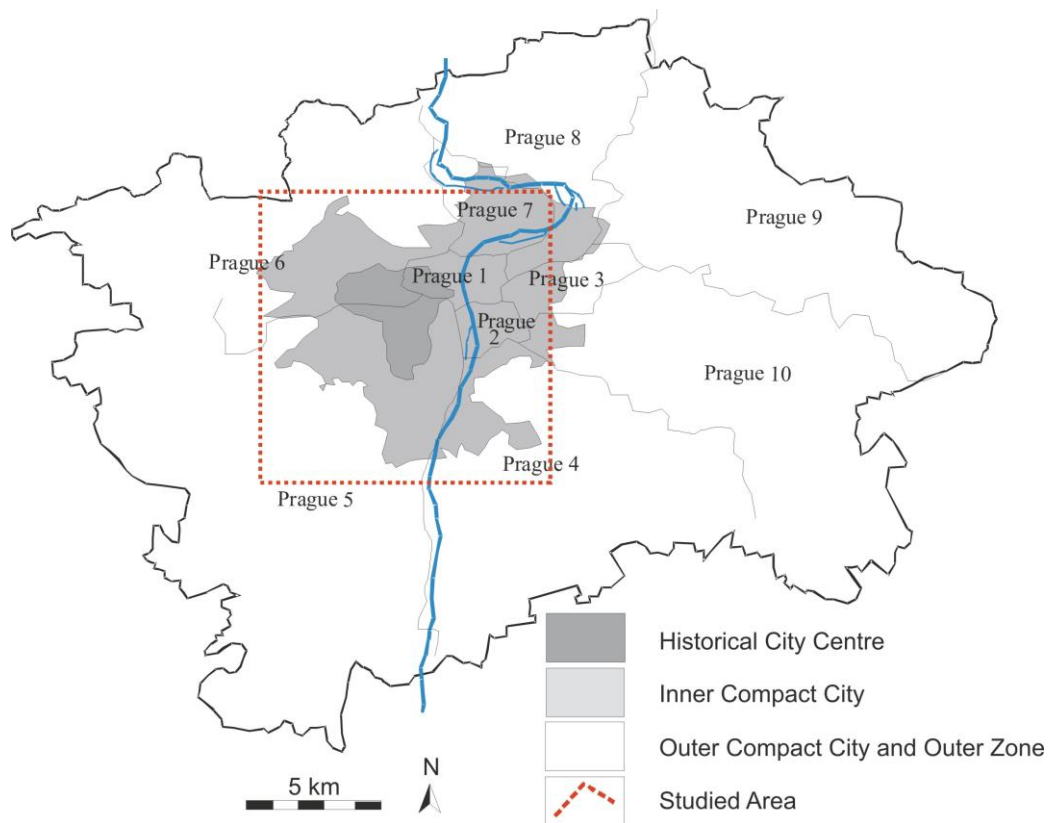
Đuriš, M. (1996): *Geochemical and Ecological Survey of the Prague Agglomeration. Final Report.* – MS Čes. geol. služba. Praha.

Đuriš, M. (2011): *Geochemical and ecological survey of the Prague city area, Czech Republic.* In: Johnson, C. C., Demetriades, A., Locutura, J., Ottesen, R. T. (Eds.), *Mapping the Chemical Environment of Urban Areas.* Wiley-Blackwell, John Wiley & Sons, Ltd., Chichester, West Sussex, U.K., pp. 364–374 (Chapter 21).

EGS. (2011): *Urban geochemistry.* In: *EuroGeoSurveys 2010 Annual Report.* EuroGeoSurveys, Brussels, pp. 45–46. <http://www.eurogeosurveys.org/wp-content/uploads/2013/01/EuroGeoSurveys-Annual-Report-2010.pdf>.

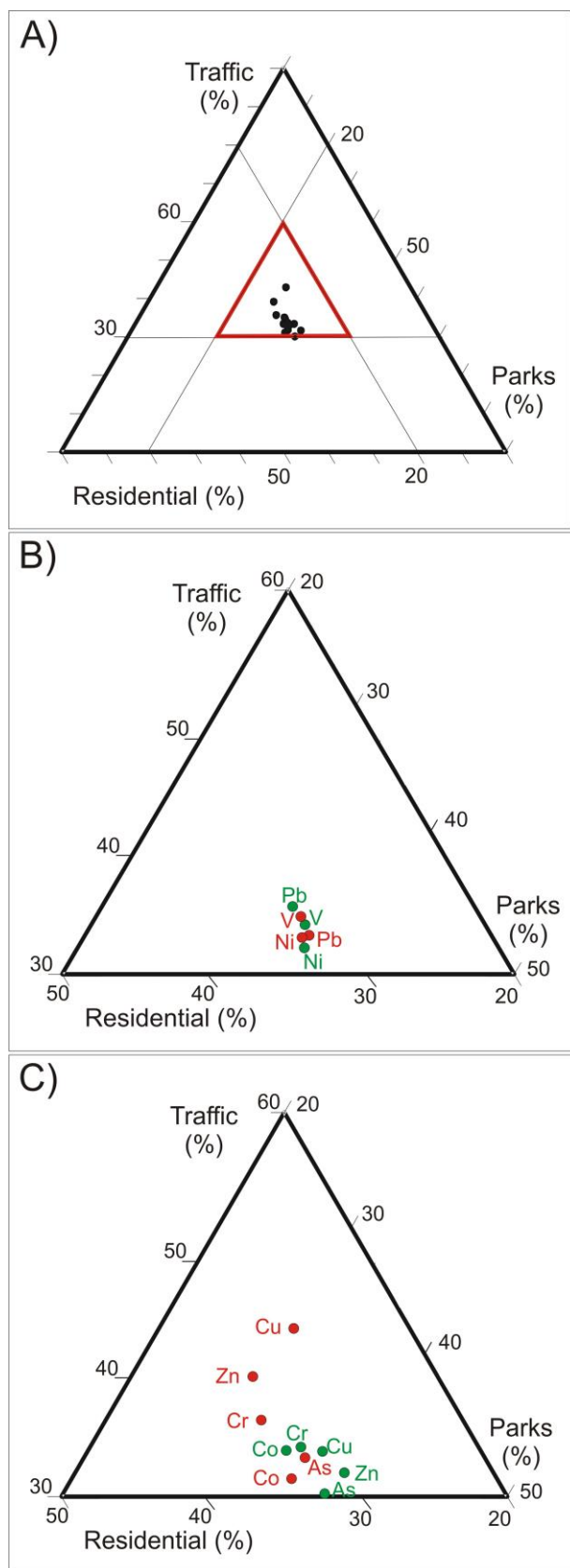
Poňavič, M. (2015): *Geochemické mapování evropských velkoměst-Praha, IV etapa, závěr.* –MS Čes. geol. služba. Praha.

Poňavič, M. – Wittlingerová, Z. – Čoupek, P. – Buda, J. (2018): *Soil geochemical mapping of the central part of Prague, Czech Republic.* – *J. Geochem. Explor.*, 187, 118–130.



Obr. 1. Pozice studovaného území v rámci Pražské aglomerace

Fig. 1. Location of studied area in the Prague city.



**Obr. 2** Vzájemné vztahy prvků v jednotlivých typech prostředí (2a); prvky s výraznými změnami (2b); prvky bez výrazných změn (2c); zelená TG-I, červená TG-II.

**Fig. 2.** The relationships of selected elements between environment groups (2a); significant difference (2b); insignificant difference (2c); green TG-I, red TG-II.

TG-I	T	O	P	R	TG-I suma
n	14	1	12	18	45
As	17.7	18.4	22.1	19.1	19.3
Co	9.7	10.1	10.8	10.1	10.2
Cr	26.6	26.5	28.1	25.9	26.8
Cu	63.1	65.0	67.9	58.6	63.7
Ni	24.3	22.7	25.1	23.6	23.9
Pb	85.7	73.6	82.1	80.0	80.4
V	32.6	30.5	34.1	31.9	32.3
Zn	200	199	243	193	209

TG-II	T	O	P	R	TG-II suma
n	56	32	35	71	194
As	15.8	16.3	17.5	16.6	16.6
Co	9	9.7	10.1	9.9	9.7
Cr	28	24.6	24.1	26.6	25.8
Cu	69.1	52.1	47.1	45.2	53.4
Ni	24.3	25.6	24.7	23.3	24.5
Pb	77.4	60.3	72.5	71.5	70.4
V	29	28	29	29	28.8
Zn	200	160	145	167	168

**Tabulka 1.** Mediány ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) obsahů prvků v jednotlivých typech prostředí TG-I tato studie, TG-II (Poňavič et al. 2018); (T-území postižené dopravou, O-ostatní, P-parky, R-obytné čtvrti).

**Table 1.** The medians ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) of elements in TG-I (n=45), and TG-II (n=194) in different landuse. TG-I this study, TG-II (Poňavič et al. 2018), and the landuse classification: (T-traffic affected areas, O-Other urban facilities, P-Parks, R-Residential).

### 3. DISKUSE K VÝSLEDKŮM

#### 3.1. Úvod

Jednotlivé dílčí studie, které jsou součástí této práce, vycházejí z dat získaných v rámci úkolu geologických prací „Geochemické mapování evropských velkoměst-Praha“, který byl řešen Českou geologickou službou v letech 2010–2015. V rámci toho byly provedeny odběry, a zpracování půdních vzorků a následné stanovení vybraných stopových prvků a těžkých kovů (ve 196 vzorcích) (Poňavič et al. 2015).

V rámci první studie (“Soil geochemical mapping of the central part of Prague, Czech Republic”) byly prezentovány souhrnné výsledky geochemického mapování pražské aglomerace. Studie je doplněna o rozsáhlé mapové přílohy (51 map distribuce jednotlivých studovaných prvků). Tato práce je základem pro obě další odvozené studie.

Z výsledků této studie vychází i práce (“Arsenic in urban soils of Prague, Czech Republic: assessing exposure and risk to human health”), která hodnotí teoretická zdravotní rizika, z hlediska expozice dětské populace As v půdě. Arzén byl zvolen jednak proto, že z hygienického hlediska patří k nejrizikovějším prvkům v městských půdách vůbec, (poškozuje centrální nervovou soustavu a vegetativní nervy, rovněž způsobuje poruchy látkové výměny), ale také proto, že je na území hl. m. Prahy jedním z celoplošně nejrozšířenějších rizikových prvků.

Poslední studie (“The development and changes of selected elements in soils on the territory of the Prague, Czech Republic, during last 20 years”) porovnává výsledky prezentované v první studii s výsledky geochemického mapování, které bylo realizováno Českou geologickou službou před dvaceti lety.

### **3.2. Geochemické mapování centrální části hl. m. Prahy-základ pro navazující studie**

Vzhledem k tomu, že z výsledků geochemického mapování byl vytvořen rozsáhlý datový set, který bude srovnatelný s údaji z ostatních evropských velkoměst (výsledky těchto mapování zatím nebyly doposud publikovány v plné šíři) je diskusi k této problematice věnována mimořádná pozornost.

Nejprve byly sledovány obsahy prvků ve vzorcích odebraných v různých vzdálenostech od významných komunikací. Tím byla vymezena skupina prvků prostorově související s automobilovou dopravou. V další části byly hodnoceny vzájemné vztahy prvků podle způsobu využití území (obytná území, parky a zahrady a ostatní území) V poslední fázi byly porovnány obsahy prvků ve vzorcích odebraných z půd v městských parcích s hodnotami zjištěnými ve vzorcích pastvinných půd na území České republiky odebraných v rámci mezinárodního projektu Geochemické mapování zemědělských půd Evropy (GEMAS) (Reimann et al. 2013).

Tyto výsledky byly dále porovnány s výsledky geochemického mapování realizovaného Českou geologickou službou mezi léty 1995–1996. Tím byl získán kvalifikovaný přehled změn, ke kterým došlo za uplynulých dvacet let.

#### **Vliv automobilové dopravy na distribuci studovaných prvků**

Vliv automobilové dopravy na distribuci sledovaných prvků na území hl. m. Prahy popsal Ďuriš (1996, 2011). Podobné závěry uvádí (Mihaljevič et al. 2013; Galušková et al. 2014). Veškeré doposud provedené studie se však omezují pouze na konstatování, že doprava je hlavním zdrojem některých prvků. Žádná ze studií provedených na území hl. m. Prahy však nehodnotí, do jaké míry doprava skutečně ovlivňuje distribuci PHE.



V první fázi předložené práce byly veškeré půdní vzorky rozděleny do 4 základních kategorií na základě vzdálenosti odběrového místa od významných komunikací a křižovatek. Klasifikace komunikací a významných komunikačních uzlů vychází z intenzity automobilové dopravy, resp. počtu automobilů za 24 hod. Tuto statistiku zpracovává Technická správa komunikací (Praha TSK 2018). Pro účely této studie byly vybrány komunikace, u kterých je od r. 2002 do současnosti doložen vyšší průjezd vozidel než 20.000 automobilů /24 hod (Praha TSK 2003).

První kategorie (A) představuje místa odběru do vzdálenosti 50 m od významných komunikací (26 % všech vzorků). Druhá kategorie (B) zahrnuje místa odběru vzdálená 51–100 m od významných komunikací (13 % vzorků).

Do třetí kategorie (C) byla zařazena odběrová místa nalézající se ve vzdálenosti 101– 250 m od významných komunikací (14 % vzorků). Ostatní vzorky (47 %) byly zařazeny do čtvrté kategorie (D). V centrální části Prahy, nelze pro vysokou hustotu komunikační sítě odebírat vzorky vzdálené od významných komunikací víc než 500 m.

Hranice jednotlivých kategorií vychází z výsledků obdobných studií, zaměřených na distribuci PHE v okolí komunikací jiných evropských měst. Například [Rodríguez-Flores – Rodríguez-Castellón \(2012\)](#) uvádějí, že do vzdálenosti 33 m od komunikace dochází k akumulaci většiny prvků souvisejících s dopravou. Jiné studie dokládají akumulaci prvků probíhající až do vzdálenosti 250 m ([Zechmeister et al. 2005](#)). Vzdálenost transportu prvků od zdroje, v tomto případě od významných komunikací je závislá především na velikosti emitovaných částic, [Miguel et al. \(1997\)](#). Avšak vzhledem k nepatrným rozměrům částic strhávaných z katalyzátorových součástek (PM<sub>2,5</sub> a PM<sub>1</sub>) lze očekávat, že jejich rozšíření nebude omezeno jenom na okolí dopravních tras, ale bude mnohem širší ([Wiseman – Zereni 2011](#)). [Barbante et al. \(2001\)](#) uvádějí zaznamenaný výskyt PGE v alpských ledovcích.

Po rozdělení odběrových míst do jednotlivých kategorií bylo pomocí dvouvýběrového t-testu provedeno zhodnocení statisticky významných rozdílů v obsahu prvků mezi jednotlivými kategoriemi. Podle změn obsahu jednotlivých prvků

v půdách v závislosti na vzdálenosti od významných komunikací je možné rozlišit dvě základní skupiny prvků. V první skupině klesá obsah úměrně vzdálenosti od komunikací (Ag, Au, Ba, Cd, Cr, Cu, Mo, Nb, Pb, Pd, Pt, Sb, Sr, Sn, W a Zn). Ve druhé skupině prvků v této souvislosti k výrazným změnám v jejich obsahu nedochází (Al, As, Be, Bi, Ca, Ce, Co, Cs, Fe, Hg, K, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, S, Ti, U, V, Y a Zr). Toto rozdělení prvků bývá běžné ve většině dopravně exponovaných území (Wong et al. 2006; Smichowski et al. 2007). Někteří autoři označují první skupinu prvků jako „traffic related elements“ TRE (Carrero et al. 2013).

Porovnáním obsahů prvků mezi kategoriemi vzorků A, B, C a D lze určit, v jaké vzdálenosti od významných komunikací dochází k jejich výraznému (statisticky významnému) poklesu. Ve vzorcích půd odebraných ve vzdálenosti od 50 do 100 m od významných komunikací došlo k poklesu většiny prvků spojených s dopravou („traffic related elements“ TRE). Statisticky významné rozdíly ( $p < 0,05$ ) byly pozorovány u Au, B, Cd, Nb, Pt a Sr. Pokles obsahu TRE je dále pozorován do vzdálenosti 250 m kdy statisticky významné rozdíly byly dokumentovány u Cu, Mo, P, Pd, Pt, Sb, Sn a Zn (porovnání kategorií A a C). Ve vzdálenosti překračující 250 m byl statisticky významný rozdíl zjištěn u Ba, Cr, Cu, W a Zn (kategorie A a D).

Z uvedeného vyplývá, že v rámci pražské metropole klesá obsah prvků spojených s dopravou („traffic related elements“ - TRE) úměrně se vzdáleností od významných komunikací, kdy nejnižší obsahy byly zaznamenány ve vzdálenosti nad 250 m. Ve vzdálenosti převyšující 250 m je obsah některých prvků nižší až o 25% (Pb, Zn, Cu...), popř. až o 50 %. (Bi), viz tabulka 3. K obdobným závěrům došli např. Zechmaister et al. (2005), Wong et al. (2006), kteří udávají 250 m jako tzv. kritickou vzdálenost.

### **Distribuce prvků v různých typech městského území.**

Podle platného územního plánu sídelního útvaru (Praha IPR 2016) byla jednotlivá místa odběru půdních vzorků rozdělena do následujících kategorií:

Kategorie “Residential” (R), která zahrnuje obytná území, včetně území smíšených (37 % vzorků). Smíšená území jsou území sloužící pro umístění polyfunkčních staveb nebo kombinaci monofunkčních staveb pro bydlení, obchod, administrativu, kulturu, veřejné vybavení, sport a služby všeho druhu.

Kategorie “Parks and green space” (P) zahrnuje parky, historické zahrady, městskou zeleň (zeleň s rekreačními aktivitami), trvalé travnaté kultury a solitérní porosty (20 % vzorků). Půdní vzorky nebyly odebírány přímo pod korunami stromů, protože listy stromů, jsou velmi účinným akumulátorem prachových částic (Galušková et al. 2014; Lu et al., 2008).

Kategorie „Other Urban” (O) zahrnuje veškeré území související s veřejným vybavením, území výroby a služeb (17 % vzorků).

Pro zhodnocení vlivu dopravy na jednotlivé typy prostředí byla vymezena samostatná kategorie „Traffic” (T), která, dle předchozí klasifikace odpovídá kategorii A (vzorky odebrané do vzdálenosti 50 m od významných komunikací).

Mediány obsahu jednotlivých studovaných prvků v různých typech prostředí jsou uvedeny v **samostatné tabulkové příloze č. 1**

Při porovnávání obsahů v kategoriích R a O nebyl zjištěn žádný významný statistický rozdíl. V kategoriích T a P mají půdy (oproti půdám R a O) vyšší obsahy většiny sledovaných prvků. Pro kategorii T je typické navýšení obsahu TRE (nejvyšší obsahy byly zjištěny u Cu, Pb, W a Zn). V půdách kategorie P byly, na rozdíl od zbylé části velkoměsta, zjištěny nejvyšší obsahy Ag, As, Hg, Mn, a Sn.

Přestože dle obsahů PHE se zdají být kategorie půd T i P podobné, výsledky analýzy hlavních komponent (Principal Component Analysis - PCA) ukazují odlišné vzájemné vztahy prvků. Prvky v kategorii T naznačují 3 relativně blízké výrazné trendy, které pravděpodobně odpovídají základním typům zdrojů těchto prvků. Oproti tomu výsledky PCA kategorie P nejsou nijak výrazně usměrněné.

Z výsledků PCA je patrné, že nejvýraznější trend v kategoriích T, R a O se projevuje u skupiny traffic related elements (TRE), tj. prvků pocházejících z dopravy

(Ag, Ba, Ca, Cu, Na, Re, S, Sb, Sn, Sr, Mo, W...). Druhý významný trend zaznamenává skupina prvků z „kombinovaných“ zdrojů (As, Be, Co, Cr, Cs, Fe, Ga, K, Mg, Ni, U, Ti, V...). Patří k nim staré průmyslové zátěže spojené s dnes již mnohdy neexistujícími průmyslovými provozy v centru města (Co, Cr, Ni, V), dále lokální atmosférická depozice, související s místním spalováním fosilních paliv (především As, Be, Bi, Ge) (Řuriš 2011). V případě kategorie T je možné rozlišit i trend prvků pocházejících pravděpodobně horninového podloží (Al, Ce, La, Li, Mn, Rb, Sc, Te, Th, Y, Zr).

### **Porovnání obsahu některých prvků v půdách pražských parků s jejich obsahy v zemědělských půdách na území České republiky (projekt GEMAS)**

Pro srovnání projevů znečištění městské aglomerace s regionálními projevy znečištění státního území byly použity výsledky studia zemědělských půd v projektu GEMAS na území České republiky, viz Reimann et al. (2013). Pro tento účel byly vybrány půdy pražských parků, které mohou do jisté míry odpovídat charakteru zemědělských půd pastvinného typu, především vyšším podílem organické hmoty. Dalo se předpokládat, že na distribuci stopových prvků v parcích se doprava nepodílí tak výrazně, jako v ostatních studovaných prostředích velkoměsta.

Hlavním zdrojem plošného rozšíření stopových prvků na území České republiky je atmosférický spad. Ukazují to analýzy vzorků pastvinných půd odebraných v rámci projektu GEMAS a potvrzuje to i série monitorovaných rašelinišť na různých místech republiky (Novák et al. 2003). Stopové prvky pocházejí v naprosté většině ze spalovaného uhlí ložisek na severozápadě území a jejich distribuce na státním území nevykazuje v koncentracích výraznějších rozdílů. Na základě srovnání regionální distribuce stopových prvků v zemědělských půdách a v půdách parků hlavního města lze uvažovat o tom, jaká je úroveň znečištění, kterou se městská aglomerace odlišuje od svého okolí. Jinak řečeno jak jsou na regionální distribuci stopových prvků naloženy produkty městských zdrojů kontaminace.

Základní statistické údaje dílčích výsledků odpovídajících České republice projektu GEMAS jsou uvedeny v **samostatné tabulkové příloze č. 1**.

Po porovnání obsahu prvků v pražských parcích s dílčími výsledky projektu GEMAS (pomocí dvouvýběrového t-testu je možné rozlišit dvě základní skupiny prvků. První skupina zahrnuje takové prvky, jejichž obsahy jsou v pražských parcích a zemědělských půdách (grazing land soils) statisticky významně rozdílné ( $p < 0,05$ ): Ag, As, B, Ba, Be, Ca, Cd, Cu, Hg, La, Li, Mg, Mo, Na, P, Rb, S, Sb, Sn, Th, W a Zn. Ve druhé skupině jsou zahrnuty prvky, které mají v obou typech půd srovnatelné obsahy: Al, Bi, Ce, Co, Cr, Fe, In, K, Mn, Nb, Ni, Sc, Se, Sr, Te, Ti, U, V, Y, a Zr.

První skupinu prvků je možné dále rozdělit do dvou podkategorií. V první podkategorii jsou zahrnuty prvky, které jsou v pražských parcích oproti zemědělským půdám výrazně nabohaceny: Ag, As, Au, B, Ba, Be, Ca, Cd, Cu, Hg, Mo, Na, P, Pb, S, Sb, Sn, W a Zn. Ve druhé podkategorii jsou prvky, které jsou v parcích půd oproti zemědělským půdám naopak ochuzeny: Ce, Cs, La, Li, Mg, Mn, Rb a Th.

### **Prvky v pražských parcích nabohacené**

Nejvýrazněji jsou půdy pražských parků, v porovnání se zemědělskými pastvinnými půdami české republiky, obohaceny o Hg (7,8×), Ag (5,4×), Sb (4,8×), Sn (4,4×) B (3,5×), Pb (2,9×), W (2,6×), As (2,3×). Zároveň je možné ještě blíže upřesnit skupinu prvků, které jsou v pražských parcích ovlivněny dopravou, předpokládáme, že to budou takové prvky, jejichž obsah klesá s rostoucí vzdáleností od komunikací. V tomto případě se jedná o: Ba, Ca, Cd, Cu, Mo, Na, P, Pb, Sb, W a Zn. Oproti tomu prvky, u kterých jejich množství se zvyšující se vzdáleností od komunikací roste (Ag, As, B, Be, Fe, Hg a Sn) pochází pravděpodobně i z jiného typu zdroje. Zdrojem As, B a Be v půdách pražských parků je pravděpodobně atmosférická depozice.

### **Prvky v pražských parcích ochuzené**

Nejrozšířenějšími podložími horninami studované části Prahy jsou jednak ordovické pískovce a jílovce a jednak kvartérní spraše a sprašové hlíny. Značná část



České republiky je však budována krystalickými horninami Českého masivu, pro které je typické zvýšení obsahu právě těchto prvků: Al, Ce, Cs, Li, Rb and Th (Bouška et al. 1984, Janoušek et al. 2000).

### 3.3. Hodnocení zdravotních rizik

Tato práce se opírá o výsledky první studie „Soil geochemical mapping of the central part of Prague, Czech Republic“. Na příkladu arzenu dokládá využitelnost těchto výsledků při teoretickém hodnocení zdravotních rizik z hlediska expozice různým rizikovým prvkům.

Pro vyhodnocení zdravotních rizik vyvolaných výskytem arzenu v půdách městských aglomerací byl zvolen rezidenční expoziční scénář podle metodik EPA (2005). V rámci tohoto scénáře je zvažována expozice dětí, které navštěvují mateřskou školu v konkrétním místě. Za cesty vstupu arzenu do lidského organismu jsou považovány ingesce půdy a půdního prachu a dermální kontakt s půdou. Hodnocení zdravotních rizik je prováděno dvěma metodami. Klasickou deterministickou metodou a pravděpodobnostní metodou, která k hodnocení používá zvolené distribuční funkce jednotlivých parametrů. Deterministický způsob hodnocení rizik používá k výpočtům maximální hodnoty a výsledkem je nadhodnocený odhad rizik. Tento přístup je proto považován za příliš konzervativní. Metodika hodnocení zdravotních rizik z metodik EPA (2009) a hodnocení expozice navazuje na studie SZÚ (Zimová 2007).

Referenční hodnotou u látek s bezprahovým účinkem je *faktor směrnice rakovinového rizika* (Cancer Slope Factor–CSF), odvozený extrapolací z prokázaného vztahu dávky a účinku při vysoké expozici do oblasti nízkých expozic reálných v životním prostředí a vyjadřuje předpokládanou míru karcinogenního potenciálu dané látky. Je vyjádřena jako riziko na jednotku koncentrace As v půdě, která přichází do kontaktu s člověkem. Hodnoty CSF byly pro As stanoveny na  $1,5 \text{ mg.kg}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$  pro ingesci a  $3,66 \text{ mg.kg}^{-1} \cdot \text{den}^{-1}$  pro inhalaci (EPA 2005).

V případě bezprahového karcinogenního účinku je míra rizika vyjádřena jako celoživotní vzestup pravděpodobnosti vzniku nádorového onemocnění (Individual Lifetime Cancer Risk – ILCR) u jedince z exponované populace, tedy teoretický počet statisticky předpokládaných případů nádorového onemocnění na počet exponovaných osob.

ILCR je definováno jako  $CDI_c \times CSF$ .

Kde  $CDI_c$  je tzv. *průměrná denní dávka karcinogenní* (Chronic Daily Intake cancer –  $CDI_c$ ).  $CDI_c$  je určena vztahem:

$$CDI_c = (CS \times FI \times EF / AT) \times (ED_c \times IR_c / BW_c) + (ED_a \times IR_a / BW_a).$$

Kde

$CS$  koncentrace As v půdě ( $mg \cdot kg^{-1}$ )

$FI$  podíl konzumace (bezrozměrný)

$EF$  roční expozice (210 dní/ rok)

$AT$  průměrný čas pro karcinogenní (365 dní / rok)

$ED_{a,c}$  trvání expozice děti, dospělí

$IR_{a,c}$  nezáměrná konzumace půdy děti (0,2 g/den), dospělí (0,1 g/den)

$BW_{a,c}$  tělesná hmotnost děti (15 kg), dospělí (70 kg).

Celkový obsah arzenu v pražských půdách se pohybuje v rozmezí od 8,1 do 35,6 mg/kg, medián obsahu je 16,5 mg/kg As. Obsahy arzenu v půdách hřišť vybraných mateřských školek se pohybují v rozmezí 13–17 mg/kg. Karcinogenní riziko ILCR bylo vypočteno ve výši  $1 \times 10^{-6}$  (tzn. jeden případ onemocnění na milion exponovaných osob). Tato hodnota je na území EU a USA považována za přijatelné riziko (Provazník et al. 2000, EPA 2009).

Tyto výsledky představují teoretické výpočty hodnocení zdravotního rizika. V souvislosti s výskytem arzenu lze doporučit věnovat pozornost mnohem detailněji půdám hřišť mateřských školek. Pro zjištění jeho toxických účinků na dětský

organismus je třeba určit jeho vazbu na jednotlivé minerální fáze, jeho biologickou dostupnost apod.

### 3.4. Celkové shrnutí

Studované území zaujímá celkovou rozlohu 50 km<sup>2</sup>, zahrnuje převážně historické centrum města. Sledovanou oblast lze charakterizovat jako obdélník s rohy:

SZ: usedlost Perníkářka v Dejvicích

SV: křížení komunikací Zenklova a Na Stráži v Libni

JV: křížení Jižní spojky a Chodovské spojky v Záběhlicích

JZ: vrch Děvín v Hlubočepch.

Získané výsledky představují vyhodnocení všech 53 (Ag, Al, As, Au, B, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Ce, Co, Cr, Cs, Cu, Fe, Ga, Ge, Hf, Hg, In, K, La, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Nb, Ni, P, Pb, Pd, Pt, Rb, Re, S, Sb, Sc, Se, Sn, Sr, Ta, Te, Th, Ti, Tl, U, V, W, Y, Zn, Zr). Zahrnují mapy distribuce jednotlivých prvků, statistické zpracování výsledků zohledňující například i vzdálenosti od jednotlivých komunikací a srovnání s výsledky projektu GEMAS. V průběhu studia byly řešeny i vícerozměrné statistické analýzy se speciálními proměnnými (jako například nadmořská výška, převažující geologické složení půdního substrátu, orientace a sklon svahu atd.). U těchto proměnných se však podíl variability vysvětlený prvními dvěma komponentami pohyboval pouze mezi 10–20 procenty a z toho důvodu nebyly ve výpočtech dále uvažovány.

Ze získaných výsledků lze vytipovat množinu zájmových prvků (Ag, As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pd, Pb, Pt, Sb, Sn, V, Pb a Zn), a to z několika hledisek:

- 1) distribuce prvku byla úzce spojena s konkrétním typem městského prostředí (Cu, Pd a Pt ve vazbě na území postižené dopravou; s půdami městských parků a zahrad naopak korelují zvýšené obsahy As, Cd a Hg, )
- 2) množství prvku je v půdách pražských zahrad výrazně vyšší než v pastvinných půdách na území ČR (Ag, As, Be, Cu, Hg, Ni, Pd, Pb, Pt, Sb, Sn, V, Pb a Zn)
- 3) za uplynulých 20 let došlo k významným změnám v obsahu některých prvku v pražských půdách (As, Co, Cr, Cu, Zn), u jiných ke změnám, i když je bylo možno předpokládat nedošlo (Pb a Ni).

Mapy distribuce jednotlivých prvků zřetelně ukazují, že nejvyšší obsahy Au, Ba, Bi, Cu, Cr, Pb, Pd, Pt, a Zn jsou v pražských půdách převážně v centrální části města. Obvykle se nacházejí podél tras významných komunikací. Při okrajích studovaného území nebo na území parků je jejich množství výrazně nižší. Obdobně je tomu i v případě Cd, Mo a Nb, kdy zvýšené obsahy těchto prvků jsou také prostorově spjaté s významnými komunikacemi.

Z map je dále patrné, že nejvyšší obsahy Ag, As, Be a Sb byly zjištěny převážně mimo prostor komunikačních sítí, často v půdách parků a zahrad. V centrální, zastavěné, části studovaného území je množství těchto prvků nejnižší, směrem k okrajům jejich množství narůstá. Obdobný trend je pozorován i v případě Co, Ni a V kdy, nejvyšší obsahy byly zjištěny v parcích a zahradách při okrajích studovaného území, popř. na území bývalých průmyslových provozů. V historickém centru města bylo zjištěno nejnižší množství těchto prvků.

Distribuce Hg je velmi nerovnoměrná. Zvýšené obsahy byly zjištěny převážně v parcích, a to jak v centrální části, tak i na okrajích studovaného území.

**Tab. 4.** Mediány obsahů vybraných stopových prvků v Praze ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )

Studované území	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Podklady
Praha- celé město	27.1	0.99	14.2	37.3	88.3	33.6	113	291	Žuriš (1996)
Pražské parky	20	0.4	11	40	54	27	62	122	Galušková et al. (2014)
Praha- centrum	16.4	0.5	9.5	25.7	53	23.9	69.7	171	Studie I (Poňavič et al. 2018)

V Tabulce 4 jsou uvedeny obsahy vybraných těžkých kovů zjištěné Žurišem (1996). Tabulka rovněž uvádí výsledky Galuškové (2014). V případě všech uvedených kovů je patrný pokles obsahu. Nejvýrazněji je dokumentován v případě As (z  $27 \text{ mg.kg}^{-1}$  na  $16,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) a Pb (ze  $113 \text{ mg.kg}^{-1}$  na  $69,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Pokles obsahu As v půdách pravděpodobně souvisí s omezováním spalování fosilních paliv a postupným nahrazováním lokálních topenišť centrálním vytápěním. Olovo, nejvýraznější reprezentant znečištění městských půd způsobeného dopravou, přestalo být počátkem devadesátých let používáno jako antidektonátor do benzínů. Tomu odpovídá i jeho klesající vývojový trend v pražských půdách. Nicméně v okolí několika komunikací je stále přítomné ve značných koncentracích. Podobná situace byla zjištěna i jinde v územích zatížených dopravou, např. lokality v severním Španělsku (Carrero et al. 2013), nebo ve Skotsku (MacKinnon et al. 2011).



### 3.4.1. Popis distribuce vybraných rizikových prvků

Popis výskytů vybraných rizikových prvků (As, Be, Cd, Cr, Co, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Sn, V, Zn a PGE) na území hl. m. Prahy vychází z výsledků první studie, a je doplněn o nové poznatky prezentované v rámci třetí studie. Údaje o obsazích jednotlivých prvků v různých typech městského prostředí jsou uvedeny v **samostatné tabulkové příloze v tabulce č. 1**. V této tabulce jsou rovněž uvedeny obsahy prvků v pastvinných půdách na území ČR. **V samostatné tabulkové příloze v tabulce č. 2** jsou uvedeny množství prvků v pražských půdách v letech 1995 a 2015.

#### Antimon

Celkové obsahy Sb v běžných půdách jsou udávány do  $1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$  (Kabata-Pendias 2001). DeVos et al. (2006) uvádějí medián obsahu Sb v evropských půdách od  $0,60$  (a.r.) po  $0,9 \text{ mg.kg}^{-1}$  (XRF). Pastvinné půdy Evropy obsahují  $0,48 \text{ mg.kg}^{-1}$  (Reimann et al. 2013).

Na území pražské aglomerace nebyly v půdách zjištěny významnější koncentrace tohoto prvku. Jeho obsah kolísá od  $0,19$  po  $38 \text{ mg.kg}^{-1}$ , medián je  $2,33 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Nejvyšší obsahy (nad  $6 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) byly lokálně zjištěny v oblasti Holešovic, Střešovic a Pankráce. Pravděpodobně se jedná o pozůstatky průmyslové výroby z minulého století.

V půdách bývá antimon nabohacen v povrchovém horizontu, důvodem je jeho silná afinita k organické hmotě. Někdy bývá nabohacen rovněž v B horizontu, kde je vázán na povrch Fe a Mn oxohydroxidů a jílových minerálů (Alloway et al. 2013). Přesto jsou nejvyšší obsahy Sb v pražských půdách prostorově spojeny s územím dotčeným dopravou.

Půdy pražských parků obsahují více než 5ti násobné množství Sb, ve srovnání s půdami pastvin (medián jeho obsahu v zemědělských půdách ČR je  $0,44 \text{ mg.kg}^{-1}$ ).

V městských půdách se obsah Sb pohybuje od 1,0 mg.kg<sup>-1</sup> v Madridu (Locotura et al. 2011) po 2,40 Berlin (Birke et al. 2011).

### Arzén

Průměrný obsah As v půdách (svrchní horizont) se na celém evropském kontinentu pohybuje v rozmezí od 0,32 do 282 mg.kg<sup>-1</sup>, medián je 1,017 mg.kg<sup>-1</sup> (DeVos et al. 2006). Na území ČR je průměrný obsah arzénu v pastvinných půdách 0,84 mg.kg<sup>-1</sup> (Tarvainen et al. 2013).

Množství As v pražské půdě se pohybuje v rozmezí 6,0–35,6 mg.kg<sup>-1</sup>. Medián obsahu As je 16,5 mg.kg<sup>-1</sup>. V pražské aglomeraci je arzén rozšířen téměř celoplošně. Vyšší koncentrace (nad 27 mg.kg<sup>-1</sup>) byly zachyceny ve středu města v oblasti Holešovic a ve Vršovicích. Plošně omezené zvýšené obsahy byly zaznamenány také ve Strašnicích, na rozhraní Pankráče a Michle, nebo v Radlicích-Dívčí Hradě. Nejvyšší obsahy arzénu jsou na území hl. m. Prahy spojeny s půdami městských parků a zahrad. To je způsobeno vazbou As na organickou hmotu.

Minerální fáze arzénu jsou v půdě poměrně dobře rozpustné, ale jeho migrační schopnost je silně ovlivněna sorpcí na povrch minerálních fází (jílové minerály, oxo-hydroxidy Fe, Mn a Al a organickou hmotu) (Kabata-Pendias 2001). Z tohoto důvodu jsou nejvyšší obsahy As v půdním profilu zjišťovány většinou ve svrchním horizontu (do 20 cm).

Pražské půdy obsahují, v porovnání s pastvinnými půdami České republiky dvojnásobné množství arzénu. Příčinou je pravděpodobně lokální vytápění, které v minulosti využívalo fosilní paliva. Nejvíce je tato změna patrná v půdách parků, kde došlo k poklesu z původních 22,1 mg.kg<sup>-1</sup> na současných 17,5 mg.kg<sup>-1</sup>.

Zdrojem arzénu v ovzduší na území České republiky je především spalované uhlí, Pešek et al. (2005). Průměrný obsah As v terciárním uhlí Severočeské hnědouhelné pánve je sice 39,8 mg.kg<sup>-1</sup>, je však rozmístěn nepravidelně a kolísá od 2,92 do 387 mg.kg<sup>-1</sup> (Sýkorová et al 2007).

Obdobně proměnlivý je obsah As v půdách evropských velkoměst. Medián obsahu As se pohybuje od 3,9 mg.kg<sup>-1</sup> v Berlíně (Birke – Rauch 2000) po 24 mg.kg<sup>-1</sup> v Athénách (Argyrazi – Kelepertzis 2014).

### **Beryllium**

Průměrný obsah Be se v půdách na celém evropském kontinentu pohybuje v rozmezí od 0,4 do 3,52 mg.kg<sup>-1</sup> (Kabata-Pendias 2001). Na území ČR je průměrný obsah Be v zemědělských půdách 0,5 mg.kg<sup>-1</sup> (Reimann et al. 2013).

Množství Be v půdách centrální části hl. m. Prahy se pohybuje v rozmezí 0,1–3,1 mg.kg<sup>-1</sup>. Medián obsahu Be v pražské půdě je 1,1 mg.kg<sup>-1</sup>. Je rozšířeno velmi podobně jako arzén, což naznačuje společný zdroj. Koncentrace jen výjimečně dosahují 3 mg.kg<sup>-1</sup>. V nižších koncentracích (1,5–2,0 mg.kg<sup>-1</sup>) však pokrývá značnou rozlohu města. Představuje patrně rovněž pozůstatek lokálního vytápění. Za uplynulých 20 let došlo v pražských půdách k jeho značnému poklesu. Z původních 1,78 mg.kg<sup>-1</sup> na 1,1 mg.kg<sup>-1</sup>. Hlavním zdrojem beryllia v ovzduší ČR je spalování uhlí. Jeho průměrný obsah v terciárním uhlí Severečeské uhlené pánve je 3,1 mg.kg<sup>-1</sup> (Bouška et al. 1984).

Obsah Be je v jednotlivých typech městského prostředí přibližně stejný, ale v porovnání s českými pastvinnými půdami je 1.5× vyšší. Je většinou přítomné ve formě kyslíkatých sloučenin nebo alkalických aniontů např. Be(OH)CO<sup>3-</sup>, Be(CO<sub>3</sub>)<sub>2</sub><sup>2-</sup>. Be bývá obvykle vyluhováno ze svrchního půdního horizontu a má tendenci hromadit se v horizontech spodních (Alloway et al. 2013).

Be zatím nebylo v půdách evropských velkoměst příliš detailně studováno, V půdách Berlína byl jeho obsah 1,3 mg.kg<sup>-1</sup> (a.r.) (Birke et al. 2011).

### **Cín**

Průměrný obsah Sn ve svrchním půdním horizontu je v rámci celého evropského kontinentu 3,3 mg.kg<sup>-1</sup>, (a.r.) (DeVos et al. 2006). Medián obsahu Sn v pastvinných půdách ČR je 7,4 mg.kg<sup>-1</sup> (a.r.) (Reimann et al. 2013).

Množství cínu se v pražských půdách pohybuje v rozmezí 3,8–44 mg.kg<sup>-1</sup>, medián obsahu je 5,5 mg.kg<sup>-1</sup>. Nejvyšší hodnoty (nad 10 mg.kg<sup>-1</sup>) byly identifikovány ve středu města v okolí významných komunikací a křižovatek. Zvýšené obsahy Sn jsou prostorově spojené s dopravně zatíženým územím (medián obsahu v této kategorii je 6,45 mg.kg<sup>-1</sup>).

Půdy pražských parků obsahují více než 4× vyšší množství Sn oproti pastvinným půdám. Pravděpodobně se bude jednat o důsledek koncentrace automobilové i tramvajové dopravy v Praze. V půdním prostředí za oxidických podmínek je cín značně mobilní. V rámci půdního profilu je cín vázán především koprecipitací na oxohydroxidy Fe, Mn a Al (Alloway et al. 2013).

Za uplynulých 20 let došlo v pražských půdách poklesu celkového množství Sn (bez rozlišení typu městského prostředí) z původních 7,4 mg.kg<sup>-1</sup> na současných 5,5 mg.kg<sup>-1</sup>.

Hlavním zdrojem Sn v životním prostředí ČR je spalování fosilních paliv.

Obsah Sn v je půdách evropských velkoměst značně proměnlivý. Pohybuje se od 1.1 mg.kg<sup>-1</sup> Hameenlinna, Finsko (Tarvainen et al. 2018) po 8.2 mg.kg<sup>-1</sup> v Paříži (Douay et al. 2008).

### **Kadmium**

Průměrný obsah Cd se v půdách (svrchní horizont) se na celém evropském kontinentu pohybuje v rozmezí od 0,01 mg.kg<sup>-1</sup> do 14.1 mg.kg<sup>-1</sup>, median je 0,145 mg.kg<sup>-1</sup> (DeVos et al. 2006). Průměrný obsah Cd v pastvinné půdě je 0,18 mg.kg<sup>-1</sup> (Reimann et al. 2013).

Množství Cd v pražských půdách kolísá v rozmezí 0,01–2,21 mg.kg<sup>-1</sup>. Medián obsahu Cd je 0,5 mg.kg<sup>-1</sup>. Anomální obsahy nad 1 mg.kg<sup>-1</sup> byly zjištěny v okolí bývalých průmyslových areálů v Holešovicích, Vršovicích a v Dejvicích. Nejvyšší množství Cd se nalézá v územích s intenzivní automobilovou dopravou.

Za uplynulých 20 let pokleslo množství Cd v pražských půdách (bez rozlišení typu prostředí) téměř na polovinu. Pražské půdy v porovnání s půdami pastvin

obsahují přibližně 1,5× vyšší množství Cd. Zdrojem Cd v pražských půdách je pravděpodobně spalování fosilních paliv.

Kadmium je v půdách přítomné ve volné iontové formě, pouze v půdách s vysokým obsahem chloridových iontů tvoří komplexy. Mobilita kadmia a tím i jeho možná toxicita závisí na jednotlivých formách vazby a na sloučeninách v jakých se v půdě vyskytuje (Alloway et al. 2013). S klesající hodnotou pH stoupá silně rozpustnost Cd a jeho pohyblivost. Nej pohyblivější je při pH 4,5–5,5, v zásaditém prostředí je poměrně málo pohyblivý. Při pH nad 7,5 přestává být kadmium rozpustné, a proto o jeho přijatelnosti rozhoduje rozpustnost  $\text{CdCO}_3$  a pravděpodobně také  $\text{Cd}_3(\text{PO}_4)_2$  (Kabata-Pendias 2001). Obsah kadmia v půdě významně ovlivňují také půdní mikroorganismy. Je známo, že zvýšená koncentrace iontů v půdním výluhu má silný inhibiční efekt na půdní mikroorganismy a vysoké dávky Cd mohou půdní mikroflóru poškozovat. Výsledkem může být negativní vliv na růst rostlin omezení fixace vzdušného N, brzdění mineralizace apod. (McLaughlin – Singh 1999).

Zdrojem kadmia v životním prostředí jsou především emise z výroby zpracování neželezných kovů, spalování fosilních paliv a spalování odpadů. Kadmiem bylo rovněž obsaženo v motorových olejích a pneumatikách.

Obsah Cd v půdách evropských velkoměst je značně proměnlivý. Pohybuje se od 0,12 v  $\text{mg.kg}^{-1}$  Trondheimu (Anderson 2010) po 1,74  $\text{mg.kg}^{-1}$  v Dublinu (Glenon et al. 2013).

## **Chróm**

Průměrný obsah Cr v evropských půdách je 24  $\text{mg.kg}^{-1}$ , (a.r.); celkový obsah (XRF) je 60  $\text{mg.kg}^{-1}$  (DeVos et al. 2006). Průměrný obsah Cr v obdělávané zemědělské půdě je 20  $\text{mg.kg}^{-1}$  (a.r.) (Reimann et al. 2013).

Množství chrómu v pražských půdách se pohybuje v rozmezí od 12,1  $\text{mg.kg}^{-1}$  do 106  $\text{mg.kg}^{-1}$ , Medián obsahu Cr v pražské půdě je 25,5  $\text{mg.kg}^{-1}$ . Chróm má na území

pražské aglomerace celoplošné rozšíření. Zvýšené obsahy Cr (nad 50 mg.kg<sup>-1</sup>) byly nalezeny na řadě lokalit jako Holešovice, Karlín, Malá Strana, Pankrác, Michle aj.

V půdě se většina chrómu nachází v málo pohyblivé formě kationtů Cr<sup>3+</sup> vázaných na oxidy železa a hliníku, které s ohledem na stejnou velikost iontového poloměru zastupuje. Mobilita chrómu v půdě závisí na půdní reakci, stupni rozkladu organické hmoty, obsahu jílových minerálů a redox potenciálu půdy (Kabata-Pendias 2001).

Při postupné oxidaci chrómu vznikají ionty CrO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (chromany), které jsou velmi mobilní a jsou slabě sorbovány jíly a oxidy. Dobře rozpustný chróm je toxický pro rostliny i živočichy.

Vápnění, hnojení fosforem a organické látky významně snižují toxicitu chromanů v kontaminovaných půdách (Alloway et al. 2013).

Obsah Cr v půdách evropských velkoměst je značně proměnlivý. Pohybuje se od 11 mg.kg<sup>-1</sup> v Neapoli (Cicchella et al. 2008) až po 141 mg.kg<sup>-1</sup> v Athénách (Argyrazi and Kelepertis 2014)

Hlavním zdrojem Cr v životním prostředí je těžký průmysl především galvanizovny. Zvýšené obsahy chrómu se vyskytují v okolí koželužen a provozů používajících sloučeniny chrómu jako antikoroziční přísady do chladicích systémů např. elektrárny, atd. Důležitým zdrojem jsou také odpadní vody a čistírenské kaly.

## **Kobalt**

Průměrný obsah Co ve svrchním půdním horizontu je v rámci celého evropského kontinentu 7,8 mg.kg<sup>-1</sup>, (a.r.) (DeVos et al. 2006). Průměrný obsah Co v obdělávané zemědělské půdě je 7,5 mg.kg<sup>-1</sup> (a.r.) (Reimann et al. 2013).

Množství Co se v pražských půdách pohybuje v rozmezí 4,6–22,5 mg.kg<sup>-1</sup>. Medián jeho obsahu je 9,5 mg.kg<sup>-1</sup>. Výskyt nejvyšších obsahů kobaltu na území pražské aglomerace (nad 17 mg.kg<sup>-1</sup>) je soustředěn do lokalit s bývalým průmyslovým využitím Holešovice, Karlín, Michle a Smíchov. Jeho nejvyšší obsahy jsou prostorově spojeny s půdami městských parků a zahrad (10,1 mg.kg<sup>-1</sup>). Je to



pravděpodobně způsobeno afinitou Co k organické hmotě (Alloway et al. 2013). V půdách v kyselém redukčním prostředí je kadmium značně mobilní. Z půdního roztoku je rychle sorbováno na povrch různých pevných fází, především oxo-hydroxidů Fe a Mn. Dvojmocný kobalt vytváří vazby se zmíněnou organickou hmotou, tyto sloučeniny jsou poměrně dobře biologicky dostupné (Qian et al. 1998).

Za uplynulých 20 let došlo k mírnému poklesu obsahu Co v pražských půdách, rovnoměrně ve všech typech městského prostředí.

Obsah Co v půdách evropských velkoměst je značně proměnlivý. Pohybuje se od 0,9 mg.kg<sup>-1</sup> ve Stockholmu (Linde et al. 2001) až po až po 16 mg.kg<sup>-1</sup> v Athénách (Argyaki and Kelepertis 2014)

Hlavním zdrojem Co v životním prostředí je spalování fosilních paliv, výroba speciálních ocelí a v neposlední řadě těžba, úprava a zpracování olověných, železných a stříbrných rud (Reimann a Caritat 1998).

## **Měď**

Průměrný obsah Cu ve svrchním půdním horizontu je v rámci celého evropského kontinentu 21,8 mg.kg<sup>-1</sup>, (a.r.) (DeVos et al. 2006). Medián obsahu Cu v pastvinných půdách ČR je 20,4 mg.kg<sup>-1</sup> (a.r.) (Reimann et al. 2013).

Množství mědi se v pražských půdách pohybuje v rozmezí 16–460 mg.kg<sup>-1</sup>, medián obsahu je 52,9 mg.kg<sup>-1</sup>. Nejvyšší hodnoty (nad 150 mg.kg<sup>-1</sup>) byly identifikovány v půdách ve středu města na Starém Městě, v oblasti Holešovic a Vinohrad. Zvýšená množství Cu v pražských půdách jsou prostorově spojená s dopravně zatíženým územím. Měď je považována za typický prvek související dopravou. V minulosti byla obsažena v pneumatikách (Carrero et al. 2013), značný podíl Cu pochází například také z otěru trolejových drátů (Mazur – Maczuga 2013). Přestože je měď prvkem s velmi výraznou afinitou k organické hmotě (Alloway et al 2013) jsou její obsahy v půdách pražských parků relativně nízké. Nicméně obsahují více než 2× vyšší množství v porovnání s půdami pastvin ČR. Je to pravděpodobně

důsledek vysoké koncentrace automobilové i tramvajové dopravy v Praze. V půdním prostředí za oxidických podmínek a za pH 5–6 je měď značně mobilní. Afinita mědi k organické hmotě je poměrně dlouho známá. Měď bývá v rámci půdního profilu distribuována nerovnoměrně, výrazně nabohacená bývá svrchní část půdního horizontu, hlavní příčinou je již zmíněná vazba mědi na organické sloučeniny.

Za uplynulých 20 let došlo v pražských půdách poklesu celkového množství Cu (bez rozlišení typu městského prostředí) z původních 64 mg.kg<sup>-1</sup> na současných 53 mg.kg<sup>-1</sup>. Avšak v územích souvisejících s dopravou došlo k nárůstu jejího obsahu z 63 mg.kg<sup>-1</sup> na 69 mg.kg<sup>-1</sup>. Tato skutečnost bude pravděpodobně přímo souviset s otěrem trolejového vedení, které představuje významný kontinuální zdroj mědi. K výrobě trolejového drátu se obvykle používá elektrovodná, vysokopevnostní měď, popř. trolejový „bronz“ (slitiny Cu s přídavkem Ag, nebo Cd) (Wikipedia 2018).

Hlavním zdrojem Cu v životním prostředí je použití fungicidů na bázi Cu, spalování fosilních paliv, výroba speciálních ocelí a v neposlední řadě těžba, úprava a zpracování olověných, železných a stříbrných rud (Reimann a Caritat 1998). Severočeské terciérní uhlí obsahuje 29,7 mg.kg<sup>-1</sup> (Sýkorová et al 2007).

Obsah Cu v půdách evropských velkoměst je značně proměnlivý. Pohybuje se od 29 mg.kg<sup>-1</sup> ve Stockholmu (Linde et al. 2001), až po až po 66 mg.kg<sup>-1</sup> v Athénách (Argyrazi and Kelepertis 2014).

## **Rtuť**

Průměrný obsah Hg ve svrchním půdním horizontu je v rámci celého evropského kontinentu 30 µg.kg<sup>-1</sup>, (a.r.) (DeVos et al. 2006). Ke stejným hodnotám v obdělávané zemědělské půdě ČR dolši i Reimann et al. (2013).

Množství rtuti se v pražských půdách pohybuje v širokém rozmezí 28–9600 µg.kg<sup>-1</sup>. Medián obsahu Hg v pražských půdách je 268 µg.kg<sup>-1</sup>. Distribuce Hg v pražských půdách je velmi nerovnoměrná, nejvyšší obsahy (nad 900 µg.kg<sup>-1</sup>) byly nalezeny v centrální části města a lokálně v bývalých průmyslových čtvrtích (Holešovice, Libeň a Vysočany). Směrem k okrajům města množství Hg rychle klesá.

Její nejvyšší obsahy (medián  $460 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) jsou spojeny s půdami pražských parků a zahrad, rtuť je typický organofilní prvek (Kabata-Pendias 2001). V půdách se rtuť může vyskytovat v různých formách, které se liší především mobilitou a reaktivností. Kovová rtuť a methylované formy (dimethylrtuť  $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$ ) mají poměrně vysokou tenzi par a jsou tedy velmi těkavé. Reaktivní sloučeniny vytváří iont  $\text{Hg}_2^{2+}$  se skupinami  $\text{OH}^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Br}^-$ . Poměrně nereaktivní a nejstabilnější jsou  $\text{HgS}$  a iont  $\text{Hg}^{2+}$  vázaný na huminové kyseliny, nebo fulvokyseliny (Mihaljevič 1999a). Kationtová forma Hg bývá často vázána na povrchu různých minerálních fází (jílové minerály, oxohydroxidy Fe, Al a Mn) (Alloway et al. 2013).

Nejnižší množství rtuti se nalézá v půdách obytných čtvrtí (medián  $230 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). Půdy pražských parků obsahují ve srovnání s půdami pastvin ČR více než 7× vyšší obsahy Hg. Hlavním zdrojem Hg v Praze byl výrobní průmysl (Tesla Holešovice) (Duriš 2011). Dlouhodobým zdrojem Hg v České republice je spalování fosilních paliv, čistírenské, nebo městské kaly použité k přípravě kompostů

Za uplynulých 20 let došlo k velmi výraznému poklesu obsahu Hg v pražských půdách, z původních  $790 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  na současných  $268 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Pravděpodobně to je způsobeno útlumem průmyslových aktivit, v kombinaci s výraznou mobilitou Hg.

Obdobně proměnlivý je obsah Hg v půdách evropských velkoměst, kde se pohybuje od  $900 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  v Neapoli (Cicchella et al. 2008) až po až po  $120 \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  v Athénách (Argyrazi and Kelepertis 2014).

## **Sříbro**

Průměrný obsah Ag ve svrchním půdním horizontu je v rámci celého evropského kontinentu  $270 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  (a.r.) (DeVos et al. 2006). Průměrný obsah Ag v obdělávané zemědělské půdě ČR je  $57 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  (a.r.) (Reimann et al. 2013).

Obsah Ag se v pražských půdách pohybuje v rozmezí  $41\text{--}3298 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , medián obsahu je  $306 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Jeho distribuce je ve studovaném území velmi nerovnoměrná. Zvýšené obsahy byly zjištěny v půdách centrální části metropole

v okolí rušných křižovatek a významných komunikací. Nejvyšší obsahy Ag jsou prostorově svázány jednak s územím dotčeným dopravou a jednak v půdách pražských parků. Stříbro je, obdobně jako Cu, součástí některých slitin, ze kterých jsou vyráběny trolejové dráty (Wikipedie 2018), je prokázána závislost mezi zvýšeným množstvím Ag v okolí trolejového vedení (Mazur – Maczuga 2013). Mobilita stříbra v půdách závisí na redox podmínkách, pH a na dostupnosti halogenových iontů. Stříbro je velmi mobilní za nižšího pH v oxidických podmínkách. Často bývá vázáno na organickou hmotu, Fe-Mn oxo-hydroxidy, popř. je sorbováno na povrch jílových minerálů (Alloway et al. 2013).

Půdy hl. M. Prahy obsahují, oproti pastvinným půdám přibližně 6× více Ag. Hlavním zdrojem je spalování fosilních paliv. Svědčí o tom výrazný pokles Ag v pražských půdách z původních 730  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$  na současných 306  $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ , ke kterému došlo v uplynulých 20 letech.

Množství Ag v ostatních evropských městech je poněkud nižší 38,5–137 Hameenlinna (Finsko) (Tarwainen et al. 2018), nebo 87 Campania (Itálie) (Zuzolo et al. 2018).

## Nikl

Průměrný obsah Ni ve svrchním půdním horizontu je v rámci celého evropského kontinentu 14,8  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , (a.r.) (DeVos et al. 2006). Průměrný obsah Ni v obdělávané zemědělské půdě ČR je 15  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (a.r.) (Reimann et al. 2013).

Obsah Ni v pražských půdách se pohybuje v rozmezí 10–82  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , medián obsahu je 23,8  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Distribuce Ni ve studovaném území je poměrně nerovnoměrná. Zvýšené obsahy Ni byly zjištěny v půdách především v centrální části metropole, kde se nalézají několik plošně omezených anomálií o obsahu Ni nad 40  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Nejvyšší obsahy Ni jsou spojeny s územím souvisejícím s veřejným vybavením, výrobou a službami (medián obsahu v této kategorii je 25,6  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). Naopak nejnižší množství bylo nalezeno v obytném území. Půdy hl. M. Prahy obsahují, oproti pastvinným půdám 1,3× více Ni. Způsobuje to obsah Ni ve spalovaném terciárním uhlí (42–74  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Sýkorová et al 2007)), které je těženo v

Severočeských hnědouhelných pánvích. V půdách v kyselém redukčním prostředí je nikl značně mobilní. Z půdního roztoku je rychle sorbován na povrch různých pevných fází, především oxo-hydroxidů Fe a Mn. Dvojmocný kobalt vytváří vazby s organickou hmotou, tyto sloučeniny jsou poměrně dobře biologicky dostupné (Qian et al. 1998).

Za uplynulých 20 let se množství Ni v pražských půdách téměř nezměnilo. Proč tomu tak je, když v případě ostatních prvků (prokazatelně pocházejících z fosilních paliv) k poklesu došlo, není možné v současné době vysvětlit. Hlavním zdrojem Ni v životním prostředí je spalování fosilních paliv, výroba speciálních ocelí a v neposlední řadě těžba, úprava a zpracování olověných, železných a stříbrných rud (Reimann a Caritat 1998). V České republice bylo významným zdrojem Ni spalování terciérního hnědého uhlí.

Nerovnoměrná distribuce Ni je i v ostatních evropských velkoměstech. Množství Ni se pohybuje od 9 mg.kg<sup>-1</sup> v Neapoli (Cicchella et al. 2008) až po 120 mg.kg<sup>-1</sup> v Athénách (Argyaki - Kelepertis 2014).

## Olovo

Průměrný obsah Pb ve světových půdách udává Kabata-Pendias (2001) ve výši 25 mg.kg<sup>-1</sup>. Ve svrchním půdním horizontu je v rámci celého evropského kontinentu 15 mg.kg<sup>-1</sup>, (a.r.), resp. 22 mg.kg<sup>-1</sup>, (XRF) (DeVos et al. 2006). Průměrný obsah v pastvině půdě ČR je 16 mg.kg<sup>-1</sup> (a.r.) (Reimann et al. 2013).

Ve studovaných půdách hl. m. Prahy se množství olova pohybuje v rozmezí od 25 do více než 3000 mg.kg<sup>-1</sup>. Medián jeho obsahu je 69,8 mg.kg<sup>-1</sup>. Nejvyšší množství Pb v pražských půdách (nad 190 mg.kg<sup>-1</sup>) bylo zjištěno v centrální části metropole a podél hlavních automobilových tras. Směrem k hranicím města koncentrace postupně klesají. Nejvyšší obsahy jsou prostorově spjaté s územím ovlivněným dopravou (medián obsahu Pb v této kategorii je 77,4 mg.kg<sup>-1</sup>). Nejnižší množství olova (medián 60,3 mg.kg<sup>-1</sup>) bylo nalezeno v území výroby a služeb (kategorie O).

Půdy pražských parků oproti půdám pastvinným obsahují téměř 3x více olova. Pravděpodobně se jedná o zbytkové Pb, které bylo v minulosti součástí pohonných hmot. V půdě je olovo velmi málo pohyblivé. Soli olova jsou většinou málo rozpustné a bývá dobře vázáno jílovými minerály i humusovými látkami. Imobilitu olova nelze přeceňovat, protože za přítomnosti chelátů, jako transportních systémů, může pohyblivost olova narůstat (Appleton et al 2012). Olovo se hromadí převážně v humusovém horizontu. Sorpce olova humusem je pevnější než jílovými minerály (Nelson et al. 1995). Fulvokyseliny mohou naopak olovo chelatizovat a zvyšovat tak jeho pohyblivost v půdě a přijatelnost rostlinami. Olovo se váže převážně na jílové minerály, oxidy manganu, hydroxidy Fe a Al a organickou hmotu. V některých půdách se může koncentrovat v částicích uhličitanu vápenatého nebo ve fosforečných sloučeninách (Martinez – Motto 2000). Olovo je rozpustné v kyselém prostředí, při zvyšování pH (po vápnění) se jeho rozpustnost snižuje, protože se sráží ve formě hydroxidu, fosforečnanu nebo uhličitanu. V těchto podmínkách olovo také tvoří organické komplexy. V důsledku antropogenní činnosti je obsah Pb v půdách často zvyšován nad přípustnou hodnotu (Marcus – McBratney 2001).

Za uplynulých 20 let sice došlo k poměrně významnému poklesu obsahu Pb v pražských půdách, avšak poměry Pb v jednotlivých městských prostředích se nezměnily.

Obsah Pb v půdách evropských velkoměst je poměrně dlouhou dobu pečlivě studován (Hooker – Nathanail 2006). Pohybuje se od 32 mg.kg<sup>-1</sup> v Trondheimu (Anderson 2010) až po až po nejvyšší hodnoty přes 210 mg.kg<sup>-1</sup> v Bristolu (Giusti 2011).

### **Vanad**

Obsah V ve svrchním půdním horizontu je v rámci evropského kontinentu 33 mg.kg<sup>-1</sup>, (a.r.), resp. 64 mg.kg<sup>-1</sup>, (XRF) (DeVos et al. 2006). Průměrný obsah vanadu v pastvinné zemědělské půdě ČR je 25 mg.kg<sup>-1</sup> (a.r.) (Reimann et al. 2013).



Obsah V se v pražských půdách pohybuje v rozmezí od 15 do 64 mg.kg<sup>-1</sup>, medián je 29 mg.kg<sup>-1</sup>. Nejvyšší obsahy V (nad 40 mg.kg<sup>-1</sup>) byly zjištěny v bývalých průmyslových čtvrtích (Holešovice, Libeň a Vysočany). Vanad je ve všech typech městského prostředí zastoupen stejnou měrou.

Nejběžnějšími oxidačními stavy V v přírodním prostředí jsou 3<sup>+</sup>, 4<sup>+</sup> a 5<sup>+</sup>. Oxidační stav (3<sup>+</sup>) je stabilní pouze v extrémně redukčním prostředí (jako jsou např. jezerní sedimenty). V půdách v redukčním prostředí, při pH pod 3.5 je stabilní oxidační stav (4<sup>+</sup>). V provzdušněných půdách je nejběžnější (5<sup>+</sup>) (Crans et al. 1998). Zásadní vliv na distribuci V v půdách má množství oxo-hydroxidů Fe a Mn, jílových minerálů a organické hmoty. Značná část V je v půdách (v závislosti na pH) vázána na povrch těchto minerálních fází (Cappuys a–Swennen 2014).

V průběhu uplynulých 20 let došlo v pražských půdách k mírnému poklesu celkového množství V, rovnoměrně ve všech typech městského prostředí. Hlavním zdrojem V v životním prostředí ČR je spalování fosilních paliv.

Obsahy V v pražských půdách odpovídají půdám evropských velkoměst, kde se jeho koncentrace pohybuje od 2,1 mg.kg<sup>-1</sup> v Palermu (Orecchio et al. 2016) až po 82 mg.kg<sup>-1</sup> zjištěných v Ljublaně (Šajn et al. 2011).

## Zinek

Nepatří mezi rizikové prvky a vzhledem k jeho účinkům na lidský organizmus se řadí mezi tzv. esenciální prvky. Průměrný obsah Zn ve svrchním půdním horizontu je v rámci celého evropského kontinentu 48 mg.kg<sup>-1</sup>, (a.r.), resp. 52 mg.kg<sup>-1</sup>, (XRF) (DeVos et al. 2006). Průměrný obsah v pastvině půdě na území ČR je 45 mg.kg<sup>-1</sup> (a.r.) (Reimann et al. 2013).

Množství zinku se v pražských půdách pohybuje od 46 do 1045 mg.kg<sup>-1</sup>. Medián je 171 mg.kg<sup>-1</sup>. Nejvyšší množství Zn v pražských půdách (nad 460 mg.kg<sup>-1</sup>) byly zjištěny v centrální části metropole v bývalých průmyslových čtvrtích (Holešovice, Libeň a Vysočany). Nejvyšší obsahy Zn jsou v pražských půdách prostorově svázané

s územími dotčenými dopravou (medián obsahu Zn v této kategorii je 200 mg.kg<sup>-1</sup>). Zinek je jeden z typických TRE prvků (Carrero et al. 2013).

Zinek je v půdním prostředí poměrně mobilní. Část Zn se nalézá v rozpustných sloučeninách (ve formě Zn<sup>2+</sup>), velký podíl Zn je v závislosti na pH vázán na povrch různých minerálních fází jílové minerály a koprecipitací na oxohydroxidy Fe a Mn (Mihaljevič 1999b). Zn může být rovněž vázán organickou hmotou (Kabata-Pendias 2001).

Za uplynulých 20 let došlo v pražských půdách poklesu celkového množství Zn (bez rozlišení typu městského prostředí) z původních 209 mg.kg<sup>-1</sup> na současných 168 mg.kg<sup>-1</sup>. Avšak v územích souvisejících s dopravou došlo ke stagnaci jeho obsahu (200 mg.kg<sup>-1</sup>). Tato skutečnost bude, obdobně jako v případě Cu, pravděpodobně přímo souviset s otěrem trolejového vedení, které představuje významný kontinuální zdroj.

Obsah Zn v půdách evropských velkoměst je značně proměnlivý. Pohybuje se od 80 mg.kg<sup>-1</sup> v Trondheimu (Anderson 2010) až po až po 272 mg.kg<sup>-1</sup> v Bristolu (Giusti 2011).

### **Platinové kovy PGE**

Množství platiny v pražských půdách se pohybuje v rozmezí 1–220 µg.kg<sup>-1</sup>, medián obsahu je 2 µg.kg<sup>-1</sup> (což je DL stanovení ICP MS). Obsahy palladia jsou poněkud vyšší, pohybují se od 10 µg.kg<sup>-1</sup> (DL) po 650 µg.kg<sup>-1</sup>, medián obsahu je pod DL. Nejvyšší obsahy byly zjištěny v bezprostředním okolí významných komunikací, popř. v blízkosti jejich křížení.

Hlavním zdrojem všech platinových kovů v městském prostředí jsou automobily. Každoročně je na celém světě vybavováno katalyzátory cca 50 milionů automobilů, tj 85 % jejich celkového počtu vyrobeného za rok. Podle doložených informací a měření v životním prostředí je výskyt platiny, rhodia a palladia spojen se stárnutím automobilových katalyzátorů (Zereni – Wiseman 2011). Znalost mechanismu abraze a rychlost uvolňování platinových kovů představuje základ pro

zhodnocení hmotové bilance a pohybu platinových kovů v prostředí evropských měst. Odhady pro platinu, uvolněnou do městského prostředí jsou podle současných údajů velmi rozdílné mezi 320 g a 100 kg za rok pro velká evropská města (Palacios et al. 2000). Pro rhodium a palladium jsou údaje ještě méně spolehlivé. Obohacení silničního prachu a částic v ovzduší platinovými kovy související s intenzitou dopravy je prokázáno (Wiseman – Zereni 2011; Ďuriš 2011; Mihaljevič 2013).

V posledních letech se sledování Pt kovů v městském prostředí stále zintenzivňuje. Provádí se geochemické mapování velkých měst po celém světě. Např. v Itálii byly PGE sledovány na řadě míst a maximální koncentrace např. v městě Salerno byly následující: Pt 278 ppb, Pd 432 ppb, Rh 47 ppb (Cicella et al., 2008). Suhong et al. (2009) uvádí z čínských měst, kde se katalyzátory začaly používat později než jinde ve světě koncentrace Pt 160 ppb, Pd 107 ppb a Rh 34,5 ppb, Morton (2011) uvádí poněkud starší údaje (období 1990–2000) z Mexiko - City : 300 ppb Pt, 70 ppb Pd a 40 ppb Rh.

Zásadní skutečnosti ovlivňující distribuci PGE lze charakterizovat následujícími body:

- I) stále se zvyšující obsahy platinových kovů v okolí dopravních tras, jak dokazuje porovnání výsledků této etapy geochemického mapování (TG-II) se vzorky odebranými v r. 1995 (TG-I) a „přeměřenými“ v r. 2017 (Tabulka 5); (obdobné výsledky uvádí např. Zuzolo et al. (2018))
- II)
- III) PGE ve formě PM<sub>2,5</sub> a PM<sub>1</sub> se plošně šíří v mnohem větším rozsahu než jsou dopravní trasy. Jejich akumulace byly zaznamenány i v ledovcích Grónska a Alp (Barbante et al., 2001), což znamená, že kontaminace platinovými kovy dosahuje již kontinentálních rozměrů.

**Tab. 5.** Obsahy PGE a zlata v pražských půdách, údaje z let 1995 a 2015.

	Jednotka	DL	Stav v r. 1995			Stav v r. 2005		
			TG-I			TG-II		
			Min.	Medián	Max.	Min.	Medián	Max.
Au	$\mu\text{g.kg}^{-1}$	0,2	BDL	16,15	80,3	BDL	10,4	1742
Pd	$\mu\text{g.kg}^{-1}$	10	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	650
Pt	$\mu\text{g.kg}^{-1}$	2	BDL	BDL	3	BDL	2	220
Re	$\mu\text{g.kg}^{-1}$	1	BDL	BDL	BDL	BDL	BDL	5,0

## 4. ZÁVĚR

Provedený geochemický výzkum půd v centrální části hlavního města Prahy potvrdil, že městská aglomerace představuje výraznou anomálii v distribuci stopových prvků v regionálním měřítku, neboli jedná se o část životního prostředí, která je výrazně zatížena škodlivinami. Kromě atmosférického spadu, který je v regionálním měřítku hlavním zdrojem kontaminace, se na znečištění městské aglomerace podílejí zdroje, které k tomuto prostředí neodmyslitelně patří a jsou pro město typické. Ze získaných údajů vyplývá, že automobilová doprava představuje v městské aglomeraci hlavní zdroj škodlivých stopových prvků a měla by být podle toho posuzována při plánování dopravních tras a sestavování urbanistických plánů.

Karcinogenní riziko ILCR (v souvislosti s výskytem arzenu v pražských půdách) bylo vypočteno ve výši  $1 \times 10^{-6}$  (tzn. jeden případ onemocnění na milión exponovaných osob). Tato hodnota je na území EU a USA považována za přijatelné riziko. Tyto výsledky představují teoretické výpočty hodnocení zdravotního rizika. Bude nezbytné sledovat výskyty arzenu mnohem detailněji. Vzhledem k toxickým účinkům na dětský organismus je třeba stanovit jeho minerální fáze, biologickou dostupnost apod.

V této studii jsou srovnány výsledky dvou nezávislých geochemických mapování pražské aglomerace, které ukazují na změny v zastoupení jednotlivých prvků (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V and Zn) v různých typech městského prostředí, které se udály v různých časových obdobích.

## 5. SUMMARY

The urban topsoil geochemical survey in the central part of Prague confirms that the city agglomeration is associated with significant geochemical anomalies in a number of trace elements at the local and regional scale, i.e., the city environment is contaminated. In addition to airborne particulate matter deposition, which is suggested as the main source of contamination on a regional level, other significant sources, characteristic of an urban area, contribute to the city's topsoil contamination.

The calculations have confirmed that the level of the As exposure with carcinogenic properties has been exceeded, particularly for the population of children. The calculations have not determined increased health risks in terms of non-carcinogenic effects of As for children in any of the studied exposure pathways at any of the monitored sites. A risk higher than  $1 \times 10^{-6}$  was found at all sites. When the risk of the total exposure to the carcinogenic As within the framework of the whole country is evaluated, the acceptable level of risk  $1 \times 10^{-6}$  is exceeded in 99% of the population of children.

The results of recent geochemical mapping of the Prague urban agglomeration were compared with corresponding results obtained 20 years ago. The aim of this study is not only a presentation of the distribution of selected elements in topsoil environment (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, V and Zn), but also a comparison of their inter-relationships in separate types of urban environment during the last 20 years.



## 6. POUŽITÁ LITERATURA

- Alloway B.J. 2013. Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils. In: Alloway B. (eds) Heavy Metals in Soils. Environmental Pollution, 22. Springer, Dordrecht.
- Amato, F., Font, O., Moreno, N., Alastuey, A. Querol, X., 2012. Mineralogy and element composition of brake pads of common use in Spain. *Macia*, No. 16, 154-155.
- Andersson, M., Ottesen, R.T., Langedal, M., 2010. Geochemistry of urban soils monitoring in Trondheim, Norway. *Geoderma* 156, 112–118.
- Apeageyi, E., Bank, M.S., Spengler, J.D., 2011. Distribution of heavy metals in road dust along an urban–rural gradient in Massachusetts. *Atmos. Environ.* 45, 2310–2323.
- Appleton, J.D., Cave, M.R., Wragg, J. 2012. Modelling lead bioaccessibility in urban topsoils based on data from Glasgow, London, Northampton and Swansea. *UK. Environ. Pollut.* 171, 265–272.
- Argyraki, A., Kelepertzis, E. 2014. Urban soil geochemistry in Athens, Greece: the importance of local geology in controlling the distribution of potentially harmful trace elements. *Sci. Total Environ.* 482–483, 366–377.
- Balabanova, B., Stafilov, T., Šajn, R., Bačeva, K. (2011): Distribution of Chemical Elements in Attic Dust as Reflection of Their Geogenic and Anthropogenic Sources in the Vicinity of the Copper Mine and Flotation Plant. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 61 (2): 173-184.
- Baltakov, G., 2008. Culture layers as geological objects. In: Kostov, R.I., Gaydarska, B. & Gurova, M. (Editors), *Geoarchaeology and Archaeomineralogy. Proceedings of the International Conference, 29-30 October 2008, Sofia*. Publishing House “St. Ivan Rilski”, Sofia, 274-276; <http://mgu.bg/geoarchmin/naterials/55Baltakov.pdf>.
- Barbante, C., Veyseyre, A., Ferrari, C., Van de Velde, K., Morel, C., Capodoglio, G., Cescon, P., Scapioni, G., Boutron, C. 2001. Greenland snow evidence of large scale

atmospheric contamination for platinum, palladium and rhodium. *Environ. Sci. Tech.* 35, 835–839.

Barnet, I., Ďuriš, M., Mrňa, F. 1986. *Geochemická prospekce řečištních sedimentů v Českém masivu. Studie ČSAV 1. Academia. Praha. 140 str.*

Bavec, Š., Gosar, M., Biester, H., Grčman, H. 2014. Geochemical investigation of mercury and other elements in urban soil of Idrija (Slovenia). *J. Geochem. Explor.* 154, 213–224.

Bettencourt, LMA., Lobo, J., Helbing, D., Kühnert, C., West, GB. 2007. Growth, innovation, scaling, and the pace of life in cities. *Proceedings of the Natural Academy of Sciences* 104, 7301-7306.

Birke M., Rauch U. 1994. Geochemical investigation in the urban areas of Berlin. *Mineralogical Magazine A*, 58, 95-96

Birke, M., Rauch, U. 2000. Methodics of geochemical investigation of urban area. In: Selinus, O. (Ed.), *Example Central Berlin. Abstr. 2nd symp. on environmental geochemistry, (Uppsala).*

Birke, M., Rauch, U. Stummeyer, J. 2011. Urban geochemistry of Berlin, Germany. Chapter 17 In: C.C. Johnson, A. Demetriades, J. Locutura & R.T. Ottesen (Editors), *Mapping the chemical environment of urban areas. Wiley-Blackwell, John Wiley & Sons Ltd., Chichester, U.K., 245–268.*

Bityukova, L., Shogenova, A., Birke, M. 2000. Urban geochemistry: A study of element distributions in the soils of Tallinn (Estonia). *Environmental Geochemistry and Health*, 22, 173–193.

Blume, H.P. 1989. Classification of soils in urban agglomerations. *Catena*, 16(3), 269–275.

Bouška, V., Jelinek, E., Pačesová, M., Řanda, Z., Ulrych, J. 1984. Rare earth elements and other trace elements in the rocks of the Central Bohemian Pluton. *Geol. Carpath.* 35, 355–376.

- Burghart, W., 1994. Soils in urban and industrial environments. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 205-214.
- Cachada, A., Dias, A.C., Pato, P., Mieiro, C., Rocha-Santos, T., Pereira, M.E. 2013. Major inputs and mobility of potentially toxic elements contamination in urban areas. *Environ. Monit. Assess.* 185, 279–294.
- Carrero, J.A., Arrizabalaga, I., Bustamante, J., Goienaga, N., Arana, G., Madariaga, J.M. 2013. Diagnosing the traffic impact on roadside soils through a multianalytical data analysis of the concentration profiles of traffic-related elements. *Sci. Total Environ.* 458–460, 427–434.
- Cicchella, D., De Vivo, B., Lima, A., Albanese, S., McGill, RAR., Parrish, RR. 2008. Heavy metal pollution and Pb isotopes in urban soils of Napoli, Italy. *Geochem Explor Environ Anal.* 8, 103.
- Coronas, M. V., Bavaresco, J., Rocha, J. A., Geller, A. M., Caramão, E. B., Rodrigues, M. L., Vargas, V. M. 2013. Attic dust assessment near a wood treatment plant: past air pollution and potential exposure. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 95, 153–160.
- Crans, D.C., Amin, S.S., Keramidas, A.D. 1998. Chemistry of relevance to vanadium in the environment. In: Nriagu, J.O. (ed) *Vanadium in the Environment. Part 1: Chemistry and Biochemistry* John Wiley Sons, Inc., 73–95.
- Culbard, E., Thornton, I., Watt, J., Moorcroft, S., Brooks, K., Thompson, M. 1983a. Metal contamination of dusts and soils in urban and rural households in the United Kingdom. In: Hemphill, D.D. (Ed.), *Trace Substances in Environmental Health – XVII*. University of Missouri, Columbia, 236–241.
- Culbard, E.B., Moorcroft, S., Watt, J., Thornton, I. and Thomas, J.F.A. 1983b. A nationwide reconnaissance survey of metals in urban dusts and soils. *Minerals and the Environment*, 5 (2), 82–84.
- Czudek T. ed. (1972): *Geomorfologické členění ČSR. – Stud. geogr.*, 23, 137. Brno.

- Davies, B. E., Holmes, P. L. 1972. Lead contamination of roadside soil and grass in Birmingham, England, in relation to naturally occurring levels. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 79, 479–484.
- Davies, D.J.A., Watt, J. 1986. An assessment of the quantity and significance of lead on the hands of inner city children in the United Kingdom. In: Hemphill, D.D. (ed.), University of Missouri, Columbia. *Trace Substances in Environmental Health*, 20, 333–344.
- Davies, D.J.A. 1987. An assessment of the exposure of young children to lead in the home environment. In: Thornton, I. and Culbard, E.B. (eds.) *Lead in the Home Environment*, Science Reviews, London, 189–196.
- Davies, D.J.A., Watt, J.M., Thornton, I. 1987a. Air lead concentrations in Birmingham, England- a comparison between levels inside and outside inner-city homes. *Env. Geochem. Health*, 9 (1), 3–7.
- Davies, D.J.A., Thornton, I., Watt, J. Culbard, E.B. 1987b. Lead levels in and around the homes of inner city children. In: Thornton, I. and Culbard, E.B.. (eds). *Lead in the Home Environment*, Science Reviews, London, 105–112.
- De Vos, W., Tarvainen, T. (Chief Editors.), Salminen, R., Reeder, S., De Vivo, B., Demetriades, A., Pirc, S., Batista, M.J., Marsina, K., Ottesen, R.T., O'Connor, P.J., Bidovec, M., Lima, A., Siewers, U., Smith, B., Taylor, H., Shaw, R., Salpeteur, I., Gregorauskiene, V., Halamic, J., Slaninka, I., Lax, K., Gravesen, P., Birke, M., Breward, N., Ander, E.L., Jordan, G., Duris, M., Klein, P., Locutura, J., Bellan, A., Pasieczna, A., Lis, J., Mazreku, A., Gilucis, A., Heitzmann, P., Klaver, G. Petersell, V., 2006. *Geochemical Atlas of Europe. Part 2 – Interpretation of geochemical maps, Additional Tables, Figures, Maps and related publications.* Geological Survey of Finland, Espoo, Finland, 692 pp.; <http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/>.
- Douay, F., Pruvot, Ch., Roussel, H., Ciesielski, H., Fourrier, H., Proix, N., Waterlot, N. 2008. Contamination of Urban Soils in Area of Northern France Polluted by Dust Emmisions of Two Smelters. *Water, Air, and Soil Pollution*, 188 (247–260).

- Đuriš, M. 1996. Geochemical and Ecological Survey of the Prague Agglomeration. Final Report. ČGS, Praha– MS Čes. geol. služba. Praha. .
- Đuriš, M., Poňavič, M., Táborský, Z., Sidorinová, T. 2009. Geochemie prachu městských aglomerací. ČGS, Praha.– MS Čes. geol. služba. Praha.
- Đuriš, M. 2011. Geochemical and ecological survey of the Prague city area, Czech Republic. In: Johnson, C.C., Demetriades, A., Locutura, J., Ottesen, R.T. (Eds.), Mapping the Chemical Environment of Urban Areas. Wiley-Blackwell, John Wiley & Sons, Ltd., Chichester, West Sussex, U.K., (str. 364–374).
- EEA, 2012. Particulate matter from natural sources and related reporting under the EU Air Quality Directive in 2008 and 2009, EEA Technical Report No. 10/2012, European Environment Agency, Copenhagen, 43 str.
- EEA, 2014. Air Quality in Europe – 2014 report, European Environment Agency, Report No. 5/2014, Copenhagen, 80 str.
- Ely, J.C., Neal, C.R., Kulpa, C.F., Schneegurt, M.A., Seidler, J.A. Jain, J.C. 2001. Implications of platinum-group element accumulation along U.S. roads from catalytic-converter attrition. Environmental Science & Technology, 35(19), 3816–3822.
- EPA 2005. Risk-Based Concentration Table (2005) <http://www.epa.gov>.
- EPA 2009. Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I. Human Health Evaluation (2009) <http://www.epa.gov>.
- Esmat, A. A. 1993. Damage to plants due to industrial pollution and their use as bioindicators in Egypt. Environmental Pollution, 81 (3) 251–255.
- Farago, M., Kavanagh, P., Blanks, R., Simpson, P., Kazantzis, G. Thornton, I. 1995. Platinum group metals in the environment: their use in vehicle exhaust catalysts and implications for human health in the U.K. Imperial College of Science and Technology (University of London), Report prepared for the U.K. Department of the Environment, 182 str.

- Fersman, A. E. (1939). Geochemical and mineralogical methods of prospecting for useful minerals. In U.S. Geol. Surv. Circ. 127, 1952, 37 pp. (US Geological Survey).
- Fleming, G. A. Parle, P. J. (1977). Heavy metals in soils, herbage and vegetables from an industrialised area west of Dublin city. *Irish Journal of Agricultural Research* 16, 35–48.
- Galušková, I., Mialjevič, M., Strnad, L., 2014. Lead isotope composition and risk elements distribution in urban soils of historically different cities Ostrava and Prague, the Czech republic. *J. Geochem. Explor.* 147, 215–221.
- Gietl, J.K., Lawrence, R., Thorpe, A.J., Harrison, R.M. 2010. Identification of brake wear particles and derivation of a quantitative tracer for brake dust at a major road. *Atmospheric Environment*, 44(2), 141–146.
- Giusti, L. 2011. Heavy metals in urban soils of Bristol (UK). Initial screening for contaminated land. *J. Soils. Sediments.* 2011 (11), 1385–1398.
- Glennon, M.M., Harris, P., Ottesen, R.T., Scanlon, R.P., O'Connor, J. P. 2014. The Dublin SURGE Project: geochemical baseline for heavy metals in topsoils and spatial correlation with historical industry in Dublin. Ireland. *Environ. Geochem. Health.* 36 (2), 235–241.
- Gómez, B., Palacios, M.A., Gómez, M., Sanchez, J.L., Morrison, G., Rauch, S., McLeod, C., Ma, R., Caroli, S., Alimonti, A., Petrucci, F., Bocca, B., Schramel, P., Zischka, M., Petterson, C. Wass, U. 2002. Levels and risk assessment for humans and ecosystems of platinum-group elements in the airborne particles and road dust of some European cities. *Science of the Total Environment* 299(1–3), 1–19.
- Gosar, M., Šajn, R. Biester, H., 2006. Binding of mercury in soils and attic dust in the Idrija mercury mine area (Slovenia). *Science of the Total Environment*, 369, 150–162.
- Grzebisz, W., Ciesła, L., Komisarek, J., Potarzycki, J. 2002. Geochemical assessment of heavy metals pollution of urban soils. *Polish Journal of Environmental Studies*, 11(5), 493–499.



- Guéguen, F., Stille, P., Millet, M. 2011. Air quality assessment by tree bark biomonitoring in urban, industrial and rural environments of the Rhine Valley: PCDD/Fs, PCBs and trace metal evidence. *Chemosphere*, 85(2), 195–202.
- Havlíček, V., Štorch, P. 2001. Základní geologická mapa ČR 1 : 50 000. List 12-24 Praha. Český geologický ústav. ČGS, Praha.– MS Čes. geol. služba. Praha.
- Hawkes, H. E., Bloom, H. 1955. Heavy metals in stream sediment used as exploration guides. *Mining Engineer*, 8, 1121–1126.
- Hensley, A.R., Scott, A., Rosenfeld, P.E. Clark, J.J., 2007. Attic dust and human blood samples collected near a former wood treatment facility. *Environmental Research*, 105(2), 194–199.
- Holtra, A., Zamorska-Wojdyla, D. 2018. The input of trace elements from the motor transport into urban soils of Wroclaw, Poland. *Science of The Total Environment*, 631–632, 1163–1174.
- Hooker, P.J., Nathanail, C.P. (2006): Risk-based characterisation of lead in urban soils. *Chemical Geology* 226. 340–351.
- Jacobs, D.E., Clickner, R.P., Zhou, J.Y., Viet, S.M., Marker, D.A., Rogers, J.W., Zeldin, D.C., Broene, P. & Friedman, W. 2002. The prevalence of lead-based paint hazards in U.S. housing. *Environmental Health Perspectives*, 110, A599-A606.
- Janoušek, V., Bowes, D.R., Rogers, G., Farrow, C.M., Jelínek, E., 2000. Modelling diverse processes in the petrogenesis of a composite batholith: the Central Bohemian Pluton, Central European Hercynides. *J. Petrol.* 41 (4), 511–543.
- Johnson, C.C., Ander, E.L. 2008. Urban geochemical mapping studies: how and why we do them. *Environ. Geochem. Health* 30 (6), 511–530.
- Johnson, C.C., Demetriades, A., Locutura, J., Ottesen, R.T. (Eds.), 2011. Mapping the Chemical Environment of Urban Areas. Wiley-Blackwell, John Wiley & Sons, Ltd., Chichester, West Sussex, U.K. (616 str.).
- Kabata-Pendias A. (2001): Trace elements in soils and plants. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida, (413 str.).

- Kappos, A. 2011. Health Risks of Urban Airborne Particles. In: Zereini, F., Wiseman, C. L. S. 2011. Urban Airborne Particulate Matter: Origin, Chemistry, Fate and Health Impacts. Springer-Verlag Berlin-Heidelberg. ISSN 1863-5520, (527–553).
- Klumpp, A., Ro-Poulsen, H. 2011. Biomonitoring of Toxic Compounds of Airborne Particulate Matter in Urban and Industrial Areas. In: Zereini, F., Wiseman, C. L. S. 2011. Urban Airborne Particulate Matter: Origin, Chemistry, Fate and Health Impacts. Springer-Verlag Berlin-Heidelberg. ISSN 1863-5520, (467–483).
- Landa, I., Zimová, M., Wittlingerová, Z., Hlavová, A., Cidlinová, A. 2011. Koncentrace vybraných prvků v půdách městských aglomerací (venkovní hrací plochy). Soubor map-Teplice Lázně v Čechách. Česká zemědělská univerzita v Praze. 10 str.
- Lavicoli, I., Leso, V., Fontana, L. Bergamaschi, A. 2011. Occupational Exposure to Urban Airborne Particulate Matter: A Review on Environmental Monitoring and Health Effects. In: Zereini, F., Wiseman, C. L. S. 2011. Urban Airborne Particulate Matter: Origin, Chemistry, Fate and Health Impacts. Springer-Verlag Berlin-Heidelberg. ISSN 1863-5520, (501–527).
- Linde, M., Bengtsson, H., Öborn, I. 2001. Concentrations and pools of heavy metals in urban soils in Stockholm, Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution*, 1, 83–101-
- Locutura, J., Bel-lan, A. 2011. Systematic urban geochemistry of Madrid, Spain, based on soils and dust. Chapter 19 In: Johnson, C.C., Demetriades, A., Locutura, J. Ottesen, R.T. (Editors), *Mapping the chemical environment of urban areas*. Wiley-Blackwell, John Wiley & Sons Ltd., Chichester, U.K., 307–347.
- Lovering, T. S., Huff, L. C., Almond, H. 1950. Dispersion of copper from the San Manuel copper deposit, Pinal County, Arizona. *Economic Geology*, 45, 493–514.
- Lu, S.G., Zheng, Y.W., Bai, S.Q. 2008. A HRTEM/EDX approach to identification of the source of dust particles on urban tree leaves. *Atmos. Environ.* 42, 6431–6441.
- MacKinnon, G., MacKenzie, A.B., Cook, G.T., Pulford, I.D., Duncan, H.J., Scott, E.M., 2011. Spatial and temporal variations in Pb concentrations and isotopic composition in road dust, farmland soil and vegetation in proximity to roads

since cessation of use of leaded petrol in the UK. *Sci. Total Environ.* 409, 5010–5019.

Machová, M. 2005. Pt a Pd v životním prostředí hlavního města Prahy. – MS Diplomová práce. Archiv PřFUK. Praha. 67 str.

Mandiwala, K., Panichev, N., Resane, T., Ngobenj, P. 2006. The application of tree bark as bioindicator for the assessment of Cr (VI) air pollution. *Journal of Hazardous Materials* 137 (2), 1241–1245.

Markus, J., McBratney, A.B. 2001. A review of the contamination of soil with lead II. Spatial distribution and risk assessment of soil lead. *Environment International* 27 (2001) 399–411.

Martínez, C.E. & Motto, H.L. 2000. Solubility of lead, zinc, and copper added to mineral soils. *Environmental Pollution*, 107, 153–158.

Mathur, R., Balaram, V., Satyanarayanan, M., Sawant, S.S. Ramesh, S.L., 2010. Anthropogenic platinum, palladium and rhodium concentrations in road dusts from Hyderabad city, India. *Environmental Earth Sciences*, 62(5), 1085–1098.

Mazur, Z., Maczuga, O. 2013. Heavy metals concentrations in soils and moss (*Pleurozium schreberi*) near railroad lines in Olsztyn (Poland). *Fresenius Environmental Bulletin*. 22. 955-961.

McLaughlin, M.J., Singh, B.R. ed. 1999. Cadmium in soils and Plants. Springer Netherlands. (271 str.).

Miguel, E.d., Llamas, J.F., Chacón, E., Berg, T., Larssen, S., Røyset, O., Vadset, M. 1997. Origin and patterns of distribution of trace elements in street dust: unleaded petrol and urban lead. *Atmos. Environ.* 31, 2733–2740.

Mihaljevič, M. 1999a: Mercury. In: C. P. Marshall & R.W. Faibridge (Eds.), *Encyclopedia of Geochemistry*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Germany, 387–389.

Mihaljevič, M. 1999b: Zinc. In: C. P. Marshall & R.W. Faibridge (Eds.), *Encyclopedia of Geochemistry*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Germany, 674–675.

- Mihaljevič, M., Galušková, I., Strnad, L., Majer, V., 2013. Distribution of platinum group elements in urban soils, comparison of historically different large cities Prague and Ostrava, Czech Republic. *J. Geochem. Explor.* 124, 212–217.
- Morton-Bermea, O. 2011. The study of metal contamination in urban topsoils of Mexico City using GIS. *Environmental Earth Sciences* 62(5) 899–905.
- Nelson, Y.M., Lo, W., Lion, L.W., Shuler, M.L. & Ghiorse, W.C., 1995. Lead distribution in a simulated aquatic environment - Effects of bacterial biofilms and iron-oxide. *Water Research*, 29(8), 1934–1944.
- Novák, M., Emanuel, S., Vile, M.A., Erel, Y., Véron, A., Pačes, T., Wieder, R.K., Vaněček, M., Štěpánová, M., Břízová, E., Hovorka, J., 2003. Origin of lead in eight central european peat bogs determined from isotope ratios, strenghts, and operation times of regional pollution sources. *Environ. Sci. Technol.* 37 (3), 437–445.
- Orrecchio, S., Amorello, D., Barecca, S., Pettignano, A. 2016. Speciation of vanadium in urban, industrial and volcanic soils by modified Tessier method. *Environ Sci Process Impacts* 18(3), 323–329.
- Ottesen, R. T., Langedal, M. 2001. Urban geochemistry in Trondheim, Norway. *NGU-Bulletin*, 438, 63–69.
- Palacios, M.A., Gómes, M., Moldovan, M. 2000. Platinum-group elements: quantification in collected exhaust fumes and studies of catalyst serfaces. *The Science of the Total Environment*, 257, 1–15.
- Pešek, J., Bencko, V., Sýkorová, I., Vašíček, M., Michna, O., Martínek, K., 2005. Some trace elements in coal of the Czech Republic, environment and health protection implications. *Cent. Eur. J. Public Health* 13 (3), 153–158.
- Plant, J. A., Moore, P. J. 1979. Geochemical mapping and interpretation in Britain. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, B288, 95–112.
- Poňavič, M. 2015. Geochemické mapování evropských velkoměst-Praha, IV etapa, závěr. –MS Čes. geol. služba. Praha.

- Praha, I.P.R. 2016. Územní plán sídelního útvaru hlavního města Prahy. –Institut plánování a rozvoje hlavního města. <http://en.iprpraha.cz>.
- Praha, T.S.K., 2003. The Yearbook of Transportation Prague 2002. Technical Administration of Roadways of the Capital of Prague. <http://en.tsk-praha.cz/wps>.
- Praha, T.S.K., 2018. The Yearbook of Transportation Prague 2017. Technical Administration of Roadways of the Capital of Prague. <http://en.tsk-praha.cz/wps>.
- Praha, I.P.R. 2016. Metropolitan Plan (Prague Land Used Plan) - Prague Institute of Planing and Development. <http://en.iprpraha.cz>.
- Provazník, K., Cikrt, M., Komárek, L. 2000. Manuál prevence v lékařské praxi VIII: Základy hodnocení zdravotních rizik.– Fortuna Praha 2000.
- Purves, D. 1966. Contamination of urban garden soils with copper and boron. Nature 210, 1077-1078.
- Purves, D., Mackenzie, E. J. (1970). Enhancement of trace element content of cabbages grown in urban areas. Plant and Soil 33, 483–485.
- Qian, J., Xue, H.B., Sigg, L., Albrecht, A. (1998): Complexation of cobalt by natural ligands in freshwater. Environmental Science & Technology, 32, 2043-2050.
- Reimann, C., de Caritat P. (1998): Chemical elements in the environment - Factsheets for the geochemist and environmental scientist. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, 398 str.
- Reimann, C., Finne, T.E., Nordgulen, Ø., Arnoldussen, A., Englmaier, P. 2011. The scale of an urban contamination footprint: Results from a transect through Oslo, Norway. Chapter 16, In: Johnson, 116 C.C., Demetriades, A., Locutura, J. & Ottesen, R.T. (Editors), Mapping the chemical environment of urban areas. Wiley-Blackwell, John Wiley & Sons Ltd., Chichester, U.K., 232–244.
- Reimann, C., Birke, M., Demetriades, A., Filzmoser, P., O'Connor, P. (Eds.) 2013. Chemistry of Europe's agricultural soils – part a: methodology and interpretation of the GEMAS data set. Geologisches Jahrbuch (Reihe B 102). Schweizerbarth, Hannover (528pp).

- Rossiter, D. G. 2007. Classification of urban and industrial soils in the World. Reference Base for Soil Resources. *Journal of Soils and Sediments*, 7(2), 96-100.
- Rodríguez-Flores, M., Rodríguez-Castellón, E. 2012. Lead and cadmium levels in soil and plants near highways and their correlation with traffic density. *Environ. Pollut. B.* 4 (4), 281–290.
- Safronov, N.I. 1936. K voprosu ob oreolach rassejanija mastoroždenij poleznych iskopasnyh i ih ispolzovanii při poiskach i razvedke.– *Probl. Sov. Geol. Moskva.* 6 (4), 302–322.
- Sabaliauskas, K., Evans, G. 2011. Exposure to Ultrafine Particles in Urban Centres. In: Zereini, F., Wiseman, C. L. S. 2011. *Urban Airborne Particulate Matter: Origin, Chemistry, Fate and Health Impacts.* Springer-Verlag Berlin-Heidelberg. ISSN 1863-5520, (483–501).
- Salminen, R., Batista, M.J., Bidovec, M., Demetriades, A., De Vivo, B., De Vos, W., Duris, M., Gilucis, A., Gregorauskiene, V., Halamic, J., Heitzmann, P., Lima, A., Jordan, G., Klaver, G., Klein, P., Lis, J., Locutura, J., Marsina, K., Mazreku, A., O'Connor, P.J., Olsson S.Å., Ottesen, R.T., Petersell, V., Plant, J.A., Reeder, S., Salpeteur, I., Sandström, H., Siewers, U., Steenfelt, A. Tarvainen, T. 2005. *FOREGS Geochemical Atlas of Europe, Part 1: Background Information, Methodology and Maps.* Geological Survey of Finland, Espoo, 526 pp.; <http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/>.
- Smichowski, P., Gómez, D., Frazzoli, C., Caroli, S. 2007. Traffic related elements in airborne particulate matter. *Appl. Spectrosc. Rev.* 43 (1), 23–49.
- Suhong, P., Gan, Z., Yali, S., Chakraborty, P. 2009., Accumulating characteristic of platinum group elements (PGE) in urban environments, China. *Science Total Environment*, 407 (2009), 4248–4252.
- Sýkorová, I. – Pešek, J. – Mizera, J. – Havelcová, M. – Matysová, P.–Vašíček, M. (2007): Variation in petrology and geochemistry of Tertiary coals in the deposits of the Czech republic – influence of depositional environment.–Abstracts Book,



Unconventional Petroleum Systems and Advances in Organic petrology and Geochemistry, CSCOP-TSOP-ICCP, 19-25 August 2007, University of Victoria, Victoria 44.

Šajn, R. 2006. Factor Analysis of Soil and Attic-dust to Separate Mining and Metallurgy Influence, Meza Valley, Slovenia. *Mathematical Geology*, 38(6), 735–747.

Šajn, R., Gosar, M., Bidovec, M., Pirc, S., Alijagić, J., 2011. Geochemical mapping of Ljubljana urban and suburban area, Slovenia. In: Johnson, C.C., Demetriades, A., Locutura, J., Ottesen, R.T. (Eds.), *Mapping the Chemical Environment of Urban Areas*. John Wiley & Sons, West Sussex, UK, pp. 375–392.

Tarvainen, T., Eklund, M., Haavisto-Hyvärinen, M., Hatakka, T., Jarva, J., Karttunen, V., Kuusisto, E., Ojalainen, J., Teräsvuori, E. 2006. Summary: Geochemical baselines around the Helsinki metropolitan area. Geological Survey of Finland.

Tarvainen, T., Albanese, S., Birke, M., Poňavič, M., Reimann, C., 2013. Arsenic in agricultural and grazing land soils of Europe. *Appl. Geochem.* 28, 2–10.

Tarvainen, T., Ladenberger, A., Snoalv, J., Jarva, J., Andersson, Eklund, M. 2018. Urban soil geochemistry of two Nordic towns: Hameenlinna and Karlstad. *Journal of Geochemical Exploration*, 187, 34–56.

Thomas, J.F., Culbard, E., Harvey, P.G., Sherlock, J.G., Delves, T., Davies, D.J.A., Quinn, M.J., Morgan, J., Smart, G., Spurgeon, A., Thornton, I. and Watt, J. 1985. Lead intakes of young children from dusts and other sources. *Proc. Conf. "Heavy Metals in the Environment"*, 1, 317–320.

Thornton, I., Webb, J. S. 1979. Geochemistry and health in the United Kingdom. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, B288, 151–168.

UN (2012) *World Urbanization Prospects, the 2011 Revision*. United Nations, New York, 32 str.

Urbonas, B.R., Doerfer, J.T., Tucker, S. 1996. Field Evaluation of a Stormwater Sand Filter. *Flood Hazard News*. 26 (1), 1,18.

- Wiseman, C.L.S., Zereni, F. 2011. Airbone Particulate Matter, Platinum Group Elements and Human Health. In Zereini, F., Wiseman, C. L. S. 2011. Urban Airborne Particulate Matter: Origin, Chemistry, Fate and Health Impacts. Springer-Verlag Berlin-Heidelberg. ISSN 1863-5520, (553–575).
- Wikipedie, 2018. Trolejové vedení. [https://cs.wikipedia.org/wiki/Trolejové\\_vedení](https://cs.wikipedia.org/wiki/Trolejové_vedení).
- Whiteley, J.D. 2005. Seasonal variability of platinum, palladium and rhodium (PGE) levels in road dusts and roadside soils, Perth, Western Australia. *Water, Air, & Soil Pollution* 160(1-4), 77–93.
- Wong, C.S.C., Li, X.D., Thornton, I. 2006. Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environ. Pollut.* 142, 1–16.
- Zechmeister, H.G., Hohenwallner, D., Riss, A., Hanus-Ilmar, A. 2005. Estimation of element deposition derived from road traffic sources by using mosses. *Environ. Pollut.* 138, 238–249.
- Zereini, F., Wiseman, C. L. S. 2011. Urban Airborne Particulate Matter: Origin, Chemistry, Fate and Health Impacts. Springer-Verlag Berlin-Heidelberg. ISSN 1863-5520. (643 str.).
- Zimová, M., Ďuriš, M., Spěváčková, V., Melicherčík, J., Lepší, P., Tesařová, B., Knotek, P., Kubínová, R., Ronen, Y. 2001. Health risk of urban soils contaminated by heavy metals. *Int. J. Occup. Med. Environ.* 14, 231–234.
- Zimová, M., Matějů, L., Melicherčík, J., Puklová, V., Lepší, P., E. Ježová, M. 2005. Zdravotní rizika kontaminace půdy městských aglomerací. Odborná zpráva za rok 2004. Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí. –St. zdrav. úst. Praha, (63 str.).
- Zimová, M., Melicherčík, J., Bíbrová, Z., Podolská, Z., Kulhánek, A., Ježová, M. 2006. Zdravotní rizika kontaminace půdy městských aglomerací. Odborná zpráva za rok 2004. Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí. –St. zdrav. úst. Praha, (35 str.).

- Zimová, M., Melicherčík, J., Bíbrová, Z., Podolská, Z., Vedralová, E. Ježová, M. 2007. Zdravotní rizika kontaminace půdy městských aglomerací. Odborná zpráva za rok 2006. Systém monitorování zdravotního stavu obyvatelstva ve vztahu k životnímu prostředí. –St. zdrav. úst. Praha, (41 str.).
- Zuzolo, D., Cichella, D., Doherty, A.L., Albanese, S., Lima, A., de Vivo, B. 2018. The distribution of precious metals (Au, Ag, Pt, and Pd) in the soils of the Campania Region (Italy). *Journal of Geochemical Exploration*, 192, 33–44.

## 7. SAMOSTATNÉ TABULKOVĚ PŘÍLOHY

## 7.1. Tabulka č. 1: Mediány obsahu studovaných prvků v půdách hl. m. Prahy v jednotlivých typech prostředí

Mediány obsahu studovaných prvků v půdách hl. m. Prahy v jednotlivých typech prostředí. Doplněné o porovnání mediánů obsahů prvků v pražských parcích a v pastvinných půdách ČR (díličí výsledky projektu GEMAS). Poměry >2.0 jsou zvýrazněny **boldem**.

Prvek	Jednotka	Jednotlivá prostředí				GEMAS	Poměr
		Plochy dotčené dopravou	Ostatní plochy	Parky a zahrady	Obytné čtvrti	Pastvinné půdy	
		A	O	P	R	G	
		(N = 56)	(N = 32)	(N = 35)	(N = 71)	(N = 33)	
Ag	µg/kg	342	285	344	253	57.4	<b>5.99</b>
Al	%	0.885	0.915	0.960	0.970	1.37	0.70
As	mg/kg	15.8	16.3	17.5	16.6	8.75	<b>2.00</b>
B	mg/kg	10.0	8.00	8.00	8.00	2.54	<b>3.15</b>
Ba	mg/kg	164	137	132	149	98.9	1.33
Be	mg/kg	1.10	1.10	1.10	1.10	0.734	1.50
Bi	mg/kg	0.310	0.330	0.310	0.280	0.246	1.26
Ca	%	1.10	0.87	0.76	1.00	0.286	<b>2.66</b>
Cd	mg/kg	0.595	0.510	0.440	0.400	0.277	1.59
Ce	mg/kg	25.8	25.7	27.9	27.4	36.8	0.76
Co	mg/kg	9.00	9.65	10.1	9.90	10.5	0.96
Cr	mg/kg	28.0	24.6	24.1	24.6	27.0	0.89
Cs	mg/kg	1.26	1.23	1.30	1.25	1.79	0.73
Cu	mg/kg	69.1	52.1	47.1	45.2	20.4	<b>2.31</b>
Fe	%	2.01	2.20	2.28	2.04	2.08	1.10
Ga	mg/kg	3.25	3.20	3.30	3.40	4.41	0.75
Hf	mg/kg	0.035	0.040	0.040	0.030	0.059	0.68
Hg	µg/kg	280	270	415	230	58.4	<b>7.10</b>
In	mg/kg	0.010	0.020	0.020	0.010	0.024	0.82
K	%	0.220	0.200	0.190	0.220	0.177	1.07
La	mg/kg	12.1	11.6	12.4	12.4	17.6	0.71
Li	mg/kg	11.3	11.6	11.7	11.4	16.5	0.71
Mg	%	0.260	0.260	0.240	0.260	0.335	0.72
Mn	mg/kg	452	452	510	431	561	0.91
Mo	mg/kg	1.34	1.25	1.22	1.29	0.363	<b>3.36</b>
Na	%	0.017	0.015	0.009	0.016	0.004	<b>2.03</b>

Prvek	Jednotka	Jednotlivá prostředí	GEMAS	Poměr	0.890	0.77	1.23
		Plochy dotčené dopravou	Ostatní plochy	Parky a zahrady	Obytné čtvrti	Pastvinné půdy	
		A	O	P	R	G	P/G
		(N = 56)	(N = 32)	(N = 35)	(N = 71)	(N = 33)	
Nb	mg/kg	0.960	0.895	0.950	0.890	0.77	1.23
Ni	mg/kg	24.3	25.6	24.7	23.3	19.1	1.30
P	%	0.132	0.114	0.106	0.125	0.074	1.43
Pb	mg/kg	77.4	60.3	72.5	71.5	25.5	<b>2.85</b>
Rb	mg/kg	14.2	14.2	13.9	14.1	25.1	0.55
S	%	0.070	0.060	0.060	0.060	0.024	<b>2.54</b>
Sb	mg/kg	2.81	2.01	2.27	2.23	0.437	<b>5.19</b>
Sc	mg/kg	2.60	3.00	3.00	2.70	2.74	1.09
Se	mg/kg	0.500	0.400	0.500	0.500	0.419	1.19
Sn	mg/kg	6.45	4.80	5.60	5.20	1.38	<b>4.07</b>
Sr	mg/kg	52.5	49.15	50.5	51.4	19.0	<b>2.66</b>
Te	mg/kg	0.020	0.020	0.010	0.030	0.020	0.51
Th	mg/kg	2.30	2.80	2.70	2.00	3.91	0.69
Ti	mg/kg	0.019	0.019	0.018	0.018	0.016	1.12
U	mg/kg	1.00	0.900	1.00	1.00	0.98	1.02
V	mg/kg	29.0	28.0	29.0	29.0	32.2	0.90
W	mg/kg	0.500	0.400	0.400	0.400	0.154	<b>2.60</b>
Y	mg/kg	7.25	7.28	7.13	7.58	6.87	1.04
Zn	mg/kg	200	160	145	167	68.5	<b>2.12</b>
Zr	mg/kg	1.80	2.10	2.20	1.60	1.82	1.21

## 7.2. Porovnání mediánů obsahů studovaných prvků v půdách hl. m. Prahy mezi roky 1995–2015

Prvek	Jednotka	Stav vr 2015	Stav v r. 1995	Poměr
		(N = 194)	(N = 45)	1995/2015
Ag	µg/kg	306	726	2.4
Al	%	0.9	1.5	1.6
As	mg/kg	16.6	26.2	1.6
B	mg/kg	8.5	10.5	1.2
Ba	mg/kg	145	229	1.6
Be	mg/kg	1.1	1.8	1.6
Bi	mg/kg	0.3	0.5	1.5
Ca	%	0.9	1.3	1.4
Cd	mg/kg	0.5	1.0	2.0
Ce	mg/kg	26.7	40.1	1.5
Co	mg/kg	9.7	14.0	1.4
Cr	mg/kg	25.3	37.2	1.5
Cs	mg/kg	1.3	1.8	1.4
Cu	mg/kg	53.4	81.5	1.5
Fe	%	2.1	2.7	1.3
Ga	mg/kg	3.3	5.5	1.7
Hf	mg/kg	0.0	0.1	1.4
Hg	µg/kg	299	546	1.8
In	mg/kg	0.0	0.0	2.7
K	%	0.2	0.3	1.3
La	mg/kg	12.1	18.6	1.5
Li	mg/kg	11.5	19.4	1.7
Mg	%	0.3	0.3	1.3
Mn	mg/kg	461	677	1.5
Mo	mg/kg	1.3	1.2	0.9
Na	%	0.014	0.016	1.1
Nb	mg/kg	0.9	1.4	1.5
Ni	mg/kg	24.5	33.1	1.4
P	%	0.1	0.1	1.2
Pb	mg/kg	70.4	108	1.5
Rb	mg/kg	14.1	21.3	1.5
S	%	0.1	0.1	1.3
Sb	mg/kg	2.3	2.5	1.1
Sc	mg/kg	2.8	4.6	1.6
Se	mg/kg	0.5	0.8	1.7



Prvek	Jednotka	Stav vr 2015	Stav v r. 1995	Poměr
				1995/2015
		(N = 194)	(N = 45)	
Sn	mg/kg	5.5	9.4	1.7
Sr	mg/kg	50.9	73.2	1.4
Te	mg/kg	0.0	0.0	2.3
Th	mg/kg	2.5	3.9	1.6
Ti	mg/kg	0.0	0.0	1.3
U	mg/kg	1.0	1.4	1.4
V	mg/kg	28.8	44.5	1.5
W	mg/kg	0.4	0.4	0.9
Y	mg/kg	7.3	11.4	1.6
Zn	mg/kg	168	270	1.6
Zr	mg/kg	1.9	2.7	1.4