

VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

FAKULTA CHEMICKÁ
ÚSTAV CHEMIE A TECHNOLOGIE OCHRANY ŽIVOTNÍHO
PROSTŘEDÍ

FACULTY OF CHEMISTRY
INSTITUTE OF CHEMISTRY AND TECHNOLOGY OF ENVIRONMENTAL PROTECTION

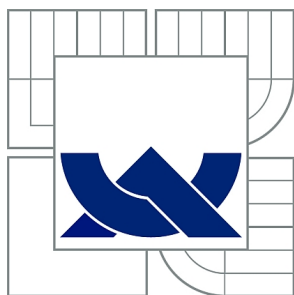
VÝSKYT TĚŽKÝCH KOVŮ V OKOLÍ POZEMNÍ KOMUNIKACE RUDNÁ

DIPLOMOVÁ PRÁCE
MASTER'S THESIS

AUTOR PRÁCE
AUTHOR

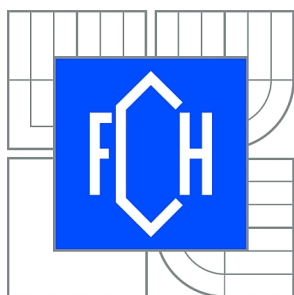
Bc. PETR CHOVANEC

BRNO 2011



VYSOKÉ UČENÍ TECHNICKÉ V BRNĚ

BRNO UNIVERSITY OF TECHNOLOGY



FAKULTA CHEMICKÁ

ÚSTAV CHEMIE A TECHNOLOGIE OCHRANY
ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

FACULTY OF CHEMISTRY

INSTITUTE OF CHEMISTRY AND TECHNOLOGY OF
ENVIRONMENTAL PROTECTION

VÝSKYT TĚŽKÝCH KOVŮ V OKOLÍ POZEMNÍ KOMUNIKACE RUDNÁ

PRESENCE OF HEAVY METALS NEAR THE WAY RUDNÁ

DIPLOMOVÁ PRÁCE

MASTER'S THESIS

AUTOR PRÁCE

AUTHOR

Bc. PETR CHOVANEC

VEDOUCÍ PRÁCE

SUPERVISOR

Mgr. HELENA DOLEŽALOVÁ
WEISSMANNOVÁ, Ph.D.

BRNO 2011



Vysoké učení technické v Brně
Fakulta chemická
Purkyňova 464/118, 61200 Brno 12

Zadání diplomové práce

Číslo diplomové práce:	FCH-DIP0582/2010	Akademický rok: 2010/2011
Ústav:	Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí	
Student(ka):	Bc. Petr Chovanec	
Studijní program:	Chemie a technologie ochrany životního prostředí (N2805)	
Studijní obor:	Chemie a technologie ochrany životního prostředí (2805T002)	
Vedoucí práce	Mgr. Helena Doležalová Weissmannová, Ph.D.	
Konzultanti:		

Název diplomové práce:

Výskyt těžkých kovů v okolí pozemní komunikace Rudná

Zadání diplomové práce:

Zhodnocení výskytu těžkých kovů v okolí komunikace Rudná v Ostravě. Stanovení obsahu těžkých kovů v půdních vzorcích a posouzení kontaminace.

Termín odevzdání diplomové práce: 13.5.2011

Diplomová práce se odevzdává ve třech exemplářích na sekretariát ústavu a v elektronické formě vedoucímu diplomové práce. Toto zadání je přílohou diplomové práce.

Bc. Petr Chovanec
Student(ka)

Mgr. Helena Doležalová Weissmannová, Ph.D.
Vedoucí práce

Doc. Ing. Josef Čáslavský, CSc.
Ředitel ústavu

V Brně, dne 15.1.2011

prof. Ing. Jaromír Havlica, DrSc.
Děkan fakulty

ABSTRAKT

Tato diplomová práce je zaměřena na zhodnocení výskytu rizikových kovů v půdě v okolí pozemní komunikace Rudná v Ostravě. Podél této komunikace bylo vytyčeno 17 odběrových míst, ze kterých byla odebrána půda ve třech sériích. V každém vzorku půdy byly stanoveny obsahy rtuti, olova, mědi, kadmia, zinku, vanadu a manganu. Zároveň byla posouzena kontaminace vybraných lokalit s využitím kontaminačního faktoru a stupně znečištění.

ABSTRACT

This diploma thesis is focused on assessment of hazardous metals in soils near the road Rudná in Ostrava. Seventeen sampling sites have been chosen along this road, samples from this sites were collected in three series. The amounts of mercury, lead, copper, cadmium, zinc, vanadium and manganese were determined. There was also assessed contamination of selected sites using contamination factor and degree of contamination.

KLÍČOVÁ SLOVA

Rizikové kovy, kontaminace, půda, olovo, rtuť, kadmium, měď, mangan, zinek, vanad, pozemní komunikace, Ostrava, kontaminační faktor.

KEYWORDS

Hazardous metals, soil contamination, lead, mercury, cadmium, copper, manganese, zinc, vanadium, roads, Ostrava, contamination factor.

CHOVANEC, P. *Výskyt těžkých kovů v okolí pozemní komunikace Rudná*. Brno: Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, 2011. 76 s. Vedoucí diplomové práce Mgr. Helena Doležalová Weissmannová, Ph.D..

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracoval samostatně a že všechny použité literární zdroje jsem správně a úplně citoval. Diplomová práce je z hlediska obsahu majetkem Fakulty chemické VUT v Brně a může být využita ke komerčním účelům jen se souhlasem vedoucího diplomové práce a děkana FCH VUT.

.....
podpis studenta

PODĚKOVÁNÍ

Děkuji Mgr. Heleně Doležalové Weissmannové, Ph.D. za pomoc a odborné vedení během psaní mé diplomové práce. Dále děkuji panu Petrovi Proskemu za poskytnuté informace a materiály.

OBSAH

1	Úvod.....	7
2	Teoretická část.....	8
2.1	Ostravsko.....	8
2.1.1	Město Ostrava.....	8
2.1.2	Pozemní komunikace Rudná.....	8
2.1.3	Znečištění v Ostravě.....	9
2.1.3.1	Znečištění životního prostředí.....	9
2.1.3.2	Zdroje emisí.....	9
2.1.3.3	Imisní situace v Ostravě.....	11
2.1.3.4	Vliv dopravy na znečištění životního prostředí.....	12
2.1.3.5	Závislost znečištění ovzduší na meteorologických podmínkách.....	14
2.1.3.6	Nejvyšší úrovně znečištění v období 1997 - 2006.....	14
2.1.3.7	Dopad výstavby pokračování dálnice D1.....	15
2.2	Rizikové kovy.....	16
2.2.1	Kadmium.....	18
2.2.2	Mangan Mn.....	19
2.2.3	Měď Cu.....	19
2.2.4	Olovo Pb.....	20
2.2.5	Rtuť Hg.....	22
2.2.6	Vanad V.....	22
2.2.7	Zinek Zn.....	23
2.3	Metody stanovení těžkých kovů - atomová absorpční spektrometrie.....	24
2.3.1	Instrumentace atomové absorpční spektrometrie.....	24
2.3.1.1	Zdroje záření.....	24
2.3.1.2	Atomizátory.....	25
2.3.2	Plamenová atomová absorpční spektrometrie.....	26
2.3.3	Elektrotermická atomová absorpční spektrometrie.....	27
2.3.4	Jednoučelový atomový absorpční spektrometr.....	29
2.4	Zpracování dat.....	30
2.4.1	Metody kalibrační závislosti.....	30
2.4.2	Meze stanovitelnosti a detekce.....	30
2.4.3	Stanovení kontaminačního faktoru a stupně znečištění.....	30
3	Experimentální část.....	32
3.1	Vzorkování.....	32
3.1.1	Odběrová místa.....	32
3.1.2	Způsob odběru.....	34
3.2	Úprava vzorku.....	34
3.2.1	Kvartace a sušení.....	34
3.2.2	Sítování.....	34
3.2.3	Převedení vzorku do roztoku (extrakce).....	35
3.3	Stanovení sušiny.....	35
3.4	Stanovení pH.....	35
3.5	Stanovení kadmia a vanadu.....	35
3.5.1	Jednotlivá nastavení pro různé kovy.....	36
3.5.2	Kalibrační závislosti kadmia a vanadu.....	37

3.6	Stanovení manganu, mědi, olova a zinku.....	38
3.6.1	Jednotlivá nastavení pro různé kovy	39
3.6.2	Kalibrační závislosti manganu, mědi, olova a zinku	39
3.7	Stanovení rtuti	41
3.8	Použité chemikálie	42
3.9	Použité zařízení	42
4	Výsledky a diskuze.....	43
4.1	Stanovení pH	43
4.2	Stanovení rizikových kovů.....	44
4.3	Stanovení znečištění dle obvodů	51
4.4	Posouzení znečištění faktorem kontaminace.....	53
5	Závěr.....	54
6	Seznam použitých zdrojů	55
7	Seznam použitých zkratk.....	58
8	Seznam příloh.....	59

1 ÚVOD

Znečišťující látky se v životním prostředí vyskytují na celém světě od nepaměti. Avšak dříve nemohlo být toto znečištění považováno za hrozbu, jelikož množství antropogenních látek, jež se do životního prostředí uvolňovaly, bylo malé. Od konce 19. století však docházelo k rozvoji veškerého průmyslu, jež měl negativní vliv na čistotu prostředí, které nás obklopuje. Konkrétně na severní Moravě a ve Slezsku došlo v minulém století k velkému rozvoji těžebního a hutnického průmyslu. Vlivem rozvoje průmyslu v této oblasti docházelo k uvolňování nespočetného množství znečišťujících látek antropogenního původu do životního prostředí, včetně rizikových kovů. I když v posledním období docházelo na Ostravsku k uzavírání dolů, znečišťující látky jež se během jejich využití dostaly do životního prostředí jsou v našem okolí stále. Největší množství těchto kovů v životním prostředí se vyskytuje v blízkém okolí průmyslových oblastí a silnic. Rizikové kovy se následně z ovzduší dostávají do vody a půdy, kde dochází k jejich bioakumulaci v organismech. Navíc tyto kovy vykazují toxické vlastnosti a je třeba půdy s jejich vysokou koncentrací rekultivovat. Z důvodu zvýšeného znečištění v oblasti Ostravska je důležité, aby množství znečišťujících látek bylo monitorováno jak ve vodě, ovzduší, tak i v půdě. Množství těchto rizikových látek v životním prostředí je kontrolováno legislativou ČR, kde jsou uvedeny maximální přípustné koncentrace v různých maticích.

2 TEORETICKÁ ČÁST

2.1 Ostravsko

2.1.1 Město Ostrava

Ostrava leží v Moravskoslezském kraji, jenž je považován za oblast převážně průmyslovou. Okamžitě se vybavují ve spojení s městem Ostravou ostravsko-karvinské průmyslové aglomerace, doly a hutě [1]. V oblasti Ostravy bylo postaveno na 58 dolů, přičemž nejstaršími z nich jsou Staré Hlučínské kamenouhelné doly v Ostravě-Petřkovicích, jež byly postaveny roku 1782 a zanikly roku 1870. Momentálně se ve zdejší oblasti nachází pouze jeden fungující důl, a to důl Jeremenko [2].

Ostrava je rozlohou třetím největším městem České republiky, a také třetím s největším počtem obyvatel. Má výhodnou strategickou polohu, nachází se 10 kilometrů jižně od státní hranice s Polskem a 50 kilometrů západně od hranice se Slovenskem. Od hlavního města Prahy je vzdálena 360 km, 170 km od Brna, 90 km od polských Katovic a 310 km od Vídně. Městem protékají řeky Odra, Ostravice, Opava a Lučina [2].

Ostrava je složena z 23 obvodů, z toho průmyslově nejvýznamnější jsou obvody Vítkovice, Ostrava - Jih, Slezská Ostrava a Nová Ves. Nacházejí se zde průmyslové zóny několika závodů, nejznámější z nich jsou BorsodChem MCHZ a.s., EVRAZ VÍTKOVICE STEEL, a.s. a Mittal Steel Ostrava, a.s.

2.1.2 Pozemní komunikace Rudná

Komunikace Rudná byla postavena jako hlavní dopravní spojení mezi tehdejší průmyslovou zónou Nová Huť a bytovou částí Ostravy, Porubou. Rudná byla postavena v 60. letech 20. století. V dnešní době prochází komunikace Rudná šesti obvody. Začíná v Porubě, pokračuje přes Svinov, Ostravu - Jih, Vítkovice, Slezskou Ostravu a končí v obvodu Radvanice a Bártovice (obrázek č. 1).



Obrázek č. 1: Rozdělení města Ostravy a vyznačená komunikace Rudná [2].

V listopadu v roce 2010 byl proveden průzkum, jež měl za cíl zjistit automobilové zatížení Rudné. Byla zaznamenána data, jež zahrnují celkový počet vozidel ku počtu nákladních automobilů a autobusů mezi 5:00 a 21:00 hodinou. Běžně v této době projede po Rudné kolem 18 000 automobilů, z toho přes 3 000 nákladních vozů, či autobusů. Hodnoty vyřízení komunikace jsou zobrazeny v tabulce č. 7, v kapitole 3.1.1 [3].

2.1.3 Znečištění v Ostravě

2.1.3.1 Znečištění životního prostředí

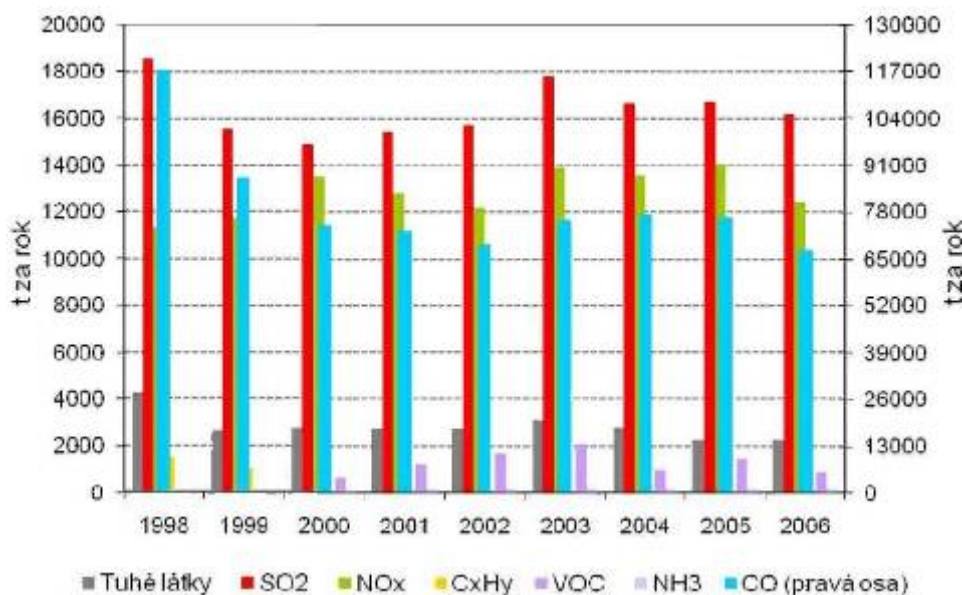
Špatná kvalita ovzduší je nejtěživějším problémem životního prostředí současné Ostravy. Vedení města proto přistoupilo i přes své legislativou omezené možnosti k několika zásadním krokům, jimiž chce přispět k nápravě situace a rovněž ovlivnit instituce, které mohou zamezit alarmujícímu překračování limitů polévatého prachu a na něj navázaných škodlivin [2].

2.1.3.2 Zdroje emisí

Zdroje emitující do ovzduší znečišťující látky jsou celostátně sledovány v rámci tzv. registru emisí a zdrojů znečišťování ovzduší (REZZO).

Tabulka č. 1: Rozdělení stacionárních zdrojů znečišťování dle zákona č. 86/2002 Sb. ve znění pozdějších předpisů a dle REZZO [4]:

Kategorie	Označení souboru	Základní charakteristika a identifikace zdroje	Charakter zdroje
Velké a zvláště velké zdroje znečišťování	REZZO 1	Stacionární zařízení ke spalování paliv o teplém výkonu vyšším než 5 MW a zařízení zvláště závažných technologických procesů	Bodové zdroje
Střední zdroje znečišťování	REZZO 2	Stacionární zařízení ke spalování paliv o tepelném výkonu od 0,2 do 5 MW, zařízení závažných technologických procesů, uhelné lomy a plochy s možností hoření, zapaření nebo úletu znečišťujících látek.	Bodové zdroje
Malé zdroje znečišťování	REZZO 3	Stacionární zařízení ke spalování paliv o tepelném výkonu nižším než 0,2 MW, zařízení technologických procesů nespádajících do kategorie velkých a středních zdrojů, plochy, na kterých jsou prováděny práce, které mohou způsobovat znečišťování ovzduší, skládky paliv, surovin, produktů, odpadů, zachycených exhalátů a jiné stavby, zařízení a činnosti výrazně znečišťující ovzduší.	Plošné zdroje
Mobilní zdroje znečištění	REZZO 4	Pohyblivá zařízení se spalovacími nebo jinými motory, zejména silniční motorová vozidla, železniční kolejová vozidla, plavidla a letadla.	Liniové zdroje



Obrázek č. 2: Vývoj emisí hlavních znečišťujících látek ze stacionárních zdrojů (REZZO 1–3) v okrese Ostrava, 1998–2006 [5].

Emise CO v okrese Ostrava byly nejvyšší v roce 1998. Od té doby poklesly zhruba o dvě pětiny a pohybují se přibližně na konstantní úrovni. Mírně vyšší byly emise v letech 2003 – 2005. Emise CO v okrese Ostrava ze stacionárních zdrojů tvoří přibližně polovinu všech evidovaných emisí CO v Moravskoslezském kraji, kde je produkována zhruba třetina emisí, včetně mobilních zdrojů, z celé ČR.

Emise NO_x se od roku 2000 mírně zvýšily. V letech 2002 a 2006 byly zhruba o 10 % nižší. Emise NO_x v okrese Ostrava ze stacionárních zdrojů tvoří přibližně 50 – 57 % všech evidovaných emisí NO_x v Moravskoslezském kraji. Celkové emise NO_x ze všech zdrojů v Moravskoslezském kraji se podílejí na emisích ČR zhruba 11 %.

Emise SO₂ dosáhly nejnižší hodnoty v roce 2000. V roce 2003 dosáhly téměř hodnoty z roku 1998, tedy téměř 18 000 tun za rok. Emise SO₂ v okrese Ostrava ze stacionárních zdrojů tvoří přibližně 50 – 60 % všech evidovaných emisí SO₂ v Moravskoslezském kraji. Celkové emise v kraji tvoří 12 – 14 % emisí v ČR.

Emise tuhých znečišťujících látek se po roce 1998 snížily o 30 – 40 %. Mírně vyšší byly pouze v roce 2003, avšak v letech 2005 a 2006 došlo k dalšímu snížení. Emise tuhých znečišťujících látek v okrese Ostrava ze stacionárních zdrojů tvoří přibližně 35 – 45 % všech evidovaných emisí tuhých znečišťujících látek v Moravskoslezském kraji. Podíl Moravskoslezského kraje na celkových emisích ČR ze všech typů zdrojů se pohybuje okolo 12–14 %.

Emise těkavých organických látek (VOC) v okrese Ostrava stoupaly od začátku evidence v roce 2000 až do roku 2003, v dalších letech se jejich úroveň naopak snížila. Emise těkavých organických látek v okrese Ostrava ze stacionárních zdrojů tvoří přibližně 6 – 13 % všech evidovaných emisí těkavých organických látek v Moravskoslezském kraji. Podíl Moravskoslezského kraje na celkových emisích ČR ze všech typů zdrojů se pohybuje okolo 10 % [4].

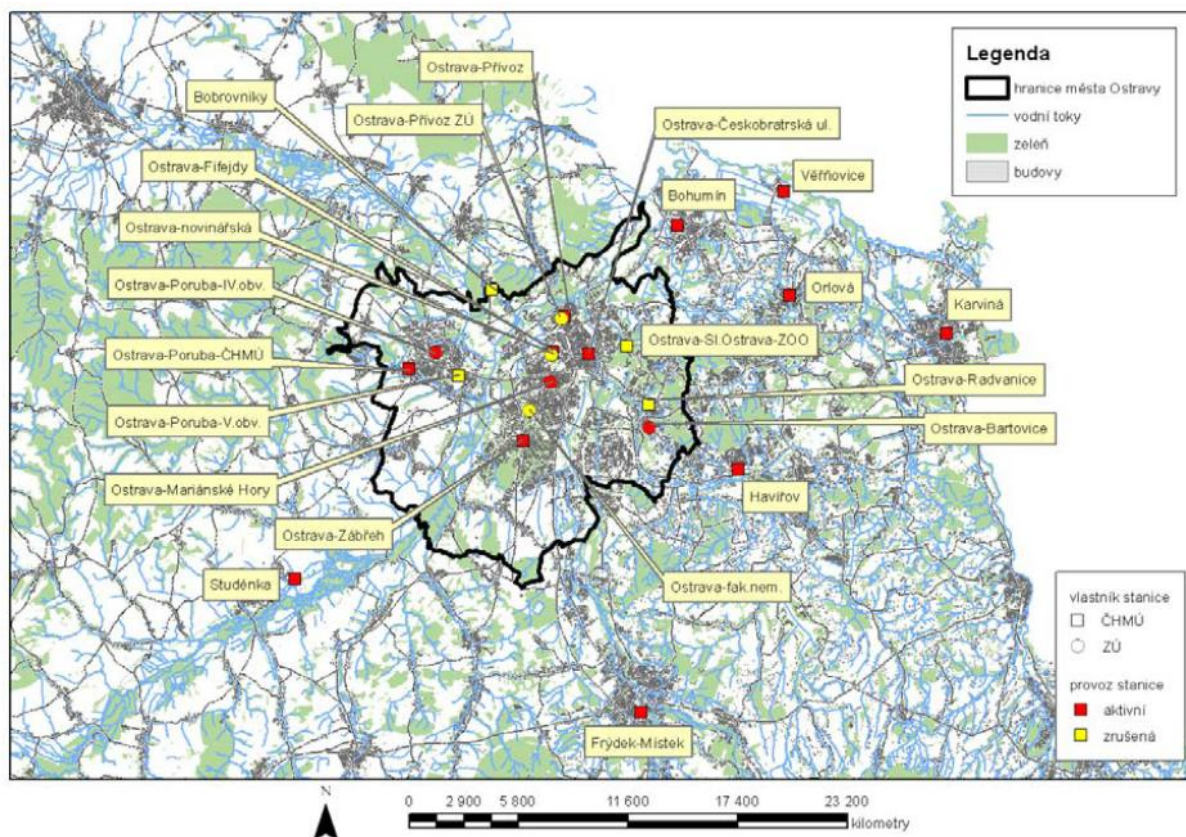
Emise NH₃ v okrese Ostrava jsou vyrovnané. Tvoří několik procent všech evidovaných emisí NH₃ v Moravskoslezském kraji. Emise amoniaku v Moravskoslezském kraji odpovídají 6 % celkového množství vypouštěného NH₃ v celé České republice.

Emise z mobilních zdrojů nejsou pro okres Ostrava samostatně vyčísleny [4].

2.1.3.3 Imisní situace v Ostravě

Imisní znečištění je znečištění ovzduší vyjádřené hmotnostní koncentrací znečišťující látky nebo stanovené skupiny znečišťujících látek [6].

Imisní situace je v Ostravě monitorována na osmi aktivních stanicích (obrázek č. 3).



Obrázek č. 3: Mapa monitorovacích stanic v Ostravě a okolí [4].

Informace z poboček ČHMÚ v Ostravě o aktuálním stavu znečištění ovzduší vydané v pondělí 11. 4. 2011 ve 13:00 hodin s platností do 7:00 hodin následujícího dne jsou zobrazeny v tabulce č. 2 [7].

Tabulka č. 2: Imisní situace v Ostravě 11. 4. 2011 [7].

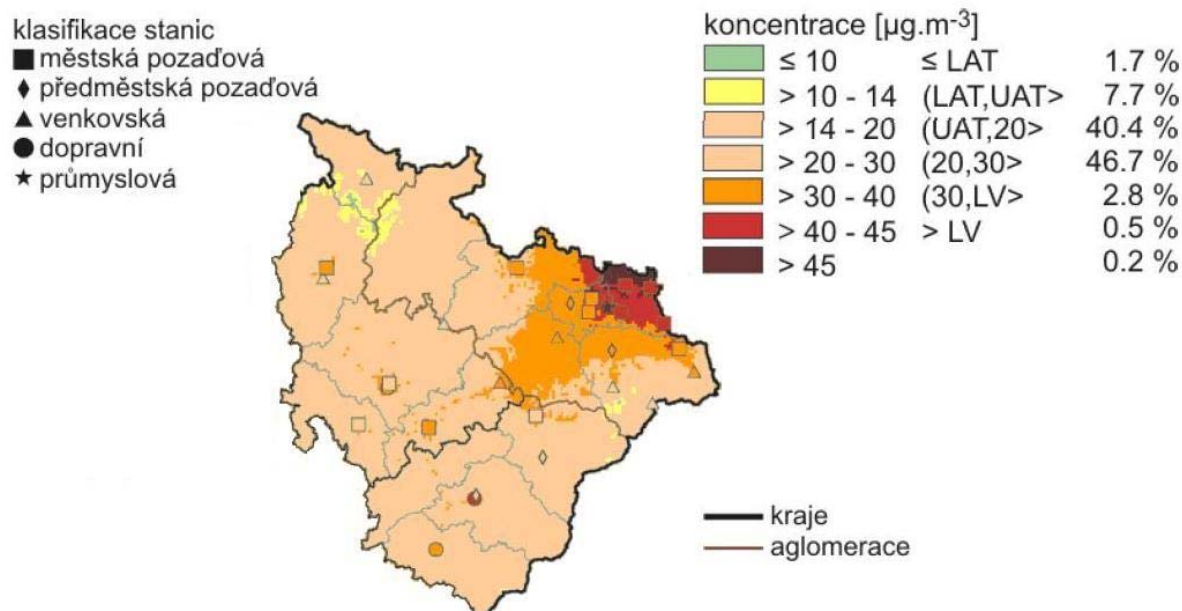
	SO ₂ [μg·m ⁻³]		NO ₂ [μg·m ⁻³]		O ₃ [μg·m ⁻³]		PM ₁₀ [μg·m ⁻³]
	min	max	min	max	min	max	24 h*
Imisní limit	350		200				50
STANICE	min	max	min	max	min	max	24 h*
Fifejdy	24	61	37	73	14	50	34
Zábřeh	9	31	15	72	x	x	36
Přívoz	13	38	31	78	x	x	35
Českobr.	x	x	38	86	x	x	x
Mar. Hory	15	45	16	40	12	41	33
Bartovice	17	57	21	42	36	70	41

poznámky k tabulce:

min, max ... minimální a maximální 1h koncentrace v uplynulých 6 hodinách

*24 h ... 24 hodinová klouzavá průměrná koncentrace

x ... na meteorologické stanici není veličina měřena



Obrázek č. 4: Pole roční průměrné koncentrace PM₁₀ na severní Moravě a ve Slezsku v roce 2007 [4].

2.1.3.4 Vliv dopravy na znečištění životního prostředí

Doprava v České republice představuje, obdobně jako v jiných vyspělých zemích, jeden z hlavních faktorů, který při svém rozvoji nepříznivě ovlivňuje kvalitu životního prostředí. Největší podíl v tomto směru náleží dopravě silniční, jejíž negativní vliv se projevuje především v produkci emisí znečišťujících ovzduší, vyšší hladině hluku i v záboru půdy při výstavbě nebo rekonstrukcích silniční a dálniční sítě [8].

Zátěže z dopravy na životní prostředí

Doprava způsobuje hluk a produkuje látky škodlivé pro ovzduší, jinak řečeno, doprava emituje hluk a znečišťuje ovzduší. Obzvláště vzdušné škodliviny budou částečně dále transportovány vzduchem a nemají tedy vliv pouze na místě vzniku emisí [9].

Cena, kterou platí lidská společnost za rozvoj dopravy:

- snížení pohody života a snížení produktivity práce,
- poškození životního prostředí.

Mezi další negativní účinky přepravních procesů patří zejména:

- nehody,
- poškození receptorů na zemském povrchu,
- globální znečištění ovzduší,
- otřesy a vibrace,
- důsledky havárií na životní prostředí (znečištění půdy a vod),
- opotřebení dopravní infrastruktury provozem (zejména dopravní cesty),
- zneškodňování odpadů z přepravních procesů,
- stávky a blokování dopravních cest.

Nejzásadnějšími externalitami v oblasti dopravy jsou externí náklady:

- dopravních nehod,
- emisí,
- hluku [10].

Vliv dopravy na znečištění ovzduší

Tento vliv je jeden z nejzávažnějších problémů dopravy a to zejména v důsledku významného rizika pro zdraví člověka (problematika velkých měst). Příčinou tohoto problému jsou emise škodlivin z motorů vozidel ve formě výfukových plynů, jež vznikají při spalování pohonných hmot (komplexní směsi obsahují stovky chemických látek v různých koncentracích).

- limitované: NO_x, CO, PM, VOC
- nelimitované: CO₂, N₂O, CH₄
- ostatní: PAH, PCDD, PCDF, (Pt, Pd, Rh), fenoly, ketony, dehet, BTX, 1,3-butadien, SO₂, Pb [11].

Vliv místa vzniku emisí na dopady škodlivých látek a hluku

V závislosti na tom, kde byly uvolněny, se mohou škodlivé látky účastnit různých reakcí či procesů a podílet se na nejrůznějších odpovídajících dopadech. Zároveň na místě zdroje bývá silně závislá i doba jejich setrvání v atmosféře a taktéž procesy, přispívající k jejich depozici. Při hodnocení emisí je tedy třeba vedle uvolněného množství, popřípadě intenzity (hluk), brát v potaz mimo jiné také místo emisí (hustě, málo, neosídlená oblast atd.), podmínky prostředí a výšku, v níž k uvolnění došlo [9].

2.1.3.5 Závíslost znečištění ovzduší na meteorologických podmínkách

Závíslost úrovně znečištění ovzduší na území města Ostravy na meteorologických podmínkách rozptylu byla nejdříve vyšetřována pomocí korelačních koeficientů mezi průměrnými koncentracemi a průměrnými hodnotami použitých meteorologických charakteristik pro měsíční období a pro chladné a teplé poloviny roku.

Lze konstatovat, že v obdobích chladné poloviny roku je pro průměrné měsíční koncentrace, na hladině významnosti $p = 0,05$, pro všechny sledované škodliviny statisticky významná závislost na průměrné měsíční teplotě vzduchu, na průměrném vertikálním teplotním pseudogradientu, na počtu dní s prouděním ze severovýchodního kvadrantu a na počtu dní s bezvětřím. Pro PM_{10} a NO_2 potom i na průměrné rychlosti větru a na počtu dní s prouděním z jihozápadního kvadrantu. S rostoucí teplotou vzduchu, rostoucí hodnotou teplotního gradientu, rostoucí rychlostí větru a s rostoucím počtem dnů s prouděním z jihozápadního kvadrantu průměrné měsíční koncentrace uvedených škodlivin klesají. Naopak s rostoucí četností dnů s bezvětřím, nebo dnů s prouděním ze severovýchodního kvadrantu tyto průměrné koncentrace rovněž stoupají [4].

V teplé polovině roku již není závislost úrovně znečištění ovzduší na meteorologických podmínkách rozptylu tak zřejmá a jednoznačná, jako v chladné polovině roku. Průměrné měsíční koncentrace PM_{10} a NO_2 statisticky významně klesají s rostoucí teplotou vzduchu a s rostoucími úhrny srážek. Průměrné koncentrace NO_2 navíc klesají i s rostoucí hodnotou teplotního gradientu a naopak stoupají s rostoucím počtem dnů s bezvětřím. Průměrné koncentrace O_3 stoupají s rostoucí teplotou, klesají s rostoucími úhrny srážek a s rostoucím počtem dnů s prouděním z jihozápadního kvadrantu.

Získané výsledky potvrdily, že vliv meteorologických podmínek rozptylu na imisní úroveň je natolik významný, že ovlivňuje i průměrnou imisní úroveň během období teplé nebo chladné poloviny roku. V teplé polovině roku je např. velmi vysoká korelace mezi průměrnou koncentrací O_3 a průměrnou teplotou vzduchu, u PM_{10} mezi průměrnou koncentrací a průměrnou rychlostí proudění. V chladné polovině roku statisticky významně závisí velikost průměrné koncentrace PM_{10} a NO_2 zejména na průměrných hodnotách rychlosti proudění, četnosti dnů s prouděním z jihozápadního nebo severovýchodního kvadrantu, na průměrných hodnotách teplotního gradientu a na počtu dnů s bezvětřím.

Závíslost úrovně znečištění ovzduší na území města Ostravy na meteorologických podmínkách rozptylu byla rovněž studována pomocí odvozených typizací meteorologických podmínek rozptylu. Pro jednotlivá období byly ze všech denních koncentrací dané škodliviny naměřených ve dnech s daným typem meteorologických podmínek rozptylu vypočítány průměrné koncentrace a relativní četnosti naměřených koncentrací větších než zvolená hodnota. Pro PM_{10} a O_3 to byly hodnoty denního imisního limitu (50, respektive $120 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), pro NO_2 a SO_2 hodnoty ročního imisního limitu (40, respektive $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, u SO_2 se jedná o imisní limit pro ochranu ekosystémů) [4].

2.1.3.6 Nejvyšší úrovně znečištění v období 1997 - 2006

Identifikace nejméně příznivých imisních situací na území města Ostravy, je vzhledem k rozdílné úrovni znečištění ovzduší na Ostravsku u různých sledovaných škodlivin, pro které jsou stanoveny hodinové až denní imisní limity, poměrně obtížná a diskutabilní. Z hlediska znečištění ovzduší SO_2 a NO_2 je možno např. říci, že k takovým situacím v oblasti prakticky

nedochází. K překračování krátkodobých imisních limitů těchto škodlivin na Ostravsku došlo naprosto ojediněle, denní limitní hodnota $125 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pro SO_2 byla překročena v celém hodnoceném období od října 1997 do března 2008 na území města pouze ve dvou dnech na stanici Zábřeh ($152 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 8. 2. 2005 a $132 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 13. 1. 2006) a jeden den na stanici Poruba/ČHMÚ ($171 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ rovněž 13. 1. 2006), u NO_2 není denní limitní hodnota stanovena a denní koncentrace větší než dvojnásobek hodnoty ročního imisního limitu $40 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ jsou ojedinělé a pouze na dopravní stanici Českobratrská se vyskytují průměrně 5x za chladné období. Naproti tomu limitní hodnota $120 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pro maximální denní 8hodinovou koncentraci O_3 je na jednotlivých hodnocených stanicích průměrně překračována za období teplé poloviny roku v 15 až 30 dnech a limitní hodnota $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ pro průměrnou denní koncentraci PM_{10} je překračována na jednotlivých hodnocených stanicích v chladné polovině roku dokonce v 50 až 130 dnech (přičemž povolené překročení je pouze 35 dnů za celý rok).

Ze 156 dnů s nepříznivou imisní situací z hlediska PM_{10} byla v 79 dnech (tj. cca v 51 %) relativně nepříznivá imisní situace i z hlediska NO_2 , ale pouze ve 40 dnech (cca v 26 %) z hlediska SO_2 . I tato skutečnost potvrzuje, že problematika znečištění ovzduší na Ostravsku PM_{10} je nejzávažnější.

K situacím s nejvyšší úrovní znečištění ovzduší PM_{10} na území města Ostravy lze v hodnocených zimních obdobích 1997/98 až 2007/08 zařadit imisní situace ve dnech 17. – 19. 1. 2001 a 8. – 9. 12. 2001. V tomto období naměřené denní koncentrace PM_{10} překračovaly hodnoty imisního limitu $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 3x až 6x s průměrnou koncentrací v Ostravě za toto období cca $230 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Ve dnech 11. – 15. 12. 2002 došlo k překročení 3x až 7x, průměrná koncentrace cca $240 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. A nakonec imisní situaci ze začátku února 2005, kdy ve dnech 6. – 7. 2. 2005 překračovaly naměřené denní koncentrace PM_{10} na území města Ostravy hodnoty imisního limitu $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ až 7,5krát a průměrná koncentrace v Ostravě za toto období byla $289 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Podrobnější vyhodnocení této imisní situace je uvedeno v ročence Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2005 [4].

Za rozhodující meteorologické podmínky rozptylu jsou považovány především podmínky, které ovlivňují horizontální a vertikální šíření a rozptyl znečišťujících látek od zdrojů a dále teplota vzduchu, která může především v topném období výrazně ovlivňovat množství emisí a atmosférické srážky, které mohou snižovat imisní úroveň v důsledku vymývání emisí z ovzduší. [4]

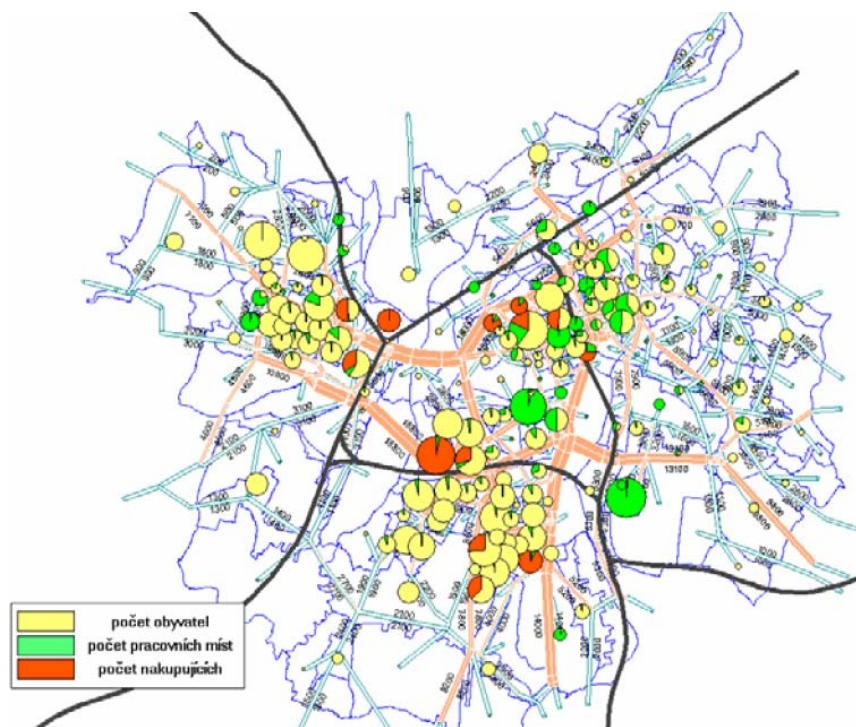
2.1.3.7 Dopad výstavby pokračování dálnice D1

V roce 2010 bylo dokončeno prodloužení dálnice D1. Jedná se o stav, kdy dálnice pokračuje dále za hranice na území Polska.

Z výsledků modelování výhledového stavu po dostavbě prodloužení dálnice D1 a jejich přiváděčů vyplývá, že dojde ke zlepšení imisní situace PM_{10} zejména v západní a jižní, málo průmyslové části města. Je to způsobeno kombinací předpokládaného snížení emisí z dopravy a umístěním části tranzitní dopravy mimo hustě osídlené oblasti.

Oblast s překročným imisním limitem se omezuje na městské části Radvanice a Bartovice, Vítkovice a část Moravské Ostravy a Přívozu [4].

Z výsledků modelování výhledového stavu po dostavbě prodloužené dálnice D1 z roku 2008 a jejich přivaděčů vyplývá, že překračování dlouhodobých imisních limitů NO₂, které bylo podle výsledků analýz zapříčiněno automobilovou dopravou, se po dostavbě dálnice omezí a k překračování imisních limitů by mohlo docházet pouze v menších oblastech některých frekventovaných křižovatek [4].



Obrázek č. 5: Dopravní produkce a atraktivita Ostravy v modelovém řízení, vytvořeno pomocí kanadského programu EMME/3 [4].

2.2 Rizikové kovy

Řada rizikových kovů má toxické účinky. Jedovaté jsou i jejich rozpustné sloučeniny. Nebezpečné je nejen jejich požití, ale i inhalace prachu těchto kovů či jejich sloučenin [12].

V následujících tabulkách č. 3 a 4 jsou zaznamenány maximální přípustné koncentrace rizikových kovů v zemědělské půdě dle vyhlášky 13/1994 Sb. ve znění pozdějších předpisů.

Tabulka č. 3: Mezní přípustné koncentrace rizikových kovů v půdě při extrakci 2 M kyselinou dusičnou [13, 14].

extrakce kyselinou dusičnou		Cd	Cu	Pb	V	Zn
mezní hodnoty [mg·kg ⁻¹]	Lehké půdy	0,4	30,0	50,0	20,0	50,0
	Ostatní půdy	1,0	50,0	70,0	50,0	100,0

Tabulka č. 4: Mezní přípustné koncentrace rizikových kovů v půdě při extrakci lučavkou královskou [13, 14].

extrakce lučavkou královskou		Cd	Cu	Hg	Pb	V	Zn
mezní hodnoty [mg·kg ⁻¹]	Lehké půdy	0,4	60,0	0,6	100,0	150,0	130,0
	Ostatní půdy	1,0	100,0	0,8	140,0	220,0	200,0

Lehké půdy – Jedná se o písčité a hlinitopísčité půdy podle analytické metody prof. Nováka (Komplexní metodika výživy rostlin č. 1/1990, vydaná Ústavem vědeckotechnických informací v zemědělství Praha) [13].

Dle metodického pokynu Ministerstva životního prostředí ze dne 31. července 1996 byla vytvořena tabulka znečištění zemin.

Tabulka č. 5: Kritéria dle pokynu MŽP ze dne 31. července 1996 [15].

mg·kg ⁻¹	Cd	Cu	Hg	Pb	V	Zn
A	0,5	70	0,4	80*	180	150
B	10	500	2,5	250	340	1500
C - obyt	20	600	10	300	450	2500

pozn.* ... může být i vyšší ve velkých městských aglomeracích a oblastech s intenzivní automobilovou dopravou

Kritéria znečištění A, B, C v tabulce č. 5 byla stanovena následujícím způsobem:

Kritéria A

Kritéria A odpovídají přibližně přirozeným obsahům sledovaných látek v přírodě (v souvislosti s uzančně stanovenou mezí citlivosti analytického stanovení). Překročení kritérií A se posuzuje jako znečištění příslušné složky životního prostředí vyjma oblastí s přirozeným vyšším obsahem sledovaných látek. Pokud však nejsou překročena kritéria B, znečištění není pokládáno za tak významné, aby bylo nutné získat podrobnější údaje pro jeho posouzení, tedy zahájit průzkum nebo znečištění monitorovat [15].

Kritéria B

Překročení kritérií B se posuzuje jako znečištění, které může mít negativní vliv na zdraví člověka a jednotlivé složky životního prostředí. Je třeba shromáždit další údaje pro posouzení, zda se jedná o významnou ekologickou zátěž a jaká jsou rizika s ní spojená. Kritéria B jsou tedy vytvořena jako intervenční hladiny, při jejichž překročení je nezbytné se znečištěním dále zabývat. Překročení kritérií B vyžaduje předběžně hodnotit rizika plynoucí ze zjištěného znečištění, zjistit jeho zdroj, příčiny a podle výsledku rozhodnout o dalším průzkumu či zahájení monitoringu [15].

Kritéria C

Překročení kritérií C představuje znečištění, které může znamenat významné riziko ohrožení zdraví člověka a složek životního prostředí. Závažnost rizika může být potvrzena pouze jeho analýzou. Doporučené hodnoty cílových parametrů pro asanaci v závislosti na výsledku analýzy rizik, mohou být i vyšší než jsou uvedená kritéria C. Nezbytným podkladem pro rozhodnutí o způsobu nápravného opatření jsou mimo analýzu rizika studie, které zhodnotí technické a ekonomické aspekty navrženého řešení [15].

2.2.1 Kadmium

Kadmium se v přírodě vyskytuje jako sulfid v rudách [16]. Běžné zastoupení kadmia v zemské kůře činí 0,13 ppm. V meteoritech je zastoupení kadmia menší a to 0,1 ppm [17].

Kadmium je mimořádně toxické a v lidském těle se hromadí hlavně v ledvinách a játrech. Dlouhodobý příjem i velmi malých množství kadmia vede k selhání funkce ledvin [18].

V půdách se kadmium vyskytuje v různých formách. Nachází se v minerálech a organických sloučeninách, dále ve struktuře silikátů, okludované s oxidy železa a manganu, a ve vodorozpustném stavu jako součást půdního roztoku [19]. Vyskytuje se v oxidačním stavu Cd^{2+} . Nerozpuštěné (nebo sorbované) formy kadmia jeví ochotu přecházet do roztoku již na rozhraní neutrální a mírně kyselé oblasti, čímž se kadmium výrazně odlišuje například od chromu nebo mědi [20].

Do životního prostředí se kadmium dostává různými způsoby. Z přirozených zdrojů kadmia jsou nejvýznamnější sopečné výbuchy. Emise kadmia do ovzduší způsobené člověkem jsou ale přibližně 8x vyšší než emise přirozené. Do ovzduší se kadmium dostává nejčastěji při jeho těžbě, výrobě a zpracování. Významným zdrojem je také spalování fosilních paliv, komunálního a nemocničního odpadu. Hlavním zdrojem emisí kadmia do vod jsou odpadní vody z galvanického pokovování a z výroby Ni-Cd baterií. Dalším zdrojem jsou atmosférická depozice a splach z půd. Kadmium se v malém množství vyskytuje v půdě a horninovém prostředí. Do půdy se dostává hlavně atmosférickou depozicí městských průmyslových aerosolů, hnojením fosfátovými hnojivami kontaminovanými kadmii a zavážením čistírenských kalů na pole. Lokálním zdrojem mohou být tekuté a pevné odpady zvířat či lidí a odpady po těžbě nebo průmyslové (galvanovny) a zemědělské činnosti [21].

Kadmium se může vázat na popílek, prachové a půdní částice a jílové půdy. Vazba je nejsilnější u popílku a jílových částic. Kadmium uvolňované do atmosféry se proto váže na emitované částice popílku. Tyto částice mohou zůstat v atmosféře déle než týden, dokud pomocí atmosférické depozice nepřejdou do vody nebo půdy. Tímto způsobem se kadmium může distribuovat na velké vzdálenosti. Na zemi se kadmium naváže na částice jílu nebo prachu. V této podobě se může kadmium z ovzduší vymýt dešťovou vodou do vodního prostředí nebo může být akumulováno organismy. Akumulace organismy je velmi vysoká, proto dochází ke hromadění kadmia v potravních řetězcích, dochází k bioakumulaci. Vysoké koncentrace kadmia v půdním roztoku nepříznivě ovlivňují schopnost půdních mikroorganismů rozkládat organickou hmotu i polutanty. Tato inhibice je důsledkem zúžení škály bakterií v zemině. Mobilita sloučenin ve vodném prostředí závisí na jejich rozpustnosti. Zatímco oxidy a sulfidy kadmia jsou poměrně nerozpustné, chloridy a sírany rozpustné jsou. Koncentrace kadmia v sedimentech dna je obvykle více než desetkrát vyšší než ve vodě. Adsorpce kadmia na půdy, oxidy křemíku a hliníku silně závisí na hodnotě pH a vzrůstá s rostoucí alkalitou prostředí. Pokud je pH nižší než 6 – 7, dochází k desorpci kadmia z těchto

materiálů. Zvýšením kyselosti (způsobené např. kyselými dešti) tak může dojít k uvolnění kadmia ze sedimentu a k výraznému zvýšení jeho koncentrace ve vodě. Kadmium je značně toxické pro vodní organismy, nejcitlivěji reagují lososovité ryby. Zvýrazňuje také toxicitu dalších kovů (zinku, mědi aj.) a negativně ovlivňuje samočisticí schopnost vody [21].

Kadmium a jeho sloučeniny se používají při výrobě antikoročních povlaků předmětů, stabilizátorů (např. PVC), keramiky, slitin, pigmentů, slunečních baterií, fluorescenčních látek (obrazovky televizorů) [12].

Roční emise kadmia z antropogenních zdrojů dosahují v České republice k hodnotě 2,8 tun [22].

2.2.2 Mangan Mn

Mangan je šedý-bílý kov, který se podobá železu. Je to tvrdý a velmi křehký kov, ale snadno oxidovatelný. Běžné oxidační stavy manganu jsou Mn^{2+} , Mn^{3+} , Mn^{4+} , Mn^{6+} a Mn^{7+} . Mangan v oxidačním stavu Mn^{2+} má podobné vlastnosti jako Mg^{2+} a v oxidačním stavu Mn^{7+} slouží jako silné oxidační činidlo. V přírodě se mangan vyskytuje se ve formě oxidů [pyrolusit (burel) - MnO_2 , braunit - Mn_2O_3], sulfidů (blejno manganové - MnS) [18].

V zemské kůře se mangan vyskytuje v koncentraci 1 000 ppm, v meteoritech je zastoupení manganu 2x větší a to 2 000 ppm [17].

Mangan je nezbytnou součástí některých důležitých enzymů, které jsou navíc aktivovány hořčíkem. Enzymy obsahující mangan jsou důležité při produkci energie z mastných kyselin, dále pro syntézu cholesterolu a uvolnění tuků nahromaděných v játrech. Vstřebání manganu je podobné jako u železa. Vysoký příjem železa blokuje vstřebání manganu pravděpodobně tím, že spolu soutěží o mechanismy v absorpčních cestách. Předpokládá se, že mangan se vstřebává s efektivitou menší než 5 % z celkového příjmu potravou. Transport manganu je zajištěn vazbou na krevní bílkoviny, zvláště α -2-makroglobulin a je přenášen do jater, kde je oxidován, navázán na transferrin a touto krevní bílkovinou přenášen do tělesných tkání.

Mangan je obsažen v mnoha druzích zeleniny, dále nápojích, např. v čaji, avšak jedinci, kteří čaj nepijí mají při smíšené stravě dostatečný příjem manganu. Doporučený příjem manganu se pohybuje mezi 2 – 5 mg za den [23].

S jistotou nebyly potvrzeny projevy deficitu manganu, které by způsobily určité poškození organismu. Předpokládají se symptomy jako je zánět kůže a hypocholesterolemie. V ojedinělých případech se popisuje deficit manganu u člověka projevy glukózové intolerance a u matek, kde byly zjištěny nízké hodnoty manganu ve vlasech, byly pozorovány abnormality v tvorbě krve, růstu vlasů, osteoporóza a netraumatická epilepsie. Toxické příznaky při nadbytku manganu v potravě nebyly pozorovány. Výjimečně byl popsán případ toxického působení manganu na nervový systém u pacienta, který dostával vysoké dávky manganu v parenterální výživě [23].

Mangan má značný význam v metalurgii, používá se k výrobě celé řady slitin. Sloučeniny manganu se používají jako pigmenty a katalyzátory [23].

2.2.3 Měď Cu

Měď se v zemské kůře běžně vyskytuje v množství 47 ppm. V meteoritech je zastoupení mědi 2x větší, a to 100 ppm [17]. Patří mezi esenciální prvky a zároveň je pro člověka potenciálně toxická. V přírodě měď nalezneme v jednomocném i dvojmocném stavu.

Ve dvojmocném stavu je izomorfní se Zn^{2+} , Mg^{2+} a Fe^{2+} . V krystalické formě je měď načervenalým kovem [16, 18].

Měď je prvek 11. skupiny periodické soustavy prvků. Vyznačuje se velmi dobrou tepelnou a elektrickou vodivostí. Je to velmi měkký kov, dobře se mechanicky zpracovává a jeho oxidační odolnost je velmi dobrá. Měď se dá rozpustit pouze v minerálních kyselinách za přítomnosti oxidačních činidel. V případě kyseliny dusičné je oxidačním činidlem sama kyselina a měď se v ní velmi snadno rozpustí za silného vývoje oxidu dusíku. Měď jako čistě ryzí se vyskytuje v zemské kůře poměrně vzácně, spíše se objevuje ve sloučeninách. Například ve formě sulfidů, mezi něž patří např. chalkosin a chalkopyrit, které se vyskytují v cementačních částech rudných žil a ve výlevných horninách. Využití mědi je poměrně rozšířené v elektro průmyslu, kde se z ní vyrábí integrované obvody, elektromotory aj. Dalším odvětvím, kde se měď využívá je stavebnictví, zejména klempířský obor. Okapy, parapety, střechy jsou nenáročné na údržbu díky tomu, že se na nich vytváří měděnka, která kov chrání před hloubkovou oxidací. Nevýhodou je, že je to dosti nákladná záležitost. V neposlední řadě tu máme také využití pro její perfektní tepelnou vodivost, vyrábí se z ní proto různé chladiče, kotle, nádobí, tepelné rozvody, apod. [18].

Do životního prostředí se měď dostává hlavně antropogenní cestou, a to z elektrotechnického materiálu, měděných plechů a drátů. Dále pak v komunálním odpadu, z chemického průmyslu a ze zemědělství (fungicidů). Různé suchozemské a vodní organismy se ve své citlivosti na měď velmi liší. Pro zvířata není měď téměř toxická, je mírně toxická pro rostliny a řasy, značnou toxicitu má pro nižší organismy typu bakterií, plísní a nižších hub (běžně se používá modrá skalice pro ošetření vinné révy) [24].

Měď můžeme zařadit mezi esenciální prvky, je součástí některých metaloenzymů. Její přítomnost v živém organismu je nezbytná pro činnost některých enzymů. Nedostatek mědi může vést ke zhoršení syntézy hemoglobinu a následně k vyvolání anemických stavů. Při vyšší koncentraci mědi se hromadí především v játrech, ledvinách, mozku či oční rohovce. Poškozuje uvedené orgány a vyvolává jejich funkční nedostatečnost (tzv. Wilsonova nemoc). U dětí mladších než tři roky poškozuje nervový systém s následnou retardací duševní i fyzickou (tzv. Mankesova choroba) [24].

2.2.4 Olovo Pb

Olovo se vyskytuje v oxidačních stavech Pb^{2+} a Pb^{4+} . Nejstálejší jsou přitom sloučeniny dvojmocného olova [21]. Je nejrozšířenějším prvkem z těžkých kovů. Nachází se v půdě, vodě i atmosféře. Průměrně se olovo vyskytuje v zemské kůře v koncentraci 16 ppm, avšak v meteoritech je naopak zastoupení olova 100x menší a to 0,2 ppm [17].

Patří mezi jedovaté těžké kovy. Je to kumulativní jed a existuje podezření, že je karcinogenní. Olovo se dříve používalo jako antidetonační přísada do benzínu, konkrétně tetraethylolovo. Při spalování benzínu docházelo k jeho uvolňování do ovzduší, pročež byl tento způsob využití od roku 2001 vyhláškou Ministerstva dopravy a spojů č. 244/1999 Sb. zakázán. Automobily používající olovnatý benzín emitovaly olovo především jako bromid-chlorid olovnatý, který byl v atmosféře nebo na povrchu půdy přeměněn reakcemi na méně rozpustný síran olovnatý [25, 26]. Další využití olova je při výrobě pigmentů, olovnatých skel, glazury, slitin (pájky), stabilizátorů PVC, akumulátorů a obalů elektrických kabelů [12].

Olovo se do životního prostředí může uvolňovat z přirozených a antropogenních zdrojů. Mezi přirozené zdroje olova se řadí sopečná činnost, eroze, navátý prach a aerosoly mořské vody. K uvolňování olova do životního prostředí dochází také při požárech. Značné množství olova vzniká jako konečný produkt přirozeného radioaktivního rozpadu. Hlavními antropogenními zdroji olova jsou těžba a tavení rud obsahujících olovo, spalování uhlí, emise z benzínových motorů používajících již zakázaný olovnatý benzín, agrochemikálie (fosforečná hnojiva a insekticidy na bázi arseničnanu olovnatého), olovnaté nátěry a munice. Odhaduje se, že antropogenní zdroje jsou 17,5x vyšší než zdroje přirozené. V současné době dochází ke snižování množství olova vstupujícího do atmosféry, hlavně z důvodu náhrady olovnatého benzínu bezolovnatým [21, 26]. Zdrojem olova ve vodách mohou být odpadní vody ze zpracování rud, z barevné metalurgie, z výroby akumulátorů a ze sklářského průmyslu, dále také důlní vody. V důlních vodách se olovo většinou hromadí poměrně málo, protože galenit na rozdíl od jiných sulfidických rud nepodléhá chemické a biochemické oxidaci. V případě, že jsou přítomné ještě jiné sulfidické rudy, vzniká jejich oxidací kyselina sírová, která mobilitu olova zvyšuje. Dalším zdrojem může být koroze olovených částí vodovodního potrubí a pájené spoje měděného potrubí. Tento zdroj ale přestává být v našich podmínkách významný. Voda může být kontaminována také úniky ze špatně zabezpečených skládek a atmosférickou depozicí. Do půdy se olovo dostává emisemi z hutí zpracovávajících olovenou rudu, z výfukových plynů a aplikací čistírenských kalů a průmyslových kompostů do půdy. Olovo se do prostředí přirozeně dostává také zvětráváním minerálů s obsahem olova (hlavně galenitu) [27].

Olovo se ve vzduchu váže na prachové částice, které mohou být inhalovány, smyty deštěm do půdy či vody nebo se mohou usazovat na vegetaci. Přibližná doba setrvání olova v atmosféře je asi 10 dní. V neznečištěných vodách je koncentrace olova poměrně nízká z důvodu malé rozpustnosti sloučenin olova. V přítomnosti jílu při pH 5 – 7 se většina olova sráží a sorbuje ve formě rozpustných hydroxidů. Rozpuštěné olovo také může vytvářet organické komplexní sloučeniny, které se sorbují na huminových materiálech. Koncentrace olova v podzemní i povrchové vodě jsou nízké a obvykle nejsou hlavním expozičním zdrojem. Olovo je toxické pro zooplankton a zoobentos (dnovní živočichové). U ryb dochází po akutní intoxikaci k poškození žáber a následně k úhynu udušením. Do půdy a prachu se olovo dostává z primárních zdrojů emisí nebo může být půda kontaminována olovem ze vzduchu. V půdě se olovo váže na půdní částice v povrchové vrstvě (2 – 5 cm). Transport do nižších vrstev se příliš neuskutečňuje, pokud není překročena pufrální schopnost půdy. Nejvyšší obsahy olova se proto nacházejí ve svrchních vrstvách půd, orbou se však mohou dostat hlouběji. Olovo má vysoký akumulační koeficient a významně se proto hromadí nejenom v sedimentech a kalech, ale i v biomase organismů. Popsanou vlastnost lze nazývat bioakumulací. Přítomnost olova v půdě je zdrojem expozice pro rostliny a zvířata. Olovo se kontaminací surovin může dostat do potravin. Do potravin se olovo může dostat také kontaminací z obalů (konzervy, smalt, olovnaté sklo - zvláště vykazuje-li obsah kyselou reakci) nebo použitím kontaminované vody při přípravě [21].

Roční emise olova z antropogenních zdrojů dosahují v České republice 48,9 tun [22].

2.2.5 Rtuť Hg

Rtuť je stříbrolesklý tekutý kov, jejíž páry jsou prudce jedovaté a způsobují bolesti hlavy, třes, zánět močového měchýře a ztrátu paměti. Na vzduchu je rtuť stálá, za vyšší teploty se oxiduje na HgO. Ochotně se již za chladu slučuje s halogeny a sírou [18]. Běžně se rtuť v zemské kůře vyskytuje v množství 0,08 ppm [17, 28], avšak v meteoritech je zastoupení rtuti téměř 50x větší, a to 3 ppm [17].

Rtuť se vyskytuje v omezeném počtu oxidačních stavů a to Hg^0 , Hg_2^{2+} , Hg^{2+} . Přesto vytváří širokou škálu sloučenin, které se liší jak svými fyzikálními i chemickými vlastnostmi, tak i svou toxicitou. Mezi nejdůležitější chemické formy rtuti náleží elementární (kovová) rtuť, její anorganické formy rtuti a organokovové sloučeniny rtuti [29].

Toxicita je ovlivněna formou rtuti a dobou působení na organismus. Elementární rtuť je často vyloučena bez dopadu na organismus, avšak páry rtuti jsou po nadechnutí rychle absorbovány krevním oběhem a akumulují se v mozku. Při dlouhodobější expozici dochází k charakteristickému třesu a jemnému svalovému chvění. Třes postihuje celé tělo a začíná na prstech a rtech. Počáteční příznaky jsou nespecifické, ale dále je pro otravu typické výrazná slabost, únava, bolest hlavy, závrať, nechutenství, pokles hmotnosti nebo porucha trávení. Anorganické sloučeniny rtuti jsou toxické, více Hg_2^{2+} než Hg^{2+} . Nejnebezpečnější sloučeninou rtuti je ovšem methylrtuť, jejíž toxicita vyplývá z její schopnosti procházet placentou hematoencefalickou bariérou mezi krví a mozkiem. Patří proto mezi embryotoxické a mutagenní látky [16, 30].

Velmi nebezpečná vlastnost rtuti v životním prostředí je značná schopnost methylovat, neboli biotransformovat se činností některých mikroorganismů na organické sloučeniny, za vzniku mimořádně toxických sloučenin CH_3HgCl a $(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$, které se kumulují v organismech a dostávají se tak jednoduše do rostlinné i živočišné potravy. I nejmenší zdroje rtuti mohou vyvolat procesy bioakumulace. V rostlině může být rtuť přemísťována do různých tkání, velmi intenzivně se váže na atomy síry v aminokyselinách, bílkovinách a enzymech. Rtuť negativně ovlivňuje růst rostliny, vývoj kořenů a fotosyntézu [30].

Do životního prostředí se rtuť může dostávat při zpracování rud, výrobě baterií, elektrochemické výroba chloru a louhu (amalgamový způsob). Dále pak ze zemědělství, kde je obsažena v herbicidech a fungicidech, z lékařství (teploměry a zubní amalgam), při katalytických procesech a při spalování fosilních paliv. Ve vodním prostředí podléhá rtuť biogeochemickému cyklu, kdy se nerozpustná anorganická rtuť váže na částičky sedimentu buď jako aerobní sediment (Hg^0) nebo anaerobní sediment (HgS) [16].

Roční emise rtuti dosahují v České republice hodnoty 2,9 t [22].

2.2.6 Vanad V

Běžné oxidační stavy vanadu jsou V^{2+} , V^{3+} , V^{4+} a V^{5+} . Běžná koncentrace vanadu v zemské kůře je 90 ppm, v meteoritech je jeho množství jen o něco menší a to 70 ppm [17].

Vanad je v přírodě dosti rozšířený, je však značně rozptýlený. Vyskytuje se ve více jak šedesáti minerálech. Vanad je získáván až jako vedlejší produkt při zpracování některého z minerálů, v nichž je obsažen. Mezi nejdůležitější minerály s obsahem vanadu patří patronit - VS_4 . Nejčastěji se však vanad vyskytuje v rudách ve formě sloučeniny s kyslíkem, a to nejčastěji jako vanadinit - $\text{PbCl}_2 \cdot 3\text{Pb}_3(\text{VO}_4)_2$, nebo carnotit - $\text{K}_2(\text{UO}_2)_2(\text{VO}_4)_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ [18].

Chemicky je vanad odolný vůči běžným kyselinám i zásadám. Za běžných podmínek reaguje pouze s kyselinou fluorovodíkovou a lučavkou královskou. Při zvýšené teplotě avšak podléhá oxidaci vzdušným kyslíkem. Vanad hraje velmi důležitou roli v biochemických procesech a vzhledem k jeho toxicitě má zásadní význam v životním prostředí [31].

Vysoké množství vanadu je obsaženo také ve fosilních palivech (ropě, benzínu, oleje, některé uhlí). Spalováním těchto paliv se vanad uvolňuje do ovzduší, z něž se následně spadem dostává do půdy či vod. Při pobytu v oblasti se zvýšenou koncentrací vanadu dochází k nervovým depresím, průjmu, kýchání, anémii a existuje i zvýšené riziko rakoviny plic [32].

Využití vanadu spočívá v přísadách do vysoce kvalitních ocelí s vysokým obsahem chromu, kde tvoří s uhlíkem karbid V_4C_3 . Ten se v oceli rozptýlí a tím zjemňuje zrnitou strukturu oceli, která je díky tomu odolnější proti opotřebením. Slitiny s titanem a hliníkem se vyznačují vynikající mechanickou odolností a nízkou hustotou. Nacházejí uplatnění při výrobě leteckých motorů a speciálních součástí pro konstrukci letadel a kosmických sond, družic a podobných aplikací. V poslední době se vanad také uplatňuje při výrobě elektrických článků a baterií, a slitiny vanadu s galliem patří k materiálům pro přípravu supravodivých magnetů [32].

2.2.7 Zinek Zn

Zinek se v zemské kůře vyskytuje běžně v množství 83 ppm, v meteoritech je jeho zastoupení o něco menší, a to 50 ppm [17].

Je měkký, lehce tavitelný kov, za normální teploty křehký. Při teplotě v rozmezí 100 – 150 °C se dá válcovat na plech a vytahovat na dráty. Při teplotě nad 200 °C je zinek opět křehký a dá se rozetřít na prach. Vede elektrický proud a má vysoký redukční potenciál. Ve sloučeninách se vyskytuje ve stavu Zn^{2+} [21, 33].

Zinek je po železe, mědi a hliníku čtvrtým průmyslově nejvíce vyráběným kovem. Elementární zinek nachází významné uplatnění (až 40 % produkce) jako antikorozi ochranný materiál především pro železo a jeho slitiny (pozinkovaný plech). Zinek má také velmi dobré vlastnosti pro výrobu odlitků. Vyrábějí se tak kovové součástky, které jsou dobře odolné vůči atmosférickým vlivům, ale nesnášejí výrazné mechanické namáhání, protože zinek je mechanicky velmi málo odolný. Příkladem mohou být některé části motorových karburátorů, kovové ozdoby, okenní kliky apod. Poměrně významné místo patřilo zinku ve výrobě galvanických elektrických článků (suchých článků např. v kombinaci s uhlíkem). V současné době je však nahrazován jinými kovy. Zinek je také součástí mnoha slitin. Nejvýznamnější je bezesporu slitina s mědí - mosaz. Prakticky se využívá řady různých mosazí s odlišným poměrem obou kovů, které se liší jak barvou, tak mechanickými vlastnostmi - tvrdostí, kujností, tažností i odolností proti vlivům okolního prostředí. Obecně se mosaz oproti čistému zinku vyznačuje výrazně lepší mechanickou odolností i vzhledem. Zinek se v menší míře používá i při výrobě klenotnických slitin se zlatem, stříbrem, mědí a niklem. Z hlediska praktického využití je nejdůležitější sloučeninou zinku jeho oxid zinečnatý. Užívá se jako netoxický bílý pigment při výrobě barviv, slouží také jako plnicí prostředek při výrobě vulkanizovaného kaučuku a nachází uplatnění i v keramickém a sklářském průmyslu při výrobě speciálních chemicky odolných skel a glazur nebo emailů. Z oxidu zinečnatého se vyrábějí zinečnatá mýdla, která se používají jako sušidla nátěrových hmot, stabilizátory plastů a fungicidy. Sulfid zinečnatý je výrazně luminiscenční a slouží jako základní látka pro světélkující nátěry hodinových ručiček a při výrobě různých druhů obrazovek. Je

vhodným pigmentem pro dětské hračky. Další sloučeniny zinku slouží jako součást metalurgických tavidel, barviv pro potisk tkanin i impregnačních prostředků pro ochranu dřeva před plísněmi a hnilobou. Používají se také při výrobě deodorantů, léčiv (masti na vyrážky, vitaminové preparáty), při úpravě textilií a k přípravě hořčnatého cementu pro zubní výplně. Zředěné vodné roztoky některých zinečnatých solí mají dezinfekční účinky. Zinek je značně toxický pro ryby a jiné vodní organismy [21].

Do atmosféry se zinek uvolňuje při spalování fosilních paliv, při těžbě a zpracování zinkových rud (i rud jiných kovů, které mohou obsahovat příměsi zinku). Atmosférickou depozicí se dostává do půdy a vody. Zdrojem zinku v půdách jsou také hnojiva obsahující zinek jako znečišťující příměs nebo deponované čistírenské kaly. Antropogenním zdrojem zinku v přírodních vodách je především atmosférický spad. Zinek se může do vody také dostat splachem z půd. Z průmyslových odpadních vod obsahují zinek např. vody ze zpracování neželezných rud, z mořiren mosazi, ze zpracování tuků a z povrchové úpravy kovů, kde je zinek zpravidla vázán v různých komplexech. Zdrojem zinku ve vodě jsou také nádoby ze zinku nebo z pozinkovaných kovů (vědra, plechy, okapy), se kterými voda přichází do styku. Přírodním zdrojem zinku je zvětrávání rud s obsahem zinku [21].

Nejrozšířenější rudy zinku jsou blejno zinkové (sfalerit) ZnS a kalamín (smithsonit) $ZnCO_3$ [18].

2.3 Metody stanovení těžkých kovů - atomová absorpční spektrometrie

Ke stanovení těžkých kovů v půdě lze použít metodu atomové absorpční spektrometrie. Atomová absorpční spektrometrie (AAS) je jednou z nejrozšířenějších metod stopové a ultrastopové prvkové analýzy, jednak pro vysokou citlivost, a jednak pro nízké pořizovací a provozní náklady. Umožňuje stanovení více než 60 prvků, všech kovových prvků a metaloidů, v koncentracích od jednotek $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ až po několik desetin $\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ [34, 35].

Běžný atomový absorpční spektrometr se skládá ze zdroje záření, atomizátoru, monochromátoru, detektoru a přístroje, jež zpracovává signál [34].

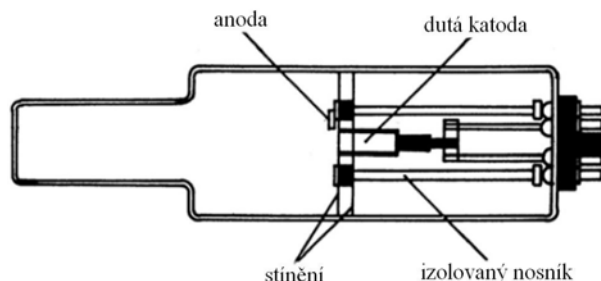
2.3.1 Instrumentace atomové absorpční spektrometrie

2.3.1.1 Zdroje záření

Výbojky s dutou katodou (HCL)

Tyto výbojky jsou nejpoužívanějším zdrojem primárního čárového záření. Emitují úzké čáry (pološířka 0,002 nm), které nejsou ovlivněny samoabsorpcí a ve spektru převažují rezonanční čáry. Výbojka s dutou katodou je evakuovaná skleněná baňka, která je naplněna plnicím plynem, zpravidla neonem nebo argonem na nízký tlak (okolo 100 – 200 Pa). Výstupní okénko je vyrobeno z materiálu propouštějícího příslušné emisní čáry. Pro oblast do 240 nm to je optický křemen, nad 240 nm to může být některý ze speciálních optických druhů skla a pro oblast nad 300 nm stačí již běžné optické sklo. Někteří výrobci však v rámci sjednocení technologie striktně používají pouze křemenná výstupní okénka [34].

Uvnitř výbojky je instalována dutá katoda (obrázek č. 6), která je vyrobena buď z velmi čistého materiálu prvku, který má být lampou stanovován (Cu, Zn, Ni, atd.), nebo je použit tzv. nosič, což je dutý váleček z materiálu s chudým emisním spektrem (Al, Cu). Do vnitřní dutiny nosiče je vložena fólie kovu nebo je na nosiči příslušný prvek nanesen metodou práškové sintrace. Tyto technologie se používají pro vzácné a drahé kovy nebo pro těžko obrobitelné prvky [34].



Obrázek č. 6: Schéma výbojky s dutou katodou [36].

Bezelektrodové výbojky (EDL)

Výbojky emitují velmi úzké čáry s intenzitou až o několik řádů vyšší než HCL. To je důležité pro prvky s čarami v oblasti $\lambda < 220 \text{ nm}$ (Se, As, Pb a P), vzhledem k absorpci záření vzduchem, plamenem a optickým systémem [37].

Superlampy

Tento typ výbojek se začíná prosazovat teprve v posledních letech, přestože snahy o výrobu podobných, tzv. „booster“ výbojek jsou zaznamenány již více jak 20 let. Výbojky produkují čárová spektra o stejné nebo menší pološířce než HCL, ale intenzita čar je 5 až 75x vyšší než u HCL, v závislosti na prvku. Dostupné jsou i víceprvkové superlampy, avšak intenzita záření je pouze 5x vyšší pro všechny použité prvky. Hlavní předností superlamp jsou nižší pořizovací náklady než u EDL, velmi dlouhá životnost lamp (vyšší než u HCL) a zejména vyšší linearita kalibrací pro některé prvky [34].

Speciální zdroje

Speciálními zdroji jsou vysokovýkonné kontinuální zdroje, jako vysokotlaké xenonové obloukové výbojky a polovodičové laserové diody. Výbojky jsou využívány jen ve spojení s vysokorozlišovacím optickým systémem (např. echelle polychromátorem). Laserové diody mohou být laděny změnou napájecího proudu a teploty v požadovaném úzkém spektrálním intervalu a modulovány s vysokou frekvencí (100 kHz) [37].

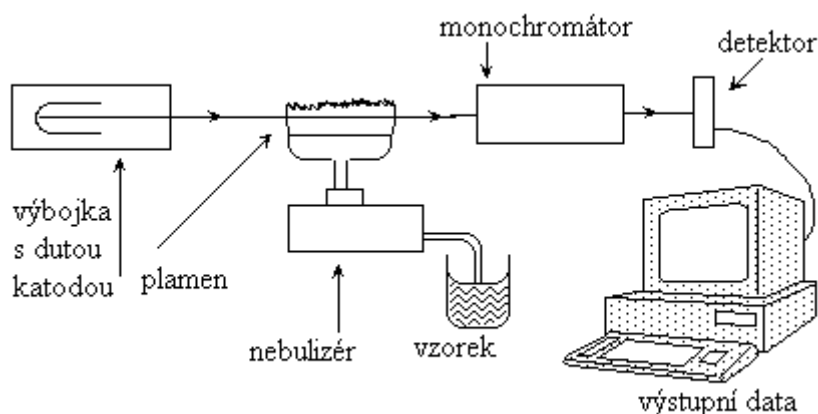
2.3.1.2 Atomizátory

Úlohou atomizátoru je generovat ze vzorku volné atomy v základním stavu. Prakticky s výjimkou jednoho prvku, rtuti, jejíž páry jsou za normálních teploty monoatomické, je třeba atomizovat vzorek za relativně vysokých teplot. Atomy jsou zpravidla ze vzorku uvolňovány termodisociačními procesy a termochemickými reakcemi v různých typech plamenů nebo ve vyhřívaných křemenných nebo grafitových trubicích, grafitových kelímcích, na kovových páscích a spirálách, či podobných žáruvzdorných materiálech. Výsledek stanovení je z podstatné části ovlivňován účinností atomizátoru, tj. s jakou účinností se analyt atomizuje.

V principu všechny nespektrální interference pozorované v atomové absorpční spektrometrii jsou vlastně vyvolávány změnou účinnosti atomizace [35].

2.3.2 Plamenová atomová absorpční spektrometrie

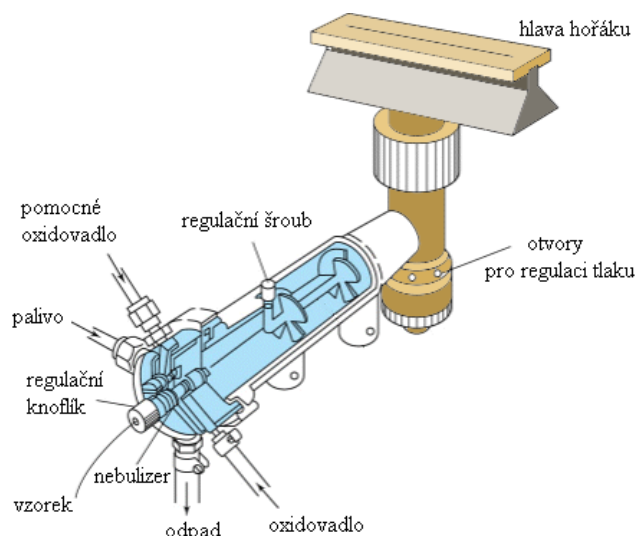
Nejstarším druhem atomizace je atomizace v plameni. Jejím principem je převedení roztoku na aerosol v zamlžovači a zavádění tohoto aerosolu do laminárního předmíchávaného plamene [34].



Obrázek č. 7: Schéma F-AAS [38].

Ke zmlžování se běžně užívá pneumatického koncentrického zmlžovače. Rychlost nasávání je určována vloženým tlakem zmlžovacího plynu (zpravidla oxidovadla), viskozitou roztoku a hydrostatickým tlakem odpovídajícím rozdílu hladin nasávaného roztoku a ústí kapiláry zmlžovače. Rychlost nasávání je určována vloženým tlakem zmlžovacího plynu (zpravidla oxidovadla), viskozitou roztoku a hydrostatickým tlakem odpovídajícím rozdílu hladin nasávaného roztoku a ústí kapiláry zmlžovače. Zmlžovaný roztok vytváří v mlžné komoře aerosol se směsí plynů paliva a oxidovadla. V mlžné komoře jsou oddělovány velké kapky, které odcházejí do odpadu. Aerosol velmi jemných částic přechází přes spoiler do ústí komory a prochází štěrbinou hlavice hořáku. Nad hlavici hořáku se směs spaluje. Průtok předmíchané směsi odpovídá rychlosti hoření směsi. Hlavice hořáku je nastavována pod optickou osu přístroje tak, aby měrný paprsek procházel zónou plamene, v níž je největší hustota volných atomů analytu [35].

K atomizaci se používá plamenový hořák. Hořáky jsou konstruovány jako štěrbinové, u novějších spektrometrů vždy pouze s jednou štěrbinou a vyrobeny buď z nerez, nebo lépe z titanu. Jako palivo je nejčastěji používán acetylén, ve speciálních případech to může být propan/butan nebo vodík. Oxidovadlem je vzduch nebo oxid dusný. V závislosti na typu plamene jsou používány různé typy hořáků, pro plamen acetylén - vzduch, jež byl použit, mávají hořák délku štěrbinu 100 mm. Pro plamen acetylén - oxid dusný má délku štěrbinu 50 mm. Stejně délky mávají i univerzální hořáky, které se hodí pro oba typy plamene, mají ale nižší citlivost pro plamen acetylén - vzduch [34].



Obrázek č. 8: Schéma plamenového hořáku s nebulizérem [39].

2.3.3 Elektrotermická atomová absorpční spektrometrie

Jako zdroj je u elektrotermické atomizace opět nejčastěji používána výbojka s dutou katodou.

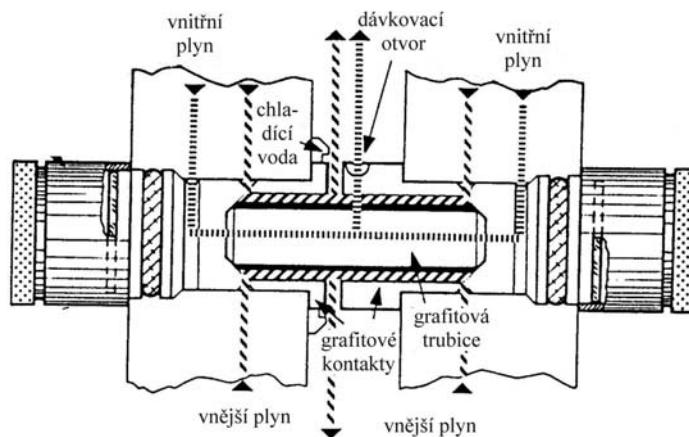
Elektrotermický atomizátor je zařízení vyhřívané na potřebnou teplotu průchodem elektrického proudu. Kromě nejčastěji používaného odporového ohřevu atomizátoru se využívá ohřev indukční a kapacitní. Atomizátorů je mnoho typů. Liší se použitým materiálem, konstrukcí, dosahovanými maximálními teplotami a rychlostmi ohřevu, prouděním inertní atmosféry a dalšími vlastnostmi. Všechny se při atomizaci promítnou do velikosti a časového průběhu signálu analytu [37].

Jako materiál atomizátoru se používají převážně různé modifikace grafitu (atomizační teploty až 3 000°C), eventuálně může být použit některý z těžkovatelných kovů - Ta, Mo, Pt, W. Aby byl atomizátor chráněn před oxidací za vyšších teplot, musí se pracovat v ochranné atmosféře. Jako ochranná atmosféra se používá argon o čistotě 99,995 % (obsah kyslíku by měl být nižší než 1 ppm). Pro speciální případy je u moderních zařízení možné do ochranné atmosféry přimíchat tzv. alternativní plyn, který může v určité fázi analytického procesu hrát významnou roli (např. kyslík při spalování organické matrice vzorku v průběhu termické úpravy, vodík pro zvýšení redukčního prostředí během kroku atomizace). Pro kovové atomizátory se používá směs argonu a vodíku s obsahem 10 až 40 objemových % vodíku [34, 35].

Podle tvaru se elektrotermické atomizátory rozdělují na tzv. otevřené a uzavřené typy. S otevřenými atomizátory ve tvaru tyček, spirálek nebo kelímků se můžeme setkat pouze u velmi starých zařízení nebo u některých speciálních modifikací. Hlavními nevýhodami otevřených atomizátorů je volné šíření par vzorku a volných atomů v prostoru (dochází tím k jejich rychlému průchodu pozorovaným objemem) a velké teplotní gradienty v plynné fázi, které způsobují chyby v přítomnosti matrice vzorku. V běžné praxi se setkáváme s tzv. uzavřenými atomizátory, které mají převážně tvar trubek [34, 35].

Materiálem je nejčastěji elektrografit bez nebo s pokrytím pyrolytickým uhlíkem. Komerčně byla rozvíjena konstrukce Massmannova z roku 1967, která byla zachována dodnes např. ve formě HGA systémů (HGA 400, 500, 600) Perkin-Elmer (obrázek č. 9), ale

i ve většině jiných. Základem systému je grafitová trubice oplachovaná zevnitř i vně argonem a umístěná v tělese systému. Tok ochranného plynu je rozdělen na vnější, který chrání atomizátor před oxidací kyslíkem z vnější atmosféry a vnitřní, který proudí většinou od krajů trubice směrem doprostřed a odchází dávkovacím otvorem. Jeho hlavní úlohou je odnos zplodin mimo atomizátor [41].



Obrázek č. 9: Uzavřený atomizátor, systém HGA [41].

Při ohřevu stěny trubice atomizátoru se teplota plynné fáze uvnitř atomizátoru zpožďuje, neboť se vyhřívá přestupem tepla z trubice. To způsobuje, že analyt se vypařuje do prostředí o nižší teplotě a tedy atomizace probíhá za časově neizotermických podmínek, není dosaženo časové teplotní rovnováhy. V roce 1977 Lčvov navrhl platformu, umístěnou uvnitř atomizátoru. Při atomizaci z platformy se vzorek vypařuje do prostředí o vyšší teplotě. Platforma zpozdí vypařování, dokud stěna a plyn nejsou teplejší než platforma. Všechny podélně vyhřívající systémy mají základní nedostatek v teplotním profilu podél trubice. To vede při analýze ke kondenzačním jevům na chladnějších koncích trubice a k paměťovým efektům. Proto byly vyvinuty příčně vyhřívající trubice. Teplota v tomto systému je homogenní přes celou délku. Příčně vyhřívající grafitové atomizátory obsahují často grafitovou trubici a integrovanou platformou a soubor je vyroben z jednoho kusu elektrografitu a je pokryt vrstvou pyrolytického grafitu. Protože v atomizátorech s příčným ohřevem je teplota stejná po celé délce trubice v každém okamžiku fáze atomizace, je v těchto atomizátorech usnadněno též stanovení těžko těkavých prvků. Příčný ohřev zamezuje paměťovým efektům vyvolaných kondenzací analytu na chladnějších koncích u podélně vyhřívajícího atomizátoru. Nevýhodou je však snížení citlivosti stanovení, které je dáno kratší trubicí u příčně vyhřívajícího atomizátoru než u podélně vyhřívajícího (HGA) [40].

Vlastní analytický proces při analýze s elektrotermickým atomizérem má několik fází, které musí být důsledně optimalizovány. Každá fáze (teplotní krok) je charakterizována rychlostí nárůstu teploty, konečnou teplotou, dobou, po kterou je tato teplota udržována, a případně dalšími parametry. Spojením jednotlivých fází vzniká tzv. teplotní program, který je charakteristický pro celý analytický postup [34, 35].

Fáze sušení

Nadávkovaný kapalný vzorek je nutné v první fázi definovaně vysušit. Většinou se volí teploty 5 až 10 °C nad bodem varu rozpouštědla, u kombinovaných rozpouštědel je nutné volit více teplotních kroků. Rychlost ohřevu musí být taková, aby nedocházelo k rozstříku vzorku po atomizátoru [35].

Fáze termické úpravy

Hlavním cílem termické úpravy je přeměna matrice vzorku nebo její odstranění termickým procesem, ovšem bez ztráty analyzovaného prvku [35].

Krok atomizace

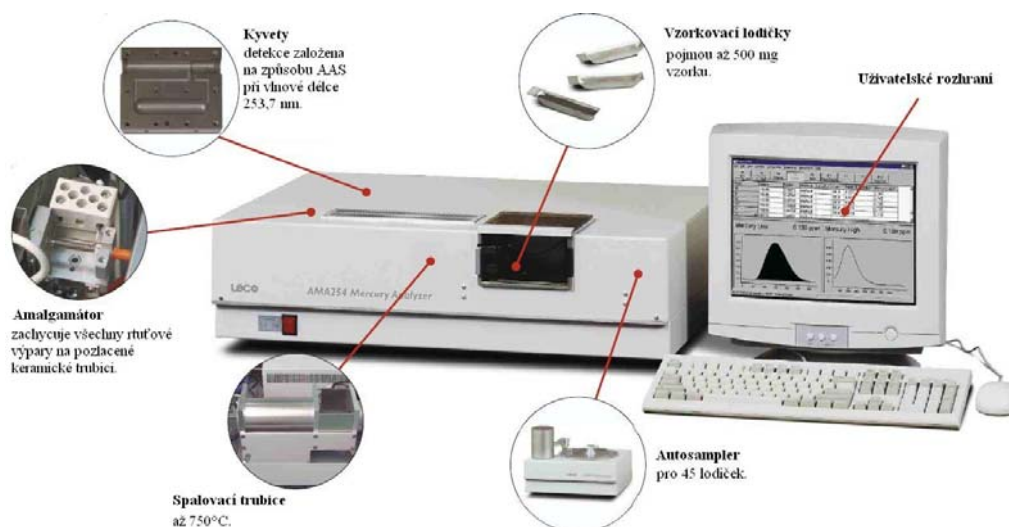
Tato fáze se skládá vždy pouze z jednoho teplotního kroku. Optimální teplota atomizace se určuje z tzv. atomizační křivky [35].

Krok čištění

Tento krok by měl zaručit odpaření zbytků ze vzorku, které zde mohou zůstat po analýze. Hromadění nevypařených termicky stabilních zbytků matrice může vést k významnému zhoršení reprodukovatelnosti analýzy, ke skokovým změnám citlivosti nebo k úplné ztrátě citlivosti [35].

2.3.4 Jednoúčelový atomový absorpční spektrometr

Analyzátor AMA 254 je jednoúčelový atomový absorpční spektrometr, vyvinutý a vyráběný v ČR. Využívá se pro stanovení celkového obsahu rtuti v pevných i kapalných vzorcích bez potřeby předchozí úpravy vzorku (rozkladu, separace). Spektrometr využívá principu generování par kovové rtuti tepelným rozkladem vzorku ve spalovací trubici s následným zachycením a zakoncentrováním na zlatém amalgamátoru, opětovným tepelným vypuzením a detekcí. Tímto je dosaženo vysoké citlivosti bez závislosti na matrici. Nosným plynem je kyslík. Dávkovaný vzorek má může mít váhu až 500 mg. Orientační mez detekce je 0,01 ng Hg [41].



Obrázek č. 10: Schéma přístroje AMA 254 [42].

2.4 Zpracování dat

2.4.1 Metody kalibrační závislosti

Tato metoda se provádí pomocí tzv. standardních roztoků, což jsou roztoky se známými koncentracemi stanovované látky, či prvku. Následujícím krokem je proměření signálů odpovídající těmto roztokům o přesně známé koncentraci. Tato dvojice hodnot (signál - koncentrace) se začlení do grafu tak, že se na svislou osu y obvykle vynese hodnota signálu S a na osu x koncentrace c . To charakterizuje hledanou závislost signálu na koncentraci analytu. Kalibrační závislost se proloží lineární regresí v rozsahu kalibrace [43].

2.4.2 Meze stanovitelnosti a detekce

Mez detekce (LOD – limit of detection) analytu je zjednodušeně nejnížší množství analytu ve vzorku, jež je možné detekovat [44].

Je definována jako absolutní množství nebo koncentrace analytu, které poskytuje signál rovný trojnásobku směrodatné odchylky signálu pozadí. Je vyjádřena vztahem:

$$\text{LOD} = \frac{3 \cdot s_{\text{BI}}}{S} \quad (1),$$

kde S je citlivost (tj. směrnice kalibrační křivky) a s_{BI} je směrodatná odchylka signálu slepého pokusu.

Mez stanovitelnosti (LOQ – limit of quantification) je nejmenší množství analytu, které může být s přijatelnou mírou správnosti a přesnosti stanoveno. Tato mez je stanovena použitím vhodného standardu [44].

Přesná definice meze stanovitelnosti říká, že je to absolutní množství nebo koncentrace analytu, jež poskytuje signál rovný desetinásobku směrodatné odchylky signálu pozadí. A lze ji vyjádřit vztahem:

$$\text{LOQ} = \frac{10 \cdot s_{\text{BI}}}{S} \quad (2),$$

kde S je opět citlivost (tj. směrnice kalibrační křivky) a s_{BI} je směrodatná odchylka signálu slepého pokusu.

2.4.3 Stanovení kontaminačního faktoru a stupně znečištění

Kontaminační faktor byl navržen roku 1980 Hakansonem, který dal do poměru průměrné znečištění a přirozený výskyt elementů (vzorec č. 3) [45].

$$c_f^i = \frac{c_{0-1}^i}{c_n^i} \quad (3),$$

c_f^i kontaminační faktor

c_{0-1}^i průměrný obsah kovu z nejméně pěti odběrových míst [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$]

c_n^i koncentrace při přirozeném výskytu kovu [$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$]

Hakanson také definoval čtyři kategorie znečištění, podle velikosti kontaminačního faktoru.

$c_f^i < 1$ téměř žádná kontaminace

$1 \leq c_f^i < 3$ nízké znečištění

$3 \leq c_f^i < 6$ velké znečištění

$6 \leq c_f^i$ velmi vysoké znečištění

c_f^i je kontaminační faktor pro jeden prvek, avšak Hakanson definoval i kontaminační faktor pro celkovou oblast (c_{deg}), jež je posuzovaná. Celkové znečištění se zjistí součtem všech jednotlivých faktorů pro dané znečišťující kovy. Celkové znečištění lze také rozřadit do čtyř kategorií [45].

$c_{deg} < 8$ nízký stupeň znečištění

$8 \leq c_{deg} < 16$ střední stupeň znečištění

$16 \leq c_{deg} < 32$ značný stupeň znečištění

$32 \leq c_{deg}$ velmi vysoký stupeň znečištění

3 EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

3.1 Vzorkování

Vzorkování bylo provedeno podél pozemní komunikace třikrát, a to v říjnu 2010, únoru 2011 a dubnu 2011. Původní plán byl odebrat druhou sérii vzorků v lednu 2011, avšak vlivem mrazivého počasí byl tento odběr proveden až v únoru. Také byl odebrán jeden vzorek v neutrální oblasti Ostravy, kde by automobilová doprava neměla mít vliv (tento vzorek je označen jako N).

Tabulka č. 6: Datum, počasí a teplota vzduchu při odběrech vzorků.

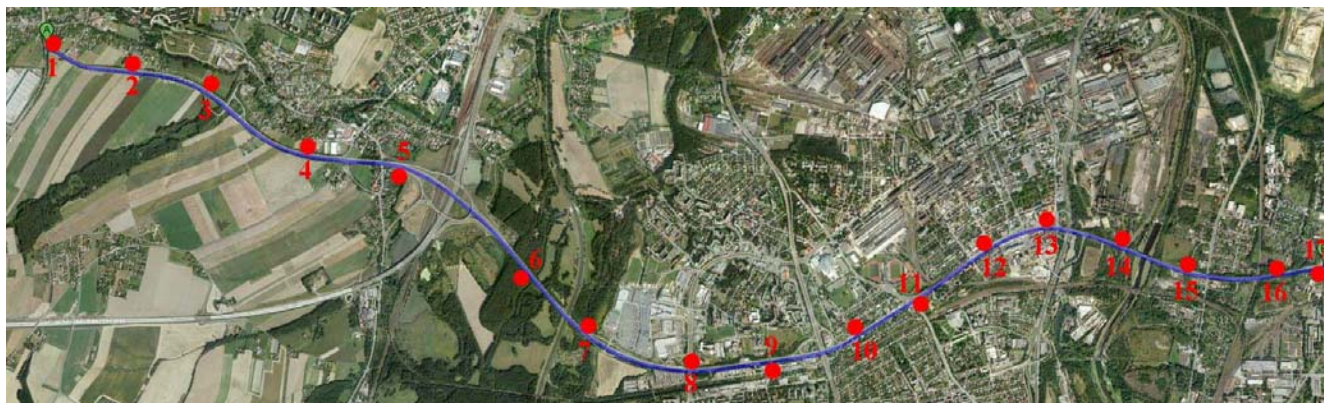
Série	datum	počasí	teplota
1.	11. 10. 2010	Slunečno	15 °C
2.	5. 2. 2011	Zataženo	9 °C
3.	5. 4. 2011	Slunečno	13 °C

Odebraný vzorek musí být:

- reprezentativní
- homogenní
- nekontaminovaný odběrem (nebo jinak znečištěný) [46].

3.1.1 Odběrová místa

Podél pozemní komunikace Rudná bylo vytyčeno 17 odběrových míst (obrázek č. 11).



Obrázek č. 11: Označená místa odběru na fotografickém snímku Rudné [47].

Tabulka č. 7: Vytížení dané části komunikace a přesná místa odběru [3, 47].

LOKALITA	Frekvence	Souřadnice GPS		Vzdálenost od lokality 1 [m]	Stručný popis lokality, kde byl vzorek odebrán
		Severní šířka	Východní délka		
1	9 828/ 1 713	49°49'16.672"N	18°9'39.776"E	0	Nájezd na Rudnou z ulice 17. listopadu.
2	9 828/ 1 713	49°49'8.143"N	18°10'13.922"E	770	Poblíž sídla firmy LiftComp a.s. – výtahy.
3	9 828/ 1 713	49°49'3.237"N	18°10'43.447"E	1 374	Sjezd z Rudné směr Martinov.
4	15 425/ 2 112	49°48'45.533"N	18°11'32.437"E	2 550	Nájezd ze Svinova, z ulice Bílovecká.
5	14 609/ 2 169	49°48'42.979"N	18°11'58.358"E	3 035	Těsně před nově postavenou dálnicí D1.
6	20 953/ 3 160	49°48'8.023"N	18°13'2.393"E	4 717	Před řekou Ostravice, autobusová zastávka U korýtka.
7	20 332/ 3 048	49°47'59.356"N	18°13'17.955"E	5 118	Poblíž nákupního centra Shopping park Ostrava.
8	19 802/ 2 846	49°47'50.312"N	18°13'59.447"E	6 039	Pod silničním mostem u zastávky Výškovická.
9	19 811/ 2 988	49°47'51.752"N	18°14'31.353"E	6 674	90 m za benzinovou stanicí Agip, pod mostem pro pěší.
10	17 536/ 2 984	49°48'0.951"N	18°15'9.71"E	7 483	Autobusová zastávka Rottrův sad.
11	19 834/ 3 089	49°48'7.545"N	18°15'28.905"E	7 905	Rušná křižovatka s ulicí Závodní, 200 sportovní areál Vítkovice.
12	17 536/ 2 984	49°48'22.456"N	18°16'0.096"E	8 684	100 m autobusová zastávka Ocelářská, 195 m pneuservis.
13	21 992/ 4 287	49°48'27.27"N	18°16'21.44"E	9 158	Autobusová zastávka Bivojova, 100 m čerpací stanice Slovnaft.
14	21 623/ 4 269	49°48'22.613"N	18°16'50.665"E	9 730	Nově postavený nájezd z části Ostrava - Přívoz.
15	16 825/ 3 584	49°48'15.466"N	18°17'21.358"E	10 433	Sjezd na ulici Frýdecká, 150 m čerpací stanice OMV.
16	16 825/ 3 584	49°48'15.309"N	18°17'57.917"E	11 170	50 m tenisový kurt.
17	17 630/ 3 411	49°48'16.276"N	18°18'12.833"E	11 470	Křižovatka s ulicí Vratimovská, 350 m hlavní brána NH.
N	0/ 0	49°49'31.827"N	18°8'56.158"E	995*	Klidná oblast rodinných domů.

poznámky k tabulce: Vytíženost je udávána v počtu automobilů celkem ku nákladním automobilům, případně autobusům, které po daném úseku projeli během 16-ti hodin (mezi 5:00 a 21:00) v listopadu 2010.

* vzdušnou čarou.

Vzorky byly odebrány podél pozemní komunikace Rudná, směr od Poruby ke křižovatce s ulicí Vratimovská. Místa byla vybrána tak, aby byla rovnoměrně rozmístěna podél celé zkoumané části Rudné a podle možnosti přístupu.

3.1.2 Způsob odběru

Vzorky byly odebrány dle normy ČSN ISO 10381-6. Ve vzdálenosti 1 m od krajnice byl vytyčen čtverec o rozměrech 1×1 m. Na rozích a ve středu tohoto čtverce byly odebrány vzorky, přibližně v hloubce 10 cm pomocí plastové lopatky a kolíku. Ihned při odběru byly ze vzorků odstraněny hrubé nečistoty pevného charakteru (kameny, rostlinný pokryv). Jednotlivé odběry stejného vzorku byly smíchány a následně byl vzorek uschován do polyethylenového sáčku, jenž byl označen místem odběru. Množství jednoho terénního vzorku odpovídalo přibližně 0,5 kg.

3.2 Úprava vzorku

3.2.1 Kvartace a sušení

Kvartace je metoda zmenšování velkého množství sypkého vzorku (půdy) tak, aby se získal malý vzorek průměrného složení.

Dvě protilehlé čtvrtiny se ponechají (např. 1 a 3), zbývající dvě (2 a 4) se odstraní. Po spolehlivém promísání ponechaného materiálu se znovu kvartuje a kvartace se opakuje, dokud se nedosáhne požadovaného množství vzorku [48]. Následně byl vzorek vysušen na vzduchu při laboratorní teplotě, čímž byl získán vzorek laboratorní.

3.2.2 Sítování

Již vysušený laboratorní vzorek byl přesítován přes pertinaxové síto o velikosti ok 2 mm na polyetylenovém sáčku (obrázek č. 12), a následně byl přesypán do jiného sáčku, označen a uschován pro pozdější měření. Část takto přesítovaného vzorku byla použita pro stanovení sušiny, druhá část byla použita na extrakci.



Obrázek č. 12: Přesítování vzorku.

3.2.3 Převedení vzorku do roztoku (extrakce)

Pro stanovení kovů (kromě Hg) bylo třeba vzorek půdy převést do roztoku. Toho bylo dosaženo extrakcí 2 M HNO₃. Tato extrakce za laboratorní teploty je zahrnuta legislativou České republiky, vyhláškou MŽP č. 13/1994 Sb. Jde o velmi vhodný a expeditivní způsob indikace kontaminace půd, který plní funkci screeningové metody [46].

Do polyethylenové nádoby bylo naváženo asi přesně 5 g půdy, následně bylo přidáno 50 ml 2 M HNO₃ a vzorek s kyselinou byl 24 hodin ponechán na třepacím zařízení. Po dané době byl vzorek přefiltrován přes membránový filtr Pragopor 5 a uschován v polyethylenové nádobě v lednici.

3.3 Stanovení sušiny

Sušina byla stanovena gravimetrickou metodou podle normy ČSN 11465. Na porcelánové misky o přesně známé hmotnosti byl naváženo asi přesně 1 g vzorku. Miska byla vložena do sušárny, jež byla vyhřáta na teplotu 105 °C. Vzorek byl vysušen do konstantní hmotnosti a po vychladnutí byl zvážen s přesností na čtyři desetinná místa. Z úbytku hmotnosti byla stanovena sušina [46, 49].

3.4 Stanovení pH

Dle normy ČSN ISO 10390 bylo stanoveno pH půdy extrakcí vzorku v 0,01 M CaCl₂. Do polyethylenové nádoby bylo naváženo 10 g půdy, přidáno 50 ml 0,01 M CaCl₂ a vzorek byl ponechán 60 min na třepacím zařízení. Po této době bylo třepací zařízení vypnuto a vzorek byl následně ponechán 60 min v klidu. Před vložením skleněné elektrody pH metru byl vzorek opět promíchán [50].

3.5 Stanovení kadmia a vanadu

Kadmium a vanad byly stanoveny na elektrotermickém atomovém absorpčním spektrometru AAS- Zenit 60 (obrázek č. 13) pomocí programu WinAAS v.3.15.0.

Nejprve bylo provedeno nastavení přístroje podle parametrů v tabulce č. 8, poté byl vytvořen teplotní program pro kadmium podle tabulky č. 9, pro vanad podle tabulky č. 10.

Před vlastním měřením byla ze základních standardních roztoků S1 připravena kalibrační řada, z níž bylo následně zjištěno množství kovu ve vzorku. Každý vzorek byl proměřen třikrát [46].

Pokud došlo k situaci, kdy koncentrace měřeného kovu ve vzorku byla mimo rozsah kalibrační řady (vyšší), bylo třeba vzorek zředit tolikrát, aby změřená hodnota byla v rozsahu kalibrační řady.



Obrázek č. 13: AAS Zenit 60 (Analytik Jena AG, Německo).

3.5.1 Jednotlivá nastavení pro různé kovy

Tabulka č. 8: Nastavení parametrů ET-AAS pro jednotlivá měření.

prvek	I [mA]	Šířka štěrbin [nm]	Vlnová délka [λ]	Maximální průtok Ar (při tlaku 130 kPa) [l/min]
Cd	7,0	0,8	228,8	48 NL/hod
V	6,0	0,8	318,4	48 NL/hod

Tabulka č. 9: Teplotní program pro kadmium.

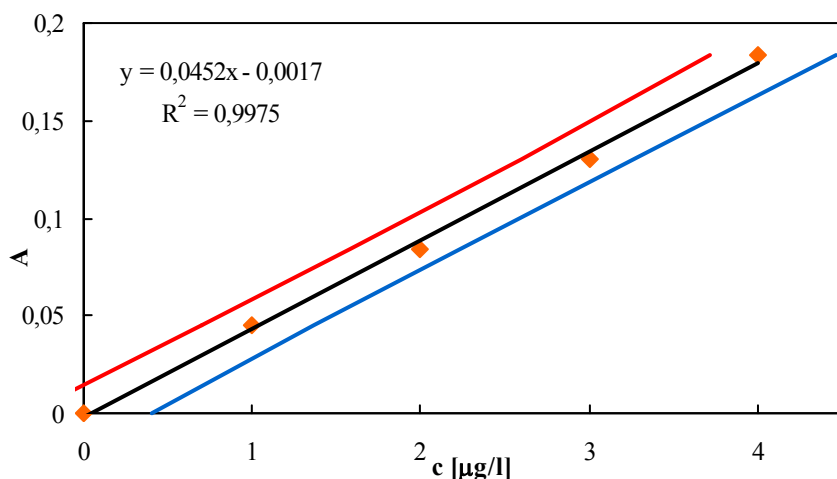
Číslo procesu	Název procesu	Teplota [°C]	Rampa [°C/s]	Čas zdržení [s]	Průtok inertního plynu
1	sušení	90	5	20	MAX
2	sušení	105	3	20	MAX
3	sušení	110	2	10	MAX
4	pyrolýza	300	250	10	MAX
5	AZ	300	0	4	STOP
6	atomizace	900/1000	900	3	STOP
7	čištění	2200	500	4	MAX

Tabulka č. 10: Teplotní program pro vanad.

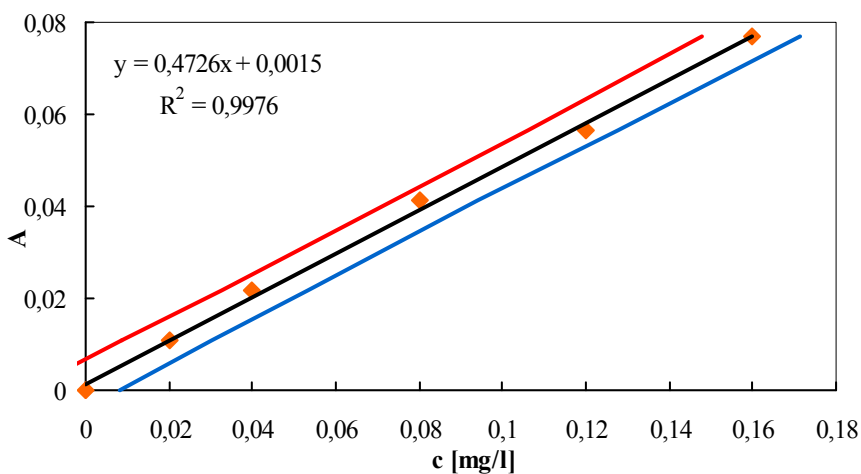
Číslo procesu	Název procesu	Teplota (°C)	Rampa (°C/s)	Čas zdržení [s]	Průtok inertního plynu
1	sušení	90	5	20	MAX
2	sušení	105	3	20	MAX
3	sušení	110	2	10	MAX
4	pyrolýza	1300	250	10	MAX
5	AZ	1300	0	6	STOP
6	atomizace	2550	1100	8	STOP
7	čištění	2600	500	4	MAX

V tabulkách si lze povšimnout, že při stanovení vanadu bylo třeba dosáhnout mnohem vyšších teplot, než při stanovení kadmia, což je způsobeno velmi vysokou stabilitou vanadu ve vzorcích i za vysokých teplot.

3.5.2 Kalibrační závislosti kadmia a vanadu



Graf č. 1: Kalibrační závislost kadmia.



Graf č. 2: Kalibrační závislost vanadu.

V grafech jsou také znázorněny křivky pro horní mez detekce (červeně) a spodní mez detekce (modře). Také jsou zde uvedeny rovnice regrese přímky a korelační koeficienty R^2 .

Tabulka č. 11: Meze detekce a stanovitelnosti pro kadmium a vanad.

Prvek	LOD [mg·l ⁻¹]	LOQ [mg·l ⁻¹]
Cd	0,000 44	0,001 45
V	0,009 15	0,030 52

3.6 Stanovení manganu, mědi, olova a zinku

Stanovení manganu, mědi, olova a zinku bylo provedeno metodou F-AAS na přístroji SpectrAA 30 (obrázek č. 14) pomocí programu Varian SpectrAA 100/200 Series v.01.30.203. Měření bylo provedeno v oxidačním plameni acetylen - vzduch se štěrbinovým hořákem o délce 10 cm umístěným v ose přístroje s využitím korekce nespecifické absorpce.

Nejprve byly nastaveny parametry pro měření daného prvku podle tabulky č. 12. Následně byla provedena optimalizace lampy.

Před vlastním měřením byla ze základních standardních roztoků S1 připravena kalibrační řada, z níž bylo následně zjištěno množství kovu ve vzorku. Každý vzorek byl proměřen třikrát [46].

Pokud došlo k situaci, kdy koncentrace měřeného kovu ve vzorku byla mimo rozsah kalibrační řady (vyšší), bylo třeba vzorek zředit tolikrát, aby změřená hodnota byla v rozsahu kalibrační řady.



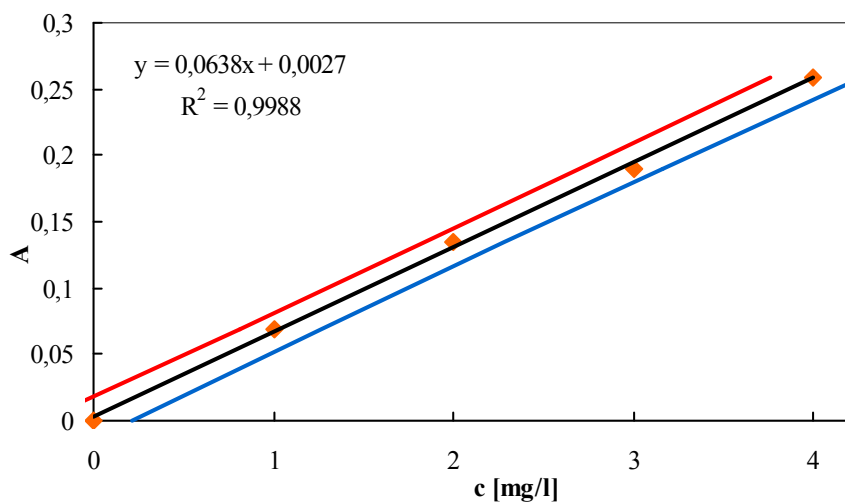
Obrázek č. 14: SpectrAA 30 (Varian, Austrálie).

3.6.1 Jednotlivá nastavení pro různé kovy

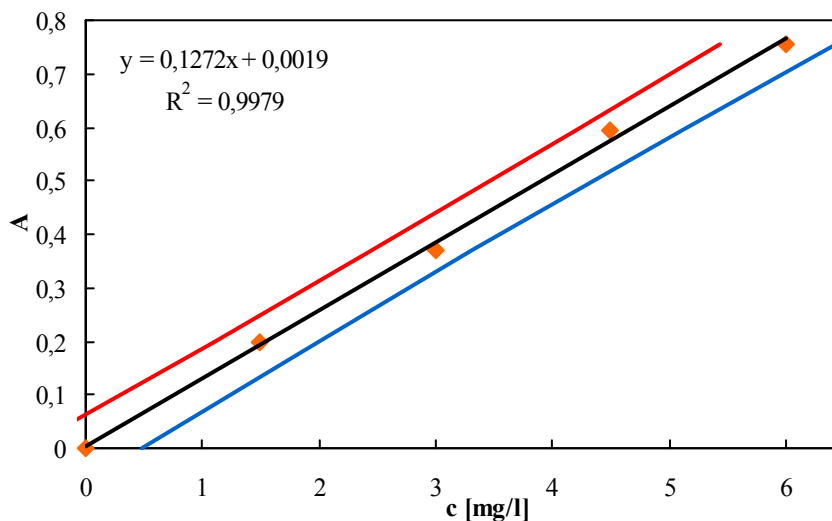
Tabulka č. 12: Nastavení parametrů F-AAS pro jednotlivá měření [51].

Prvek	I [mA]	Šířka štěrbin [nm]	Vlnová délka [λ]	Průtok vzduch/acetylén [l/min]
Cu	4,0	0,5	324,8	3,5/1,5
Mn	5,0	0,2	279,5	3,5/1,5
Pb	6,0	1,0	217,0	3,5/1,5
Zn	5,0	1,0	213,9	3,5/1,5

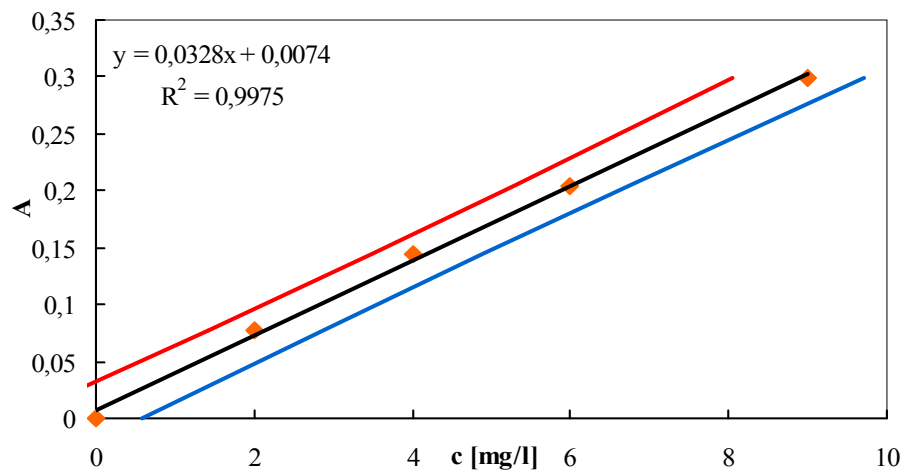
3.6.2 Kalibrační závislosti manganu, mědi, olova a zinku



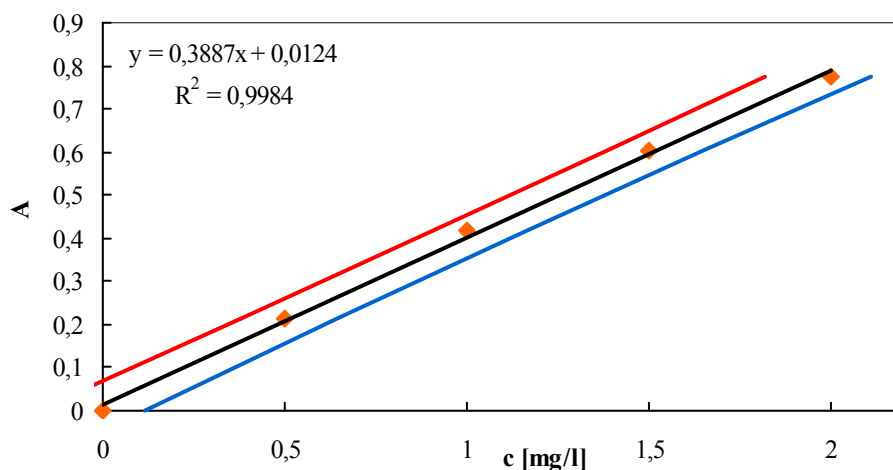
Graf č. 3: Kalibrační závislost mědi.



Graf č. 4: Kalibrační závislost manganu.



Graf č. 5: Kalibrační závislost olova.



Graf č. 6: Kalibrační závislost zinku.

V grafech jsou stejně jako v kapitole 3.5.2 znázorněny křivky pro horní mez detekce (červeně) a spodní mez detekce (modře). Také jsou zde uvedeny rovnice regrese přímky a korelační koeficienty R^2 .

Tabulka č. 13: Meze detekce a stanovitelnosti pro mangan, měď, olovo, a zinek.

Prvek	LOD [mg·l ⁻¹]	LOQ [mg·l ⁻¹]
Mn	0,20	0,67
Cu	0,29	0,98
Pb	0,95	3,17
Zn	0,26	0,87

3.7 Stanovení rtuti

Na přístroji AMA 254 (obrázek č. 15) bylo pomocí programu AMA254 v.5.0.2.4.7 stanoveno množství rtuti v půdě. Tato metoda se od ostatních liší hlavně v tom, že vzorek můžeme do přístroje dávkovat v pevném skupenství.

Nejprve byl otevřen přívod kyslíku, poté spuštěn přístroj AMA a počítač. Byl spuštěn program AMA 254 a přístroj byl ponechán asi 20 min z důvodu ustálení teplot pecí. Po této době bylo jako první spuštěno čištění. Na lodičku bylo nadávkováno 100 μl vody a byla sledována naměřená absorbance. Bylo třeba, aby výsledná absorbance byla nižší než 0,003. V opačném případě bylo třeba čištění zopakovat. Následně byla spuštěna analýza slepého pokusu, kdy byla ponechána lodička prázdná. Naměřená hodnota množství rtuti nesměla přesáhnout 0,3 ng. Následně byla ověřována platnost kalibrace. Toho bylo docíleno tak, že na lodičku bylo nadávkováno 100 μl roztoku o přesně známé koncentraci. Výsledek pak měl odpovídat množství rtuti, jež vzorek obsahoval. Odchylka nesměla být větší jak 10 %. Poté bylo znovu provedeno čištění, kdy výsledná absorbance musela opět dosáhnout hodnoty pod 0,003. Následně bylo zahájeno konkrétní měření. Na lodičku bylo naváženo 0,05 g vzorku. Každý vzorek byl proměřen třikrát. Po každém proměření zhruba 5 vzorků (15 měření) bylo provedeno čištění.

Po skončení měření bylo opět provedeno čištění, dokud výsledná absorbance nebyla nižší než 0,003. Následně byly pece chlazeny po doby 20 min. Po této době byl vypnut program AMA 254, přístroj i počítač a byl uzavřen přívod kyslíku. Parametry nastavení přístroje pro jednotlivé procesy jsou uvedeny v tabulce č. 14.



Obrázek č. 15: AMA 254 (Altec, s r.o., ČR).

Příprava „check“ standardu

„Check“ standard je roztok rtuti o přesně známé koncentraci použitý na ověření platnosti kalibrace, výše zmíněné. Pro přípravu tohoto standardu bylo použito 0,5 ml koncentrované HNO_3 ; 0,5 ml koncentrované kyseliny HCl ; 0,5 ml roztoku $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (1%) a 10 μl kalibračního standardu rtuti o koncentraci $1\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Tyto roztoky byly smíchány v odměrné baňce (50 ml) a doplněny ultračistou vodou po rysku. Vzniklého standard měl koncentraci rtuti $0,2\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

Tabulka č. 14: Teplotní programy [39].

Proces	Sušení [s]	Rozklad [s]	Čekání [s]
Čištění	60	120	45
Slepý pokus	60	60	45
Standard	60	120	45
Vzorek	60	150	45

3.8 Použité chemikálie

- 65% kyselina dusičná HNO₃ (p.a Lachema, závod Neratovice)
- 1% roztok dichromanu draselného K₂Cr₂O₇
- Koncentrovaná kyselina chlorovodíková HCl
- Chlorid vápenatý CaCl₂
- Kalibrační standard roztoku kadmia, $c = 1 \pm 0,002 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ (Analytica, s r.o. Praha)
- Kalibrační standard roztoku mědi, $c = 1 \pm 0,002 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ (Analytica, s r.o. Praha)
- Kalibrační standard roztoku rtuti, $c = 1 \pm 0,002 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ (Analytica, s r.o. Praha)
- Kalibrační standard roztoku manganu, $c = 1 \pm 0,002 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ (Analytica, s r.o. Praha)
- Kalibrační standard roztoku olova, $c = 1 \pm 0,002 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ (Analytica, s r.o. Praha)
- Kalibrační standard roztoku vanadu, $c = 1 \pm 0,002 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ (Analytica, s r.o. Praha)
- Kalibrační standard roztoku zinku, $c = 1 \pm 0,002 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ (Analytica, s r.o. Praha)
- MiliQ voda

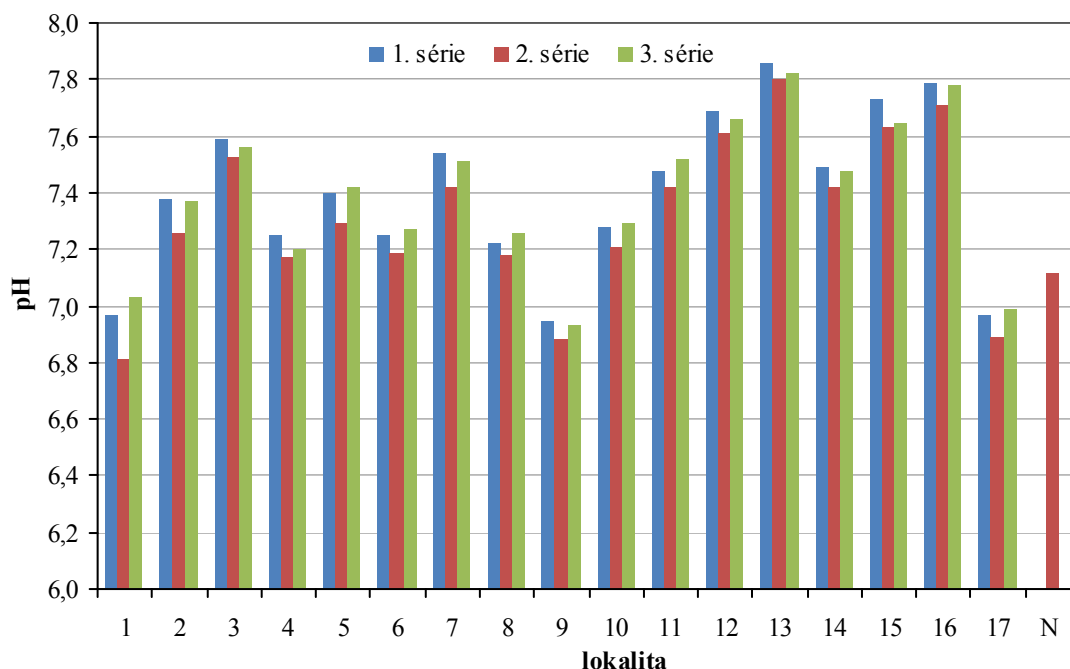
3.9 Použité zařízení

- AMA 254 (Altec, s r.o., ČR)
- SpectrAA 30 (Varian, Austrálie)
- AAS- Zenit 60 (Analytik Jena AG, Německo)
- Analytické váhy (Denver Instrument, Německo)
- Sušárna (model 500, Memmert, Německo)
- Třepací zařízení LT2
- pH-meter WTW 320
- Zařízení na přípravu ultračisté vody (PURELAB Classic, Elga Pl 5242)
- Mikropipety
- Grafitová kyveta s platformou (Analytik Jena)
- Síto o velikosti ok 2 mm
- Plastové zařízení pro membránovou filtraci
- Filtrační papír (Whatman Cat No 1440 110, póry 8 µm)
- Tlaková láhev s argonem (čistota 5,0; SIAD)
- Tlaková láhev s kyslíkem (čistota 2,5; SIAD)
- Tlaková láhev s acetylénem (čistota 2,6; SIAD)

4 VÝSLEDKY A DISKUZE

4.1 Stanovení pH

Naměřené hodnoty pH jsou zaznamenány v tabulce v příloze č. 1 a v grafu č. 7.



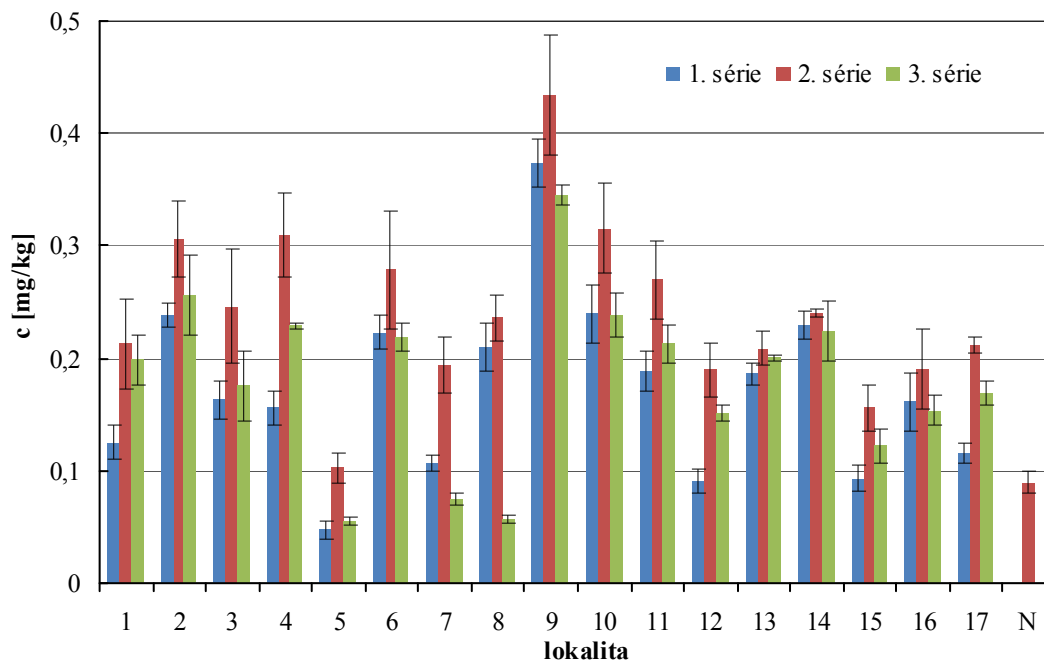
Graf č. 7: Grafické znázornění pH vzorků.

Z grafického znázornění lze vypožorovat skutečnost, že půda odebraná v únoru (2. série) dosahovala nižších hodnot pH než vzorky z 1. a 3. série. Tento jev je vysvětlen tím, že během zimy docházelo ke vstřebávání kyselého sněhu do půdy. Rozdíly mezi 1. a 3. sérií odběrů jsou zanedbatelné.

4.2 Stanovení rizikových kovů

Stanovení kadmia

Koncentrace kadmia byla stanovena pomocí přístroje ET-AAS. Tabulka s průměrnou hodnotou, směrodatnou odchylkou a průměrnou směrodatnou odchylkou se nachází v příloze č. 2.

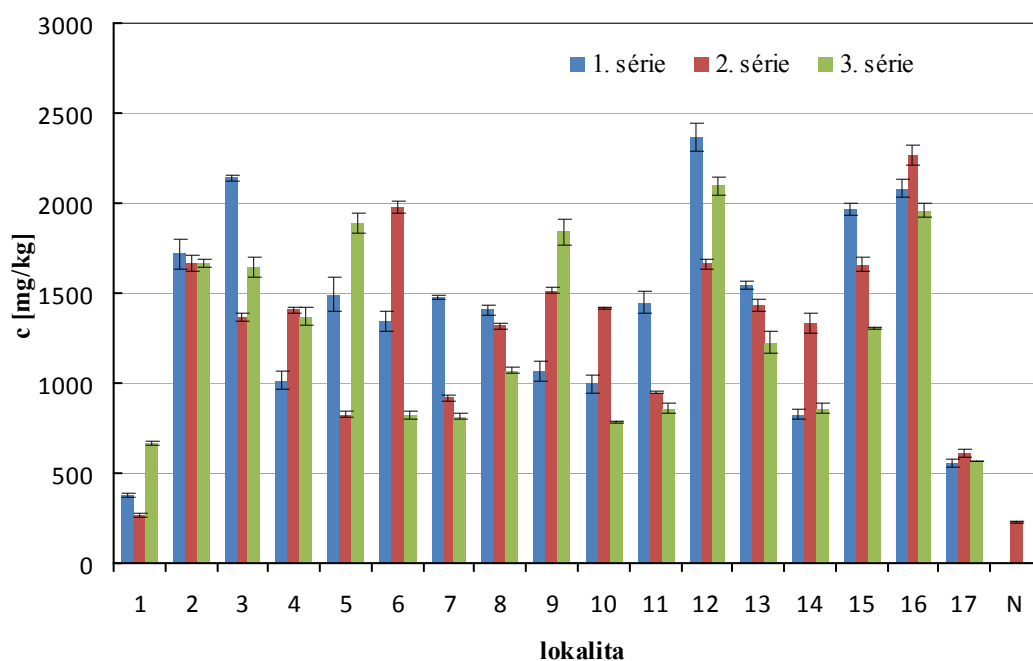


Graf č. 8: Koncentrace kadmia v jednotlivých lokalitách.

Z tabulky i grafu vyplývá, že největší podíl zastoupení má kadmium v lokalitě č. 9. Dále lze z grafu zjistit, že v únorovém odběru obsahovaly vzorky více kadmia, což je důsledkem odběru po zimě, kdy dochází při nízkých teplotách ke vzniku krust na povrchu půdy. Vlivem těchto krust se rizikové kovy déle zdržují v horní vrstvě půdy. Podle kritéria A v pokynu MŽP z roku 1996 je přirozená hodnota kadmia v zemině $0,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ tato hodnota nebyla v žádné lokalitě překročena, tudíž lze říci, že okolí komunikace není kadmium znečištěné. Nejvyšší koncentrace kadmia byla zjištěna v lokalitě č. 9, kde se hodnota pohybovala v rozmezí $0,35 - 0,43 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Nejnižší koncentrace kadmia byla stanovena v lokalitě č. 5.

Stanovení manganu

Koncentrace manganu byla stanovena pomocí přístroje F-AAS. Tabulka s průměrnou hodnotou, směrodatnou odchylkou a průměrnou směrodatnou odchylkou se nachází v příloze č. 3.

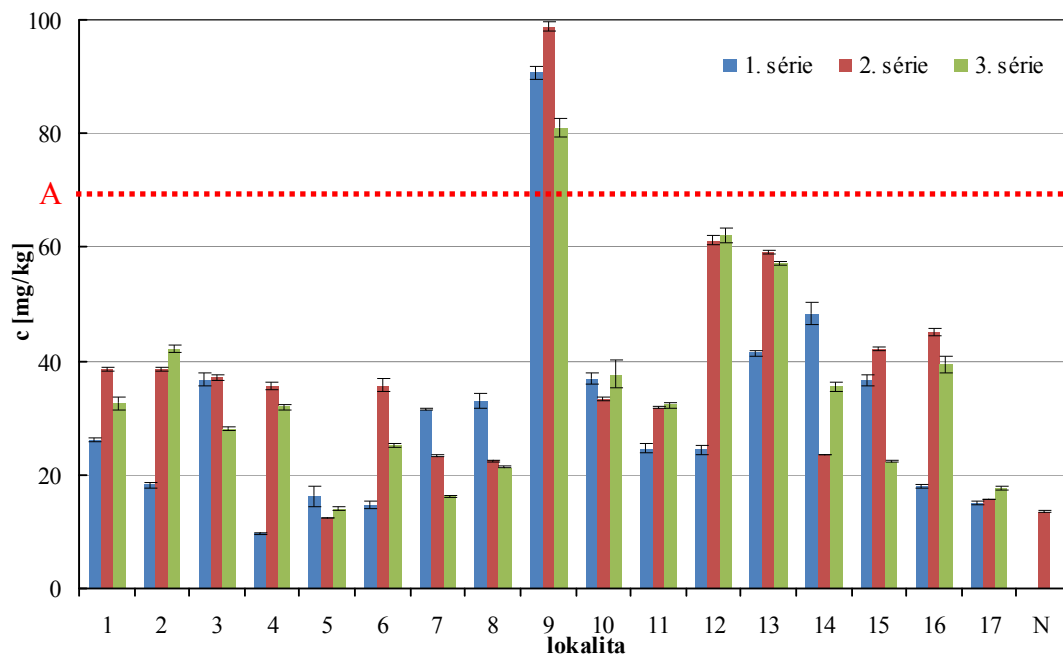


Graf č. 9: Koncentrace manganu v jednotlivých lokalitách.

Z grafu vyplývá, že největší koncentrace manganu je obsažena v lokalitách č. 12 a 16, kde se stanovená koncentrace pohybuje v rozmezí 1600 – 2400 mg·kg⁻¹. Nejnižší koncentrace byla stanovena v lokalitě č. 1 a 17, kde naměřená koncentrace manganu byla až čtyřikrát menší než v lokalitách s nejvyšším zjištěným množstvím.

Stanovení mědi

Koncentrace mědi byla stanovena pomocí přístroje F-AAS. Tabulka s průměrnou hodnotou, směrodatnou odchylkou a průměrnou směrodatnou odchylkou se nachází v příloze č. 4.

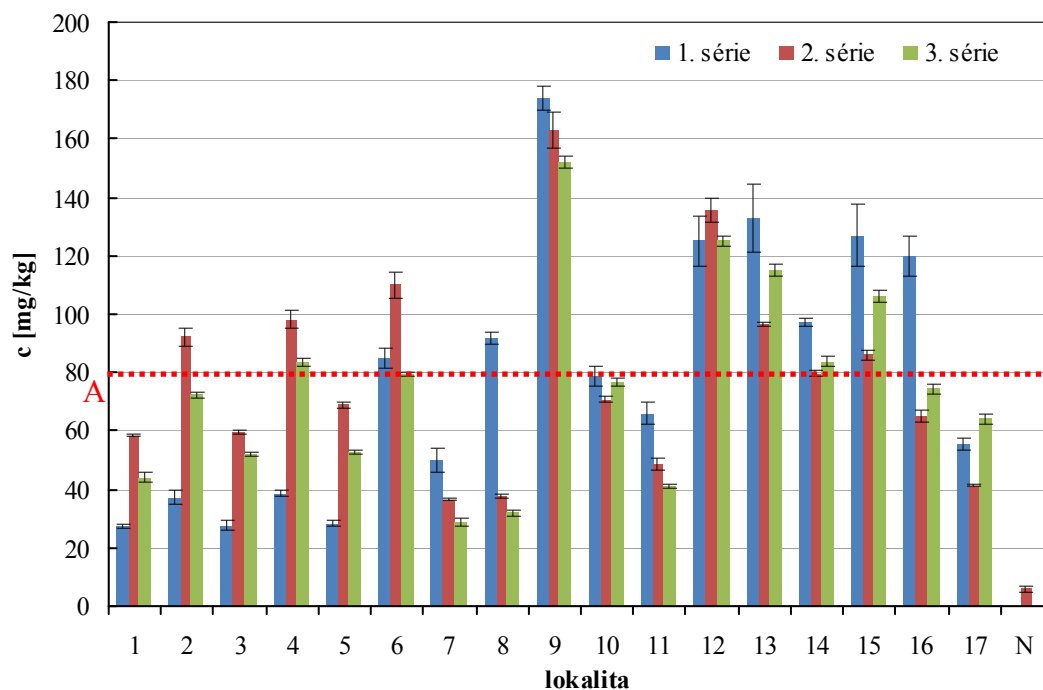


Graf č. 10: Koncentrace mědi v jednotlivých lokalitách.

Z grafického znázornění vyplývá, že největší zastoupení mědi bylo v oblasti vzorku č. 9. V této lokalitě byla měď zastoupena nejvíce ve kterékoli ze sérií a její koncentrace se pohybovala v rozmezí 80-100 mg·kg⁻¹. Dále lze z grafu vyčíst, že vzorky ze druhé série, jež byly odebrány krátce po zimě, obsahují větší zastoupení mědi, než vzorky odebrané v jiných sériích. Podle kritéria A v pokynu MŽP z roku 1996 je přirozená hodnota mědi v zemině 70 mg·kg⁻¹. Tato hodnota byla překročena třikrát, a to pokaždé v lokalitě č. 9. Kritérium B stejného pokynu činí 500 mg·kg⁻¹, jež není překročen, tudíž znečištění není považováno za významné.

Stanovení olova

Koncentrace olova byla stanovena pomocí přístroje F-AAS. Tabulka s průměrnou hodnotou, směrodatnou odchylkou a průměrnou směrodatnou odchylkou se nachází v příloze č. 5.

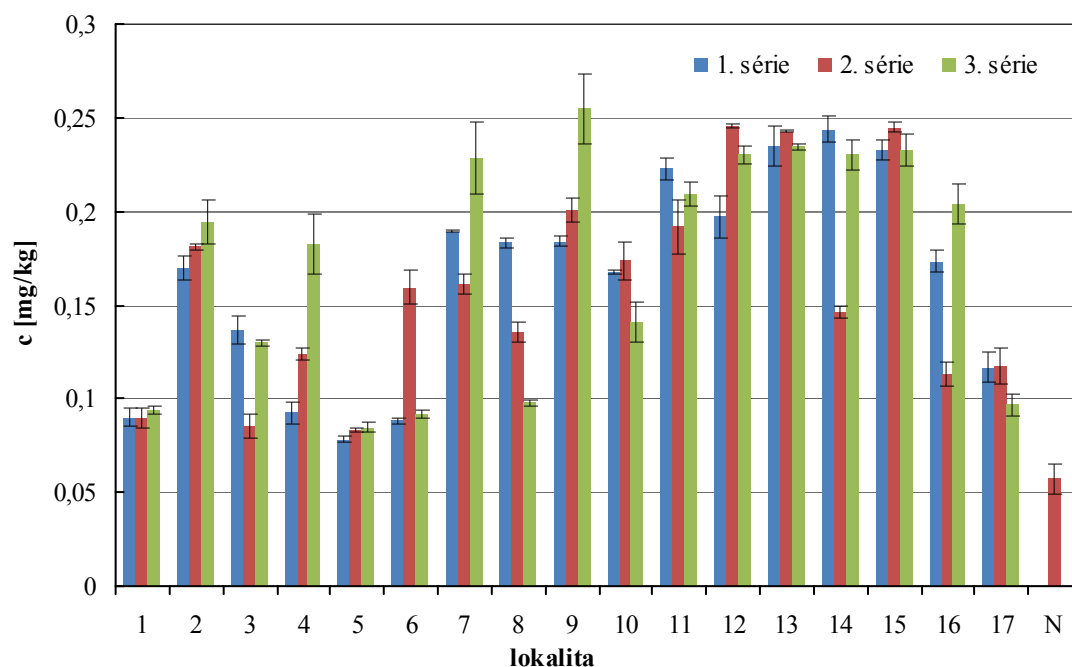


Graf č. 11: Koncentrace olova v jednotlivých lokalitách.

Z grafického znázornění vyplývá, že olovo bylo nejvíce zastoupeno v lokalitě č. 9, kde se vyskytovalo v koncentraci v rozmezí hodnot 150 – 175 mg·kg⁻¹. Podle kritéria A v pokynu MŽP z roku 1996 je přirozená hodnota olova v zemině 80 mg·kg⁻¹. Tato hodnota byla překročena dokonce 21x, a to v lokalitě č. 9 dokonce dvojnásobně. Avšak z důvodu, že vzorky jsou odebrány z oblasti s intenzivní automobilovou dopravou, lze toto znečištění považovat za nevýznamné. Kritérium B ze stejného pokynu činí pro olovo 250 mg·kg⁻¹, jež není nikde překročeno.

Stanovení rtuti

Koncentrace rtuti byla stanovena jednoúčelovým spektrometrem AMA 254. Tabulka s průměrnou hodnotou, směrodatnou odchylkou a průměrnou směrodatnou odchylkou se nachází v příloze č. 6.

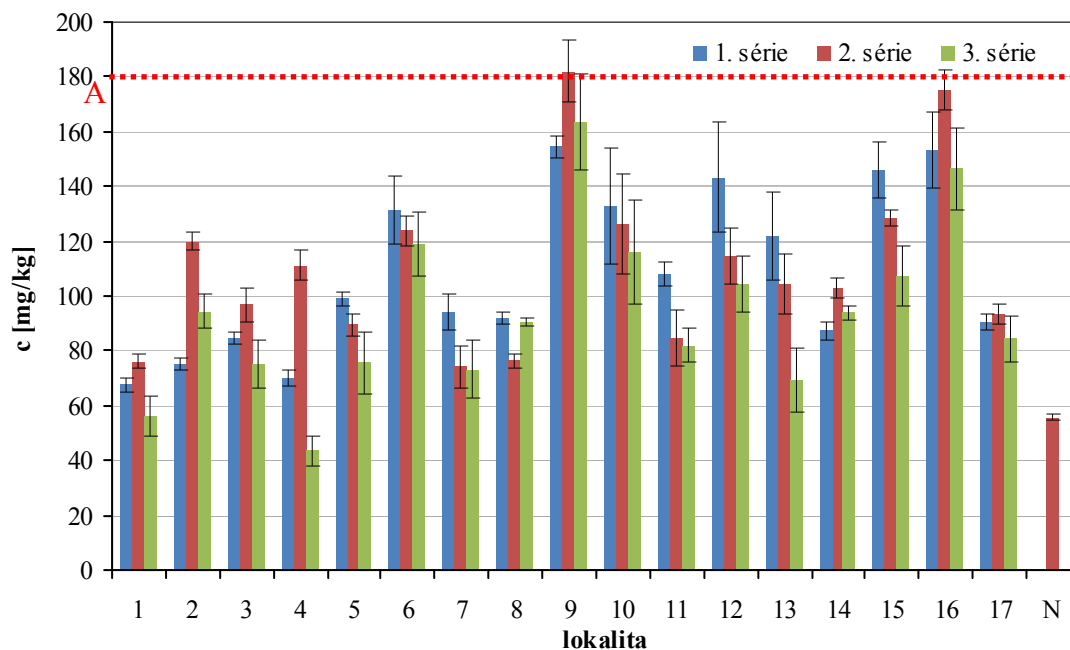


Graf č. 12: Koncentrace rtuti v jednotlivých lokalitách.

Z grafického znázornění vyplývá, že největší zastoupení rtuti obsahoval vzorek z lokality č. 9 ve 3. sérii odběrů. Avšak průměrně nejvíce znečištěné lokality rtutí byly místa č. 13 a 15, kde se stanovená množství pohybovala v rozmezí $0,22 - 0,25 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$. Nejnižší koncentrace rtuti byla stanovena v lokalitách č. 1 a 5. Podle kritéria A v pokynu MŽP z roku 1996 je přirozená hodnota rtuti v zemině $0,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ tato hodnota nebyla v žádné lokalitě překročena, tudíž lze říci, že okolí komunikace není rtutí znečištěné.

Stanovení vanadu

Koncentrace vanadu byla stanovena pomocí přístroje ET-AAS. Tabulka s průměrnou hodnotou, směrodatnou odchylkou a průměrnou směrodatnou odchylkou se nachází v příloze č. 7.

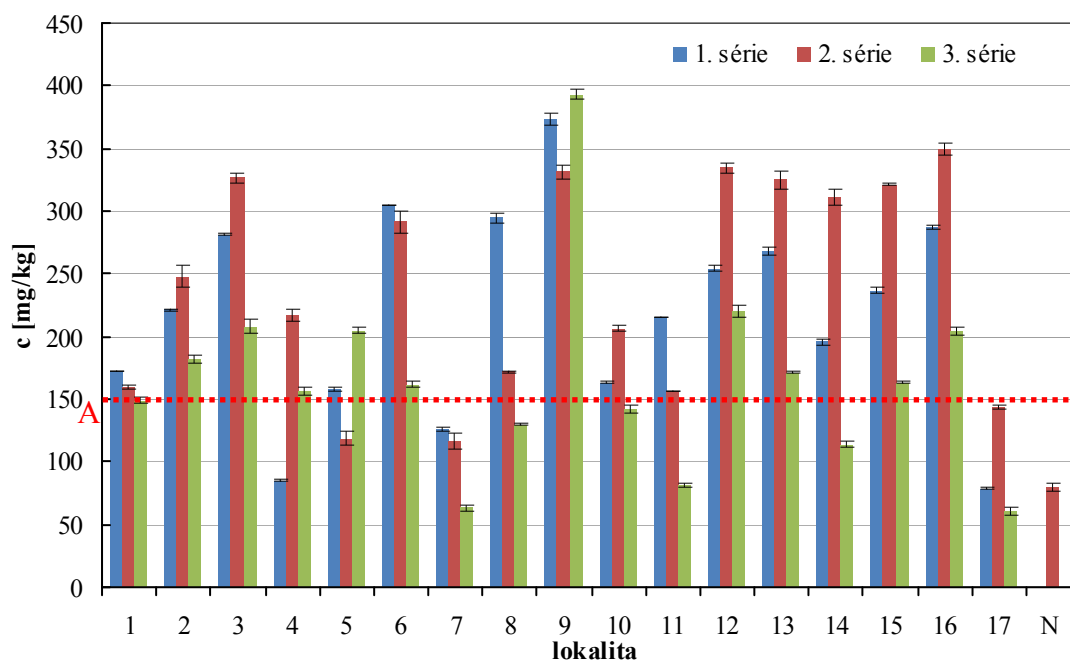


Graf. č. 13: Koncentrace vanadu v jednotlivých lokalitách.

Z grafického znázornění vyplývá, že vanad byl nejvíce zastoupen v lokalitě č. 9 a 16. V těchto lokalitách bylo množství vanadu stanoveno v rozmezí 140 – 185 mg·kg⁻¹. Nejnižší koncentrace vanadu byla stanovena v lokalitě č. 1. Podle kritéria A v pokynu MŽP z roku 1996 je přirozená hodnota vanadu v zemině 180 mg·kg⁻¹. Tato hodnota byla překročena pouze v jednom vzorku, a to ve 2. sérii lokality 9. Kritérium B stejného pokynu činí 340 mg·kg⁻¹, jež není nikde překročeno, tudíž znečištění vanadem není považováno za významné.

Stanovení zinku

koncentrace zinku byla stanovena na přístroji F-AAS. Tabulka s průměrnou hodnotou, směrodatnou odchylkou a průměrnou směrodatnou odchylkou se nachází v příloze č. 8.



Graf č. 14: Grafické zpracování kontaminace půd zinkem.

Z grafického znázornění vyplývá, že zinek byl nejvíce zastoupen v lokalitě č. 9 a to v rozmezí koncentrací mezi hodnotami 330 – 390 mg·kg⁻¹. Nejnížší množství vanadu bylo naměřeno v lokalitě č. 9. Podle kritéria A v pokynu MŽP z roku 1996 je přirozená hodnota zinku v zemině 150 mg·kg⁻¹. Tato hodnota byla překročena téměř ve všech lokalitách, kromě lokality 7 a 17. Kritérium B ze stejného pokynu činí pro zinek 1500 mg·kg⁻¹, jež není nikde překročeno, tudíž nelze považovat znečištění zinkem za významné.

4.3 Stanovení znečištění dle obvodů

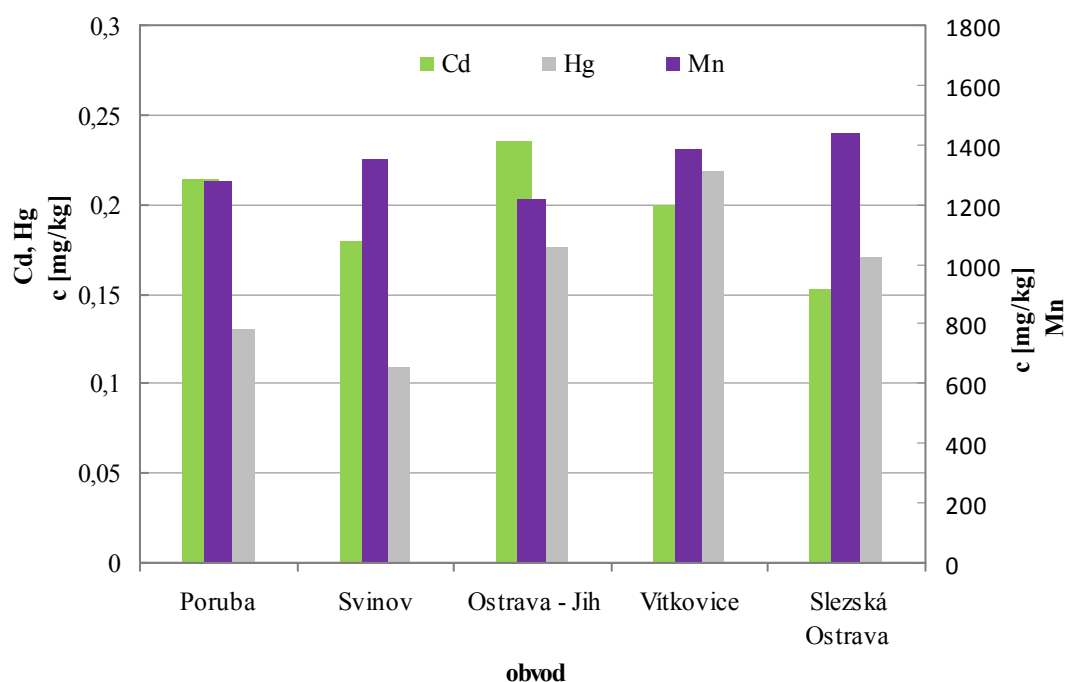
Zařazení lokalit do skupin podle obvodů

Zkoumaná část Rudné prochází pěti obvody. Jednotlivé lokality byly přiřazeny dle daných obvodů (tabulka č. 15).

Tabulka č. 15: Zařazení lokalit do obvodů.

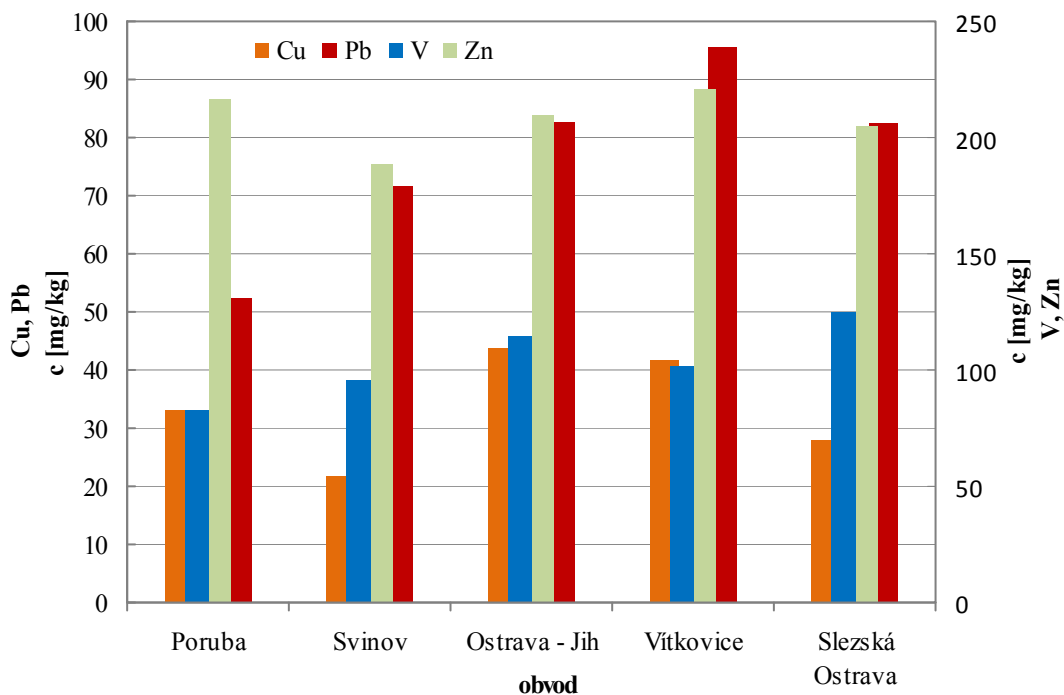
Obvod	Poruba	Svinov	Ostrava - Jih	Vítkovice	Slezská Ostrava
Lokalita	1 - 3	4 - 6	7 - 10	11 - 14	15 - 17

V následujících grafech jsou znázorněny střední hodnoty koncentrací rizikových kovů v závislosti na obvodu, kde byl vzorek odebrán.



Graf č. 15. : Porovnání koncentrace kadmia, rtuti (levá osa y) a manganu (pravá osa y) dle obvodů.

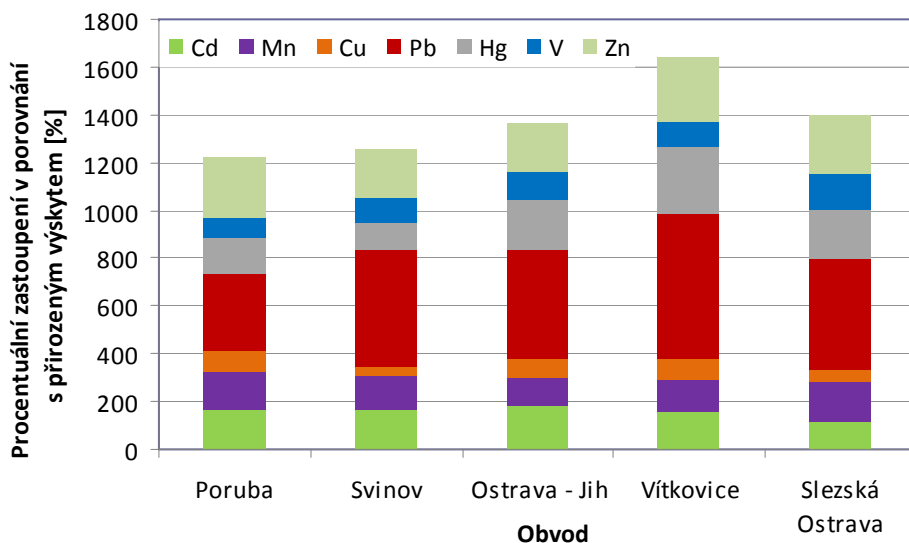
Z grafu vyplývá, že nejvyšší množství manganu bylo stanoveno v obvodech Slezská Ostrava a Poruba. Nejvyšší množství rtuti bylo stanoveno ve Vítkovicích. Nejvyšší množství kadmia bylo stanoveno v Ostravě-Jih.



Graf č. 16: Porovnání koncentrace mědi, olova (levá osa y), vanadu a zinku (pravá osa y) dle obvodů.

Z grafického znázornění vyplývá, že obvodu Vítkovice dosahovaly nejvyšších hodnot měď, olovo a zinek. Nejvyšší množství vanadu bylo naměřeno ve Slezské Ostravě.

V následujícím grafu je opět porovnáno znečištění lokalit jednotlivými kovy, avšak tyto hodnoty jsou porovnány s jejich přirozeným výskytem. To znamená, že pokud v daném obvodu je rizikový kov obsažen v přirozeném množství, pak jeho hodnota na ose x odpovídá hodnotě 100 %. Z toho plyne, že pokud by se v dané lokalitě vyskytovali všechny kovy v hodnotách odpovídajících přirozenému výskytu, sloupec daného obvodu by dosahoval hodnoty 700 % (7 stanovovaných kovů).



Graf č. 17: Porovnání množství kovů v jednotlivých obvodech.

Z tohoto grafického znázornění vyplývá, že nejvyšší koncentrace stanovených kovů se vyskytuje v obvodu Vítkovice. Dále lze z grafu vyzorovat, že ze zkoumaných kovů pouze měď se podél Rudné vyskytuje v nízké míře. Naopak olovo se zde vyskytuje místy až ve 4x větší koncentraci, než je její přirozené množství, a to ve Vítkovicích. Nejnížší množství olova bylo naměřeno v Porubě, avšak i toto množství je dvojnásobné oproti přirozenému množství. Další výrazně znečišťující kovy jsou kadmium, rtuť a zinek.

4.4 Posouzení znečištění faktorem kontaminace

Podle vzorce z kapitoly 2.4.3 byla zjištěna hodnota faktoru kontaminace. Výsledné hodnoty jsou zaznamenány v tabulce č. 16.

Tabulka č. 16: Faktory kontaminace jednotlivých kovů.

Prvek	Cd	Mn	Cu	Pb	Hg	V	Zn
c_f^i	1,50	1,38	0,70	4,59	1,97	1,05	2,49

Z tabulky vyplývá, že zkoumaná oblast v okolí Rudné je silně znečištěna olovem, mírně znečištěna zinkem, rtutí, kadmiiem a manganem. Řazeno od největšího znečištění po nejmenší. Jediný kov, u kterého faktor kontaminace nebyl větší než 1, byla měď.

Celkové znečištění odpovídá součtu jednotlivých znečištění, což je $c_{deg} = 13,69$. Tímto lze zařadit znečištění okolí pozemní komunikace Rudná do 2. kategorie znečištění, a to střední stupeň znečištění.

5 ZÁVĚR

Tato diplomová práce se zabývá kontaminací rizikovými kovy v okolí pozemní komunikace Rudná v Ostravě. Podél Rudné bylo vytyčeno 17 lokalit, z nichž byly odebrány 3 série vzorků. Bylo stanoveno pH půdy daných oblastí a následně množství rizikových kovů, a to kadmia, manganu, mědi, olova, rtuti, vanadu a zinku. Znečištění lokalit bylo následně posouzeno z hlediska obvodů, kde se lokality nacházely a z hlediska celkového znečištění okolí Rudné.

Hodnoty pH půdy se pohybovaly v rozmezí 6,8 – 7,9. Největší změna pH byla pozorována ve 2. sérii odběrů, kdy se ve všech lokalitách snížila hodnota pH půdy, což bylo způsobeno vsakováním sněhu do půdy.

Všechny zjištěné hodnoty byly porovnány Metodickým pokynem ministerstva životního prostředí z 31. července 1996.

Ze zjištěných výsledků vyplývá, že nejvíce znečištěnou lokalitou je oblast v okolí vzorku č. 9, kde bylo u tří kovů překročeno mezní kritérium A. Vysoká koncentrace kovů v této lokalitě mohla být způsobena nedalekou čerpací stanicí nebo z důvodu využívání místa pod mostem jako místní skládky odpadů. Další místa s vysokou koncentrací kovů byly lokality č. 12, 13, 15 a 16. Lokality č. 12 a 13 leží přímo v obydlené oblasti, takže jejich znečištění mohlo být ovlivněno topením v chladném období a větším počtem automobilů, jež těmito lokalitami projíždí, což potvrzuje i statistický průzkum, jež byl proveden v listopadu 2010. Zvýšené znečištění v lokalitách č. 15 a 16 lze přisuzovat nedaleké průmyslové zóně Mittal Steel Ostrava, a.s. Naopak nejmenší zjištěná kontaminace byla v lokalitách č. 1, 5, 7 a 17. U vzorku č. 17. je toto zjištění dosti překvapivé a nejspíše bylo způsobeno nedávnou rekultivací půdy, jež u místa odběru probíhala. Lokalita č. 7 je nedaleko obchodního centra Shopping park Ostrava, kde byla půda kolem Rudné před 10 lety nově dovezena, z důvodu nadjezdu k obchodnímu centru. Lokalita č. 5 se nachází asi 15 m od nově postavené dálnice, tudíž půda v této lokalitě je také nově dovezena a proto není více kontaminována. Lokalita č. 1 se nachází na kraji města Ostravy, v obvodu Poruba, který není tolik průmyslově zastavěn, jako jiné obvody. Tudíž v této lokalitě také nelze očekávat vyšší znečištění půdy.

Při porovnávání pěti obvodů, jimiž Rudná prochází, bylo stanoveno největší znečištění v části Vítkovice, následovány Ostravou-Jih a Slezskou Ostravou. U těchto obvodů bylo větší znečištění také očekávané, a to z důvodu nedalekých hutnických závodů. Naopak lze říci, že Poruba a Svinov, které leží na opačné straně Rudné jsou rizikovými kovy znečištěny méně.

Ze stanovení celkového kontaminačního faktoru vyplývá, že oblast kolem Rudné je silně kontaminována olovem, což je však z důvodu automobilové dopravy očekávané. Další rizikový kov, jež se ve zkoumané oblasti vyskytuje ve větším množství je zinek. Jako jediný kov, který podle faktoru kontaminace neznečišťuje danou oblast byla stanovena měď.

Z důvodů, které byly popsány výše, je důležité, aby se kontaminace rizikovými kovy dále nezvyšovala, a naopak docházelo k regeneraci půd. Jde jak o to, aby Ostrava nebyla černá, jak se ji nelichotivě v poslední době říkalo, ale aby to bylo město zeleně a čistého životního prostředí., tak o to, aby obyvatelé žijící v oblasti města Ostravy měli příjemné podmínky pro život. A to bez čistého životního prostředí nelze.

6 SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ

- [1] WEISSMANNOVÁ, H. *Ostravsko*. 1. vyd. Praha, Brno: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR; EkoCentrum, 2004. 454 s. ISBN 80-86064-67-0.
- [2] *Statutární město Ostrava: oficiální portál města* [online]. 2011 [cit. 2011-04-12]. Dostupné z WWW: <<http://www.ostrava.cz/>>.
- [3] Ostravské komunikace a.s., osobní sdělení.
- [4] *Analýza kvality ovzduší na území města Ostravy a legislativa v ochraně ovzduší.*: Popis imisní a emisní situace na území města Ostravy, přenosu emisí z okolních měst, vlivu dopravy a dálkového přenosu z Polska rozklad platné legislativy a návrh na její změnu. Ostrava: Zdravotní ústav se sídlem v Ostravě, 2009. 98 s.
- [5] *Český hydrometeorologický ústav* [online]. 1997-2011 [cit. 2011-04-12]. Dostupné z WWW: <<http://portal.chmi.cz/>>.
- [6] *Ministerstvo vnitra české republiky: Environmentální bezpečnost* [online]. 2010 [cit. 2011-04-12]. Dostupné z WWW: <<http://www.mvcr.cz/clanek/environmentalni-bezpecnost.aspx>>.
- [7] *Český hydrometeorologický ústav : Pobočka Ostrava* [online]. 2005 [cit. 2011-04-12]. Dostupné z WWW: <<http://old.chmi.cz/OS/info.php>>.
- [8] BECHYŇSKÝ, Z. Vliv dopravy na životní prostředí. Pardubice, 2000. 23 s. Semestrální práce. Univerzita Pardubice.
- [9] BECKER, U. J. *Základy dopravní ekologie*. Praha : Ústav pro ekopolitiku, 2008. 180 s. ISBN 978-80-87099-05-6.
- [10] ŠKAPA, P. *Vliv dopravy na životní prostředí*. [online]. VŠB - TU Ostrava : Institut dopravy, 2008 [cit. 2011-02-16]. Dostupné z WWW: <www.id.vsb.cz/skapa/2-DaZP/DaZP%20II-A.ppt>.
- [11] DOSTÁL, I., et al. Doprava - její vývoj a vliv na životní prostředí. 30.1.2008, 28 s. Dostupné z WWW: <<http://www.jsmilek.cz/enersol/doprava.pdf>>.
- [12] Wichterlová, Jana. *Chemie nebezpečných anorganických látek /Ostrava :Sdružení požárního a bezpečnostního inženýrství*, 2001. 1. vyd. 63 s. ISBN 80-86111-92-X.
- [13] Vyhláška MŽP č. 13/1994 Sb. kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.
- [14] Sánka M., Materna J.: *Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR*. Praha: Edice Planeta 2004. 5, 6, 46 s. ISSN 1213-3393
- [15] *Metodický pokyn odboru pro ekologické škody MŽP ČR platný od 31. 7. 1996*. Ministerstvo životního prostředí České republiky. 1996. Praha.
- [16] BENCKO, Vladimír; CIKRT, Miroslav; LENER, Jaroslav. *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. Vyd. 2., přeprac. a dopl. Praha: Grada, 1995. 282 s. ISBN 80-7169-150-X.
- [17] YAROSHEVSKY, A. A. Abundances of chemical elements in the earth's Crust. *Geochemistry International*. 2006, 1, s. 54-62.
- [18] Kašpárek, F., *Anorganická chemie /Olomouc :Univerzita Palackého*,2001. 2. vyd. 393 s. ISBN 80-244-0311-0.
- [19] RACLAVSKÁ, H. *Znečištění zemin a metody jejich dekontaminace*. 1. vyd., Ostrava : VŠB-Technická univerzita, 1998. 111 s. ISBN 80-7078-508-X .
- [20] KUBAL, M., BURKHARD, J., BŘEZINA, M.. *Dekontaminační technologie*, Praha : VŠCHT, 2002.

- [21] *Integrovaný registr znečišťování* [online]. 2011 [cit. 2011-04-12]. Dostupné z WWW: <<http://www.irz.cz/>>.
- [22] *Zpráva o stavu životního prostředí v České republice v roce 2003*. Ministerstvo životního prostředí České republiky. 2004. Praha.
- [23] *NEXARS* [online]. 2009 [cit. 2011-05-02]. Mangan. Dostupné z WWW: <<http://www.nexars.com/cs/mangan.php>>.
- [24] PÉPIN, M.; HINSINGER, P. Evaluation of coppernext term availability to plants in previous termcoppernext term-contaminated vineyard previous termsoil. *Environmental Pollution*. Únor 2001, 2, s. 293-302.
- [25] Prousek, J. Rizikové vlastnosti látek /Bratislava :Slovenská technická univerzita,2001. 1. vyd. 247 s. ISBN 80-227-1497-6.
- [26] Toxicological profile of lead [online]. [cit. 2011-04-03] Dostupné z WWW: <<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp13.pdf>>.
- [27] MARKUS, J.; MCBRATNEY, A. B. A review of the contamination of soil with lead. *Environment International*. Listopad 2001, 27, s. 399-411.
- [28] Greenwood, N. N. Chemistry of the elements /Oxford : Butterworth-Heinemann,c1997. 2nd ed. xxii, 1341 s. : il., tab. ISBN 0-7506-3365-4.
- [29] HOUSEROVÁ, P., et al. Chemické formy rtuti ve vodních ekosystémech - vlastnosti, úrovně, koloběh a stanovování. *Chemické listy*. 2006, 100, s. 862-876.
- [30] BENEŠ, S. Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí. Část 1,Obsahy, akumulace a kritéria hodnocení prvků v zemědělských půdách. Praha : Agrospoj, 1993. 88 s. ISBN 80-7084-051-X.
- [31] KUMAR, T. N. K. ; REVANASIDDAPPA, H. D. Spectrophotometric determination of vanadium using variamine blue and its application to synthetic, environmental and biological samples. *Journal of the Iranian chemical society*. 2005, 2, s. 161-167.
- [32] AHMED, M. J. ; BANOO, S. Spectrophotometric method for determination of vanadium and its application to industrial, environmental, biological and soil samples. *Talanta*. 1999, 48, s. 1085-1094.
- [33] ĎURŽA, O.; KHUN, M. Enviromentálna geochemia niektorých ťažkých kovov. Bratislava : Univerzita Komenského, 2002. 116 s.
- [34] Černohorský, T. Atomová spektroskopie /Pardubice :Univerzita Pardubice, 1997. 1. vyd. 218 s. ISBN 80-7194-114-X.
- [35] HELÁN, V. *Automatická spektrometrie : Sborník přednášek z kurzu*. Český Těšín : 2 Theta, 2007. 368 s. ISBN 978-80-86380-39-1.
- [36] RYCHLOVSKÝ, P., ČERMÁKOVÁ, L., NĚMCOVÁ, I.: *Spektrometrické analytické metody I*. 2. vydání; Praha: Univerzita Karlova v Praze, Karolinum, 2004, ISBN 80-246-0776-X.
- [37] KOMÁREK, J.: *Atomová absorpční spektrometrie*. 1. vydání; Brno, Masarykova univerzita v Brně, 2000, 85 stran, ISBN 80-210-2500-X.
- [38] *New Mexico State University* [online]. 2006 [cit. 2011-04-23]. Atomic Absorption Spectroscopy. Dostupné z WWW: <<http://www.chemistry.nmsu.edu/Instrumentation/AAS1.html>>.

- [39] GARCES, F. O. *Chemistry instruments* [online]. 2010 [cit. 2011-04-23]. Principle of Atomic Absorption. Dostupné z WWW: <http://faculty.sdmiramar.edu/fgarcas/labmatters/instruments/aa/AAS_Theory/AASTheory.htm>.
- [40] *Metody chemického výzkumu* [online]. IS MU, 2009 [cit. 2011-05-08]. Dostupné z WWW: <http://cheminfo.chemi.muni.cz/chem_sekce/predmety/C7300/>.
- [41] *Laboratoře geologických ústavů : Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze* [online]. 2007 [cit. 2011-04-23]. Analyzátor rtuti AMA 254. Dostupné z WWW: <<http://www.natur.cuni.cz/geologie/laboratore/laboratore-a-metody/analyzator-rtuti-ama-254>>.
- [42] *Leco* [online]. 2007 [cit. 2011-05-01]. AMA 254. Dostupné z WWW: <http://www.leco.cz/cz/products/organic/ama_254/ama_254.htm>.
- [43] KŘÍŽENECKÁ, Sylvie. *Základy analytické chemie*. Ústí nad Labem: Univerzita Jana Evangelisty Purkyně, 2007. 110 s.
- [44] DOŠKÁŘOVÁ, Šárka *Validace metod v laboratořích OHS* Karviná. In Zajištění kvality analytických výsledků: Sborník přednášek za seminářů. Český Těšín: THETA, 2002. 303 s.
- [45] LOSKA, K.; WEICHULA, D.; KORUS, I. Metal contamination of farming soils affected by industry. *Environment International*. 2004, 30, s. 159-165.
- [46] ZBÍRAL, J. *Analýza půd : Jednotné pracovní postupy II*. 2. Brno : Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, 2003. 224 s. ISBN 80-86548-38-4.
- [47] *Mapy* [online]. [cit. 2011-03-22] Dostupné z WWW: <<http://maps.google.com/>>.
- [48] *Kvartace* [online]. [cit. 2011-03-20] Dostupné z WWW: <<http://www.geology.cz/aplikace/encyklopedie/term.pl?kvartace>>.
- [49] ZBÍRAL, J. *Analýza půd : Jednotné pracovní postupy I*. 2. Brno : Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, 2002. 197 s. ISBN 80-86548-15-5.
- [50] ZBÍRAL, J. *Analýza půd : Jednotné pracovní postupy III*. 2. Brno : Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, 2004. 199 s. ISBN 80-86548-60-0.
- [51] *Analytical methods for flame spectroscopy*. Australia : Varian Techtron, 1979. 123 s.

7 SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

AAS	Atomic absorption spektrometry (Atomová absorpční spektrometrie)
AMA 254	Advanced mercury analyzer 254
BTX	Frakce benzen-toluen-xylen
ČHMÚ	Český hydrometeorologický úřad
EDL	Electrodeless discharge lamps (Bezelektrodové výbojky)
ET-AAS	Electrothermal atomic absorption spektrometry (Atomová absorpční spektrometrie s elektrotermickou atomizací)
F-AAS	Flame atomic absorption spektrometry (Atomová absorpční spektrometrie s plamenovou atomizací)
HCL	Hollow cathode lamp (Výbojka s dutou katodou)
LOD	Limit of detection (Mez detekce)
LOQ	Limit of quantification (Mez stanovitelnosti)
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
PAH	Polycyclic aromatic hydrocarbon (Polycyklické aromatické uhlovodíky)
PCDD	Polychlorované dibenzo-p-dioxiny
PCDF	Polychlorované dibenzofurany
PM ₁₀	Particulate matter (Prachové částice menší než 10 μm)
ppb	Parts per bilion (1 miliardtina) 1 μg·kg ⁻¹
ppm	Parts per milion (1 miliontina) 1 μg·g ⁻¹
PVC	Polyvinylchlorid
RSD	Relativní směrodatná odchylka
smodch	Směrodatná odchylka
TZL	Tuhé znečišťující látky
VOC	Volatile organic compounds (Těkavé organické látky)
ŽP	Životní prostředí

8 SEZNAM PŘÍLOH

Příloha 1: Tabulka s naměřenými hodnotami pH.

Příloha 2: Vyhodnocení stanovení kadmia.

Příloha 3: Vyhodnocení stanovení manganu.

Příloha 4: Vyhodnocení stanovení mědi.

Příloha 5: Vyhodnocení stanovení olova.

Příloha 6: Vyhodnocení stanovení rtuti.

Příloha 7: Vyhodnocení stanovení vanadu.

Příloha 8: Vyhodnocení stanovení zinku.

Příloha 9: Fotografie míst odběrů.

9 PŘÍLOHY

Příloha 1: Tabulka s naměřenými hodnotami pH.

lokality	1. série	2. série	3. série
1	6,97	6,81	7,03
2	7,38	7,26	7,37
3	7,59	7,53	7,56
4	7,25	7,17	7,20
5	7,40	7,29	7,42
6	7,25	7,19	7,27
7	7,54	7,42	7,51
8	7,22	7,18	7,26
9	6,95	6,88	6,93
10	7,28	7,21	7,29
11	7,48	7,42	7,52
12	7,69	7,61	7,66
13	7,86	7,80	7,82
14	7,49	7,42	7,48
15	7,73	7,63	7,65
16	7,79	7,71	7,78
17	6,97	6,89	6,99
N	-	7,12	-

Příloha 2: Vyhodnocení stanovení kadmia.

Cd	1. série			2. série			3. série		
	c [mg.l ⁻¹]	smodch	RSD [%]	c [mg.l ⁻¹]	smodch	RSD [%]	c [mg.l ⁻¹]	smodch	RSD [%]
1	0,12	0,015	11,61	0,21	0,040	18,55	0,20	0,023	11,40
2	0,24	0,011	4,58	0,31	0,034	10,94	0,26	0,035	13,69
3	0,16	0,017	10,95	0,25	0,050	20,29	0,18	0,031	17,66
4	0,16	0,016	10,12	0,31	0,037	11,98	0,23	0,003	1,23
5	0,05	0,008	17,76	0,10	0,013	12,51	0,05	0,003	5,94
6	0,22	0,015	6,74	0,28	0,052	18,52	0,22	0,012	5,48
7	0,11	0,007	6,80	0,19	0,024	12,47	0,07	0,005	6,81
8	0,21	0,022	10,25	0,24	0,020	8,53	0,06	0,004	6,06
9	0,37	0,022	5,79	0,43	0,054	12,36	0,35	0,009	2,68
10	0,24	0,026	10,96	0,32	0,039	12,40	0,24	0,020	8,37
11	0,19	0,018	9,46	0,27	0,034	12,69	0,21	0,017	7,87
12	0,09	0,011	11,83	0,19	0,024	12,68	0,15	0,007	4,73
13	0,19	0,009	5,01	0,21	0,015	7,25	0,20	0,003	1,23
14	0,23	0,012	5,21	0,24	0,004	1,47	0,22	0,027	12,13
15	0,09	0,012	12,70	0,16	0,020	12,73	0,12	0,015	12,49
16	0,16	0,025	15,69	0,19	0,036	18,68	0,15	0,013	8,37
17	0,12	0,009	7,59	0,21	0,007	3,42	0,17	0,011	6,37
N				0,09	0,011	7,84			

Příloha 3: Vyhodnocení stanovení manganu.

Mn	1. série			2. série			3. série		
	lokality	c [mg.l ⁻¹]	smodch	RSD [%]	c [mg.l ⁻¹]	smodch	RSD [%]	c [mg.l ⁻¹]	smodch
1	381,36	10,11	2,65	263,72	13,26	5,03	664,37	8,16	1,23
2	1717,50	82,89	4,83	1669,50	44,42	2,66	1666,59	26,82	1,61
3	2139,79	19,79	0,93	1368,07	26,33	1,92	1642,75	54,32	3,31
4	1016,38	47,57	4,68	1407,24	15,93	1,13	1370,92	52,55	3,83
5	1493,96	91,06	6,09	826,18	18,96	2,29	1888,92	57,81	3,06
6	1342,63	55,26	4,12	1976,18	31,12	1,57	827,09	21,64	2,62
7	1473,93	9,82	0,67	917,71	17,94	1,96	816,00	20,35	2,49
8	1407,94	30,20	2,14	1320,55	17,85	1,35	1071,71	12,58	1,17
9	1071,24	55,57	5,19	1514,85	13,09	0,86	1838,92	77,39	4,21
10	996,20	50,34	5,05	1417,33	7,70	0,54	784,97	3,39	0,43
11	1447,81	62,36	4,31	948,82	9,03	0,95	857,59	26,59	3,10
12	2368,31	78,61	3,32	1663,31	30,83	1,85	2095,68	49,05	2,34
13	1544,54	27,35	1,77	1434,41	32,68	2,28	1225,98	61,40	5,01
14	826,42	30,17	3,65	1330,80	53,74	4,04	858,66	25,08	2,92
15	1964,58	32,02	1,63	1660,62	42,10	2,54	1306,18	4,86	0,37
16	2081,20	52,62	2,53	2271,39	54,97	2,42	1960,34	43,04	2,20
17	557,33	23,30	4,18	609,65	25,81	4,23	565,61	2,80	0,50
N				228,87	7,33	3,20			

Příloha 4: Vyhodnocení stanovení mědi

Cu	1. série			2. série			3. série		
	c [mg.l ⁻¹]	smodch	RSD [%]	c [mg.l ⁻¹]	smodch	RSD [%]	c [mg.l ⁻¹]	smodch	RSD [%]
1	26,04	0,31	1,19	38,64	0,27	0,70	32,60	1,10	3,38
2	18,25	0,48	2,61	38,42	0,34	0,89	42,17	0,69	1,65
3	36,75	1,10	2,99	37,20	0,51	1,38	28,13	0,25	0,88
4	9,76	0,18	1,88	35,57	0,67	1,87	31,88	0,47	1,47
5	16,24	1,73	10,64	12,39	0,07	0,59	14,03	0,35	2,48
6	14,62	0,70	4,78	35,76	1,06	2,97	25,12	0,34	1,36
7	31,51	0,25	0,79	23,28	0,18	0,77	16,23	0,23	1,39
8	32,99	1,30	3,93	22,48	0,20	0,88	21,29	0,15	0,72
9	90,77	1,20	1,32	98,83	0,81	0,82	81,13	1,59	1,96
10	36,90	0,96	2,59	33,40	0,28	0,83	37,72	2,34	6,21
11	24,64	0,88	3,59	31,78	0,17	0,55	32,25	0,53	1,64
12	24,46	0,80	3,28	61,26	0,94	1,54	61,97	1,27	2,05
13	41,37	0,49	1,19	59,07	0,32	0,53	57,14	0,40	0,69
14	48,24	1,95	4,05	23,52	0,09	0,37	35,46	0,95	2,68
15	36,53	0,94	2,56	42,17	0,33	0,78	22,24	0,17	0,78
16	17,97	0,39	2,15	45,14	0,66	1,46	39,44	1,51	3,83
17	15,01	0,19	1,23	15,67	0,11	0,67	17,66	0,25	1,42
N				13,46	0,14	1,02			

Příloha 5: Vyhodnocení stanovení olova.

Pb	1. série			2. série			3. série		
	lokality	c [mg.l ⁻¹]	smodch	RSD [%]	c [mg.l ⁻¹]	smodch	RSD [%]	c [mg.l ⁻¹]	smodch
1	27,28	0,91	3,35	58,44	0,51	0,88	43,98	1,74	3,97
2	37,20	2,24	6,02	92,21	2,97	3,22	72,35	1,20	1,66
3	27,74	2,02	7,29	59,65	0,72	1,21	52,26	0,64	1,22
4	38,47	0,93	2,42	98,18	3,08	3,13	83,75	1,26	1,51
5	28,25	0,96	3,41	68,99	1,09	1,58	52,97	0,77	1,45
6	84,80	3,50	4,12	110,04	4,41	4,01	79,60	0,63	0,79
7	49,74	4,17	8,38	36,55	0,15	0,42	28,86	1,17	4,06
8	91,90	2,02	2,20	37,77	0,47	1,24	32,02	0,96	3,00
9	174,03	4,10	2,36	162,84	6,06	3,72	152,15	2,29	1,51
10	78,72	3,33	4,23	70,84	1,11	1,57	76,80	1,16	1,52
11	66,10	3,82	5,77	48,75	2,11	4,33	41,17	0,83	2,01
12	125,00	8,25	6,60	135,65	3,95	2,92	125,20	1,61	1,29
13	132,99	11,74	8,83	96,75	0,80	0,83	114,89	2,09	1,82
14	97,31	1,18	1,21	79,58	1,13	1,42	83,86	1,70	2,03
15	126,93	10,60	8,35	86,10	1,60	1,86	106,46	2,09	1,97
16	119,89	6,88	5,74	65,14	2,25	3,46	74,53	1,64	2,20
17	55,58	2,04	3,68	41,43	0,33	0,78	64,30	1,69	2,62
N				5,97	0,94	15,66			

Příloha 6: Vyhodnocení stanovení rtuti.

Hg lokalita	1. série			2. série			3. série		
	c [mg.l ⁻¹]	snodch	RSD [%]	c [mg.l ⁻¹]	snodch	RSD [%]	c [mg.l ⁻¹]	snodch	RSD [%]
1	0,09	0,005	5,30	0,09	0,006	6,16	0,09	0,002	2,09
2	0,17	0,006	3,53	0,18	0,002	0,98	0,19	0,012	5,95
3	0,14	0,007	5,14	0,09	0,006	6,98	0,13	0,002	1,29
4	0,09	0,006	6,10	0,12	0,003	2,45	0,18	0,016	8,72
5	0,08	0,002	2,17	0,08	0,001	1,49	0,08	0,003	3,04
6	0,09	0,002	1,91	0,16	0,009	5,70	0,09	0,002	2,44
7	0,19	0,001	0,41	0,16	0,005	3,38	0,23	0,019	8,29
8	0,18	0,003	1,56	0,14	0,005	4,01	0,10	0,002	1,59
9	0,18	0,003	1,61	0,20	0,007	3,32	0,25	0,019	7,37
10	0,17	0,001	0,59	0,17	0,010	5,70	0,14	0,010	7,41
11	0,22	0,006	2,80	0,19	0,014	7,44	0,21	0,006	2,93
12	0,20	0,011	5,47	0,25	0,001	0,50	0,23	0,005	1,98
13	0,23	0,011	4,68	0,24	0,001	0,31	0,23	0,002	0,70
14	0,24	0,007	2,68	0,15	0,003	1,96	0,23	0,008	3,33
15	0,23	0,005	2,35	0,24	0,003	1,16	0,23	0,009	3,68
16	0,17	0,006	3,37	0,11	0,006	5,47	0,20	0,011	5,35
17	0,12	0,008	7,22	0,12	0,009	7,98	0,10	0,006	6,11
N				0,06	0,008	13,36			

Příloha 7: Vyhodnocení stanovení vanadu.

V	1. série			2. série			3. série		
	lokality	c [mg.l ⁻¹]	smodch	RSD [%]	c [mg.l ⁻¹]	smodch	RSD [%]	c [mg.l ⁻¹]	smodch
1	67,61	2,45	2,62	76,19	2,76	3,63	56,16	7,05	12,56
2	75,35	2,28	3,03	119,89	3,22	2,68	94,45	6,22	6,58
3	84,55	1,98	2,34	96,72	6,51	6,73	75,03	8,92	51,89
4	70,01	2,95	0,21	111,13	5,52	4,97	43,46	5,78	53,30
5	99,06	2,67	2,70	89,45	4,30	4,80	75,61	11,51	15,22
6	131,49	12,62	9,60	123,78	5,17	0,18	118,71	11,71	24,86
7	94,27	6,82	3,24	74,25	7,67	10,33	73,18	10,70	54,62
8	92,18	2,21	0,40	76,47	2,53	0,31	90,17	1,44	1,59
9	154,57	4,09	2,65	181,80	11,28	6,21	163,55	17,60	23,71
10	132,58	21,13	15,94	126,34	18,52	14,66	115,90	18,83	56,25
11	108,19	4,52	4,18	84,81	10,28	12,12	81,95	6,28	55,66
12	143,21	20,13	14,06	114,76	10,15	0,84	104,39	10,01	59,59
13	121,81	16,01	13,14	104,15	10,97	10,53	69,29	11,63	16,79
14	87,43	3,38	3,86	102,92	3,64	3,53	93,92	2,69	2,87
15	145,82	10,40	7,13	128,62	2,86	2,22	107,38	10,90	10,15
16	153,36	14,08	1,18	175,18	7,02	4,01	146,58	14,85	1,34
17	90,59	3,09	0,42	93,73	3,66	3,90	84,36	8,33	50,87
N				55,73	1,35	1,57			

Příloha 8: Vyhodnocení stanovení zinku.

Zn	1. série			2. série			3. série		
	c [mg.l ⁻¹]	smodch	RSD [%]	c [mg.l ⁻¹]	smodch	RSD [%]	c [mg.l ⁻¹]	smodch	RSD [%]
1	172,23	0,54	0,31	159,79	1,50	0,94	148,59	2,54	1,71
2	221,18	1,35	0,61	247,95	8,97	3,62	181,46	3,01	1,66
3	281,50	1,28	0,46	326,59	3,53	1,08	207,77	5,38	2,59
4	85,27	0,23	0,27	216,78	4,78	2,20	156,43	3,42	2,19
5	157,66	2,03	1,29	118,62	5,30	4,46	204,57	2,39	1,17
6	304,74	0,69	0,23	291,23	8,37	2,87	161,50	2,33	1,45
7	126,04	2,11	1,67	116,29	6,57	5,65	63,16	2,60	4,11
8	294,58	4,62	1,57	171,60	0,68	0,39	129,32	0,80	0,62
9	373,45	5,33	1,43	331,31	5,67	1,71	393,08	4,01	1,02
10	163,31	1,17	0,72	206,03	2,45	1,19	142,06	3,14	2,21
11	215,43	0,44	0,20	155,83	0,17	0,11	82,08	1,58	1,93
12	254,25	2,22	0,87	334,45	4,36	1,30	220,43	4,98	2,26
13	268,35	3,08	1,15	324,85	7,74	2,38	171,32	0,50	0,29
14	195,70	2,32	1,19	311,56	6,65	2,13	113,87	1,92	1,68
15	236,48	2,43	1,03	320,88	0,83	0,26	163,20	0,96	0,59
16	287,29	1,92	0,67	349,21	5,15	1,47	204,63	3,30	1,61
17	78,84	1,12	1,43	144,22	1,73	1,20	60,91	3,54	5,81
N				80,23	3,49	4,36			

Příloha 9: Fotografie míst odběrů.



Lokalita č. 1



Lokalita č. 2



Lokalita č. 3



Lokalita č. 4



Lokalita č. 5



Lokalita č. 6



Lokalita č. 7



Lokalita č. 8



Lokalita č. 9



Lokalita č. 10



Lokalita č. 11



Lokalita č. 12



Lokalita č. 13



Lokalita č. 14



Lokalita č. 15



Lokalita č. 16



Lokalita č. 17