

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

Katedra vodního hospodářství a environmentálního modelování

**Porovnání depozice partikulárních částic v okolí silnice  
první třídy I/3 a nového úseku dálnice D3.**

Bakalářská práce

**Vedoucí práce:** doc. Mgr. Marek Vach, Ph.D.

**Autor práce:** Petr Frühbauer

Praha 2017

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Petr Frühbauer

Aplikovaná ekologie

Název práce

Porovnání depozice partikulárních částic v okolí silnice první třídy I/3 a nového úseku dálnice D3.

Název anglicky

Comparison of particulate matter deposition around first class road I/3 and the new section of highway D3.

Cíle práce

Literární rešerše na téma těžkých kovů emitovaných silniční dopravou. Porovnání depozice partikulárních částic mezi jednotlivými sledovanými oblastmi. Vyhodnocení a statistická analýza získaných dat.

Metodika

Terénní sběr deponovaných prachových částic na rostlinách a v půdních vzorcích podél sledovaných oblastí. Laboratorní analýza partikulárních částic získaných oplachy zředěným roztokem kyseliny dusičné a půdními výluhy. Vyhodnocení a vyvození závěru z dat použitím vhodných statistických metod.

**Doporučený rozsah práce**

35 stran textu

**Klíčová slova**

těžké kovy, znečištění, automobilová doprava, depozice, polévatý prach

---

**Doporučené zdroje informací**

BENCKO, V., CIKRT M., LENER J. Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. Praha: Grada, 1995. ISBN 80-7169-150-X

BRANIŠ, M., HŮNOVÁ, I. Atmosféra a klima. Aktuální otázky ochrany ovzduší. Praha: Karolinum, 2009. ISBN: 978-80-246-1598-1

VYSOUDIL, M. Ochrana ovzduší. Olomouc: Univerzita Palackého, 2002. ISBN 80-244-0400-1

---

**Předběžný termín obhajoby**

2016/17 LS – FŽP

**Vedoucí práce**

doc. Mgr. Marek Vach, Ph.D.

**Garantující pracoviště**

Katedra vodního hospodářství a environmentálního modelování

---

Elektronicky schváleno dne 7. 9. 2016

doc. Ing. Martin Hanel, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 6. 10. 2016

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 11. 04. 2017

---

### **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracoval samostatně pod vedením doc. Mgr. Marka Vacha, Ph.D., a že jsem uvedl všechny literární prameny, ze kterých jsem čerpal.

V Praze dne: .....

Podpis: .....

## **Poděkování**

Děkuji panu doc. Mgr. Marku Vachovi, Ph.D. za vedení práce a konzultování průběhu práce. Déle děkuji Ing. Lucii Součkové za výpomoc v laboratoři při stanovení obsahu těžkých kovů v jednotlivých vzorcích.

## Abstrakt

Tato práce se zabývá vlivem automobilové dopravy na životní prostředí v okolí dvou typů silnic. Vzájemné porovnání mezi lokalitami je vyjádřeno pomocí jednotlivých koncentrací vybraných těžkých kovů, obsažených v partikulárních částicích podél dálnice D3 a silnice I/3. Z toho důvodu byly v rámci jednoho dne provedeny odběry půdních a rostlinných vzorků, ze kterých se extrahovaly vybrané látky a následně analyzovaly v laboratoři pomocí AAS. Práce je zaměřena na 5 prvků: Zn, Cu, Ni, Pb a Cd, jejichž koncentrace ve vzorcích sloužily jako ukazatel míry znečištění v zájmových oblastech. Grafického znázornění výsledných koncentrací a zodpovězení základních otázek se docílilo pomocí vhodných statistických metod.

Vzhledem k tomu, že rostlinné vzorky jsou ukazatelem krátkodobé depozice, je ve výsledných koncentracích výrazný rozdíl oproti hodnotám, naměřeným u půdních vzorků. Vyšší koncentrace těžkých kovů v půdách však lépe vystihují nerovnoměrnost znečištění mezi jednotlivými lokalitami. U některých látek, jako např. u Zn, Cu či Pb, je též možné sledovat několikanásobně vyšší hodnoty koncentrací v určité oblasti, což může značit zvýšenou dopravní činnost dané lokality.

### Klíčová slova:

těžké kovy, automobilová doprava, znečištění ovzduší, prachové částice

## Abstract

This thesis examines the influence of car traffic on the environment in the surroundings of two types of roads. Comparison between two locations is expressed as the concentration of selected heavy metals contained in particulate matter along the highway D3 and the first class road I/3. The soil and plant samples were collected in one day, then selected elements were extracted and analyzed by AAS in laboratory.

The main focus was on five elements: zinc, copper, nickel, lead and cadmium. Concentration of each sample was used as indicator of pollution in observed areas. Graphs of final concentrations were attained by using appropriate statistical methods and also some basic questions were answered.

The results show a significant difference between final concentrations, which is caused by two types of samples. Unlike soil, plant samples are indicator of short term deposition. Despite of that, higher concentrations of heavy metals in soils are better indicators of unevenness contamination between two locations. Concentration of some elements, such as zinc, copper and lead, was significantly higher in certain places, which may indicate an increased transport activity of these areas.

### Keywords:

heavy metals, car traffic, air pollution, particulate matter

## Obsah

1. Úvod.....	10
2. Cíle práce .....	11
3. Vliv silniční dopravy na ŽP .....	12
3.1 Stav znečištění ovzduší v ČR .....	12
3.2 Atmosférický aerosol .....	12
3.2.1 Partikulární částice .....	13
3.2.2 Atmosférická depozice PM .....	15
4. Těžké kovy.....	17
4.1 Těžké kovy z automobilové dopravy .....	17
4.2 Vybrané těžké kovy .....	18
4.2.1 Kadmium.....	18
4.2.2 Měď.....	18
4.2.3 Nikl.....	19
4.2.4 Olovo.....	19
4.2.5 Zinek .....	20
4.3 Těžké kovy v prostředí .....	21
4.4 Toxicita těžkých kovů a vliv na organismy.....	22
5. Metodika .....	23
5.1 Terénní část .....	23
5.1.1 Lokality výzkumu .....	23
5.1.2 Odběrový materiál.....	25
5.2 Laboratorní analýza .....	25
5.2.1 Atomová absorpční spektrometrie .....	26
6. Výsledky .....	29
6.1 Statistická analýza .....	29
6.1.1 Analýza půdních vzorků .....	30
6.1.2 Analýza rostlinných vzorků.....	31
6.1.3 Porovnání dlouhodobé a krátkodobé depozice .....	31
7. Diskuze .....	34
8. Závěr .....	38



## Seznam použitých zkratk

AAS: atomová absorpční spektrometrie

ČHMÚ: Český hydrometeorologický ústav

ETA: elektrotermická atomizace

FAAS: plamenová atomová absorpční spektrometrie

ISKO: Informační systém kvality ovzduší

PAH: polycyklické aromatické uhlovodíky

PM<sub>10</sub>: prachové částice menší než 10 μm

PM<sub>2,5</sub>: prachové částice menší než 2,5 μm

ppm: parts per million (miliontina z celku)

REZZO: Registr emisí a zdrojů znečištění ovzduší

RPM: otáčky za minutu

TZL: tuhé znečišťující látky

ŽP: životní prostředí

# 1. Úvod

Ochrana vnějšího ovzduší je jedním ze základních cílů ochrany životního prostředí. Přestože se stav ovzduší v porovnání s devadesátými lety výrazně zlepšil, patří Česká republika stále k jedné z nejméně znečištěných oblastí v Evropě (Hemerka a Vybíral 2010). V současné době se jako nejméně problematické jeví zejména emise z obtížně regulovatelných zdrojů znečištění, které zahrnují mobilní zdroje a lokální topeniště. Konkrétním problémem jsou převážně suspendované částice (TZL), přízemní ozon a polycyklické aromatické uhlovodíky (PAH). Nadlimitní koncentrace přízemního ozonu jsou opakovaně zjišťovány na většině území ČR, zvýšené koncentrace TZL a PAH jsou problémem zejména v průmyslových a dopravně zatížených oblastech nebo v malých sídlech. Klesající trend znečištění těmito látkami se po roce 2000 výrazně zpomalil a v současnosti vykazuje spíše stagnaci či dokonce mírný nárůst v porovnání s předchozími lety (CENIA 2008).

Zastoupení energetických a průmyslových zařízení je v Jihočeském kraji poměrně nízké, z čehož plyne, že je důležité klást větší důraz na sledování emisí, vznikajících z dopravy a lokálních topenišť, které zde tvoří hlavní zdroje znečištění atmosféry. Mezi lety 2000 až 2015 byl v tomto kraji zaznamenán celkový pokles znečišťujících látek, přičemž nejvýraznější úbytek byl evidován u TZL (o 46,9%). I přes výrazné zlepšení kvality ovzduší tohoto regionu byl v roce 2015 opakovaně překročen denní imisní limit pro suspendované částice PM<sub>10</sub> (monitorovací stanice Tábor) (Kratina a kol. 2015).

Ačkoli se dá díky monitorovacím stanicím snadno určit míra znečištění jednotlivými látkami v dané oblasti, jedná se stále o ekonomicky nákladnou metodu, uplatňovanou převážně v urbanizovaných oblastech, zejména za účelem stanovení expozice populací znečišťujícím látkám a hodnocení dopadu na zdraví populací, s čímž souvisí též případná opatření ke zlepšení situace (Bartoňová a kol. 2003). Z toho důvodu je vcelku nereálné pokrytí celé silniční a dálniční sítě ČR monitorovacími stanicemi tak, aby zaznamenávaly stav ovzduší v blízkosti jednotlivých komunikací. Využitím vhodných terénních metod a následnou chemickou analýzou, jako je tomu i v této práci, lze získat kvalitní data, zaznamenávající stav znečištění podél vybraného úseku konkrétní komunikace.

## 2. Cíle práce

Bakalářská práce se zabývá množstvím těžkých kovů, vázaných na partikulární částice, které jsou do okolí silnic emitovány automobilovou dopravou. Hlavním cílem této práce je porovnání koncentrace těžkých kovů, deponovaných na okrajové zeleni a v půdě, podél úseku dvou odlišných druhů silnic, vedoucích ve vzájemně totožném směru. V souvislosti s tím je důležitým cílem též literární rešerše, pojednávající především o současném vlivu automobilové dopravy na životního prostředí z hlediska kontaminace těžkými kovy. Předpokladem je správné vyhodnocení dat za použití vhodných statistických metod pro danou práci. V závěru může být práce brána jako jeden z možných zdrojů pro budoucí výzkumy, zabývající se stavem znečištění v této oblasti, převážně pak po dokončení výstavby celé dálnice D3, která by měla pozměnit dopravu v obou sledovaných oblastech.

### 3. Vliv silniční dopravy na ŽP

Zdroje znečišťující ovzduší se dělí do dvou základních kategorií, a to na zdroje stacionární a mobilní (Hemerka a Vybíral 2010). V závislosti na velikosti či tvaru se rozdělují též na tzv. bodové, plošné a liniové zdroje znečištění, z nichž právě liniové, mobilní zdroje tvoří doprava dálnic a silnic (Skácel a Tekáč 2002). V atmosféře pak dochází k rozptylu znečišťujících látek do okolí v původní (primární) i pozměněné (sekundární) formě, která je mnohdy ještě více nebezpečná (Hemerka a Vybíral 2010). Faktory ovlivňující kvalitu ovzduší jsou fyzikální, chemické i biologické povahy. Emise těžkých kovů, jejich vázání na pevné částice a následná depozice je součástí chemických faktorů kvality ovzduší (Bartoňová a kol. 2003).

#### 3.1 Stav znečištění ovzduší v ČR

Množství znečišťujících látek ovzduší v ČR má od 90. let minulého století klesající charakter, přesto dochází na řadě lokalit k překročení některých limitů. Největší problém v současnosti tvoří  $PM_{10}$  a  $PM_{2,5}$ , dále benzo[a]pyren a přízemní ozon. Doprava se na zvýšených koncentracích znečišťujících látek podílí převážně ve větších městech. Denní imisní limit  $PM_{10}$  byl v roce 2015 překročen na 2,5 % území ČR a roční imisní limit částic  $PM_{2,5}$  byl překročen na 0,9 % území (ČHMÚ 2016).

Z důvodu evidence zdrojů znečišťování byl od roku 1974 v ČR vyvíjen tzv. registr emisí a zdrojů znečištění ovzduší [REZZO]. Dnes je REZZO součástí Informačního systému kvality ovzduší [ISKO], který spadá pod Český hydrometeorologický ústav [ČHMÚ]. Slouží též jako výchozí databáze mezinárodního programu emisního informačního systému EU či kooperativního programu monitorování a vyhodnocování dálkového přenosu látek, znečišťujících ovzduší v Evropě. Jedná se o jediný zdroj zaznamenávající emisní bilanci a časový vývoj znečišťování ovzduší v ČR. Silniční a dálniční doprava, spolu s ostatními mobilními zdroji emisí, se řadí do kategorie REZZO 4 (Hemerka a Vybíral 2010).

#### 3.2 Atmosférický aerosol

Atmosférický aerosol je definován jako soubor tuhých, kapalných nebo směsných částic o velikosti od 1 nm do 100  $\mu m$ , které se v atmosféře vyskytují minimálně po dobu umožňující jejich detekci. Podílí se významně na důležitých

atmosférických dějích. Předmětem sledování je převážně jeho koncentrace v ovzduší, velikostní distribuce jednotlivých částic a množství toxických látek, které se na částice vážou. Důležitý je též tvar částic, který společně s ostatními parametry určuje chování aerosolu v atmosféře. Největší zastoupení zaujímají částice o velikosti 0,3  $\mu\text{m}$ , které jsou pouhým okem nerozlišitelné. Nejmenší viditelné částice mají velikost 50  $\mu\text{m}$  a společně s ostatními viditelnými částicemi je jejich pohyb v atmosféře dán převážně setrvačnými silami a gravitací (Bartoňová a kol. 2003).

Jednotlivé částice aerosolu lze rozdělit v závislosti na velikosti na hrubé a jemné, přičemž přechodnou hranici tvoří částice o velikosti 2,5  $\mu\text{m}$ . Distribuční módy jemného aerosolu se dále dělí na nukleační (20 nm) a akumulární (300 nm). Nukleační částice vznikají vysokoteplotními procesy a fotochemickými reakcemi v atmosféře, kde v důsledku koagulace vytváří shluky. Vyznačují se vysokou reaktivitou a jejich doba setrvání v atmosféře je velmi krátká (max. desítky minut). Akumulární částice vznikají zejména v důsledku kondenzace plynů a vody, přičemž tvoří podstatnou část hmotnosti atmosférického aerosolu. Doba setrvání v atmosféře je delší, než u částic nukleačních (dny až týdny). Výskyt hrubých částic v ovzduší, tvořených převážně prachem, je silně závislý na jejich velikosti. Doba jejich setrvání v atmosféře je dána rovnováhou mezi sedimentačními ději a turbulentním promícháváním v přízemní vrstvě atmosféry. U menších částic se síla jejich adheze zvyšuje, což zabraňuje jejich samovolnému uvolňování, zatímco větší částice se do atmosféry uvolňují snadněji za vzniku shluků (Bartoňová a kol. 2003).

### 3. 2. 1 Partikulární částice

Partikulární částice jsou tuhé znečišťující látky, nacházející se nejčastěji jako frakce  $\text{PM}_{10}$  nebo  $\text{PM}_{2,5}$ , které se výrazně podílejí na zhoršení kvality ovzduší (Hemerka a Vybíral 2010). Zdroje PM mohou být přirozeného (mořská sůl, prach ze zemské kůry, pyl, sopečný popel) i antropogenního (částice z tepelných elektráren, lokálních topenišť, dopravy) původu (Jandačka a Durčanská 2014). Dle způsobu vzniku lze tuhé částice rozdělit na prach, popílek, dým, kouř a suspendované částice. Jako popílek jsou označovány částice vznikající během spalování pevných paliv (Hemerka a Vybíral 2010). Shlukem pevných částic menších než 0,05  $\mu\text{m}$ , vznikajících kondenzací par emitovaných při vysokých teplotách, dochází k tvorbě dýmu. Kouř je svým složením podobný dýmu, vzniká však během nedokonalého

spalování a obsahuje kromě tuhých částic též částice kapalné. Hrubší částice o velikosti 0,5  $\mu\text{m}$ , vznikající působením mechanických sil na pevnou hmotu jsou označovány jako prach (Bartoňová a kol. 2003). Jemné částice atmosférického prachu, setrvávajícího delší dobu ve stavu vznosu, který jim umožňuje přenos na delší vzdálenosti, mohou být označovány též jako suspendované částice (Hemerka a Vybíral 2010). Zvláštní kategorii tvoří bioaerosol, kterým jsou např. viry, bakterie, houby a jejich části, spory nebo pyl (Bartoňová a kol. 2003).

Z dopravy se kromě výfukových plynů dostávají do ovzduší také resuspenzí, která je výrazná převážně v urbanizovaných oblastech (Jandačka a Durčanská 2014). Na vzniku oblastí se zvýšenou koncentrací PM se významně podílejí též klimatické a rozptylové podmínky (Hemerka a Vybíral 2010).

Vstup PM do ovzduší, jejich reakce a následný propad tvoří koloběh jednotlivých látek v atmosféře a umožňuje tak transport částic na značné vzdálenosti. Silniční dopravou a jinými antropogenními zdroji znečištění se pomocí fyzikálně chemických sil dostávají tyto látky přímo do atmosféry. Významný přechod částic mezi litosférou a atmosférou, kdy se PM dostávají zpět do atmosféry, je způsoben převážně větrnou činností a resuspenzí z povrchu vozovky. Výstupem PM z atmosféry jsou sedimentační děje, jejichž rychlost závisí na velikosti částic a klimatických podmínkách v dané oblasti (Bartoňová a kol. 2003).

K vázání těžkých kovů a jiných toxických látek dochází převážně na jemných PM (Hemerka a Vybíral 2010). Jejich zvýšená koncentrace má negativní dopad na zdraví lidí, kde působí na dýchací cesty, kardiovaskulární systém, imunitu a nervový systém. Průnik do organismu je závislý na velikosti částic, přičemž velmi jemné částice o průměru menším než 0,1  $\mu\text{m}$  mohou proniknout až do mozku. Výzkumy ukázaly, že v oblastech s vyšší úrovní atmosférického znečištění byla zaznamenána o 15-20 % větší úmrtnost a odhadují v průměru až o 8,6 měsíců kratší dobu života pro obyvatele EU z důvodu expozice  $\text{PM}_{2,5}$ . Kromě vlivu na zdraví mají PM vliv také na klimatické změny a ekosystém (Jandačka a Durčanská 2014).

**Tab. 1:** Imisní limity vyhlášené pro ochranu zdraví lidí a povolený počet jejich překročení za kalendářní rok dle § 44 zákona č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, v platném znění.

Znečišťující látka	Doba průměrování	Imisní limit	Maximální počet překročení
částice PM <sub>10</sub>	24 hodin	50 µg.m <sup>-3</sup>	35
částice PM <sub>10</sub>	1 kalendářní rok	40 µg.m <sup>-3</sup>	0
částice PM <sub>2,5</sub>	1 kalendářní rok	25 µg.m <sup>-3</sup>	0

Monitorovací stanice, zaznamenávající hodinové koncentrace PM<sub>10</sub> v okolí, umožňují výpočet indexu kvality ovzduší, který zohledňuje možný vliv na stav obyvatelstva v dané oblasti. Tab. 2 znázorňuje jednotlivé kategorie kvality ovzduší v závislosti na mezních koncentracích PM<sub>10</sub>, odvozených na základě statistické analýzy mezi 24 h a 1 h koncentracemi. K výpočtu indexu se kromě PM<sub>10</sub> sledují ještě další znečišťující látky, kterými jsou: SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, CO a O<sub>3</sub> (ČHMÚ 2017).

**Tab. 2:** Index kvality ovzduší pro 1 h data PM<sub>10</sub> (kategorie kvality ovzduší) (ČHMÚ 2017).

Index	Kvalita ovzduší	PM <sub>10</sub> 1 h (µg.m <sup>-3</sup> )
1	velmi dobrá	0-20
2	dobrá	> 20-40
3	uspokojivá	> 40-70
4	vyhovující	>70-90
5	špatná	>90-180
6	velmi špatná	>180

### 3. 2. 2 Atmosférická depozice PM

Atmosférickou depozicí lze označit samočistící proces atmosféry, kdy dochází k přenosu či propadu různých látek z atmosféry směrem k zemskému povrchu. Vyjádřena je jako hmotnost sledované látky na jednotku plochy za určité časové období (g.m<sup>-2</sup>.rok<sup>-1</sup> nebo kg.km<sup>-2</sup>.rok<sup>-1</sup>). Ačkoli se jedná o samovolné čištění atmosféry, má tento proces negativní dopad na ostatní složky životního prostředí (hydrosféru, pedosféru, kryosféru a biosféru). V závislosti na způsobu usazování látek se atmosférická depozice dělí na mokrou a suchou. Mokrá depozice je spojena s atmosférickými srážkami, a to jak z vertikálními, tak horizontálními (Bartoňová a kol. 2003).

### **Suchá atmosférická depozice**

Jedná se o přímý přenos tuhých látek a plynů z ovzduší na vegetaci, zemský povrch a oceány. Oproti mokré depozici je mnohem pomalejší, probíhá však neustále i bez výskytu srážek. Je častější v oblastech přímého vlivu emisních zdrojů. Pevné částice se usazují zejména pomocí gravitační sedimentace, plynné látky jsou pak vázány adsorpcí na povrch nebo absorpcí rostlinnými organismy. Faktory ovlivňující suchou atmosférickou depozici jsou převážně atmosférické turbulence, chemické vlastnosti deponovaných látek a podstata povrchu, na který jsou látky deponovány (Bartoňová a kol. 2003).



## 4. Těžké kovy

Těžké kovy lze definovat jako kovové prvky, které mají relativně vysokou hustotu ve srovnání s vodou. Za předpokladu, že spolu souvisí váha a toxicita, zahrnují těžké kovy i metaloidy, jako je např. arzén, který je schopný vyvolat toxický účinek už při velmi nízké úrovni expozice (Tchounwou a kol. 2012). V některých případech se rozdělují do 3 samostatných skupin, a to na kovy stopové, vyskytující se v organismech a životním prostředí ve velmi nízkých koncentracích (menších než 10 ppm), dále kovy těžké, jejichž specifická hmotnost je vyšší než  $5 \text{ g.cm}^{-3}$  a kovy toxické, které při daných koncentracích působí negativně na organismy (Kafka a Punčochářová 2002; Tchounwou a kol. 2012).

### 4.1 Těžké kovy z automobilové dopravy

Těžké kovy z dopravy se do prostředí dostávají výfukovými plyny a abrazí povrchu, největší podíl jejich emisí je však způsoben opotřebením pneumatik a brzdových destiček (Duong a Lee 2011). Pneumatiky obsahují převážně zinek, který se využívá ve formě oxidu zinečnatého (ZnO) během procesu vulkanizace. Kromě zinku obsahují i mnoho jiných těžkých kovů, mezi které patří též nikl, měď, kadmium a olovo. Brzdové destičky jsou mimo jiné těžké kovy významným kontaminantem mědi (Adachi a Tainosho 2004).

Míra kontaminace závisí na mnoha faktorech: typ, množství a rychlost vozidel, druh silnice, charakter okolního prostředí či meteorologických podmínkách. Studie zabývající se úrovní kontaminace těžkými kovy v silničním prachu ukazuje, že celková koncentrace těžkých kovů v PM je mnohem vyšší v oblasti dálnic ve srovnání s ostatními silnicemi s povolenou rychlostí do 90 km/h, což je nejspíše způsobeno zvýšenou spotřebou energie společně s vyšším opotřebením pneumatik v důsledku větší rychlosti vozidel. Zároveň vykazuje zvýšené koncentrace na betonovém povrchu silnic, který je drsnější a způsobuje tak větší opotřebením pneumatik oproti asfaltovému povrchu, který obsahuje menší množství těžkých kovů. Mezi další zdroje kontaminace prostředí je možné zařadit též korozi vozidel (Duong a Lee 2011).

## 4. 2 Vybrané těžké kovy

### 4. 2. 1 Kadmium

Kadmium bylo poprvé objeveno v roce 1817 jako doprovodný prvek zinkové rudy (Kafka a Punčochářová 2002). V přirozeném prostředí se mimo jiné nachází v některých minerálech, jako je např. greenockite (CdS) (Bobrovská a kol. 2013). Poměrně hojně je obsažen i v zemské kůře, kde je jeho průměrná koncentrace okolo  $0,1 \text{ mg.kg}^{-1}$ , nejvíce se však akumuluje v sedimentárních horninách a mořských fosfátech, které obsahují až  $15 \text{ mg.kg}^{-1}$  kadmia (Tchounwou a kol. 2012).

Jedná se o velmi měkký, ohebný a kujný kov, namodrale-bílé barvy. Díky své odolnosti vůči korozi se používá k tvorbě ochranných vrstev jiných kovů. Zároveň je též dobrým vodičem elektrického proudu, v EU bylo však jeho používání do různých elektronických zařízení v minulosti zakázáno (Bobrovská a kol. 2013). Kromě přidávání do některých typů baterií a procesů úpravy zinkových a olovených rud dochází k jeho kontaminaci do prostředí i v zemědělství, při spalování fosilních paliv, při výrobě pigmentů do barev a plastů nebo během kouření (Kafka a Punčochářová 2002).

Z hlediska vlivů na organismy se jedná o látku nebezpečnou pro životní prostředí, taktéž hodnocenou jako prokázaný karcinogen, přičemž denní příjem činí  $0,012\text{--}0,150 \text{ mg}$ . Toxická dávka je  $3\text{--}330 \text{ mg}$  a smrtelná dávka  $1,5\text{--}9 \text{ g}$  (Bobrovská a kol. 2013).

### 4. 2. 2 Měď

Načervenalé zbarvený kov s typicky kovovými vlastnostmi (ohebný, kujný s jasným kovovým leskem a dobrou tepelnou i elektrickou vodivostí). Ve formě ryzí se v přírodě vyskytuje vzácně, většinou je součástí různých minerálů, kterými jsou např. chalkopyrit ( $\text{CuFeS}_2$ ), chalkozin ( $\text{Cu}_2\text{S}$ ), covellin ( $\text{CuS}$ ), kuprit ( $\text{Cu}_2\text{O}$ ) nebo malachit  $\text{Cu}(\text{OH})_2\text{CuCO}_3$  (Bobrovská a kol. 2013).

Měď je jedním z nejdůležitějších kovů a je využívána už více jak 5000 let (Bobrovská a kol. 2013). V dnešní době se využívá převážně jako elektrotechnický materiál (dráty, kabely), při výrobě slitiny (mosaz, bronz, Monel), v chemickém průmyslu a zemědělství nebo k výrobě fotovoltaických solárních článků (Kafka a Punčochářová 2002; Bobrovská a kol. 2013). Procesy výroby a využívání mědi a jejích

slitin jsou společně s komunálním odpadem významnými kontaminanty životního prostředí (Kafka a Punčochářová 2002). Určité množství mědi je důležité pro fyziologické a metabolické funkce živých organismů a její nedostatek či přebytek v těle má za následek různé druhy onemocnění. Denní příjem mědi je přibližně 3 mg, toxický příjem činí 250 mg (Bobrovská a kol. 2013).

#### 4. 2. 3 Nikl

Nikl byl objeven v roce 1751 jako součást gersdorfitu ( $\text{NiAsS}$ ). Vlastnostmi a svou stříbrně bílou barvou s vysokým leskem se podobá železu a kobaltu. Jedná se o tvrdý, velmi ohebný, středně silný, odolný, kujný a vysoce antikorozi kov. Stejně jako železo a kobalt je i nikl feromagnetický. Taktéž může být i vodičem tepla a elektrického proudu, přičemž jeho vlastnosti závisí ve značné míře na jeho čistotě. V ryzi formě se nikl vyskytuje velmi vzácně (v meteoritech), převážně je však součástí minerálů: smaltin ( $\text{Ni, Co, Fe As}_2$ ), pentlandit ( $\text{Ni, Fe}_9 \text{S}_8$ ), nikelin  $\text{NiAs}_2$  a garnierit ( $\text{Ni, Mg H}_2\text{SiO}_4$ ) (Bobrovská a kol. 2013).

Intenzivně využíván byl již mnohem dříve před jeho elementárním určením (Bobrovská a kol. 2013). Nyní jsou největším zdrojem jeho kontaminace procesy úpravy rud, hutě a rafinérie. Využívá se při výrobě dobíjecích baterií, k pokovování a tvorbě slitiny (nerezové oceli), do kosmetických přípravků nebo jako pigmenty a barviva v keramice a je uvolňován během kouření (Kafka a Punčochářová 2002; Bobrovská a kol. 2013).

Stejně jako měď je i nikl důležitý pro některé organismy, kde slouží jako aktivní centrum tvorby různých esenciálních živin. Při vnějším kontaktu však může vyvolat alergické reakce. Některé prachové částice různých sulfidů niklu jsou společně s dalšími jeho sloučeninami karcinogenní. Denní příjem organismy je 300  $\mu\text{g}$ , toxická dávka činí 50 mg. Vysoce toxický je pak karbonyl niklu  $\text{Ni(CO)}_4$ , který je též při kontaktu se vzduchem výbušný (Bobrovská a kol. 2013).

#### 4. 2. 4 Olovo

Olovo je modro-bíle zbarvený lesklý kov, který v normálních podmínkách přirozeně oxiduje a vytváří tak nerozpustnou, matně šedou, ochrannou vrstvu. Z hlediska vlastností se jedná o velmi měkký, vysoce kujný a lehce tvárný kov s poměrně nízkým bodem tání a vysokou hustotou. Vzhledem k jeho vlastnostem je

špatným vodičem elektrického proudu a tepla. Výskyt čistého olova v přírodě je vzácný, nejčastěji se nachází ve formě minerálů: galenit ( $\text{PbS}$ ), cerusit ( $\text{PbCO}_3$ ), krokoit ( $\text{PbCrO}_4$ ) a anglesit ( $\text{PbSO}_4$ ) (Bobrovská a kol. 2013).

Dříve byl tento kov emitován z dopravy využíváním olovnatého benzínu, který tvořil hlavní zdroj kontaminace prostředí různými sloučeninami olova (Kafka a Punčochářová 2002). Od roku 1970 se díky snahám o snížení expozice prováděla různá omezení ve smyslu snižování množství olova v benzínech, nátěrových hmotách a v potravinářství (Tchounwou a kol. 2012). V současné době je prodej, výdej nebo používání olovnatého motorového benzínu zakázáno dle § 5 zákona č. 311/2006 Sb., o pohonných hmotách a čerpacích stanicích pohonných hmot a o změně některých souvisejících zákonů, v platném znění. Přesto je olovo z dopravy stále emitováno využíváním různých mazacích olejů a opotřebením pneumatik či ložisek (Duong a Lee 2011). Dalšími zdroji kontaminace olovem jsou úpravny rud, hutě, rafinérie, chemický průmysl a zemědělství, přidává se do glazur a některých pigmentů, využívá se pro výrobu olovnatého skla a je součástí akumulátorů (autobaterií) (Kafka a Punčochářová 2002; Bobrovská a kol. 2013). Je též součástí fotovoltaických článků a IR detektorů nebo se též přidává do mosazi, ke snížení opotřebením výsledných produktů (Tchounwou a kol. 2012).

Do těla se olovo dostává převážně inhalací prachu a aerosolu nebo požitím kontaminovaných potravin a vody, což má negativní dopad na funkci mnoha orgánů, převážně pak na centrální nervovou soustavu (Tchounwou a kol. 2012). Denní příjem se pohybuje mezi 0,06–0,5 mg, toxická dávka je 1 mg a smrtelná dávka 10 g (Bobrovská a kol. 2013).

#### 4. 2. 5 Zinek

Namodralý, lesklý kov, při běžných teplotách poměrně tvrdý a křehký s relativně nízkým bodem tání. Zinek se v ryzí formě nachází pouze v meteoritech, převážně je však součástí minerálů sfalerit a wurtzit ( $\text{ZnS}$ ), smithsonit ( $\text{ZnCO}_3$ ) a willemit ( $\text{Zn}_2\text{SiO}_4$ ). Zmínky o využívání zinku jsou zaznamenány už dávno před jeho elementárním určením, dnes se jedná o jeden z nejpoužívanějších kovů (Bobrovská a kol. 2013). Nejvíce je využíván v procesu galvanizace jako ochrana proti korozi a k výrobě různých slitin (mosaz, bronz). Další využití zinku je např. při výrobě baterií, pigmentů do barev (včetně luminiscenčních pigmentů), keramický glazur nebo

v zemědělství. Také je součástí komunálních odpadů a uvolňuje se během kouření (Kafka a Punčochářová 2002; Bobrovská a kol. 2013).

Jedná se o esenciální stopový prvek organismů a je též využíván jako doplněk stravy. Nachází se v různých proteinech a je důležitý převážně z hlediska genetiky. Toxicita zinku a jeho sloučenin je poměrně nízká a vznik případných onemocnění způsobuje spíše jeho nedostatek. Denní příjem zinku je kolem 8 až 14 mg, toxická dávka je 150-600 mg a smrtelná 6 g (Bobrovská a kol. 2013).

**Tab. 3:** Imisní limit pro celkový obsah znečišťující látky v částicích PM<sub>10</sub> vyhlášené pro ochranu zdraví lidí dle § 44 zákona č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, v platném znění.

Znečišťující látka	Doba průměrování	Imisní limit
<b>Kadmium</b>	1 kalendářní rok	5 ng.m <sup>-3</sup>
<b>Nikl</b>	1 kalendářní rok	20 ng.m <sup>-3</sup>

Pro zbylé těžké kovy této práce (Cu, Pb a Zn) nejsou v zákonu č. 201/2012 Sb. o ochraně ovzduší uvedeny limitní hodnoty obsahu těžkých kovů v částicích PM<sub>10</sub>.

### 4.3 Těžké kovy v prostředí

V přírodě se kovy mohou nacházet jak ve formě ryzí, tak i ve formě sloučenin (solí) a to ve všech skupenstvích (Kafka a Punčochářová 2002). Vyskytují se v zemské kůře a k jejich transportu do okolí dochází též přirozenými procesy, kterými jsou například zvětrávání a vulkanická erupce. Většina znečištění je ale způsobena antropogenními činnostmi (viz zdroje kontaminace jednotlivých prvků) (Tchounwou a kol. 2012). V ŽP se kovy běžně pohybují v migračních cyklech, které jsou přirozeného i antropogenního původu. (Kafka a Punčochářová 2002).

**Tab. 4:** Mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových prvků v půdě (ukazatele pro hodnocení půd) dle § 14 vyhlášky č. 437/2016 Sb.

<b>Mezní hodnoty koncentrací prvků v extraktu lučavkou královskou v mg. kg<sup>-1</sup> sušiny v půdě</b>					
	<b>Cd</b>	<b>Cu</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>Běžné půdy</b>	0,5	60	50	60	120
<b>Lehké půdy</b>	0,4	45	45	55	105

Tab. 4 vymezuje maximální hodnoty vybraných rizikových prvků v půdě, při jejichž překročení by mohlo dojít k poškození funkcí půdy a složek životního prostředí dle § 14 vyhlášky č. 437/2016 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., v platném znění.

#### 4.4 Toxicita těžkých kovů a vliv na organismy

Z důvodu nárůstu využívání těžkých kovů v různých odvětvích lidské činnosti dochází ke zvýšené expozici všech organismů, což má negativní dopad na jejich zdraví (Tchounwou a kol. 2012). Expozice může být brána jako vnější, tj. taková, se kterou přichází organismy do styku ve vnějším prostředí nebo vnitřní, která sleduje množství látek proniklých do těla organismu. Zároveň je velmi důležitá také doba, po kterou je organismus vystaven dané škodlivé látce. Dlouhodobé expozici jsou v okolí silnic vystaveny převážně rostliny ve vegetačním období, z nichž některé dokáží kumulovat nežádoucí látky ve svém těle. Krátkodobá expozice je častá pro většinu organismů a její negativní účinek se zvyšuje s jejím opakováním (Bartoňová a kol. 2003).

Hlavními vstupními branami iontů těžkých kovů do organismu jsou dýchací ústrojí, trávicí ústrojí a kůže. Po určité době od expozice organismu se ionty dostávají do krve, kde se vážou na specifické bílkoviny krevní plazmy ( $\alpha$ -2-makroglobulinu a  $\beta$ -2-mikroglobulinu) nebo přímo na červené krvinky, které umožňují transport těžkých kovů po celém organismu a následně ovlivňují nebo se akumulují ve vybraných orgánech, kterými jsou např. mozek, játra, ledviny, plíce či srdce. Akumulace těžkých kovů v orgánech může vyvolat účinky chronické otravy, mezi které patří také karcinogenita a mutagenita. Díky schopnosti vázat své kationty na thiolovou skupinu – SH, karboxylovou skupinu – COOH nebo aminoskupinu – NH<sub>2</sub> působí těžké kovy také na enzymatické funkce a genetické informace organismu (Kafka a Punčochářová 2002). Některé z nich (Cu, Ni a Zn) jsou však ve stopovém množství velice důležité pro různé biochemické a fyziologické funkce, přičemž jejich nedostatek může naopak vést ke vzniku různých onemocnění. Rozsah koncentrace, který určuje, zda je prvek užitečný nebo toxický pro organismus, je pro některé kovy velmi úzký, jako je tomu v případě mědi (Tchounwou a kol. 2012). Biologický poločas (doba, za kterou tělo vyloučí polovinu toxické látky) je pro každý kov jiná. Např. chrom se v těle vyskytuje pouze několik dnů, na rozdíl od kadmia a olova, které se v těle organismu mohou vyskytovat 20 až 30 let (Kafka a Punčochářová 2002).

## 5. Metodika

### 5.1 Terénní část

V oblasti podél úseků silnice první třídy I/3 a dálnice D3, mezi Tábořem a Veselí nad Lužnicí, bylo odebráno celkem 20 rostlinných a 20 půdních vzorků tak, aby se počet vzorků shodoval u obou silnic, přičemž půdní a rostlinný vzorek byl vždy odebírán na stejném místě. Vzdálenost odběru jednotlivých vzorků od silnice se pohybuje v rozmezí 1 až 2 m. Místa odběru byla vybírána mimo městskou zástavbu a zaznamenávána souřadnicemi pomocí přenosné navigace Garmin Nüvi 40 ČR Lifetime PLUS v souřadnicovém systému WGS 84 (viz Příloha 2).

Doba terénní práce závisela na počasí, přičemž poslední srážky v okolí pozorovaných komunikací byly zaznamenány 11 dní před samotným sběrem vzorků. Celkový úhrn srážek byl v daném období velmi nízký (25,3 mm) v porovnání s průměrným ročním úhrnem (ČHMÚ). Důraz na počasí byl kladen z důvodu depozice prachových částic na vegetaci.

Půdní vzorky byly odebírány umělohmotnou lopatkou do hloubky až 100 mm od povrchu. Vzorky hlinitých až hlinitopísčitých druhů půd se nechaly vyschnout v laboratorních podmínkách (20 až 22 °C). Poté se přesily přes plastové síto s 2 mm otvory a uskladnily v označených polyetylenových sáčkích. Rostlinné vzorky byly odebírány do předem zvažovaných a označených umělohmotných lahví, nasunutím listových čepelí rostlin dovnitř lahve a následným oddělením pomocí nerezových nůžek.

#### 5.1.1 Lokality výzkumu

V této práci byly vybrány dva úseky na dvou odlišných komunikacích v Jihočeském kraji, které se nachází mezi městy Tábor a Veselí nad Lužnicí. Oba úseky (jak silnice první třídy I/3, tak dálnice D3) byly v průběhu daného období zcela průjezdné a bez případných omezení. Konkrétní odběrová místa podél obou silnic jsou zaznamenána v Příloze 3. Zároveň tyto komunikace tvoří jednu z hlavních silničních tras mezi hlavním městem Praha a sousedním Rakouskem. Po dokončení výstavby by měla dálnice významně odlehčit dopravě a častým kongescím na silnici I/3 a ve městech, kterými silnice prochází (Čihák a kol. 2013).

### **Silnice první třídy I/3**

Silnice první třídy I/3 je prozatím součástí mezinárodní komunikace E55, která začíná ve švédském městě Helsingborg a vede přes ČR do řeckého města Kalamata (ŘSD ČR 2016b). V ČR má tato silnice začátek v obci Mirošovice, kde navazuje na 21 km dálnice D1 a vede dále na jih až ke státním hranicím u Dolního Dvořiště. Celková délka na českém území zabírá 151,119 km (ŘSD ČR 2016a). Z důvodu mezinárodního tahu se jedná o nejvíce zatíženou dvoupruhovou silnici v ČR. Některé z částí této silnice, jako je např. obchvat kolem Veselí nad Lužnicí, sloužily již při své výstavbě jako základ dnes již dokončeného úseku dálnice D3 (Čihák a kol. 2013). Zájmovou oblast tvoří přibližně 23 km dlouhý úsek, který prochází městy Tábor, Sezimovo Ústí, Planá nad Lužnicí, Roudná, Klenovice a Soběslav.

### **Dálnice D3**

Přípravy k vybudování dálnice probíhaly již v 70. letech minulého století, samotná výstavba však začala až mnohem později. Hlavním důvodem této prodlevy byly problémy stabilizace trasy s ohledem na životní prostředí, převážně pak ve Středočeském kraji (Čihák a kol. 2013), kde ministerstvo životního prostředí schválilo trasu dálnice teprve v roce 2012. Vyloučením z koncepce výstavby dálniční sítě ČR v roce 1997 a jejím opětovným zařazením v roce 1999 byl projekt realizace rovněž pozdržen. Plánovaná délka dálnice s počátkem navazujícím na silniční obchvat kolem Prahy a koncem na státních hranicích u Dolního Dvořiště je 170 km. Na svém konci bude dálnice navazovat na rakouskou rychlostní silnici S10 (ŘSD ČR 2016b).

V roce 2013 byla dokončena výstavba 25,3 km dlouhého úseku mezi Táborem a Veselím nad Lužnicí a 27. června byla tato trasa uvedena do provozu. Přínosy z ekonomického hlediska vykazují až 13 % snížení dopravní nehodovosti a více jak poloviční úsporu času (Čihák a kol. 2013). Vzhledem k intenzitě dopravy bylo v tomto úseku ještě před zprovozněním dálnice naměřeno 12 až 31 tis. vozidel za den, přičemž prognóza pro rok 2040 činí 36 až 40 tis. vozidel za den. Mimo tuto oblast jsou v současné době zprovozněny ještě dva další úseky, jeden v jihočeském kraji mezi Táborem a Meznem (15,4 km) a jeden ve středočeském kraji mezi Meznem a Novou Hospodou (1,7 km). K dokončení dálnice je stále ještě potřeba vybudovat přibližně 129 km, přičemž 3 úseky o celkové rozloze 16,4 km jsou nyní ve výstavbě. Plánovaná trasa dálnice s vyznačením současného stavu na jednotlivých úsecích je zobrazena



v Příloze 1. Celkový přínos výstavby dálnice spočívá ve zlepšení mobility obyvatel v rámci ČR i celé Evropy, zvýšení bezpečnosti provozu, snížení negativního dopadu na dopravou zatížená města a zkrácení časové náročnosti (ŘSD ČR 2016b).

### 5. 1. 2 Odběrový materiál

K této práci byly vybrány dva druhy rostlin, *Festuca arundinacea* (kostřava rákosovitá) a *Phalaris arundinacea* (chrastice rákosovitá), které se v okolí obou silnic vyskytovaly nejhojněji.

#### **Kostřava rákosovitá**

Kostřava rákosovitá je druh z čeledi lipnicovitých (*Poaceae*). Jedná se o původní druh v ČR s rozsáhlým eurasijským areálem rozšíření. Často se vyskytuje na místech ovlivněných lidskou činností, jako jsou např. příkopy a okraje cest. Z hlediska půdních nároků se obvykle vyskytuje na zásaditých a mnohdy zasolených půdách (Rybka a Josková 2015). Kostřava je trsnatá tráva dosahující výšky až 150 cm. Listy jsou na svrchní straně krátce chlupaté či drsné, až 1 cm široké a 70 cm dlouhé (Grau a Steinbach 1998). Díky svému kořenovému systému, který umožňuje přijímání vody a živin z hlubších vrstev půdy a zároveň zabraňuje erozi půd, je kostřava rákosovitá řazena do směsí tzv. „komunikačních trávníků“. Jejich hlavním účelem je zpevňování svahů a zabránění kontaminace okolních pozemků těžkými kovy a solemi, emitovanými dopravou (Hrabě a kol. 2003).

#### **Chrastice rákosovitá**

Chrastice rákosovitá patří taktéž do čeledi lipnicovitých (*Poaceae*). Areál rozšíření se rozprostírá po celé Evropě. Nachází se převážně na vlhkých stanovištích, kde díky své konkurenční schopnosti vytváří husté porosty. Dorůstá do výšky až 200 cm a patří mezi nejmohutnější evropské trávy. Z podzemních oddenků vyrůstají tuhá stébla s mohutnými a širokými listy. Poměrně drsné, ploché a pevné listové čepele mohou být až 18 mm široké a 35 cm dlouhé (Grau a Steinbach 1998).

### 5. 2 Laboratorní analýza

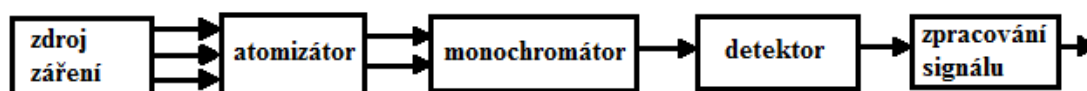
Pro získání extraktů z rostlinného materiálu byla využita nová metoda oplachu 2 molární kyselinou dusičnou ( $\text{HNO}_3$ ). Do každého vzorku bylo přidáno 100 ml  $\text{HNO}_3$ , poté se nádoby pevně uzavřely a následně 5 minut ručně protřepávaly tak, aby došlo k oplachu veškerého rostlinného materiálu uvnitř lahve.

U půdních vzorků byla využita metoda extrakce půd zředěnou kyselinou dusičnou (podle legislativy ČR). Do umělohmotných vzorkovnic se navážilo 5 g půdních vzorků, ke kterým se přidalo 50 ml HNO<sub>3</sub> a ručně promísilo. Poté se vzorky uzavřely a nechaly do druhého dne (min. 16 hodin) odstát. Po uplynulé době se vzorky znovu ručně promísily a umístily na 60 minut (100 RPM) do digitální orbitální třepačky typu WiseShake SHO-2D. Výsledné extrakty z rostlinných i půdních vzorků byly filtrovány přes filtrační papír Munktell s retenční schopností 15-12 μm a uskladněny v 50 ml popsaných, uzavíratelných, kónických zkumavkách.

Tento způsob odběru vzorků a přípravy extraktů umožnil analyzovat koncentraci následujících prvků: Zn, Pb, Ni, Cu a Cd. K prvkové analýze těžkých kovů rozpuštěných v extraktu byla využita metoda AAS (atomová absorpční spektrometrie). Pro stanovení Pb, Ni a Cd byla využita ETA (elektrotermická atomizace) v grafitové kyvetě na přístroji Agilent 240Z AA Zeeman Atomic Absorption Spectrometer. Stanovení Zn a Cu probíhalo pomocí FAAS (plamenové atomové absorpční spektrometrie) na přístroji Agilent 55B AA Spectrometer.

### 5. 2. 1 Atomová absorpční spektrometrie

AAS je jednou z nejrozšířenějších analytických metod, jejíž principem je absorpce fotonů o určité vlnové délce volnými atomy, vyskytujícími se v plynném stavu uvnitř atomizátoru. AAS umožňuje detekci koncentrace prvků v rámci desetin μg.l<sup>-1</sup> až desetin g.l<sup>-1</sup>. Konkrétní druh atomů určuje energetická hodnota fotonů a míra množství vybrané látky je dána počtem absorbovaných fotonů. Tato metoda umožňuje stanovení více jak 60 prvků (Komárek 2000).



*Obr. 1: Základní schéma atomového absorpčního spektrometru (Černohorský 2003).*

Atomy různých látek absorbují záření ve velmi úzkém spektrálním intervalu (0,0005 – 0,005 nm), během něhož musí zdroj záření vysílat vysokou zářivou energii. Z toho důvodu se využívá záření téhož prvku, který se stanovuje (Komárek 2000). Monochromátor slouží jako optické zařízení přístroje, které vede paprsek skrz absorpční prostředí a zaostřuje záření na detektor (Černohorský 2003). K výpočtu výsledné absorbance je využit vztah mezi původním tokem záření (od zdroje) a tokem

záření zmenšeného absorpcí atomů. Výsledná hodnota je vztažena na koncentraci analytu ve vzorku a porovnávána s hodnotami absorbance pro standarty na základě kalibrační křivky (Komárek 2000).

Hlavními parametry pro hodnocení metodou AAS jsou citlivost a mez stanovitelnosti. Citlivost stanovení je v AAS posuzována podle směrnice kalibrační křivky a charakteristické koncentrace (koncentrace analytu vyvolávající absorbanci 0,0044). Mez stanovitelnosti je nejmenší koncentrace analytu ve vzorku, která lze ještě detekovat (odpovídá signálu trojnásobku směrodatné odchylky nulového vzorku) (Komárek 2000).

### **Elektrotermická atomizace (ETA)**

Součástí ETA je zařízení (atomizátor), vyhřívané na potřebnou teplotu pomocí elektrického proudu. V případě této metody je roztok dávkován otvorem do atomizátoru a následně teplotně zpracováván v několika krocích, které zahrnují sušení, rozklad (pyrolýzu) a atomizaci, přičemž průběh a teplota jednotlivých kroků je předem naprogramována (Komárek 2000). Fáze sušení odstraňuje rozpouštědlo ze vzorku a její teplota se pochybuje blízko bodu varu daného rozpouštědla. Pyrolýza probíhá za vyšších teplot a odstraňuje nežádoucí produkty rozkladu, přičemž na její úspěšnosti závisí proces atomizace. V procesu atomizace je důležité určit dobu jejího trvání a výrazně snížit či úplně zastavit průtok inertní atmosféry, z důvodu co největšího setrvání atomů v měrném prostředí. Závěrem toho procesu jsou fáze vypalování (čištění) a fáze chlazení (Sysalová 2003).

Tato metoda využívá celé množství nadávkovaného vzorku, čímž lze dosáhnout relativně vysoké a okamžité koncentrace atomů a tím i vysoké citlivosti stanovení, která závisí na účinnosti atomizace v grafitové či kovové trubici a na absorpčních schopnostech vytvořených volných atomů. Velikost a časový průběh analytického signálu je ovlivněn vlastnostmi atomizátorů, které se vzájemně liší materiálem, konstrukcí, dosahovanými maximálními teplotami, rychlostí ohřevu nebo prouděním inertní atmosféry. Výhodou ETA je vyšší citlivost stanovení (až o 3 řady lepší meze detekce než u FAAS), jedná se však o nákladnější a složitější metodu s delší dobou detekce (Komárek 2000), která je též dána delší dobou setrvání atomů v absorpčním prostředí (Sysalová 2003).

### **Plamenová atomová absorpční spektrometrie (FAAS)**

U FAAS jsou kladeny vysoké požadavky na plamen, jehož hoření, tvar a poloha je stabilizována pomocí hořáku. Samotný vzorek je do plamene přiváděn ve formě aerosolu pomocí zmlžovače a mlžné komory. Rychlost proudění aerosolu musí být 2x až 3x větší než rychlost hoření z důvodu stability plamene a možné změny reakční zóny plamene. Výška plamene je nastavena tak, aby měrný paprsek procházel zónou s největší hustotou volných atomů analytu. Přejít iontů z roztoku do stavu volných atomů je složitý, zjednodušeně lze jednotlivé kroky popsat jako zmlžování (tvorba mokrého aerosolu), tvorba suchého aerosolu, jeho tepelný rozklad, atomizace a sekundární chemické reakce v plamenu (Komárek 2000). Hlavní rozdíl oproti ETA je ve složení plynné fáze, do které vstupují volné atomy. Zatímco u ETA se jedná o inertní atmosféru, zajišťující dobré atomizační podmínky pro většinu analytů, pro FAAS je složení plynné fáze dáno spalnými produkty používaných plynů (Sysalová 2003). FAAS je využívána pro stanovení vyšších koncentrací sledovaných látek, výhodou je však vysoká rychlost měření a menší vliv matrice (rušivých atomů v cestě paprsku) (Komárek 2000).

## 6. Výsledky

### Vyjádření vlhkosti rostlinného materiálu

Hmotnosti rostlinných vzorků, určených k analýze těžkých kovů, byly stanoveny po odečtení hmotností jednotlivých prázdných lahví. K vyjádření vlhkosti rostlinného materiálu se část vzorku, která byla odebrána zvlášť, nechala vysušit v laboratorní sušárně. Váha suchého materiálu byla následně porovnána s přede zváženou váhou mokrého materiálu. Výsledná konstanta, sloužící k přepočtu hmotnosti rostlinných vzorků na suchou hmotu, se rovná 0,2.

### Přepočet na $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$

Výsledné koncentrace těžkých kovů v jednotlivých vzorcích byly zjištěny pomocí AAS a vyjádřeny v  $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , případně v  $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  (Cd). Vzhledem k povaze vzorků (rostlinné a půdní) je nutné vztahovat koncentrace jednotlivých látek k určité hmotnostní jednotce ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). Pro přepočet k rostlinnému materiálu bylo nejdříve nutné vyjádřit hmotnosti suchých vzorků. Z toho důvody byly jednotlivé hmotnosti nevysušených trav (bez umělohmotných lahví) vynásobeny konstantou 0,2. Výsledné hodnoty [y] byly dosazeny do vzorce:  $c [\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}] = (x/10) / y * 1000$ , kde [x/10] se rovná koncentracím těžkých kovů v jednotlivých vzorcích vztažené na 100 ml  $\text{HNO}_3$ .

K vyjádření koncentrací u půdních vzorků stačilo navážené hmotnosti (5g), vztažené na 50 ml  $\text{HNO}_3$ , vynásobit 1000. Koncentrace těžkých kovů pak vychází v  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Veškeré výsledky jednotlivých koncentrací ve vzorcích jsou uvedeny v Příloze 4.

### 6. 1 Statistická analýza

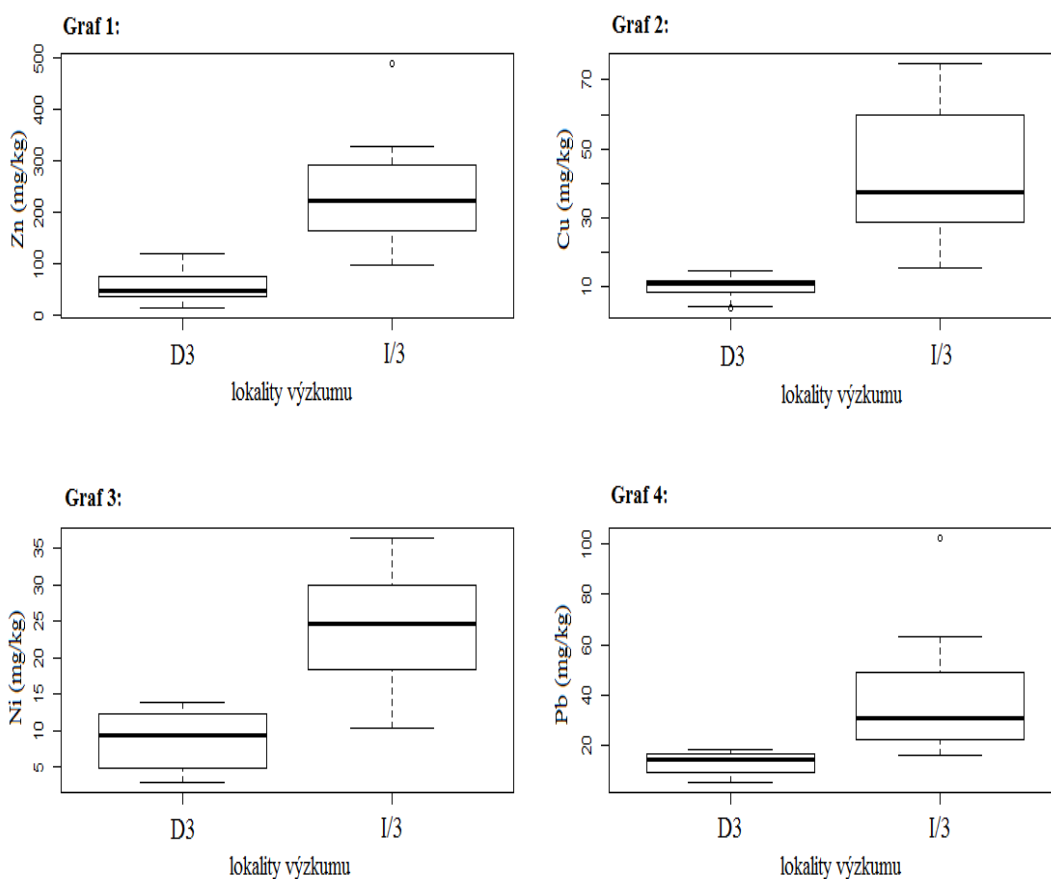
Pro porovnání znečištění mezi sledovanými lokalitami (silnice I/3 a dálnice D3) byla data analyzována zvlášť pro rostlinné a zvlášť pro půdní vzorky. Vzhledem k otázce porovnání mezi 2 lokalitami zní nulová hypotéza následovně: „ $H_0$  = koncentrace těžkých kovů v okolí silnice I/3 je rovna koncentracím těžkých kovů v okolí dálnice D3“, oproti hypotéze „ $H_1$  = koncentrace mezi lokalitami je odlišná“. Vzhledem k častějším hodnotám nízkých koncentrací a občasným výkyvům má většina dat pro jednotlivé těžké kovy typické gama rozdělení. Z toho důvody byl pro porovnání koncentrace těžkých kovů podél sledovaných lokalit vybrán dvouvýběrový Wilcoxonův test.

## 6. 1. 1 Analýza půdních vzorků

**Tab. 5:** Výsledky porovnání koncentrací jednotlivých prvků mezi sledovanými lokalitami.

Prvek	H <sub>0</sub>	W	p-hodnota	n
Zn	c (D3) = c (I/3)	2	$4,33 * 10^{-5}$	20
Cu	c (D3) = c (I/3)	0	$1,083 * 10^{-5}$	20
Ni	c (D3) = c (I/3)	5	$2,057 * 10^{-4}$	20
Pb	c (D3) = c (I/3)	4	$5,801 * 10^{-4}$	20
Cd	c (D3) = c (I/3)	51,5	0.9397	20

H<sub>0</sub> – koncentrace těžkých kovů je u obou silnic rovna / W – hodnota testované statistiky / p-hodnota - dosažená hladina významnosti / n – velikost vzorku



**Obr. 2:** Obsah Zn, Cu, Ni a Pb v půdních vzorcích obou sledovaných lokalit.

Ke znázornění výsledků byly vybrány krabicové grafy, zobrazující rozptyl koncentrací jednotlivých těžkých kovů kolem mediánu. Tento typ grafů interpretuje pozorovatelné rozdíly mezi lokalitami, přičemž nižší hodnoty s menším rozptylem dat byly naměřeny v půdních vzorcích, odebíraných podél dálnice D3. Velikost rozdílů mezi silnicí I/3 a dálnicí D3 je zobrazena na Obr. 2. V Tab. 5 je možné vidět zřetelné zamítnutí  $H_0$  u 4 z 5 sledovaných těžkých kovů, tudíž znečištění podél silnic není stejné. Z grafů lze usoudit, že vyšší hodnoty znečišťujících látek byly naměřeny podél silnice I/3. Zároveň je možné vidět v Grafu 1 a Grafu 3 několikanásobně vyšší koncentraci Zn a Pb na konkrétních odběrových místech podél úseku silnice I/3. Nízké koncentrace kadmia vykazují rovnost mezi lokalitami, a proto není nutné z hlediska testované hypotézy prezentovat výsledky formou grafu.

### 6. 1. 2 Analýza rostlinných vzorků

**Tab. 6:** Výsledky porovnání koncentrací jednotlivých prvků mezi sledovanými lokalitami.

Prvek	$H_0$	W	p-hodnota	n
Zn	$c(D3) = c(I/3)$	50	1	20
Cu	$c(D3) = c(I/3)$	24	0.3148	20
Ni	$c(D3) = c(I/3)$	40	0.4813	20
Pb	$c(D3) = c(I/3)$	48	0.9097	20
Cd	$c(D3) = c(I/3)$	30	0.2428	20

$H_0$  – koncentrace těžkých kovů je u obou silnic rovna / W – hodnota testované statistiky / p-hodnota - dosažená hladina významnosti / n – velikost vzorku

Vzhledem k nezamítnutí hypotézy  $H_0$  není důležité prezentovat výsledky statistických testů pro rostlinné vzorky formou grafů. Krátkodobá depozice na rostlinném materiálu je tudíž podél obou silnic shodná. Koncentrace znečišťujících látek a jejich případný vliv na životní prostředí lze hodnotit dle jednotlivých koncentrací, zaznamenaných v Příloze 4.

### 6. 1. 3 Porovnání dlouhodobé a krátkodobé depozice

Vzhledem k povaze vzorků a shodnému místu odběrů bylo možné porovnávat krátkodobou depozici znečišťujících látek ovzduší z rostlinných vzorků s dlouhodobou depozicí půdních vzorků. Koncentracím Cu a Cd, které se nacházely pod mírou

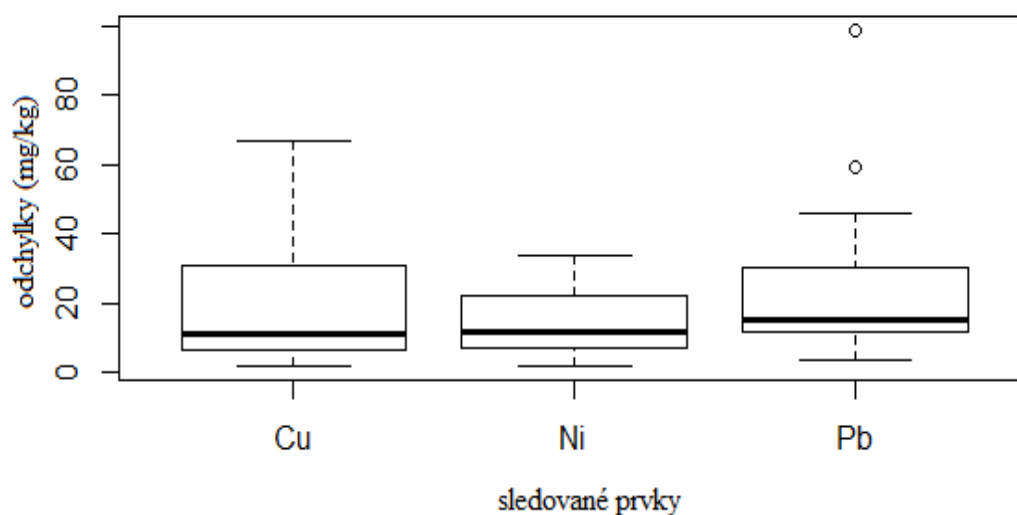
detekce pomocí AAS, byla přidělena nulová hodnota. Nulová hypotéze tudíž zní: „ $H_0$  = koncentrace těžkých kovů v půdních vzorcích se shoduje s koncentrací těžkých kovů v rostlinných vzorcích“. Stejně jako v předchozí analýze mají i tyto data charakter gama rozdělení. Jelikož se půdní a rostlinný vzorek odebíral na stejném místě, je možné v tomto případě použít párový Wilcoxonův test.

**Tab. 7:** Výsledky porovnání koncentrací jednotlivých prvků v závislosti na typu vzorku.

Prvek	$H_0$	V	p-hodnota	n
Zn	$c(P) = c(R)$	38	0.01069	40
Cu	$c(P) = c(R)$	0	$1.907 * 10^{-6}$	40
Ni	$c(P) = c(R)$	0	$1.907 * 10^{-6}$	40
Pb	$c(P) = c(R)$	0	$1.907 * 10^{-6}$	40
Cd	$c(P) = c(R)$	41	0.01531	40

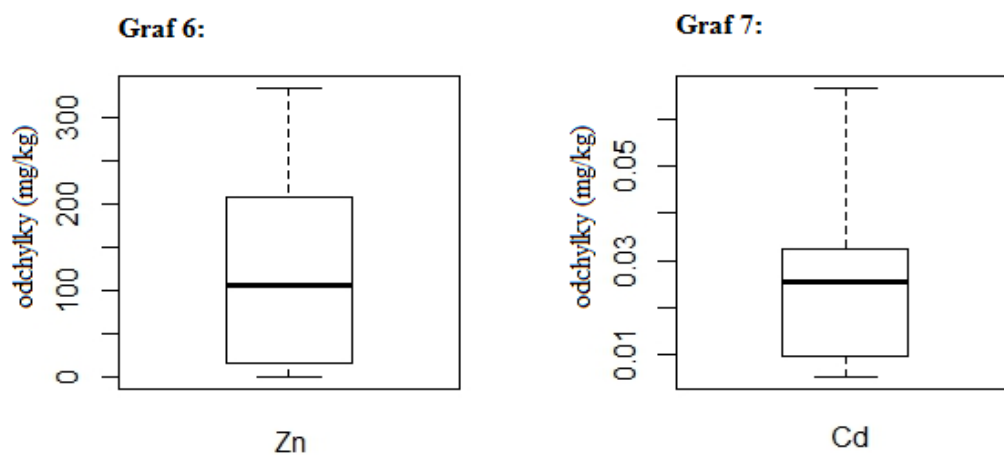
$H_0$  – koncentrace těžkých kovů je u půdních vzorků stejná jako u rostlinných vzorků/ V – hodnota testované statistiky / p-hodnota - dosažená hladina významnosti / n – velikost vzorku

**Graf 5:**



**Obr. 3:** Rozdíl koncentrací Cu, Ni a Pb mezi typy odebraných vzorků.





**Obr. 4:** Rozdíl koncentrací Zn a Cd mezi typy odebíraných vzorků.

Grafy zobrazují rozptyl odchylek jednotlivých prvků od 0. Vzhledem k vysokým odchylkám u Zn a příliš nízkým odchylkám u Cd byly grafy pro tyto těžké kovy vytvořeny samostatně. Výsledky statistických testů pro všechny prvky v Tab. 7 zamítají hypotézu  $H_0$ , z čehož plyne, že koncentrace těžkých kovů v půdních vzorcích je odlišná od koncentrací těžkých kovů v rostlinných vzorcích.

## 7. Diskuze

### Zhodnocení půdních analýz

Z výsledků pro půdní vzorky je zřejmá nerovnost znečištění těžkými kovy v deponovaném prachu mezi sledovanými lokalitami. Tato nerovnost je pozorovatelná též v Příloze 4, kde je koncentrace Zn, Cu, Ni a Pb na jednotlivých odběrových místech až mnohonásobně vyšší v okolí silnice první třídy I/3 oproti dálnici D3. Vliv rychlosti vozidla na množství emisí těžkých kovů má však opačný charakter, přičemž rychlejší vozidla na dálničním úseku s povolenou rychlostí až 130 km/h by měla emitovat více těžkých kovů z důvodu většího opotřebení pneumatik a vyšší spotřeby paliva (Duong a Lee 2011).

Akumulace těžkých kovů v půdách je dlouhodobý proces, u kterého nedochází k výrazným samočisticím procesům. Vzhledem k tomu, že byla dálnice D3 uvedena do provozu poměrně nedávno (léto 2013) je zřejmé, že množství látek, vyskytujících se v půdě, bude oproti silnici I/3 vyšší. Další možnou příčinou zvýšených koncentrací znečišťujících látek podél silnice I/3 by mohla být hustota sídel, kterými silnice prochází. Ačkoli byla snaha vzorky odebírat mimo urbanizované oblasti, v některých případech se jedná o okrajové zóny měst (viz Příloha 3), které mohly ovlivnit stav znečištění dané oblasti. Z hlediska dopravy lze tomuto stavu připsat vliv omezení plynulosti provozu ve smyslu různých omezení rychlosti jízdy, výskytu křižovatek, kruhových objezdů nebo přejezdů či přechodů. Takový způsob jízdy vyvíjí větší tlak na vozidlo, převážně pak na brzdové destičky, které jsou v současné době poměrně významným zdrojem těžkých kovů emitovaných z dopravy (Duong a Lee 2011). Analýzou těžkých kovů, emitovaných přímo z brzdových destiček, se zabývali ve své práci Adachi a Tainosho (2004), kteří ke stanovení využili brzdový prach z oblasti předního brzdového obložení aut. Kromě této analýzy se v práci zabývají převážně kontaminací, způsobenou opotřebením pneumatik, kterou zkoumaly na základě odebraného pouličního prachu.

Ve výsledcích statistické analýzy půdních vzorků (Obr. 2) je možné vidět rozptyl naměřených koncentrací kolem mediánu v obou sledovaných lokalitách. Grafy zobrazují menší rozptyl dat s nižšími hodnotami pro dálnici D3 oproti hodnotám silnice I/3. Množství Cu, Ni a Pb podél dálnice se pohybuje v rozmezí od 2,8 až 16,8 mg.kg<sup>-1</sup>, což je v souladu s mezními koncentracemi dle vyhlášky č. 437/2016 Sb. a

nedochází tak k poškození základních funkcí půdy a dalších složek životního prostředí. V případě Zn byly v okolí dálnice naměřeny vyšší koncentrace ( $12,65 - 118,96 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) než u předchozích prvků, přesto ani zde nedochází k překročení mezních hodnot pro běžné půdy.

Oproti tomu rozptýl koncentrací těžkých kovů pro silnici I/3, znázorněný též na Obr. 2, je podstatně větší. Hodnoty Zn se zde pohybují v rozmezí od 96,46 do 489,39  $\text{mg.kg}^{-1}$ , přičemž průměrná koncentrace je rovna 236,14  $\text{mg.kg}^{-1}$ . Nejvyšší hodnota byla naměřena na odběrovém místě mezi městy Tábor a Sezimovo Ústí, které se nachází za kruhovým objezdem poblíž parkoviště obchodního domu. Charakter oblasti vypovídá o častých změnách v provozu vozidla, tudíž o již zmiňovaném opotřebení brzdových destiček a následné kontaminaci okolí. Zároveň se dá říct, že je lokalita dosti frekventovaná, v souvislosti s výskytem několika obchodních domů, v blízkosti odběrového místa. Kromě Zn byla na tomto místě naměřena též zvýšená koncentrace Cu, která nepatrně přesahuje mezní hodnotu rizikových prvků v půdě. Dále byla koncentrace Cu společně s Pb překročena ještě na odběrovém místě mezi městy Sezimovo Ústí a Planá nad Lužnicí. Nejvyšší naměřená hodnota Pb ( $102,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) byla zaznamenána poblíž křižovatky s vedlejší silnicí, vedoucí do centra Sezimova Ústí. Průměrná koncentrace Cu a Pb však nepřesahuje mezní hodnoty.

Celkově, podél celého sledovaného úseku silnice I/3, byla na osmi z deseti míst překročena limitní koncentrace Zn pro běžné půdy dle vyhlášky č. 437/2016 Sb., což poukazuje na zhoršený stav kvality ovzduší podél této silnice. Rozdíl mezi lokalitami je pozorovatelný i u Ni, jeho limitních koncentrací zde ale nebylo dosaženo. Hodnoty Cd se ve všech vzorcích pohybují výrazně pod mezní koncentrací (max.  $0,073 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) a zároveň vykazují rovnost znečištění mezi lokalitami.

### **Zhodnocení rostlinných analýz**

Rostlinný materiál slouží jako ukazatel krátkodobé depozice znečišťujících látek. Přesto, že statistická analýza rostlinných vzorků neprokázala rozdíl mezi lokalitami, je možné hodnotit míru znečištění v okolí jednotlivých odběrových míst. Metoda analýzy těžkých kovů z rostlinného materiálu je aplikovaná v souladu s výzkumem, zabývajícím se přímo využitím vybraných druhů trav pro monitoring znečištění těžkými kovy v okolí silnic (Vachová a kol. 2016, nepublikováno). Vzhledem k posuzování koncentrace těžkých kovů v deponovaných částicích podle

doposud nepříliš využívané terénní metody není možné výsledné hodnoty srovnávat s limitními koncentracemi.

Stejně jako u půdních vzorků jsou i u rostlin naměřeny nejvyšší koncentrace v případě Zn. Maximální hodnota ( $299,89 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) byla naměřena přibližně v polovině sledovaného úseku dálnice D3. Na konci tohoto úseku, v blízkosti nadjezdu silnice I/3 nad dálnicí, byla naměřena druhá nejvyšší koncentrace  $191,12 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Zbylé hodnoty Zn u dálnice jsou nižší než jejich průměrná koncentrace, díky čemuž ve výsledcích není významný rozdíl mezi sledovanými lokalitami. Naměřené hodnoty Zn v okolí silnice I/3 jsou vcelku srovnatelné s dálnicí D3, jediná zvýšená hodnota se nachází stejně jako u půdních vzorků mezi městy Tábor a Sezimovo Ústí. Koncentrace ostatních těžkých kovů je mezi lokalitami podobná a není u nich zaznamenán žádný případný nárůst v rámci konkrétních odběrových míst. Je zde ale možné vidět opačný stav nízkých hodnot u Cu a Cd, které se nacházely v případě 4 vzorků pod mezí detekce AAS a tudíž nebylo možné stanovit jejich koncentraci ve vzorku. Stanovením kontaminace těžkých kovů v silničním prachu se zabývali též Duong a Lee (2011), kteří pro odběr vzorků využily sání přes papírové filtry během suchého období začátku jara.

Průměrné hodnoty jednotlivých prvků je možné porovnat s výsledky z oblasti západních a středních Čech, které ve své práci uvádí Vachová a kol. (2016). Vzhledem k rozdílnosti druhů odebíraných trav není na tento faktor během porovnávání kladen důraz. Průměrné koncentrace Cu se v obou pracích pohybují v rozmezí 4 až  $6 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Mírný rozdíl je pozorovatelný u Ni, kde v oblasti dálnice D3 i silnice I/3 byly naměřeny přibližně o  $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$  vyšší průměrné hodnoty, než uvádí Vachová a kol. (2016). Stejně tak je tomu i v případě Pb, kde rozdíl naměřených hodnot činí až  $1 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Významné rozdíly průměrných koncentrací vykazuje Zn, kde jsou hodnoty v okolí silnice I/3 dvojnásobné a hodnoty v okolí dálnice D3 dokonce až trojnásobně vyšší. Opačný stav je zaznamenán u Cd, kterého se v obou sledovaných lokalitách této bakalářské práce nachází poměrně málo a jeho průměrná hodnota je rovna  $0,01 \text{ mg.kg}^{-1}$ , přičemž Vachová a kol. (2016) uvádí průměrné koncentrace 0,09 až  $0,17 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Vyšší koncentrace většiny sledovaných těžkých kovů (kromě Cd) mohou značit rozdílnou vzdálenost odběrů vzorků od silnice mezi těmito výzkumy, která činí 3 až 4 metry. Znečištění v okolí silnic je však dáno mnoha faktory, které vzhledem k cílům srovnávané práce není možné stanovit.

Je zřejmé, že jedním z hlavních faktorů, určujících množství znečištění podél komunikací, je intenzita dopravy. Přesto, že není v této práci sledována, lze podle jednotlivých analýz vyhodnotit silnici I/3 jako doposud využívanější trasu. Na tuto situaci má pravděpodobně výrazný vliv nekompletnost celé dálnice a zpoplatnění zprovozněného úseku. Je ale možné, že po dokončení výstavby dálnice D3 bude situace opačná, tudíž lze předpokládat zvýšené hodnoty znečištění podél dálnice. Jedna z možných způsobů regulace obsahu těžkých kovů podél silnic by mohla být výsadba vhodných druhů rostlin, které jsou schopné tyto látky absorbovat do svého organismu.

### **Zhodnocení stavu dlouhodobé a krátkodobé depozice**

V rámci této práce bylo též možné vyhodnotit závislost dlouhodobé depozice, akumulující se v půdách, s krátkodobou depozicí prachových částic, usazených na listech rostlin. Výsledky této analýzy prezentují nerovnoměrnost znečištění těžkými kovy mezi jednotlivými typy odebíraného materiálu, která je statisticky vyjádřena pro všechny sledované prvky. Obr. 3 a 4 zobrazují velikost odchylek jednotlivých prvků od 0, přičemž ani v jednom případě se hodnoty nerovnajíc nule. Tato nerovnost je též pozorovatelná z Přílohy 4, kde je možné vidět vyšší koncentrace jednotlivých látek u půdních vzorků.

Stejně jako porovnání koncentrace půdních vzorků mezi sledovanými lokalitami je i v tomto případě nejdůležitějším faktorem čas, po který je daný typ vzorku vystaven určitému znečištění. V případě rostlin a na nich deponovaných částicích se jedná max. o jedno vegetační období daného druhu, během něhož je depozice ovlivňována vnějšími faktory prostředí. Na konci tohoto období dochází u trav k odumírání nadzemní části a následně k přenosu deponovaných částic do půdního prostředí, kde dochází k akumulaci znečišťujících látek po řadu let. Lze tedy říci, že pro hodnocení dlouhodobého vlivu dopravy je jako ukazatel kontaminace vhodnější využití půdních vzorků. Oproti tomu pro stanovení krátkodobého vlivu se využití rostlin a na nich deponovaných částic jeví jako vhodný způsob, ačkoli tato metoda závisí na mnoha faktorech, převážně pak na vegetačním období a výskytu srážek v dané lokalitě.

## 8. Závěr

Hlavním cílem této práce bylo porovnat znečištění z automobilové dopravy v okolí dvou odlišných typů silnic, vedoucích ve vzájemně totožném směru. Jako ukazatele znečištění byly zvoleny vybrané těžké kovy, běžně se vyskytujících v deponovaném prachu podél silnic. Kromě oficiální terénní metody odběru půdních vzorků je v této práci aplikována též doposud nevyužívaná metoda analýzy deponovaného prachu na povrchu rostlin. Vzhledem k odběru půdních a rostlinných vzorků na stejném místě bylo tudíž možné v rámci této práce porovnat metodu depozice částic na rostlinném materiálu s již kvalifikovanou metodou akumulovaných částic v půdě. Ve výsledcích jsou vidět rozdílné koncentrace v závislosti na typu vzorku, přičemž nižší obsah těžkých kovů v deponovaném prachu na rostlinném materiálu zřetelně vystihuje povahu těchto vzorků.

Ačkoli krátkodobá depozice na rostlinném materiálu neprokázala významný rozdíl znečištění mezi lokalitami, lze z hlediska dlouhodobé akumulace v půdách hodnotit silnici I/3 jako zatíženější oblast emisemi těžkých kovů. Zvýšené koncentrace Zn, mnohdy přesahující limitní koncentrace dle vyhlášky č. 437/2016 Sb., byly zjištěny podél celého sledovaného úseku silnice I/3. Na několika místech došlo též k překročení limitních koncentrací Cu a Pb. Lepší situace z hlediska kontaminace ŽP těžkými kovy v okolí dálnice D3 je nejspíše dána poměrně krátkým provozem tohoto úseku.

V rámci práce je tedy prokázána nerovnoměrnost znečištění mezi lokalitami, která závisí na mnoha faktorech. Kromě času je možné zařadit mezi další vlivy např. intenzitu dopravy, plynulost dopravy, max. povolenou rychlost v daném úseku, ale i meteorologické podmínky či charakter konkrétních odběrových míst. Prokázána je též nerovnoměrnost znečištění v závislosti na typu vzorku, jejíž možné příčiny jsou uvedeny v diskuzi.

Vzhledem k místě výzkumu této práce se jedná o poměrně málo sledovanou oblast, z hlediska atmosférického znečištění, v porovnání s jinými, imisemi zatíženějšími oblastmi v ČR. Přesto je dle mého názoru důležité zaznamenávat stav ovzduší i v tomto regionu. Po dokončení výstavby bude dálnice D3 součástí mezinárodní dopravní sítě a zároveň pravděpodobně i nejvýznamnější komunikací na území jižních Čech. V současné době však není této oblasti věnována dostatečná

pozornost z hlediska vlivu dopravy na kvalitu ovzduší. Výsledky této práce zaznamenávají stav znečištění před dokončením výstavby. Po zprovoznění dálnice v celé své délce je možné předpokládat vyšší vliv dopravy v důsledku intenzivnějšího využívání této trasy. Naopak v okolí silnice I/3 by se měla situace výrazně zlepšit, a to nejen z hlediska kontaminace okolí těžkými kovy, ale také z hlediska plynulosti dopravy ve smyslu eliminace případných kongescí. Výsledky této práce jsou tudíž vhodným podkladem pro sledování vývoje znečištění v okolí těchto dvou lokalit. Zároveň popisují současný stav dané oblasti a poukazují tak na možný výskyt rizik na místech se zvýšenou koncentrací některých látek.

## Zdroje

ADACHI K., TAINOSHO Y., 2004: *Characterization of heavy metal particles embedded in tire dust*. Environment International 30/8, str. 1009-1017, online: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412004000868>.

BARTOŇOVÁ A., BEDNÁŘ J., BÍZEK V., BRANIŠ M., BRECHLER J., CÍLEK V., FIALA J., FILIP J., HOLOUBEK I., HOVORKA J., HŮNOVÁ I., KALVOVÁ J., MOLDAN B., MOLDANOVÁ J., PŘIBIL R., 2003: *Aktuální otázky znečištění ovzduší*. UK, Praha, ISBN: 80-239-2187-8.

BOBROWSKA-GRZESIK E., CIBA J., GROSSMAN A., KLUCZKA J., TROJANOWSKA J., ZOŁOTAJKIN M., 2013: *Chemical Elements – Compendium*. 2THETA, Český Těšín, ISBN 978-80-86380-66-7.

CENIA, 2008: *Ovzduší*. online: <http://www1.cenia.cz/www/sites/default/files/OVZDUŠÍ.pdf>.

ČERNOHORSKÝ T., 2003: *Instrumentace v AAS*. In: FARA M., VAMPOLOVÁ P. (eds): *Atomová absorpční spektrometrie I, základní kurz*. VŠCHT a Spektroskopická společnost Jana Marka Marci, Praha, str. 14-35, ISBN:80-7080-513-7.

ČHMÚ, 2016: *Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2015*, Praha, online: [http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/TZ\\_rocenka2015\\_CHMU.pdf](http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/TZ_rocenka2015_CHMU.pdf).

ČHMÚ, *Měsíční staniční data za rok 2016*. online: <http://portal.chmi.cz/historicka-data/pocasi/mesicni-data#>.

ČHMÚ, 2017: *Informace o kvalitě ovzduší v ČR*. online: [http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/web\\_generator/actual\\_hour\\_data\\_CZ.html](http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/web_generator/actual_hour_data_CZ.html).

ČIHÁK M., HAK F., HLADKÁ J., HORNÍČEK K., KUBEŠOVÁ S., MÁTL R., MICHKOVÁ V., ŠRAJEROVÁ J., VOREL V., 2013: *Páteřní síť silnic a dálnic v ČR*. Agentura Lucie spol. s r. o. ve spolupráci se Společností pro rozvoj silniční dopravy, Praha, ISBN 978-80-87138-52-6, online: <https://www.rsd.cz/wps/wcm/connect/2c493ac4-a7c1-4baf-912b-e9ecb6b8e9e4/RSD-paterni-sit-silnic-a-dalnic-v-cr.pdf?MOD=AJPERES>.



DUONG T., LEE B., 2011: *Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics*. Journal of Environmental Management 92/3, str. 554-562, online:

<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479710002963>.

GRAU J., STEINBACH G., 1998: *Trávy: lipnicovité, šáchorovité, sítinovité a rostliny podobné travám Evropy*. Knižní klub, Praha, ISBN 80-7176-678.

HEMERKA J., VYBÍRAL P., 2010: *Ochrana ovzduší*. Fakulta strojní ČVUT, Praha, ISBN:978-80-01-04646-3.

HRABĚ F. a kol., 2003: *Trávy a travníky: co o nich ještě nevíte*. Vydavatelství Ing. Petr Baštan, Olomouc, ISBN 80-903275-0-8.

JANDAČKA D., DURČANSKÁ D., 2014: *Air pollution by gases and PM in rural areas*. Transactions on transport sciences 7/4, str. 143-152.

KAFKA Z., PUNČOCHÁŘOVÁ J., 2002: *Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita*. Chemické listy 96, str. 611-617.

KOMÁREK J., 2000: *Atomová absorpční spektrometrie*. Masarykova univerzita, Brno, ISBN: 80-210-2500-X.

KRATINA J., LUKA V., MERTL J., PERNICOVÁ H., POKORNÝ J., PONOCNÁ J., ROLLEROVÁ M., VLČKOVÁ V., 2015: *Zpráva o životním prostředí v Jihočeském kraji*. CENIA, ISBN 978-80-87770-11-5, online:

[http://www1.cenia.cz/www/sites/default/files/Krajske%20zpravy%202015/Jihocesky%20kraj\\_2015.pdf](http://www1.cenia.cz/www/sites/default/files/Krajske%20zpravy%202015/Jihocesky%20kraj_2015.pdf).

RYBKA V., JOSKOVÁ R., 2015: *Naše květena: Ottova encyklopedie. Vlhké louky*. Ottovo nakladatelství, s.r.o., Praha, ISBN 978-80-7451-441-8.

ŘSD ČR, 2016a: *Délky a další data komunikací-silnice I. Třídy*. online:

<https://www.rsd.cz/wps/wcm/connect/2866127a-bf6d-4289-b64b-5fce3b2f5ef8/Delky-silnic-I-tridy-2016.pdf.pdf?MOD=AJPERES>.

ŘSD ČR, 2016b: *Dálnice D3. Ředitelství silnic a dálnic ČR*, Praha, online:

[https://www.rsd.cz/wps/wcm/connect/05ebfce7-e48d-4b8e-b197-9d93e75a6888/Publikace+D3-aktualizace+10-2016\\_web.pdf?MOD=AJPERES&CACHEID=05ebfce7-e48d-4b8e-b197-9d93e75a6888](https://www.rsd.cz/wps/wcm/connect/05ebfce7-e48d-4b8e-b197-9d93e75a6888/Publikace+D3-aktualizace+10-2016_web.pdf?MOD=AJPERES&CACHEID=05ebfce7-e48d-4b8e-b197-9d93e75a6888).

SKÁCEL F., TEKÁČ V., 2002: *Analýza ovzduší: Stanovení hlavních znečišťujících látek v odpadních plynech*. VŠCHT, Praha, ISBN 80-7080-483-1.

SYSALOVÁ J., 2003: *Technika elektrotermické atomizace*. In: FARA M., VAMPOLOVÁ P. (eds): *Atomová absorpční spektrometrie I, základní kurz*. VŠCHT a Spektroskopická společnost Jana Marka Marci, Praha, str. 71-81, ISBN:80-7080-513-7.

TCHOUNWOU B. P., YEDJOU G. C., PATLOLLA K. A., SUTTON J. D., 2012: *Heavy Metals Toxicity and the Environment*. *Experientia Supplementum* 101, str. 133-164, online: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4144270/>.

VACHOVÁ P., VACH M., NAJNAROVÁ E., 2016: *Using expansive grasses for monitoring heavy metal pollution in the vicinity of roads*. ČZU, Praha, (nepublikováno).

## Legislativní zdroje

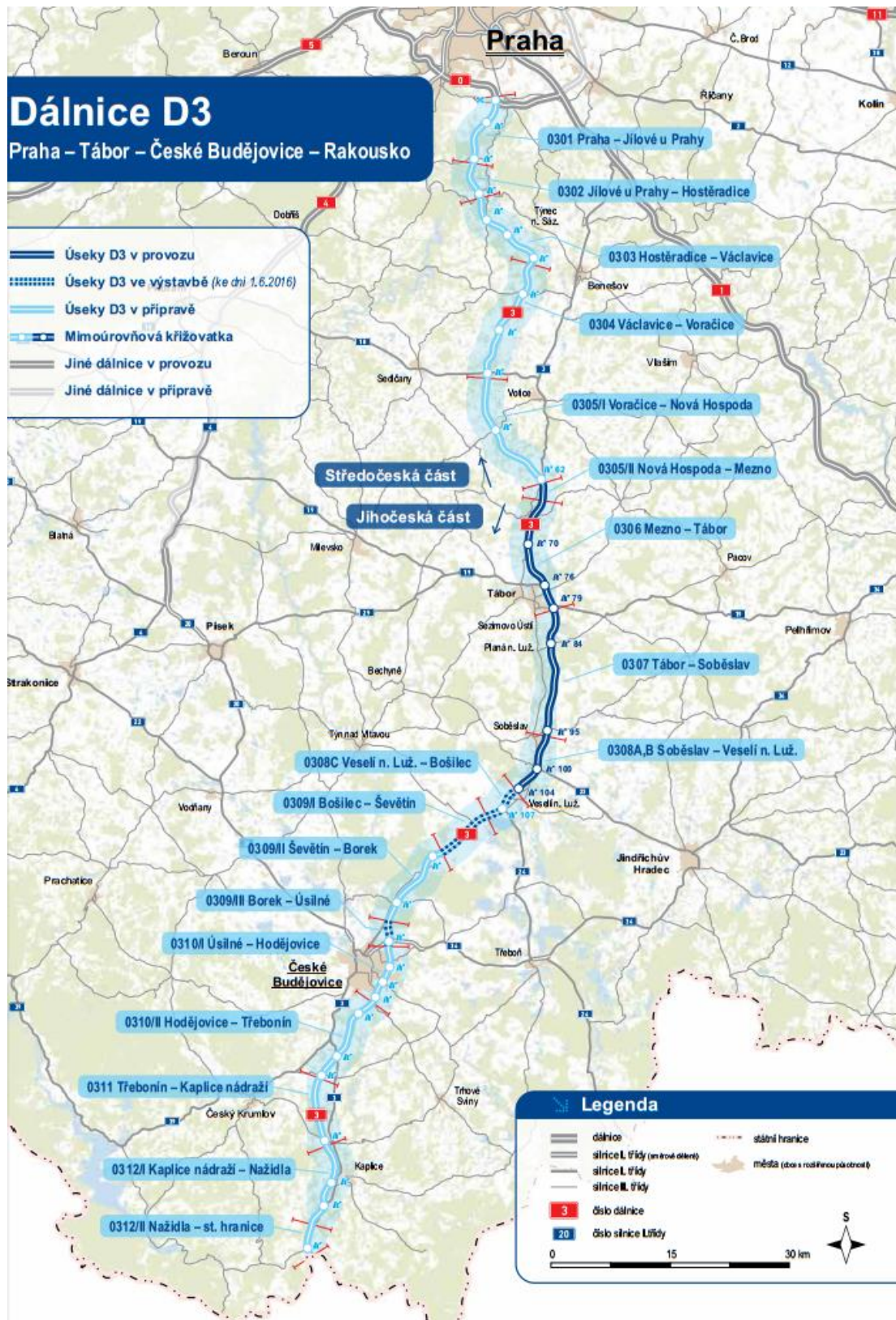
Vyhláška č. 437/2016 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., v platném znění, online: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2016-437>.

Zákon č. 311/2006 Sb., o pohonných hmotách a čerpacích stanicích pohonných hmot a o změně některých souvisejících zákonů, v platném znění, online: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2006-311>.

Zákon č. 201/2012 Sb., o ochraně ovzduší, v platném znění, online: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2012-201#cast1>.

## Příloha 1:

Průběh výstavby dálnice D3 v celé své délce (ŘSD ČR 2016b).



**Příloha 2:**

Lokalizace odběrových míst jednotlivých vzorků.

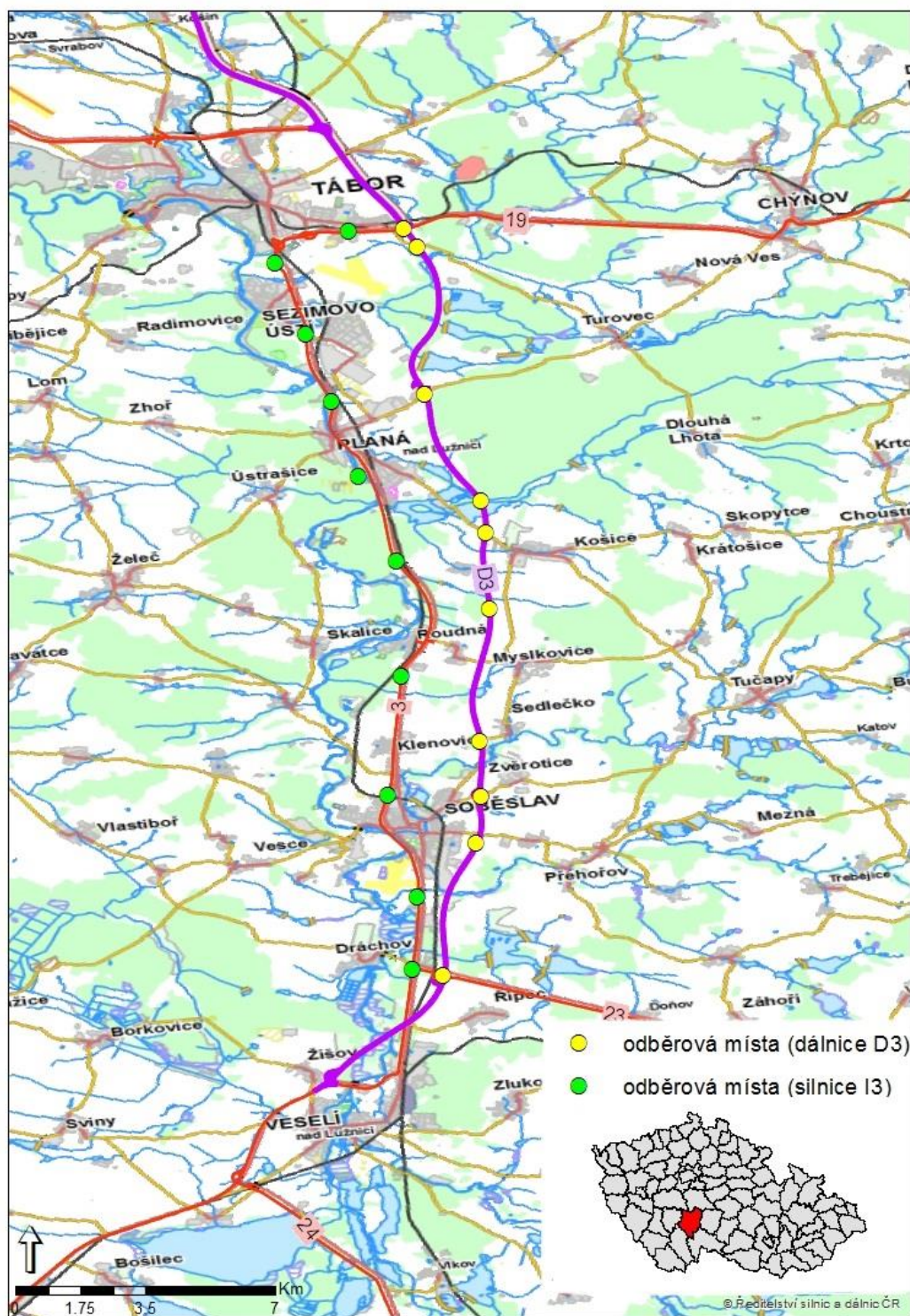
Číslo vzorku	Lokalita	Typ vzorku	GPS souřadnice
1	D3	R	N49°13.429' E014°43.653'
21	I/3	P	
2	D3	R	N49°15.360' E014°44.136'
22	I/3	P	
3	D3	R	N49°16.038' E014°44.208'
23	I/3	P	
4	D3	R	N49°16.840' E014°44.190'
24	I/3	P	
5	D3	R	N49°18.775' E014°44.328'
25	I/3	P	
6	D3	R	N49°19.866' E014°44.278'
26	I/3	P	
7	D3	R	N49°20.330' E014°44.205'
27	I/3	P	
8	D3	R	N49°21.892' E014°43.380'
28	I/3	P	
9	D3	R	N49°24.035' E014°43.278'
29	I/3	P	
10	D3	R	N49°24.303' E014°43.082'
30	I/3	P	
11	D3	R	N49°24.258' E014°42.280'
31	I/3	P	
12	D3	R	N49°23.803' E014°41.197'
32	I/3	P	
13	D3	R	N49°22.760' E014°41.642'
33	I/3	P	
14	D3	R	N49°21.783' E014°42.027'
34	I/3	P	
15	D3	R	N49°20.702' E014°42.575'
35	I/3	P	
16	D3	R	N49°19.455' E014°42.975'
36	I/3	P	
17	D3	R	N49°17.782' E014°43.041'
37	I/3	P	
18	D3	R	N49°16.062' E014°42.839'
38	I/3	P	
19	D3	R	N49°14.577' E014°43.281'
39	I/3	P	
20	D3	R	N49°13.524' E014°43.200'
40	I/3	P	

Vysvětlivka: D3 – dálnice / I/3 – silnice první třídy / R – rostlinný vzorek / P – půdní vzorek



**Příloha 3:**

Vymezená místa odběru ve sledovaných oblastech dálnice D3 a silnice I/3.



**Příloha 4:**Naměřené koncentrace těžkých kovů ve vzorcích [mg.kg<sup>-1</sup>]

Vzorek	Lokalita	Zn	Cu	Ni	Pb	Cd
<b>Rostlinné vzorky</b>						
1	D3	17,77	0,50	0,78	1,67	X
2		4,32	X	1,22	2,35	0,0003
3		31,18	X	1,02	2,05	0,0210
4		44,63	X	0,07	1,77	0,0045
5		299,89	6,84	1,09	3,63	0,0037
6		41,90	1,05	2,16	2,84	0,0391
7		65,68	4,12	1,81	1,97	0,0077
8		27,52	2,46	2,05	2,71	0,0008
9		22,55	2,86	1,73	1,31	0,0068
10		191,12	12,30	3,57	1,53	0,0118
11	I/3	22,83	2,13	1,05	0,97	0,0071
12		156,01	12,52	1,71	1,38	0,0417
13		35,63	4,58	1,47	3,49	0,0049
14		30,63	7,85	2,30	3,58	0,0302
15		31,60	2,39	2,15	3,19	0,0104
16		66,56	9,40	3,40	3,19	0,0095
17		43,36	4,55	2,68	2,93	0,0142
18		19,80	3,65	1,48	2,00	0,0157
19		8,75	2,53	1,72	0,98	0,0065
20		80,33	8,33	0,79	1,37	0,0059
<b>Půdní vzorky</b>						
21	D3	12,65	3,74	2,80	9,00	0,0230
22		24,61	8,65	3,88	18,40	0,0311
23		118,96	11,11	11,27	9,20	0,0379
24		36,52	4,22	4,78	5,20	0,0123
25		88,02	11,87	12,35	13,40	0,0409
26		42,68	11,15	9,92	16,80	0,0198
27		51,20	11,01	8,91	13,10	0,0171
28		37,49	11,30	7,60	15,00	0,0169
29		60,87	14,66	13,89	16,80	0,0366
30		75,12	14,36	13,02	16,00	0,0216
31	I/3	292,25	46,34	23,71	30,60	0,0018
32		489,39	60,33	31,00	22,40	0,0079
33		210,94	31,50	18,29	102,40	0,0148
34		327,17	74,87	29,93	63,00	0,0012
35		163,34	28,59	18,37	49,20	0,0014
36		96,46	15,29	25,39	17,60	0,0375
37		245,56	37,59	36,46	35,60	0,0455
38		235,69	59,91	28,10	30,00	0,0526
39		116,63	26,90	10,24	31,30	0,0730
40		183,97	37,02	13,66	16,10	0,0695