

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
PEDAGOGICKÁ FAKULTA
KATEDRA APLIKOVANÉ CHEMIE

**Kontaminace půd vybranými kovy v důsledku železniční
dopravy**

Jan Vondruška

Vedoucí diplomové práce: doc. RNDr. Jan Šíma, Ph.D.

2017

Prohlášení:

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracoval samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47 b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě Pedagogickou fakultou elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledky obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

Datum: 15. 4. 2017

Jan Vondruška

Poděkování:

Děkuji vedoucímu své diplomové práce doc. RNDr. Janu Šímovi, Ph.D. za vedení, odborné konzultace a pomoc při sestavování této práce. Dále děkuji všem pracovníkům katedry aplikované chemie.

ABSTRAKT

Tato diplomová práce je zaměřená na stanovení kovů ve vzorcích půd odebíraných v blízkosti železničního tělesa. Byly vybrány následující rizikové prvky: měď, zinek, nikl a chrom. Vzorky byly odebírány ze tří lokalit v jižních Čechách. Lokality byly zvoleny na základě rozdílných typů železnic (elektrifikovaná/neelektrifikovaná trať) a rozdílné frekvence vlakových spojů.

Pro stanovení jednotlivých analytů byla použita atomová absorpční spektrometrie. Přístroj, na kterém byly stanoveny všechny zmíněné prvky, nese označení AAS Thermo Scientific iCE 3500.

Pro měď byla naměřena nejvyšší hodnota koncentrace 66,30 mg/kg půdy. Tato hodnota byla stanovena u vzorku odebíraného ze vzdálenosti 1,5 m od železničního tělesa v hloubce 20 cm. Hodnota byla zjištěna u lokality v blízkosti elektrifikované tratě s vysokou frekvencí vlakových spojů.

Pro zinek byla nejvyšší hodnota koncentrace 641,8 mg/kg půdy. Tato hodnota byla naměřena pro vzorek, který byl odebrán ze vzdálenosti 3 m a v hloubce 30 cm. Vzorek opět pocházel z lokality, kde je trať elektrifikovaná a je nejmíce vytižena.

U dalších stanovovaných prvků (Ni a Cr) byla nejvyšší hodnota koncentrace zjištěna u lokality v blízkosti elektrifikované tratě s nižší frekvencí vlakových spojů. Koncentrace niklu činila 21,89 mg/kg půdy a koncentrace chromu byla 54,89 mg/kg. Naměřené hodnoty se vztahovaly ke vzdálenosti 1,5 m od železničního tělesa. V této lokalitě tak byla zjištěna větší míra kontaminace, než byla běžná u ostatních lokalit.

V dalších odběrových místech (10 m a 25 m) byly hodnoty koncentrací vždy nižší a nepřesáhly hodnotu 16 mg/kg půdy pro všechny stanovované prvky.

Klíčová slova: půda, kovy, měď, zinek, nikl, chrom, železnice, atomová absorpční spektrometrie, vegetace

ABSTRACT

This work deals with the determination of metals in soils taken close to the railway. Copper, zinc, nickel and chromium were selected as indicators of the environment contamination. Samples were taken from three localities in South Bohemia. These localities were chosen on the basis of different types of railway tracks (electrified and nonelectrified) and different frequency of train connection.

Atomic absorption spectrometry was used for the determination of the metals. An AAS Thermo Scientific iCE 3500 spectrometer served to determine individual analytes.

The highest level of copper pollution was detected for samples taken close to the railway with electrified track and with high frequency of train connection. The highest Cu concentration (66.30 mg/kg) was determined in the soil sample from 20–cm depth.

The highest level of zinc pollution was detected for samples taken in the distance of 3 m from the railway with electrified track and with high frequency of train connection. The highest Zn concentration (641.77 mg/kg) was determined in the soil sample from 30–cm depth.

The highest concentrations of other metals (Ni and Cr) were detected for the railway with nonelectrified track and with low frequency of train connection. The highest concentrations of Ni and Cr were 21.89 and 54.89 mg/kg, respectively. These concentrations were obtained for samples taken close to the railway.

Keywords: soil, metals, copper, zinc, nickel, chromium, railway, atomic absorption spectrometry, vegetation

1. ÚVOD.....	7
2. LITERÁRNÍ PŘEHLED	8
2.1 Charakteristika mědi.....	8
2.1.1 Sloučeniny mědi	8
2.2 Charakteristika zinku.....	10
2.2.1 Sloučeniny zinku	11
2.3 Charakteristika niklu	13
2.3.1 Sloučeniny niklu	13
2.4 Charakteristika chromu	14
2.4.1 Sloučeniny chromu	15
2.5 Znečištění půd	16
2.5.1 Zdroje kontaminantů v životním prostředí	16
2.5.2 Kontaminace půd.....	17
2.5.3 Závěr z uvedených studií.....	21
3. METODIKA.....	22
3.1 Přístroje a laboratorní vybavení.....	22
3.1.1 Atomová absorpční spektrometrie.....	22
3.2 Chemikálie a referenční materiály.....	22
3.3 Lokality odběrů půd	23
3.4 Odběr vzorků	30
3.5 Zpracování vzorků.....	30
3.6 Stanovení jednotlivých prvků.....	30
3.6.1 Stanovení mědi pomocí AAS Thermo Scientific iCE 3500.....	30
3.6.2 Stanovení zinku pomocí AAS Thermo Scientific iCE 3500	31
3.6.3 Stanovení niklu pomocí AAS Thermo Scientific iCE 3500.....	31
3.6.4 Stanovení chromu pomocí AAS Thermo Scientific iCE 3500.....	31
3.7 Charakteristiky stanovení	32
3.7.1 Charakteristiky stanovení Cu, Zn, Ni a Cr	32
4. VÝSLEDKY A DISKUZE.....	33
4.1 Cu v půdních vzorcích.....	33
4.1.1 Lokalita Vitín.....	33
4.1.2 Lokalita Třeboň	34
4.1.3 Lokalita Mnich	35
4.2 Zn v půdních vzorcích	36
4.2.1 Lokalita Vitín.....	36
4.2.2 Lokalita Třeboň	37
4.2.3 Lokalita Mnich	38
4.3 Ni v půdních vzorcích.....	39
4.3.1 Lokalita Vitín.....	39
4.3.2 Lokalita Třeboň	40
4.3.3 Lokalita Mnich	41
4.4 Cr v půdních vzorcích.....	42
4.4.1 Lokalita Vitín.....	42
4.4.2 Lokalita Třeboň	43
4.4.3 Lokalita Mnich	44
4.4 Porovnání koncentrací prvků na jednotlivých lokalitách	45
4.5 Porovnání výsledků s ostatními autory.....	47
5. ZÁVĚR.....	50
6. SEZNAM LITERATURY A POUŽITÝCH ZDROJŮ.....	51

1. ÚVOD

Tato diplomová práce se zabývá problematikou kovů a možného znečištění životního prostředí vlivem železniční dopravy.

Navazuje na bakalářskou práci, ve které byl sledován vliv použitých železničních pražců na půdní podloží a vliv měděné troleje na půdy luk přiléhajících k trati. Metodika odběrů půdních vzorků a jejich následného laboratorního zpracování byla z předchozí bakalářské práce převzata.

Ve srovnání s bakalářskou prací byl rozšířen počet studovaných lokalit a stanovovaných rizikových prvků. Těmito prvky jsou měď, zinek, nikl a chrom.

Zmíněné prvky mohou mít toxický vliv na půdní ekosystémy poblíž železničních tratí a současně zde mohou vstupovat do potravních řetězců.

Byly studovány tři lokality v místech s odlišným typem železnice a odlišnou frekvencí vlakových spojů. První lokalita se nacházela v blízkosti značně vytížené elektrifikované trati (trať č. 220 České Budějovice - Praha). Druhá lokalita byla v blízkosti neelektrifikované trati s nízkou frekvencí vlakových spojů (trať č. 226 Veselí nad Lužnicí - České Velenice) a třetí lokalita se nalézala v blízkosti elektrifikované trati s nižší frekvencí vlakových spojů než u lokality první (trať č. 225 Veselí nad Lužnicí - Jihlava).

Cílem práce je zhodnotit míru kontaminace půd v blízkosti železnice s ohledem na druh železniční trakce a frekvenci vlakových spojů. V úvahu je současně vzata textura půd, která může výrazně ovlivňovat akumulaci rizikových prvků v půdním prostředí. V neposlední řadě je diskutován vliv vegetace na míru kontaminace jednotlivými polutanty.

2. LITERÁRNÍ PŘEHLED

2.1 Charakteristika mědi

Měď je prvkem I.B skupiny. Společně se stříbrem a zlatem je zařazována mezi mincovní kovy. Jedná se o kovy, které člověk ve své historii poznal jako první. V přírodě měď můžeme naleznout ryzí.

První použití mědi se datuje zhruba do roku 5000 př. Kr. Měď se vyráběla redukcí rud pomocí dřevěného uhlí. Kolem roku 3000 př. Kr. byla objevena její schopnost tvořit bronz. Tímto objevem pak začala významná doba bronzová. (Greenwood, N. N., Earnshaw, A., 1993)

V praxi a průmyslu má měď všestranné a značné využití. Jak samotná (náradí, dráty, nádoby, oplechování střech aj.), tak i ve slitinách. Nejčastějšími slitinami jsou mosazi, což jsou slitiny mědi a zinku. Velká většina slitin mědi má vysoký podíl niklu, příklady mohou být: argentin, nikelin, konsantan. Dalšími důležitými materiály jsou bronzы, které jsou slitinami mědi a cínu. Často se v nich objevují příměsi zinku, olova i hliníku. Příměsi se ve slitinách projeví změnami jejich vlastností. Slitiny jsou pak dobře opracovatelné, tvrdé a snadno odlévatelné. (Pavelka, V., Schütz, A., 1974)

Na vzduchu je měď stálá, ale při zahřívání na vyšší teploty dochází k oxidaci a vzniká oxid měďný a měďnatý. Měď se ochotně slučuje s halogeny a za vyšších teplot reaguje i se sírou, selenem a fosforem. Měď také reaguje s kyselinami, můžeme jmenovat kyselinu dusičnou a kyselinu sírovou. U jmenovaných kyselin je však pro reakci důležitá jejich koncentrace. Kyselina dusičná musí být zředěná a kyselina sírová musí být koncentrovaná.

Když je měď dlouhodobě vystavena okolnímu prostředí, především vzduchu a vlhkosti, tak se potáhne tenkým filmem uhličitanu měďnatého, který má zelenou barvu. Tento zelený povlak se lidově označuje jako *měděnka*. Velmi často se objevuje na střechách budov a kupolích kostelů, které jsou kryté měděným oplechováním. (Pavelka, V., Schütz, A., 1974)

2.1.1 Sloučeniny mědi

Sloučeniny mědi jsou odvozené od mědi jednomocné a dvojmocné. Je známá i měď v trojmocném stavu, ale tento oxidační stav je vzácný. (Pavelka, V., Schütz, A., 1974)

Nejznámější sloučeniny

Oxid měďný a oxid měďnatý

Oxid měďný je červené barvy a má chemický vzorec Cu_2O . Oxid měďnatý má barvu černou a jeho vzorec je CuO .

Uvedené oxidy vznikají zahříváním kovové mědi na vzduchu nebo zahříváním v proudu kyslíku.

Oxid měďný se vytváří za nižší teploty. Nejlépe se dá připravit redukcí alkalických roztoků měďnatých solí hydrazinem nebo cukrem. Tato reakce je základem pro tzv. *Fehlingův* test na cukry a redukční činidla.

Oxid měďnatý lze nejspíše připravit pomocí tepelného rozkladu dusičnanu nebo uhličitanu měďnatého. (Greenwood, N. N., Earnshaw, A., 1993)

Síran měďnatý

V bezvodém stavu je tato sloučenina bíle zbarvená. Pokud však v krystalickém stavu obsahuje pět molekul vody, má modré zbarvení. V tomto stavu je tato sloučenina známá jako modrá skalice. Ve vodě se dobře rozpouští. Když tento síran ponecháme na vzduchu, tak zvětrává. Ve vodném roztoku vykazuje kyselý charakter. (Pavelka, V., Schütz, A., 1974)

Síran měďnatý má široké využití. Bývá součástí postřiků, které se používají především v ovocnářství a vinařství (Muck, A., 2006)

Hydroxid měďnatý

Tato sloučenina je světle modrá sraženina. Vzniká reakcí měďnaté soli s alkalickým hydroxidem.

Přidání vlnanu k roztoku měďnaté soli zamezí vysrážení hydroxidu měďnatého a vytvoří se zde komplexní ion. Tento roztok je také znám jako Fehlingovo činidlo, které má velký význam při dokazování redukujících látek, zvláště pak sacharidů (viz výše). (Pavelka, V., Schütz, A., 1974)

Biochemie mědi

Kovová měď vykazuje antibakteriální vlastnosti. Tato skutečnost je známá již z dob staré Persie, kde byla pitná voda uchovávána v lesklých měděných nádobách.

Měď je pro život velice významná. Je například součástí hemocyaninu, který slouží v krvi některých měkkýšů k přenosu kyslíku. Významná je však i pro lidský organismus. Měď se účastní společně s hemem v cytochromoxidase přenosu elektronů. Je pravděpodobné, že zprostředkovává přenos elektronu na molekulu kyslíku. (Greenwood, N. N., Earnshaw, A., 1993)

Toxicita mědi

Ačkoli je měď pro život významná, tak v některých případech může být i nebezpečná. Při akutní expozici prašných aerosolů mědi, řádově $0,1 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$, vzniká horečka z kovů. Ta se projevuje podobně jako chřipka a zpravidla mizí do dvaceti čtyř hodin. (Bencko V. a kol. 1995)

Výše zmíněné prašné aerosoly mohou být potenciální hrozbou i pro okolí železnice. Prachové aerosoly se mohou uvolňovat z měděné troleje, po které klouže pantograf (sběrač) lokomotivy.

Toxickou sloučeninou mědi je také již zmiňovaný síran měďnatý. Tato sloučenina vyvolává silný emetický účinek. Při požití této sloučeniny v nápojích či v potravě může docházet k poškození trávicího ústrojí. (Bencko V. a kol. 1995)

Ostatní soli mědi působí dráždivě na neporušenou kůži. Účinek těchto solí se projevuje svěděním a zánětem v okolí postiženého místa. (Bencko V. a kol. 1995)

Výše zmíněné skutečnosti pak mohou být problémem pro život v blízkosti provozů, které využívají soli mědi či oblasti, ve kterých může docházet k obrušování výrobků z mědi.

2.2 Charakteristika zinku

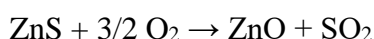
V přírodě se zinek vyskytuje jako sulfid zinečnatý. Jsou známé dvě formy. Běžnější se nazývá sfalerit, který krystalizuje v kubické soustavě. Méně běžný se nazývá wurtzit, který krystalizuje v hexagonální soustavě. Čistý ZnS se vyskytuje velmi zřídka, téměř pokaždé obsahuje různé nečistoty, například železo a kadmium. (Heslop, R. B., Jones, K., 1982)

Pro získání zinku se využívá redukce ZnO dřevěným uhlím při teplotě vyšší než $1000 \text{ }^\circ\text{C}$. Při takových teplotách se však páry kovu snadno oxidují, a proto se jejich kondenzace provádí za nepřístupu vzduchu. Poprvé se touto cestou podařilo získat Zn

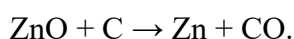
pravděpodobně ve 13. století v Indii. Odtud se potom tato znalost přenesla do Číny. Důkazem jsou zinkové mince, které se používaly za období dynastie Ming (1368 – 1644). (Greenwood, N. N., Earnshaw A., 1993)

Zinek o vysoké čistotě (řádově 99,95 %) lze získat i mokrou cestou. Mokrá cesta spočívá v elektrolýze roztoku $ZnSO_4$. (Muck, A., 2006)

Výrobu zinku v prvním případě popisují následující reakce:



a poté probíhá redukce pomocí uhlíku při teplotách nad 1000 °C na kov:



(Muck, A., 2006)

Zinek má velké použití v průmyslu. Světová roční produkce činí okolo 5 až 6 milionů tun. Téměř třetina zinku má využití v galvanizaci ocele. Velkou výhodou u zinku je jeho schopnost tvořit slitiny, ze kterých je nejznámější mosaz. Technologické využití má také slitina zinku a hliníku v poměru 80% ku 20%. Tato slitina má využití v oblasti kování, například kliky nebo panty. (Heslop, R. B., Jones, K., 1982)

2.2.1 Sloučeniny zinku

Oxid zinečnatý

Jde o jednu z nejdůležitějších sloučenin zinku. Vyrábí se spalováním par zinku v proudu vzduchu.

Hlavní průmyslové využití této sloučeniny nachází při výrobě pryže. Zkracuje totiž dobu vulkanizace. Jako pigment slouží při výrobě barev. Zde má výhodu oproti olovnaté bělobě. Oxid zinečnatý totiž není toxický.

Dále pak může vylepšovat chemickou odolnost skla. Používá se na výrobu speciálních skel, glazur a emailů. (Greenwood, N. N., Earnshaw, A., 1993)

Chlorid zinečnatý

Koncentrované vodné roztoky tohoto chloridu dokáží rozpouštět škrob, celulosu a hedvábí, a proto není možné tyto roztoky filtrovat přes papírové filtry. Tato sloučenina může sloužit při upravování textilií.

Dále se používá při přípravě hořečnatého cementu pro zubní výplně a bývá také používán při metalurgickém tavení. (Greenwood, N. N., Earnshaw, A., 1993)

Sulfid zinečnatý

Tento sulfid je znám jako zinková ruda. Často také nese označení sfalerit (viz výše). Čistý sulfid zinečnatý je bílý a používá se také jako pigment. Je nutné podotknout, že čistý ZnS se však vyskytuje velmi málo. Hlavním využitím této sloučeniny je výroba zinku. (Greenwood, N. N., Earnshaw, A., 1993)

Význam zinku pro život

Zinek je zařazován mezi stopové prvky, které jsou pro život lidí zvířat a rostlin mimořádně důležité. Doporučený denní příjem Zn na dospělé osobu činí 10 až 20 mg. (Pitter, P., 1999)

Zinek je totiž součástí některých enzymů či enzymových systémů a má řadu biologických a biochemických funkcí. Z enzymových systémů, které jsou závislé na zinku můžeme jmenovat následující: alkoholdehydrogenáza, RNA – a DNA – polymeráza, reverzní transkriptáza a další. (Bencko V. a kol. 1995)

Toxicita zinku

U zinku může být taktéž problém s velmi jemným prachem kovového zinku či oxidu zinečnatého. Při inhalaci dochází k horečce slévačů (horečka z kovů). Tato horečka se projevuje malátností, bolestmi hlavy, škrábáním v krku, bolestmi na prsou. Obvykle teplota vystoupí na 39°C. Horečka může trvat i několik dní. (Bencko V. a kol. 1995)

Výskyt velmi jemných prachových částic je teoreticky možný i v okolí železnic. Zinek bývá příměsí různých slitin, které se mohou využívat ve strojírenství a následně se uvolňovat do prostředí.

Mezi nebezpečné sloučeniny také patří chlorid zinečnatý. Při expozici této sloučeniny dochází k těžkému poškození dýchacího ústrojí. (Bencko V. a kol. 1995)

Toxicitu zinku můžeme také zmínit s ohledem na vodní prostředí. Sloučeniny zinku jsou značně toxické pro ryby a vodní organismy. Koncentrace, která se pohybuje v desetinách mg/l, je už pro výše zmíněné organismy nebezpečná. Vysoce citlivé jsou lososovité ryby. (Pitter, P., 1999)

2.3 Charakteristika niklu

V přírodě se nikl vyskytuje zejména v podobě sulfidů a arsenidů. Jedná se o sedmý nejrozšířenější přechodný kov, který se nachází v zemské kůře. V přírodě ho nalezneme ryzí nebo v rudách.

Nikl byl objeven až v 18. století. Nálezy předmětů zhotovených ze slitin niklu jsou však známé z Číny z dob před 2000 lety.

Při výrobě niklu se postupuje tak, že se rudný koncentrát taví a praží na lech, který se zahříváním s NaHSO_4 a koksem rozdělí na dvě vrstvy. Spodní část potom tvoří NiS , který se sbírá a následujícím pražením se oxiduje na NiO . Oxid nikelnatý má poté využití v niklových ocelích. Čistý nikl se získává tzv. Mondovým způsobem, který je založen na redukci NiO pomocí vodního plynu. (Heslop, R. B., Jones, K., 1982)

2.3.1 Sloučeniny niklu

Nikl se téměř výhradně vyskytuje v oxidačním stavu II. Tato skutečnost naznačuje, že jeho sloučeniny budou až na výjimky odolné vůči oxidaci. Ni^{II} tvoří soli prakticky se všemi anionty.

Nejznámější sloučeniny niklu

Oxid nikelnatý

Jedná se o zelený prášek, který je rozpustný v kyselinách. Může být používán v keramické výrobě a ve sklářství na výrobu kouřových skel. (Pavelka, V., Schütz, A., 1974)

Chlorid nikelnatý

Tento chlorid lze získat přímou syntézou, kdy se nikl zahřívá v proudu chloru. Má podobu jemných šupinkovitých krystalů, které mají žluté zbarvení. Je dobře rozpustný ve vodě, ze které vykristalizuje jako zelený hydrát $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$. (Pavelka, V., Schütz, A., 1974)

Hydroxid nikelnatý

Tato sloučenina se tvoří při srážení roztoků nikelnatých solí roztoky alkalických hydroxidů. Má světle zelenou barvu a je rozpustná v amoniaku a v kyselinách. (Pavelka, V., Schütz, A., 1974)

Toxicita niklu

Nejzávažnějším následkem při expozici niklu u člověka je výskyt rakoviny plic a nosních dutin. Z hlediska karcinogenity je velmi nebezpečný sulfid a oxid. Riziko expozice je zvýšené při výrobě a rafinaci niklu. (Bencko V. a kol. 1995)

Nikl a jeho sloučeniny mají také významný podíl na vzniku ekzémů. Tyto ekzémy mohou vznikat při kontaktu s výrobky, které obsahují jako příměs nikl. Můžeme mezi ně zařadit mince, hodinky, bižuterii a mnoho dalších. (Bencko V. a kol. 1995)

2.4 Charakteristika chromu

V přírodě můžeme chrom najít v následujících formách:

chromit FeCr_2O_4

krokoit PbCrO_4

chromový okr Cr_2O_3 .

Chrom se vyrábí redukcí chromitu uhlíkem v elektrické peci při teplotě nad $1000\text{ }^\circ\text{C}$. Získaný produkt se nazývá ferrochrom, který se poté používá jako příměs do korozivzdorných chromových ocelí. (Muck, A., 2006)

Chrom o čistotě 99,8 % se vyrábí elektrolýzou vodného roztoku kamence chromitého, který lze získat rozpuštěním ferrochromu za pomoci kyseliny sírové. Nejčistší formu chromu lze připravit z jodidu, který vzniká při $777\text{ }^\circ\text{C}$ z prvků, z něhož se chrom získá rozkladem na žhavém vlákne při $1227\text{ }^\circ\text{C}$. Chrom se často galvanicky nanáší na povrch jiných kovů. (Heslop, R. B., Jones, K., 1982)

2.4.1 Sloučeniny chromu

Chrom se nejčastěji vyskytuje v oxidačních stavech III a VI. Chromité sloučeniny jsou stálé a mají většinou zelenou barvu. Chromové sloučeniny mají barvu žlutou nebo oranžovou a jsou vysoce toxické.

Nejznámější sloučeniny chromu

Oxid chromový

Tento oxid má kovalentní charakter a silně kyselé vlastnosti. Jeho vodný roztok se označuje jako kyselina chromová a má silné oxidační účinky. Často se připravuje reakcí dichromanu draselného s koncentrovanou kyselinou sírovou. Tato směs se využívá k čištění laboratorního nádobí. (Flemer, V., Dušek, B., 2007)

Oxid chromitý

Tento oxid má strukturu korundu, vykazuje vlastnosti polovodiče a pod teplotou 35 °C je antiferomagnetický. Své využití má ve výrobě vodových barev a nátěrových hmot. Má zelenou barvu. Je také hlavní složkou rudy chromu. (Greenwood, N. N., Earnshaw, A., 1993)

Oxid chromičitý

Jedná se o hnědočerný oxid, který krystalizuje podle typu rutilu. Svými vlastnostmi vyniká v oblasti nahrávací techniky a zlepšuje charakteristiky rozlišení magnetických pásků. (Greenwood, N. N., Earnshaw, A., 1993)

Toxicita chromu

Mezi nejzávažnější účinky chromu patří karcinogenita. Karcinogenita hrozí u osob, které jsou dlouhodobě exponované šestimocnému chromu.

Dále může šestimocný chrom způsobovat toxický zánět kůže. Tento zánět může vyústit v tzv. chromové vředy. Tyto vředy vznikají tam, kde se vyskytovala drobná kožní poranění. Zmíněné vředy jsou rizikem u barvířů, kteří pracují s dichromanem draselným. Vředy však mohou vznikat i u pracovníků koželužen, kde se pracuje s trojmocným chromem. (Bencko V. a kol. 1995)

2.5 Znečištění půd

2.5.1 Zdroje kontaminantů v životním prostředí

Zdrojem kontaminantů v přírodě je zejména výroba kovů. Rudy se většinou zpracovávají v několika krocích a vznikají různé meziprodukty či odpady, které se mohou uvolňovat do životního prostředí. (Bencko, V., a kol., 1995)

Dalším zdrojem může být i doprava. S dopravou jsou spojené také přepravy různých nákladů a případné úniky provozních kapalin, které mohou být taktéž zdrojem polutantů. Cizorodé látky se nejčastěji dostanou do půdního prostředí, ze kterého se potom šíří dále, například do podzemních vod, jednotlivých ekosystémů a do potravního řetězce.

Problematika mědi, zinku, niklu a chromu

Významné bodové zdroje těchto kovů představují skládky hlušiny, které vznikaly v minulosti v souvislosti s těžbou a zpracováním rud. (Šimek, M., 2004)

Životní prostředí je také znečištěno arsenem, jehož zvýšené koncentrace se vyskytují v těsné blízkosti provozů, které získávají měď. Na jednu tunu vyrobené mědi se může do okolního prostředí uvolnit 1,5 – 15 kilogramů arsenu.

Podobně tomu může být také u rudy zinku, jež obsahuje příměsi kadmia, které znečišťuje okolí závodů na zpracování zinku. (Šimek, M., 2004)

Dalším zdrojem těžkých kovů a příčinou kontaminace půd jsou skládky odpadů. Často se odpadní kaly (z čistíren odpadních vod) a sedimenty používají také jako hnojivo. Zde je však na místě obezřetnost a důsledná kontrola, protože i v těchto kalech a sedimentech jsou přítomny kovy, které mohou rostliny akumulovat ve své biomase. Tím mohou rizikové prvky vstupovat do potravního řetězce. (Šimek, M., 2004)

Mobilita a obsah kovů v půdě a následná dostupnost pro rostliny závisí na vlastnostech samotné půdy i vlastnostech kovů. Pro představu může sloužit následující příklad: V lehkých písčítých půdách bude koncentrace kovů nižší než v půdách, které obsahují vysoké množství organické hmoty a jílových částic, protože prvně zmíněné půdy vykazují menší kationtovou výměnu. Dále potom mobilita souvisí s pH, redoxním potenciálem půd a se složením půdního roztoku. (Šimek, M., 2004)

Tabulka 1. Běžné a zvýšené koncentrace vybraných kovů v půdách (mg/kg sušiny) (Šimek, M., 2004)

prvek	běžná koncentrace	zvýšená koncentrace
As	5 – 40	až 2500
Cd	1 – 2	až 30
Cu	2 – 60	až 2000
Mo	1 – 5	10 – 100
Ni	2 – 100	až 8000
Pb	10 – 150	nad 10000
Se	1 – 2	až 500
Zn	25 – 200	nad 10000

2.5.2 Kontaminace půd

2.5.2.1 Kontaminace půd těžkými kovy jako důsledek železniční dopravy

Zhang a kol. (2013) studovali kontaminaci životního prostředí těžkými kovy. Detailně sledovali vliv železnice na půdní podloží podél železničního úseku Dilí – Ulan. Vzorky půd byly odebírány ve vzdálenostech 2, 5, 10, 20, 30, 50, 60, 70, 80, 100 a 150 m od železničního tělesa. Odběrové hloubky byly 5, 10, 20 a 30 cm. Autoři stanovovali tyto prvky: V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, Rb, Cd a Pb. Jejich závěry jsou následující:

- Koncentrace Cr, Ni, Cu, Zn, Cd a Pb se výrazně měnily v náspu.
- Ze statistických analýz výsledků získaných pro Pb, Cd a Zn v půdách bylo odvozeno, že železnice má vliv na hodnoty koncentrací těchto prvků. Tento fakt byl pozorován do vzdálenosti pěti metrů od železničního náspu a do horizontální hloubky 10 cm.
- V porovnání s obdobnými studiemi (Ma a kol. 2009, Liu a kol. 2009, Chen a kol. 2008, Malawska a Wiłkomirski 2001, CNEMC 1990) byly průměrné koncentrace, které uvádějí Zhang a kol. (2013) nižší. Srovnání je uvedeno v tabulce 2.

Tabulka 2. Porovnání průměrných koncentrací kovů v půdách pro různé železnice (mg/kg sušiny)

	V	Cr	Co	Ni	Cu	Zn	Rb	Cd	Pb
(Ma a kol. 2009)	-	57,3	-	18	35,5	304,7	-	0,3	89,7
(Liu a kol. 2009)	-	-	-	-	59,2	235,3	-	1,2	35,3
(Chen a kol. 2008)	-	-	-	-	16,3	59,5	-	0,3	18,1
(Malawska, Wiłkomirski 2001)	-	14	2	-	24	84	-	<0,5	55
(Zhang a kol. 2013)	54,2	32,7	8	18,9	15	36,8	97,3	0,1	19,2
(CNEMC 1990)	-	70	-	50	30	90	-	0,4	35

Zvýrazněné hodnoty představují koncentrace těžkých kovů v půdě ve vzdálenosti 2 – 150 m od úpatí náspu, nezahrnují ale koncentrace naměřené přímo v náspu. (Zhang a kol., 2013)

2.5.2.2 Železniční doprava jako závažný zdroj organických a anorganických polutantů

Studie polských autorů (Wiłkomirski a kol., 2011) pojednává o kontaminaci kovy (Pb, Cd, Cu, Zn, Hg, Fe Co, Cr, Mo) a polycyklickými aromatickými uhlovodíky (PAH). Jak PAH, tak kovy byly stanovovány ve vzorcích rostlin a půd.

Vzorky rostlin a půd byly odebírány v rozdílných místech polského nádraží Iława Główna. Autoři zvolili čtyři místa odběru vzorků: nakládací prostor, hlavní trať probíhající nástupištěm, čistící zařízení pro železniční vozový park a odstavná kolej.

Ve všech odběrových místech se projevila silná kontaminace PAH. Nejvíce znečištěné vzorky půd byly z místa odstavné koleje a z oblasti tratě probíhající nástupištěm. Koncentrace se pohybovaly v rozmezí mikrogramů na kilogram sušiny.

Na odstavné koleji byla koncentrace 59,5 µg/kg a v místě nástupiště 49,7 µg/kg. V dalších odběrových místech už byl obsah nižší (nakládací prostor – 17,9 µg/kg a čistící zařízení pro železniční vozový park – 15,4 µg/kg). PAH byly stanovovány také v rostlinách, které rostly v místech odběru vzorků. Nejvíce kontaminovanou rostlinou byla smetánka lékařská (*Taraxacum officinale*), pro kterou byla zjištěna koncentrace 22,5 µg/kg. Tato rostlina rostla v oblasti čistícího zařízení.

V jednotlivých vzorcích byly také stanovovány kovy. Nejvyšší koncentrace Pb, Zn, Hg a Cd byly stanoveny na odstavné koleji z důvodu dlouhodobého stání jednotlivých vlakových souprav.

Pro stanovení PAH v rostlinných a půdních vzorcích byla použita plynová chromatografie s hmotnostně spektrometrickým detektorem (GC/MS). Kovy byly stanovovány pomocí ICP–MS a ICP–OES. Rostlinné vzorky byly analyzovány pomocí ICP–MS a půdní vzorky pomocí optické emisní spektrometrie. (Wiłkomirski a kol., 2011)

2.5.2.3 Vícerozměrné posuzování znečištění půd z okolí železničních tratí

Studie polských autorů (Wierzbicka a kol., 2015) pojednává o problematice znečištění půd v okolí železnice (Białystok Fabryczny, Siemianówka, Hajnówka, Iława, Główna a Waliły) a hodnotí její vliv na živé organismy. Studie sleduje PAH, polychlorované bifenylly, pesticidy a těžké kovy.

Posouzení toxicity půdy vyžadovalo propojení chemických a biologických analýz, které sledovaly vliv kontaminované půdy na živé organismy všech trofických úrovní.

Koncentrace sledovaných PAH či těžkých kovů nepřekročily přípustnou mez, ale výsledná toxicita půdy byla pro organismy vysoká. Tento jev tak může naznačovat na synergický účinek nízkých koncentrací výše zmíněných kontaminantů a na interakci jednotlivých složek mezi sebou.

Toxicita půdy však nebyla všude stejná, postupně se měnila v rámci celé tratě. Na základě těchto poznatků lze usuzovat, že železniční doprava také může představovat riziko pro organismy všech trofických úrovní v životním prostředí. (Wierzbicka a kol., 2015)

2.5.2.4 Účinky železniční dopravy na uměle vytvořenou půdu

Tato studie se věnuje oblasti železničního náspu, který se nachází v těsné blízkosti železničního tělesa. Ve studii byl zahrnut faktor doby, po kterou byl násep vystaven okolním vlivům. Autoři se soustředili na následující prvky: Cd, Pb, Cr, Cu, Zn a Fe.

Vzorky půd byly odebírány celkem ze čtyř míst železničního náspu. Hloubka odběru vzorků půd činila 10 cm.

Autoři poukazují na ekologická rizika, která vyplývají z hromadění výše zmíněných kovů. Poukazují na problematiku biomagnifikace. Hlavní závěr je následující: Čím déle je násep obohacován těžkými kovy, tím větší koncentrace se vyskytuje u zkoumaných vzorků půd. Dále má pak obohacení těžkými kovy za následek úbytek vegetace v okolí náspu. (Chen, Z. a kol. 2013)

2.5.2.5 Polycyklické aromatické uhlovodíky a rizikové prvky v sedimentech toků v okolí železnice

Tento článek pojednává o znečištění vodních ekosystémů v důsledku železniční dopravy. Studie probíhala v období 2009 – 2011 na přilehlých vodních tocích či vodních nádržích v oblasti Chicaga.

Analyzovány byly sedimenty odebírané z vodních nádrží či výše zmíněných vodních toků. Sedimenty odebírané z říčních toků byly odebírány po proudu.

Mezi stanovované prvky patřily Cr, As, Pb, Co, Cu, Hg, Ni a mezi organické sloučeniny fenanthren a antracen

V sedimentech se ve zvýšené koncentraci nacházel antracen, obsahy ostatních polutantů byly v přípustné normě.

Závěrem je však nutné podotknout, že nevíme, zda jednotlivé komponenty sedimentů nemohou mít synergický účinek. Proto je potřeba zmírňovat dopady železnice na životní prostředí. (Levengood, M., J., a kol. 2015)

2.5.2.6 Kontaminace půd v důsledku silniční a železniční dopravy

Tato studie se zabývá znečištěním půd v okolí silnic a železnic. Jsou zde zmíněné tři prvky: Cu, Na a Hg.

Měď byla vybrána jako vhodný ukazatel pro oba typy dopravy. Sodík byl zvolen kvůli posouzení úrovně znečištění v období solení silnic. Rtuť byla stanovována za účelem posouzení míry uvolňování tohoto prvku z impregnovaných železničních pražců.

Nejvyšší koncentrace prvků se vyskytovaly v těsné blízkosti silnice či železnice. Nejvyšší hodnota pro měď je 52,7 mg/kg, pro sodík 770 mg/kg a pro rtuť 0,2 mg/kg. Poměrně velký pokles koncentrací se projevoval zhruba ve vzdálenosti 10 m od silnice či železničního tělesa. Z tohoto poklesu můžeme usuzovat, že pro pěstování zemědělských plodin je bezpečná vzdálenost alespoň 10 metrů od zdrojů kontaminantů. (Šeda, M. a kol. 2017)

2.5.3 Závěr z uvedených studií

V jednotlivých studiích byly diskutované možné důvody znečištění životního prostředí. V některých případech (Chen, Z. a kol. 2013, Wierzbicka a kol., 2015) mají vysoké koncentrace jednotlivých prvků za následek úbytek vegetace či ohrožení trofických úrovní ekosystému. V dalším případě (Šeda, M. a kol. 2017) je možné postřehnout doporučení ohledně pěstování zemědělských plodin a následného využívání půd ve znečištěných oblastech.

Autoři studií (Chen, Z. a kol. 2013, Levengood, M., J., a kol. 2015) poukazují také na problematiku biomagnifikace a synergických účinků jednotlivých sloučenin či prvků.

Závěrem je nutné říci, že problematiku znečištění půd je potřeba brát vážně a zamýšlet se nad případnými problémy (biomagnifikace, akumulace kovů do potravních řetězců či akumulace kovů do zemědělských plodin) v ekosystémech, které jsou v těsné blízkosti železničních tratí.

3. METODIKA

3.1 *Přístroje a laboratorní vybavení*

Atomový absorpční spektrometr (AAS) Thermo Scientific iCE 3500 – Thermo Fisher Scientific inc., Cambridge, Velká Británie

aparatura pro přípravu demineralizované vody Mili Q – water system – Millipore S.A., Mohlsheim, Francie

třepačka LT2 – Kavalier, Votice, Česká republika

analytické váhy – Kern Sohn GmbH, Balingen, Spolková republika Německo

3.1.1 **Atomová absorpční spektrometrie**

U této analytické metody se pozoruje pohlcené (absorbované) záření. Toto záření absorbuje analyt převedený do formy volných atomů v základním energetickém stavu. Při průchodu záření absorbujičím prostředím dojde k úbytku jeho toku. Do prostředí vstupuje tok záření ϕ_0 a vystupuje tok ϕ .

Jestliže dáme tyto hodnoty do poměru a vynásobíme stem, tak získáme propustnost (transmittance; $T = (\phi / \phi_0) * 100$). Propustnost se různí s vlnovou délkou a závisí na koncentraci částic v prostředí a na tloušťce pohlcujícího prostředí. Když zlogaritmujeme propustnost, tak získáme veličinu extinkce (absorbance).

Vztah mezi absorbancí (A), koncentrací (c), tloušťkou vrstvy pohlcujícího prostředí (l) a absorpčním koeficientem (ϵ) se nazývá Lambert – Beerův zákon. Zákon je dán rovnicí:

$$A = c \cdot \epsilon \cdot l$$

(Křížek, Šíma, 2015)

3.2 *Chemikálie a referenční materiály*

Pro ředění vzorků, přípravu kalibračních standardů a 2M kyseliny dusičné byla používána demineralizovaná voda.

Vždy byla používána kyselina dusičná o čistotě Suprapur® (Merck, Darmstadt, Spolková republika Německo).

Pro přípravu kalibračních standardů sloužil víceprvkový zásobní standard Certipur® (Merck, Darmstadt, Spolková republika Německo) o koncentraci 1000 mg/l.

Pro validaci analytických metod byl využíván certifikovaný referenční materiál SPS – WW2 od společnosti Spectrapure standards (Oslo, Norsko).

Pro stanovení prvků byly také využívány oxid dusný a acetylen od společnosti Linde (Česká republika) o čistotě 2.5.

3.3 Lokality odběrů půd

Charakteristika lokalit

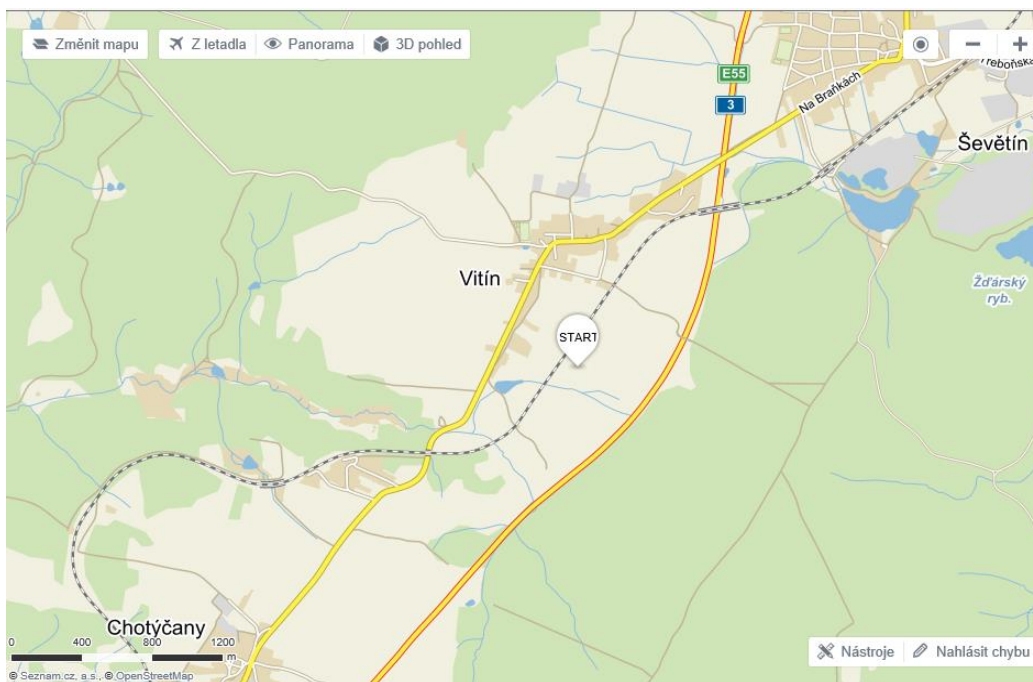
Všechna odběrová místa se nacházela v blízkosti železničního tělesa. Lokality byly celkem tři (dvě tratě elektrifikované a jedna bez elektrického provozu). V případě elektrifikovaných tratí šlo o trasu České Budějovice – Praha (trať č. 220) a Veselí nad Lužnicí – Jihlava (trať č. 225). V případě bez troleje se jednalo o trasu Veselí nad Lužnicí – České Velenice (trať č. 226).

Lokality byly zvolené na základě předpokladu o vytíženosti tratí a s ohledem na elektrizaci trati. Podle těchto předpokladů lze uvažovat o rozdílné kontaminaci v jednotlivých lokalitách. Předpokládá se, že v oblasti s větší vytížeností tratě budou také vyšší koncentrace jednotlivých rizikových prvků. Dále jsou očekávány vyšší koncentrace kontaminantů u železnice s elektrickou trakcí.

Lokalita u obce Vitín

Toto odběrové místo se nachází na trati České Budějovice – Praha. Jedná se o elektrifikovanou trať. Odběr vždy probíhal na přilehlé louce. Louka je ze všech stran ohraničena poli se zemědělskými plodinami.

GPS souřadnice: 49.0831294N, 14.5469889E



Obrázek 1.: Mapa s vyznačením lokality Vitín – elektrifikovaná trať. (www.mapy.cz)



Obrázek 2.: Detail železničního tělesa. (foto: Jan Vondruška)

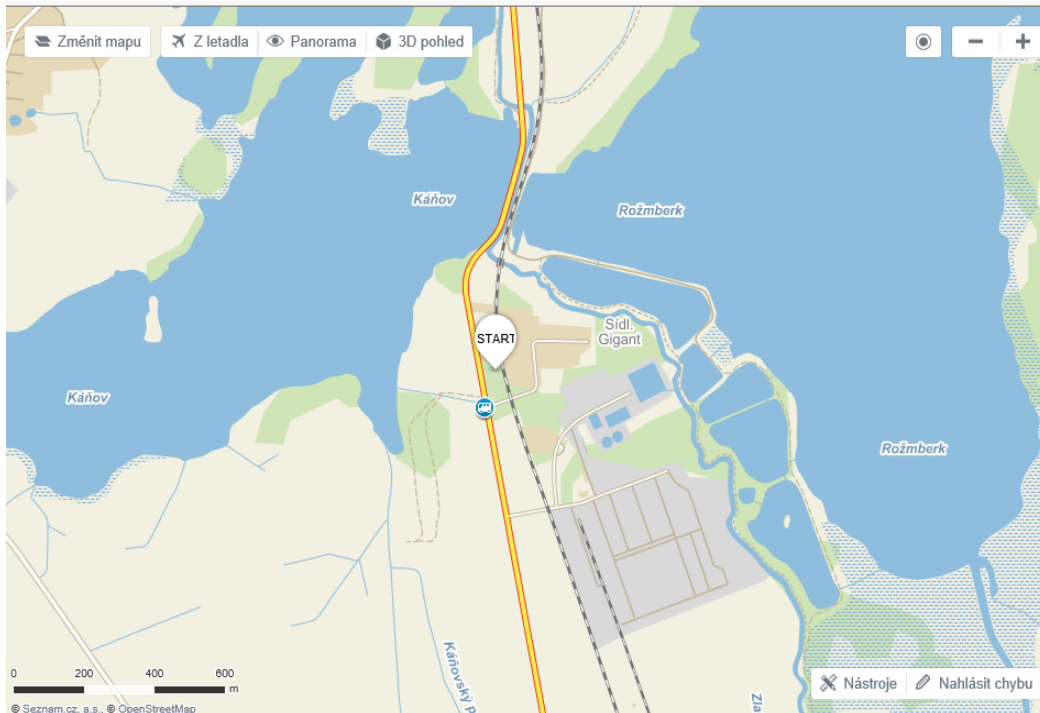


Obrázek 3.: Detail louky. (foto: Jan Vondruška)

Lokalita u města Třeboň

Toto odběrové místo se nachází u trati Veselí nad Lužnicí – České Velenice. Jedná se o neelektrifikovanou železniční trať. Odběr vždy probíhal na přilehlé louce. Louka je ohraničena pozemními komunikacemi a soukromou loukou.

GPS souřadnice: 49.0332917N, 14.7507219E



Obrázek 4.: Mapa s vyznačením lokality Třeboň – neelektrifikovaná trať. (www.mapy.cz)



Obrázek 5.: Detail železničního tělesa. (foto: Jan Vondruška)

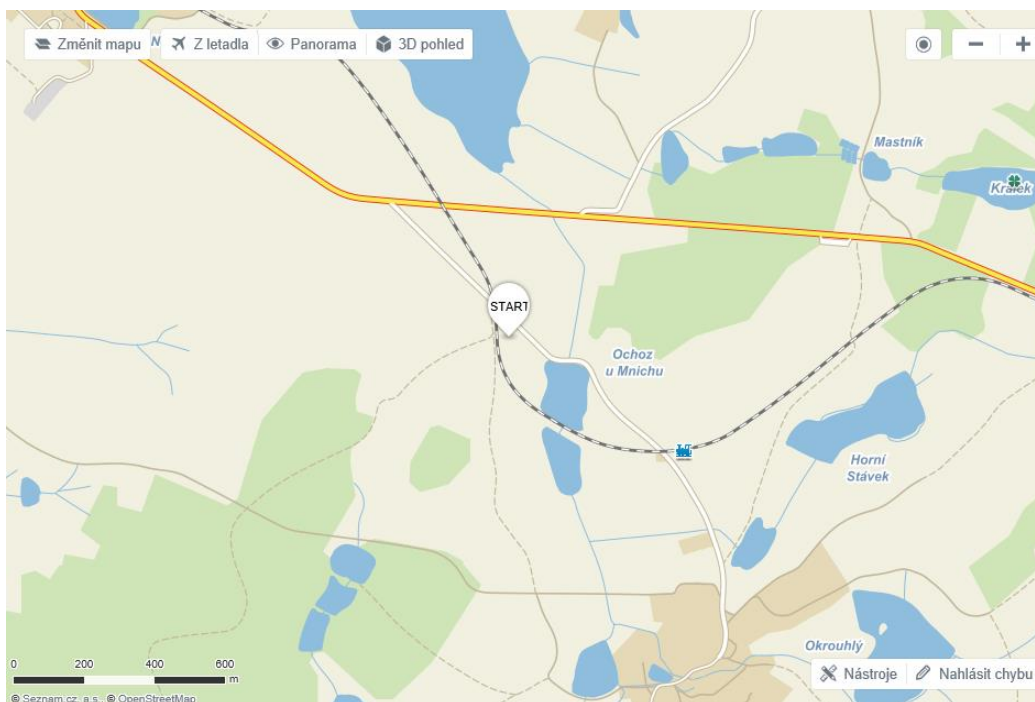


Obrázek 6.: Detail louky. (foto: Jan Vondruška)

Lokalita u obce Mních

Toto odběrové místo se nachází na trati Veselí nad Lužnicí – Jihlava. Jedná se o elektrifikovanou trať. Odběr probíhal na přilehlé louce, která je ohraničena pozemní komunikací a rybníkem.

GPS souřadnice: 49.1721169N, 14.8765961E



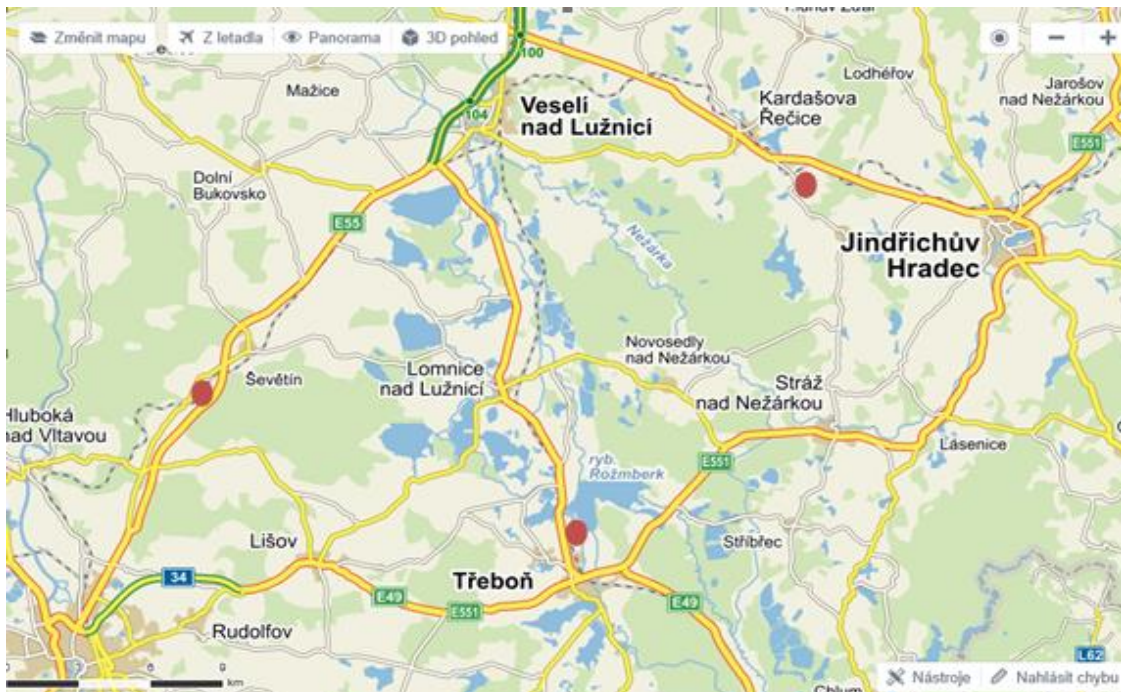
Obrázek 7.: Mapa s vyznačením lokality Mních – elektrifikovaná trať. (www.mapy.cz)



Obrázek 8.: Detail železničního tělesa. (foto: Jan Vondruška)



Obrázek 9.: Detail louky. (foto: Jan Vondruška)



Obrázek 10.: Mapa s vyznačenými odběrovými místy (www.mapy.cz)

3.4 Odběr vzorků

Odběr vzorků probíhal na výše uvedených lokalitách. Vzorky byly odebírány pětkrát. Studie zahrnuje všechna roční období v intervalu dvou let. Termíny odběru byly následující: 2. 10. 2015, 6. 2. 2016, 5. 6. 2016, 2. 10. 2016, 19. 2. 2017.

Vzorky byly odebírány ze čtyř hloubek (2 cm, 10 cm, 20 cm a 30 cm) a ze čtyř vzdáleností (1,5 m, 3 m, 10 m a 25 m) od železničního tělesa.

K odběrům sloužila kovová sonda pro odběr tuhých vzorků. Vzorky byly následně uloženy do plastových vzorkovnic.

3.5 Zpracování vzorků

Po odběru byly vzorky sušeny za laboratorní teploty (přibližně 20 °C) po dobu dvou týdnů. Poté byly homogenizovány pomocí třecí misky s tloučkem a síta o velikosti ok 0,5 mm. Z takto upravených vzorků byly následně připraveny půdní výluhy. Výluhy byly získány za pomoci 2M HNO₃. Ke vzorkům o hmotnosti 4 g bylo přidáno 20 ml HNO₃. Následovalo třepání po dobu šesti hodin. Poté byly vzorky filtrovány za sníženého tlaku.

Pro filtraci byla používána aparatura Millipore (Mohlsheim, Francie) a membránové filtry ze slisovaných skleněných vláken o porozitě 1,2 μm (Papírna Perštein, Česká republika). Po filtraci byl vzorek doplněn 2M HNO₃ na objem 25 ml. Vzorky byly před vlastním měřením na AAS uchovávány v lednici.

3.6 Stanovení jednotlivých prvků

3.6.1 Stanovení mědi pomocí AAS Thermo Scientific iCE 3500

Pro stanovení mědi byla vytvořena samostatná metoda. Vzorky byly proměřovány při vlnové délce 324,8 nm a při šíři štěrbiny 0,5 nm. Doba integrace signálu byla 4 s. Měření bylo třikrát opakováno.

Zdrojem primárního záření byla výbojka s dutou katodou, která byla zhotovena z příslušného kovu. Dále byla zvolena deuteriová korekce pozadí.

Analýza probíhala v režimu plamenové atomizace. Typ plamenu byl vzduch – acetylen. Délka hořáku byla 5 cm a výška paprsku nad hranou hořáku byla 7 mm.

3.6.2 Stanovení zinku pomocí AAS Thermo Scientific iCE 3500

Metoda pro stanovení zinku byla velmi podobná výše uvedené metodě. Odlišné zde byly následující parametry:

Vlnová délka byla 213,9 nm a šíře štěrbin 0,2 nm,
výbojka s dutou katodou (Zn).

3.6.3 Stanovení niklu pomocí AAS Thermo Scientific iCE 3500

Tato metoda se lišila od první uvedené metody v těchto aspektech:

Vlnová délka byla 232 nm a šíře štěrbin 0,1 nm,
výbojka s dutou katodou (Ni).

3.6.4 Stanovení chromu pomocí AAS Thermo Scientific iCE 3500

Stanovení chromu se lišilo v následujících parametrech:

Vlnová délka byla 357,9 nm,
výbojka s dutou katodou (Cr),
používán byl plamen acetylen – oxid dusný,
výška paprsku nad hranou hořáku byla 8 mm.

3.7 Charakteristiky stanovení

3.7.1 Charakteristiky stanovení Cu, Zn, Ni a Cr

Tabulka 3. Charakteristiky stanovení Cu, Zn, Ni a Cr pomocí AAS Thermo Scientific iCE 3500

Charakteristika	Cu	Zn	Ni	Cr
Preciznost (%)	0,25	0,25	0,21	0,74
Přesnost (%)	101,1	106,0	97,5	95,5
LDR ^a (mg/l)	0,04 – 10	0,03 – 3	0,05 – 10	0,12 – 10
LOD ^b (mg/l)	0,01	0,01	0,01	0,04
LOQ ^c (mg/l)	0,04	0,03	0,05	0,12
Citlivost (l/mg)	0,03	0,12	0,03	0,04
KK ^d	0,9999	0,9988	0,9999	0,9995
CHK ^e (mg/l)	0,13	0,04	0,14	0,12

^aLDR – lineární dynamický rozsah, ^bLOD – mez detekce, ^cLOQ – mez stanovitelnosti,

^dKK – korelační koeficient, ^eCHK – charakteristická koncentrace

Preciznost a přesnost byly určeny pomocí referenčního materiálu SPS – WW2.

Hodnoty LDR , LOD , LOQ a CHK jsou vztažené ke kapalnému vzorku (výluhu).

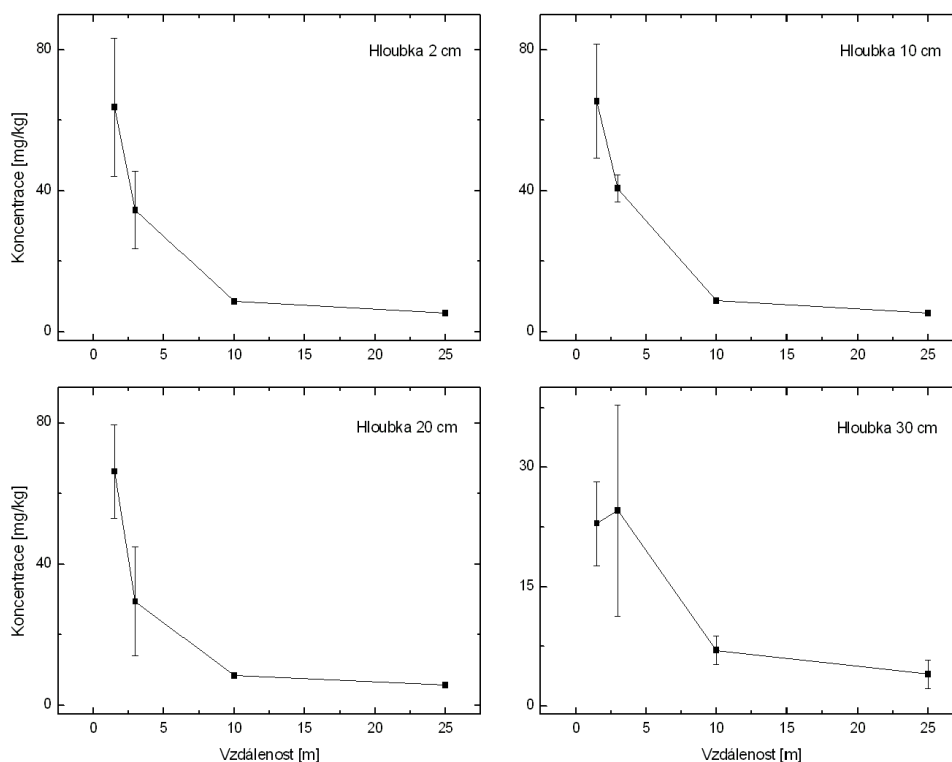
4. VÝSLEDKY A DISKUZE

4.1 Cu v půdních vzorcích

4.1.1 Lokalita Vitín

Na obrázku 11 je patrný pokles koncentrací v závislosti na vzdálenosti od železničního tělesa. Výjimku tvoří druhý bod v hloubce 30 cm. Zde je možné pozorovat mírný nárůst. Koncentrace Cu v tomto místě činí 24,58 mg/kg. Tento nárůst se dá vysvětlit tak, že ve větších hloubkách se už nachází jíla, který je málo prostupný, a koncentrace se tak může na tomto rozhraní mírně zvýšit.

Nejvyšší hodnoty koncentrace se pohybují okolo 65 mg/kg půdy. Tato lokalita je v oblasti, kde je elektrifikovaná trať. Tato trať může značnou měrou přispívat k obohacování půd u mědi, které přiléhají k železniční trati. Trolej, po které klouže pantograf lokomotivy, je měděná. Pantograf a trolej jsou v těsném kontaktu a dochází tak k obrušování troleje a již zmíněného pantografu. Prach, který je vytvořen, se následně dostává ve formě spadu do půdy.

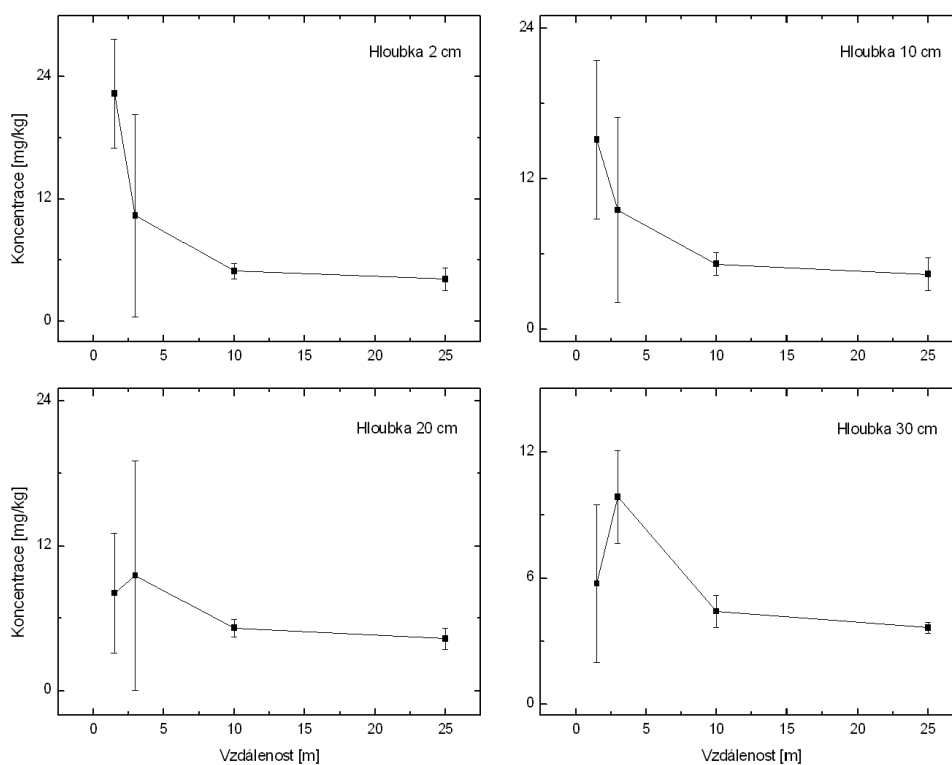


Obrázek 11.: Závislost koncentrace Cu na vzdálenosti od železniční tratě. Lokalita Vitín.

4.1.2 Lokalita Třeboň

Na obrázku 12 lze pro jednotlivé hloubky odběru vzorků opět na první pohled pozorovat pokles koncentrace Cu v závislosti na vzdálenosti od železniční tratě. Dále si lze všimnout, že nejvyšší koncentrace Cu v této lokalitě je okolo 22 mg/kg, což je dvakrát méně než u první lokality. Tento fakt se dá vysvětlit tím, že tato lokalita je v oblasti neelektrifikované trati. Tato trať je bez měděné troleje a není tak možné, aby se zde uvolňovala měď jako u lokality Vitín. Na této trati jezdí dieselové lokomotivy.

U druhých bodů v křivkách pro hloubky 20 a 30 cm můžeme vidět nárůst koncentrací. Tyto výkyvy koncentrací mohou mít souvislost s jílovým podložím, které bylo zmíněno u předchozí lokality.



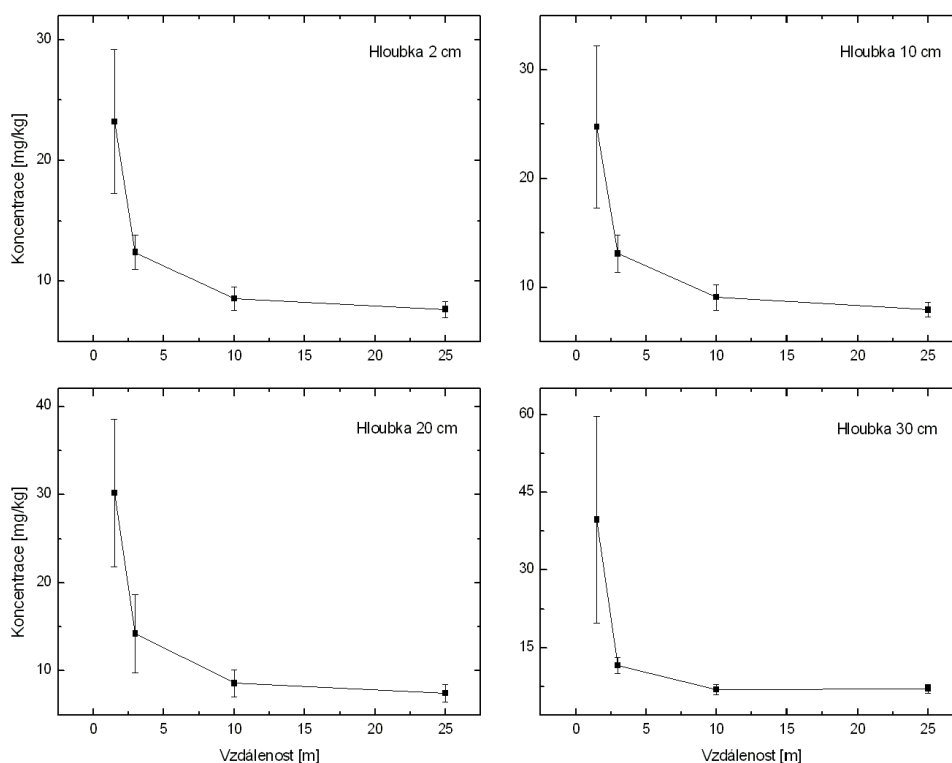
Obrázek 12.: Závislost koncentrace Cu na vzdálenosti od železniční tratě. Lokalita Třeboň

4.1.3 Lokalita Mnich

Na obrázku 13 můžeme opět pozorovat pokles koncentrace se vzdáleností od tratě. Nejvyšší hodnoty koncentrací se zde pohybují okolo 30 mg/kg. Tato lokalita je v oblasti s elektrifikovanou tratí.

Hodnoty koncentrací mohou být vysvětleny tak, že tato trať je méně vytížená než trať u lokality Vitín. Dále je pak můžeme vysvětlit přítomností vegetace, zejména trávy, v blízkosti železničního tělesa. Vegetace je totiž schopna jednotlivé prvky, v tomto případě kovy, zabudovávat do své biomasy. (Šimek, M., 2004)

Nejvyšší koncentrace je o polovinu menší než u lokality Vitín. Výše již bylo zmíněno, že trať u lokality Mnich je méně vytížená. Z výsledku měření je tedy možné usuzovat, že na výsledné výši koncentrace se tedy podílí i frekvence vlakových spojů a konečné množství mědi v půdách bude v této lokalitě menší.



Obrázek 13.: Závislost koncentrace Cu na vzdálenosti od železniční tratě. Lokalita Mnich

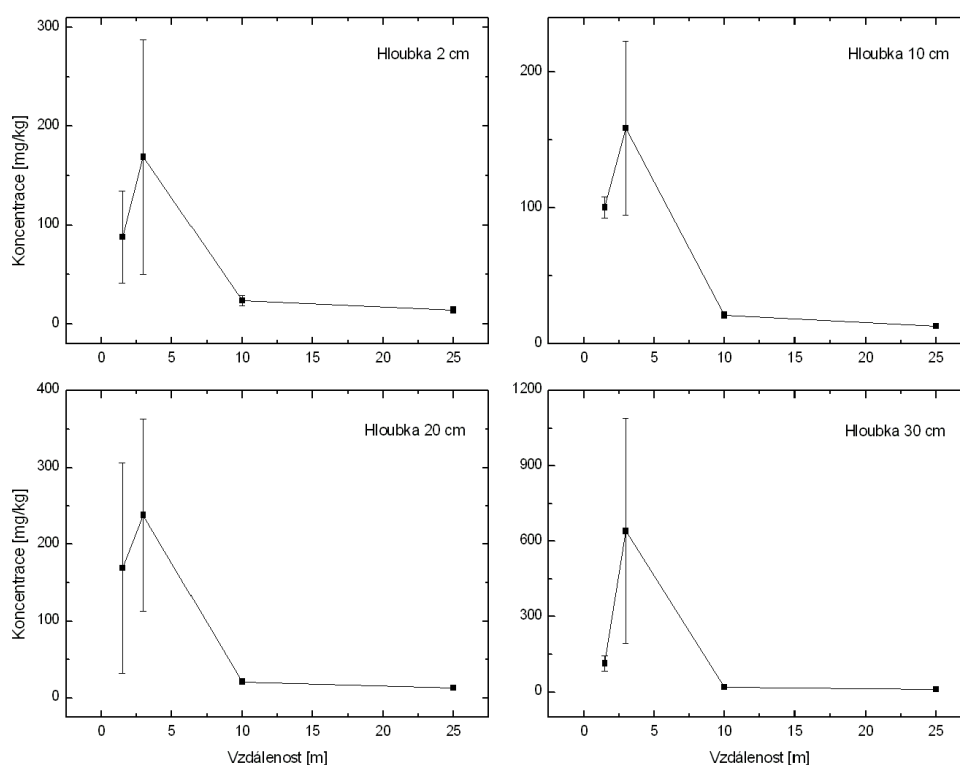
4.2 Zn v půdních vzorcích

4.2.1 Lokalita Vitín

Na obrázku 14 můžeme vidět obdobný trend jako u obrázků předchozích. Výjimkou je nárůst koncentrace v místě vzdáleném 3 m od železniční tratě. Tento nárůst je patrný u všech hloubek. Jedná se o konec železničního náspu a půda zde byla o mnoho více písčité než v ostatních odběrových místech.

Nejvyšší koncentrace byla pozorována ve vzdálenosti 3 m od železničního tělesa v hloubce 30 cm. Tato koncentrace byla 641,8 mg/kg. Hodnotu lze vysvětlit podobně jako u obrázku 11.

Zinek se do půd může dostat opotřebením drážních vozidel, protože má využití při výrobě korozivzdorných slitin nebo při galvanizaci oceli. (Bencko, V., a kol., 1995)



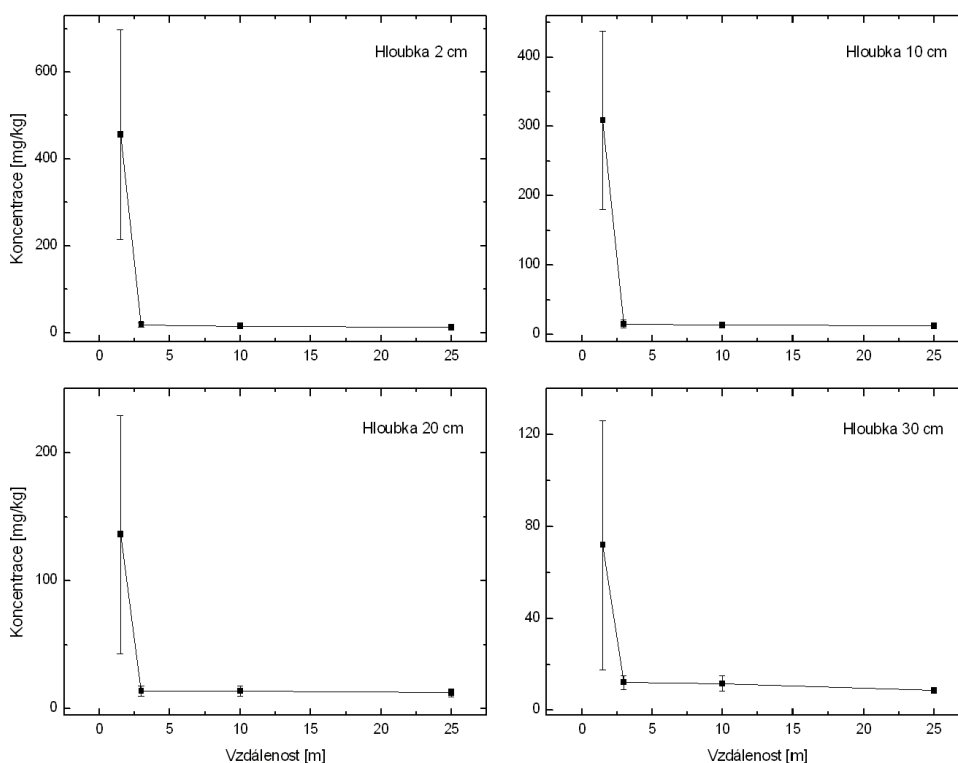
Obrázek 14.: Závislost koncentrace Zn na vzdálenosti od železniční tratě. Lokalita Vitín

4.2.2 Lokalita Třeboň

Na obrázku 15 je patrný výrazný pokles koncentrací mezi prvním a druhým místem odběru vzorků. Nejvyšší hodnota v této lokalitě byla 456,3 mg/kg půdy. Tato hodnota byla naměřena 1,5 m od železničního tělesa a v hloubce 2 cm.

Vysoké koncentrace Zn ve vzdálenosti 1,5 m od železničního tělesa lze vysvětlit tím, že násep byl zcela bez vegetace. V dalších odběrových vzdálenostech už hodnoty koncentrací nenabývaly takových hodnot jako ve vzdálenosti 1,5 m. Ve vzdálenostech větších než 1,5 m rostla vegetace typická pro louky, především trávy z čeledi lipnicovité (*Poaceae*) či rostliny z čeledi brukvovité (*Brassicaceae*).

Z výše uvedených informací je možné usuzovat, že rostliny mohou být schopné ve větší míře akumulovat do svých pletiv kovy, v tomto případě zinek. Některé rostliny se také označují jako hyperakumulátory kovů. Z těchto rostlin lze jmenovat rod Penízek (*Thlaspi*). (Šimek, M., 2004)

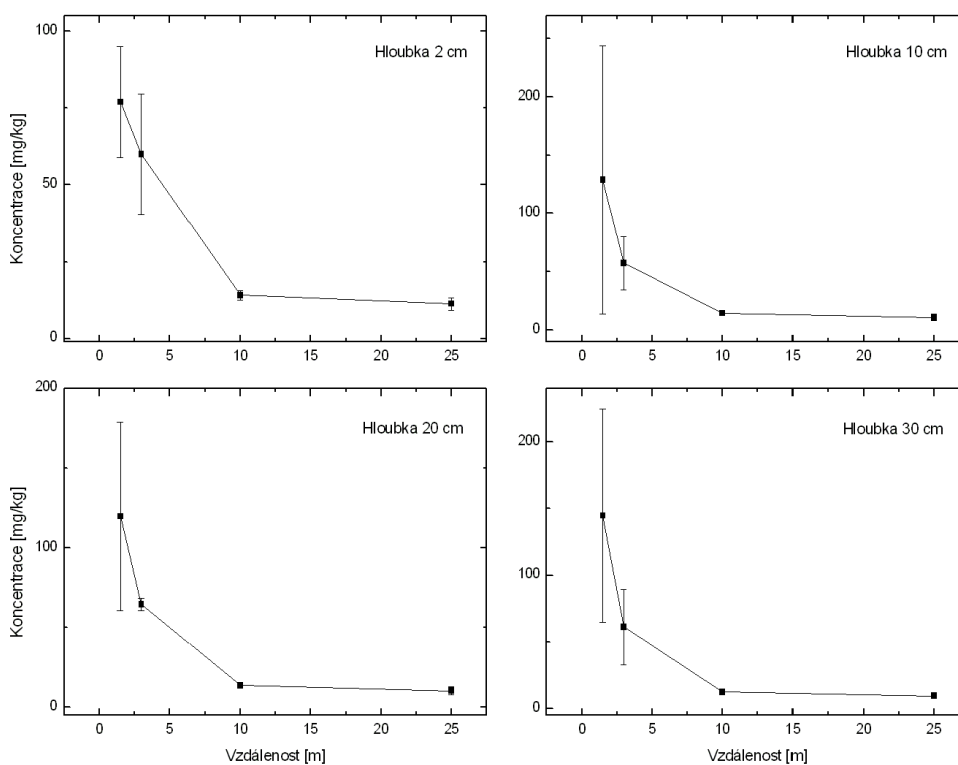


Obrázek 15.: Závislost koncentrace Zn na vzdálenosti od železniční tratě. Lokalita Třeboň

4.2.3 Lokalita Mnich

Na obrázku 16 je opět vidět pokles koncentrace Zn v závislosti na vzdálenosti od tratě. Za povšimnutí však stojí hodnoty naměřené pro vzdálenost 1,5 m. Tyto hodnoty v závislosti na hloubce rostou. Tato skutečnost se dá vysvětlit písčítým typem půdy, která přibližně v hloubce 40 cm nasedá na jílovité podloží, a proto je v hloubce 30 cm nejvyšší koncentrace Zn.

Nejvyšší koncentrace v této lokalitě je 144,7 mg/kg což je nejméně ze všech tří sledovaných lokalit. Tuto koncentraci lze vysvětlit malou frekvencí vlakových spojů oproti lokalitě Vitín a opotřebení drážních vozidel bude tak menší. Dále je možné také to, že přítomné rostliny (lipnicovité, brukvovité) zde mohou akumulovat zinek do svých pletiv jako u předchozí lokality.



Obrázek 16.: Závislost koncentrace Zn na vzdálenosti od železniční tratě. Lokalita Mnich

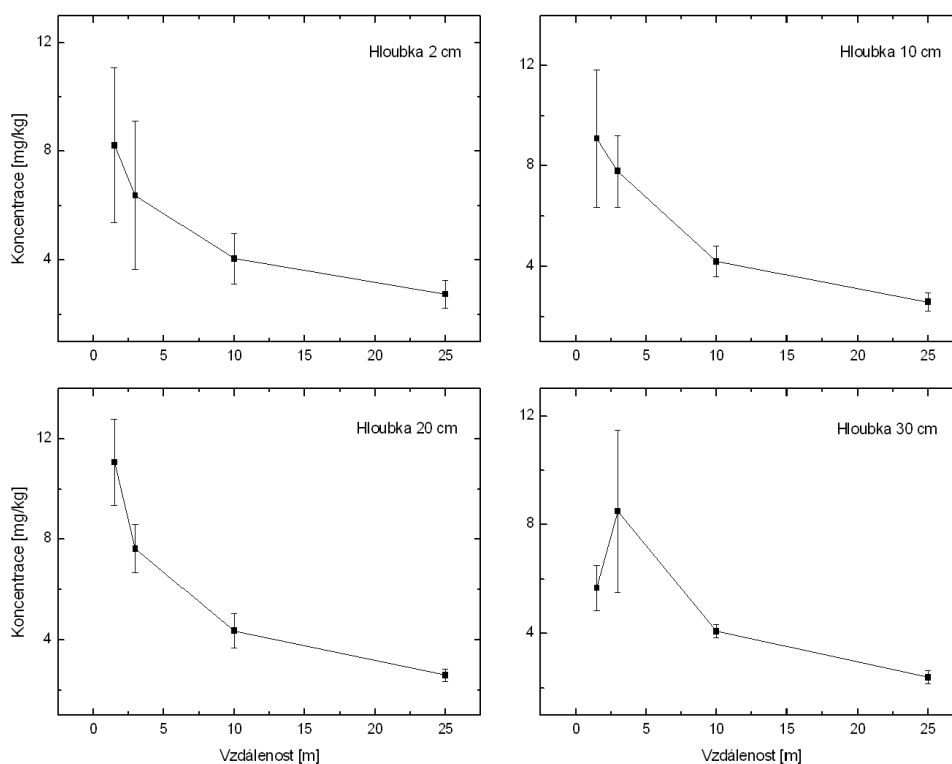
4.3 Ni v půdních vzorcích

4.3.1 Lokalita Vitín

Na obrázku 17 je vidět pozvolný pokles koncentrací v závislosti na vzdálenosti od tratě. Z uvedeného trendu vybočuje jeden bod u hloubky 30 cm. Jedná se o vzorek ze vzdálenosti 3 m. Hodnota koncentrace tohoto vzorku je 8,50 mg/kg

Tato hodnota může být vysvětlená pomocí textury dané půdy. Půda na tomto místě je písčítá a poté v určitých hloubkách (okolo 40 cm) na tento písčítý typ nasedá jílovité podloží a jednotlivé formy kovů se zde mohou hromadit.

Nikl se do půd může uvolňovat ze součástek drážních vozidel, které mají povrchovou úpravu proti korozi. Pokud se tato součástka bude opotřebovávat, tak se jemný prach může uvolňovat do prostředí.

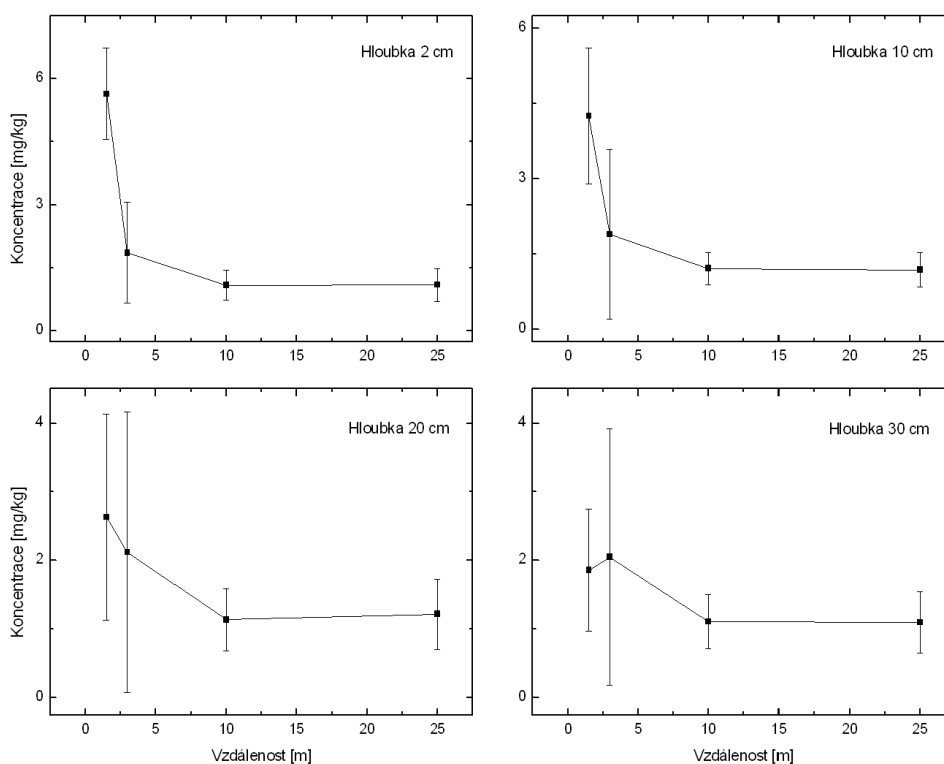


Obrázek 17.: Závislost koncentrace Ni na vzdálenosti od železniční tratě. Lokalita Vitín.

4.3.2 Lokalita Třeboň

Pokles koncentrací v závislosti na vzdálenosti od železniční tratě je patrný rovněž z obrázku 18. Za povšimnutí zde stojí hodnoty koncentrací. Jsou téměř o polovinu nižší než u předchozí lokality. Tuto lokalitu můžeme považovat na čistší, protože půdy zde byly srovnatelné z hlediska své textury. Porost na těchto loukách byl taktéž velmi podobný.

Nízké koncentrace niklu lze vysvětlit nízkou frekvencí vlakových spojů. Spoje zde nejsou tak časté jako u lokality Vitín, a tudíž lze předpokládat, že opotřebení součástek a drážních vozidel bude menší a koncentrace budou nabývat nižších hodnot.



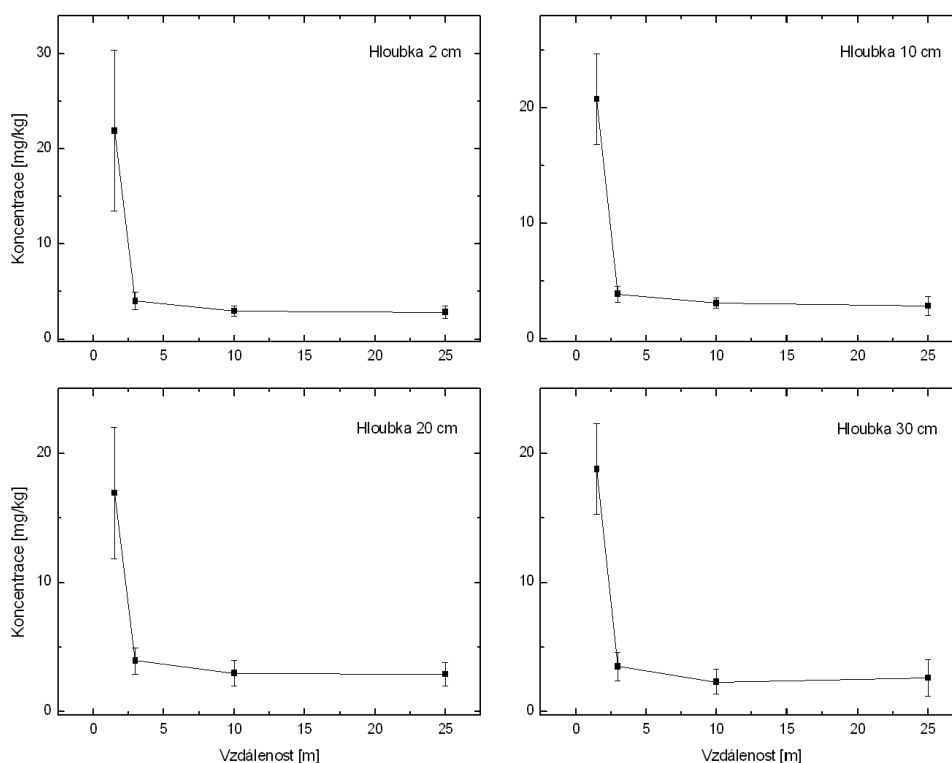
Obrázek 18.: Závislost koncentrace Ni na vzdálenosti od železniční tratě. Lokalita Třeboň.

4.3.3 Lokalita Mnich

Obrázek 19 znázorňuje koncentrace Ni ve vzorcích půd odebíraných v lokalitě Mnich. Z hlediska klesajících koncentrací je velmi podobný dříve popsaným závislostem. Rozdílem však je neobvykle výrazný pokles koncentrací mezi prvními a druhými místy odběru v jednotlivých odběrových hloubkách.

Značně vysoké koncentrace byly pozorovány v místě odběru vzorků, které se nachází ve vzdálenosti 1,5 m od železničního tělesa. Lze je vysvětlit možnou kontaminací z vlakových souprav. V dřívějších dobách byl nikl využíván k povrchové ochraně kovů před korozi. (Bencko, V., a kol., 1995)

Souvislost s vysokými koncentracemi může mít i manipulační sklad nedaleko lokality Mnich. Je využíván jako úschovna a překladiště nákladů.



Obrázek 19.: Závislost koncentrace Ni na vzdálenosti od železniční tratě. Lokalita Mnich

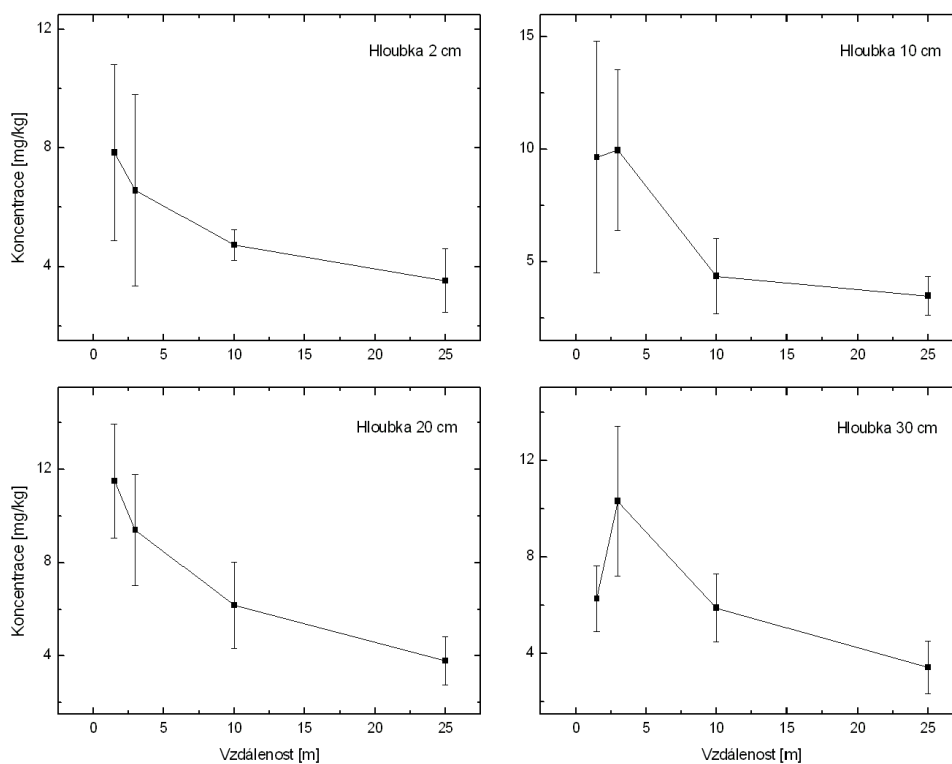
4.4 Cr v půdních vzorcích

4.4.1 Lokalita Vitín

Na obrázku 20 je opět vidět trend klesajících koncentrací se vzdáleností od železniční tratě. Výjimku tvoří druhý bod u křivky pro hloubku 30 cm. U tohoto bodu je vidět nárůst koncentrace a její hodnota činí 10,31 mg/kg.

Dále zde můžeme pozorovat zvýšené koncentrace u odběrového místa ve vzdálenosti 3 m od kolejiště. Tento nárůst může být opět vysvětlen na základě rozhraní písčité a jílovité půdy.

Chrom se do půdy může dostávat vlivem opotřebení drážních vozidel. Používá se při legování ocelí, kdy se zvyšuje tvrdost oceli (Flemr, V., Dušek, B., 2007).



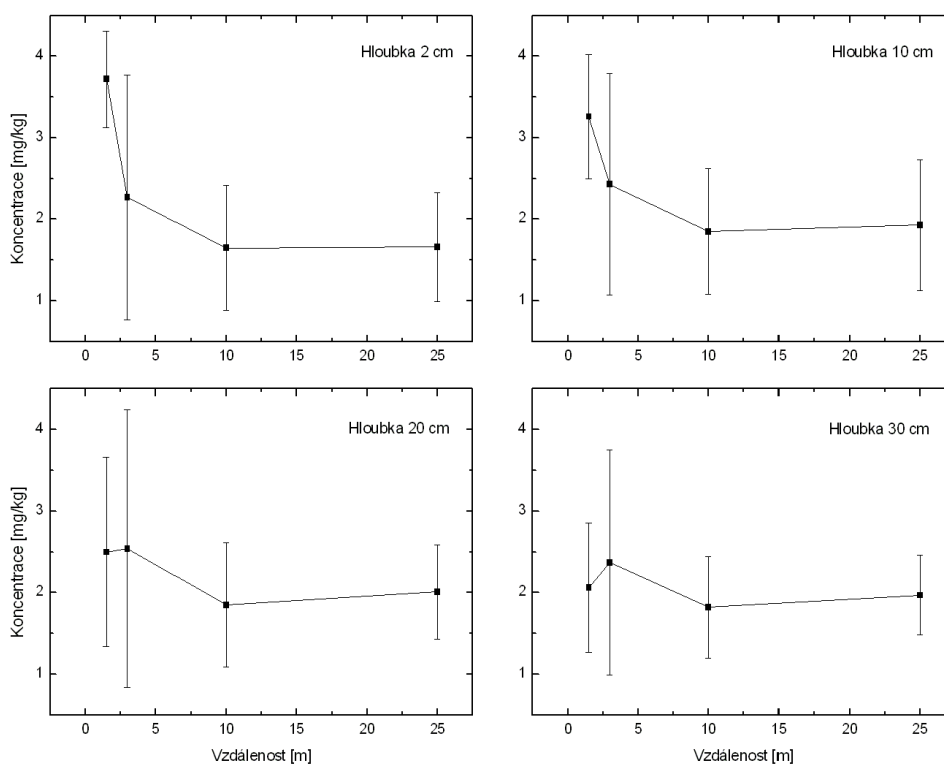
Obrázek 20.: Závislost koncentrace Cr na vzdálenosti od železniční tratě. Lokalita Vitín.

4.4.2 Lokalita Třeboň

Na obrázku 21 je vidět trend klesajících koncentrací se vzdáleností od železniční tratě. Pokud se zaměříme na hodnoty koncentrací, tak zjistíme, že jsou téměř o polovinu nižší než u lokality Vitín

Koncentrace se zde pohybují od 1,82 mg/kg do 3,70 mg/kg, což svědčí o malé kontaminaci chromem v této lokalitě. Malou kontaminaci lze vysvětlit frekvencí vlakových spojů, kterých zde jezdí oproti trati v Lokalitě Vitín výrazně méně.

Další možností může být jiný typ drážních vozidel. Tato vozidla jsou oproti vozidlům v lokalitě Vitín výrazně menší, a proto i výsledné množství kovu v půdě může být nižší.



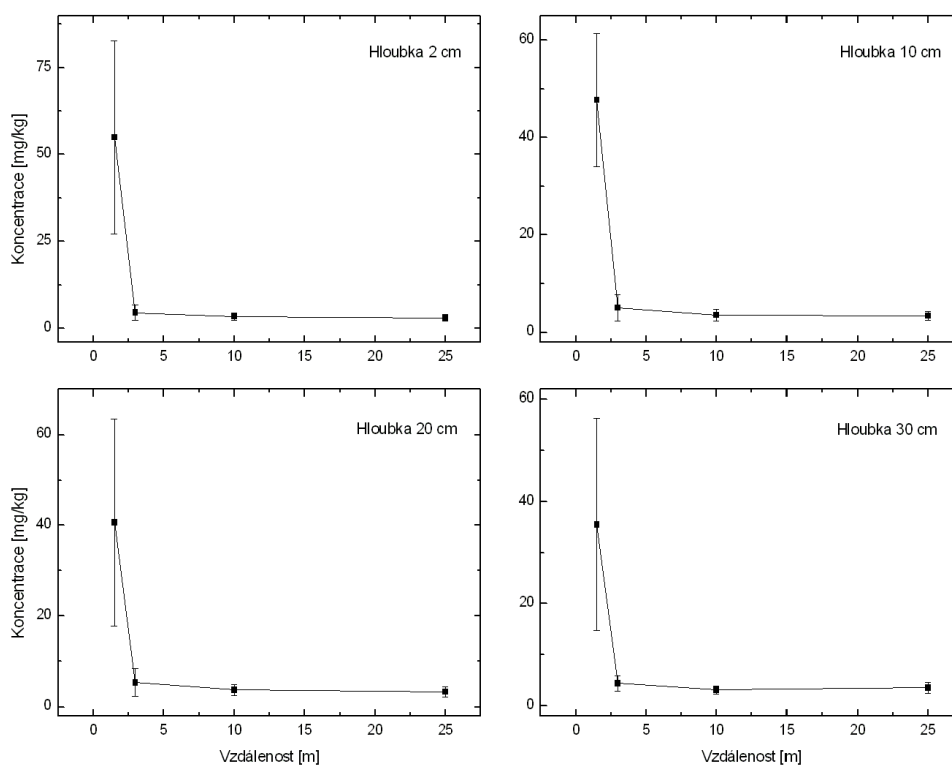
Obrázek 21.: Závislost koncentrace Cr na vzdálenosti od železniční tratě. Lokalita Třeboň.

4.4.3 Lokalita Mnich

Na obrázku 22 je patrný velký rozdíl v koncentracích Cr mezi prvními a druhými místy odběru vzorků. Tento výrazný pokles může nasvědčovat kontaminaci prvního odběrového místa vlivem železniční dopravy. Kontaminace může pocházet ze železničních souprav. Chrom se často využívá k legování oceli pro zvýšení její odolnosti.

Pokud se podíváme na koncentrace naměřené v odběrovém místě 1,5 m od kolejiště, tak zjistíme, že v porovnání s lokalitou Vitín vzrostla koncentrace pětkrát a v porovnání s lokalitou Třeboň dokonce desetkrát.

Podle výše uvedených informací lze uvažovat o vnější kontaminaci, ale je málo pravděpodobné, že veškerá kontaminace pochází z drážních vozidel. Vysoké koncentrace mohou mít souvislost s výše zmíněným manipulačním skladem a případnými náklady.



Obrázek 22.: Závislost koncentrace Cr na vzdálenosti od železniční tratě. Lokalita Mnich.

4.4 Porovnání koncentrací prvků na jednotlivých lokalitách

Měď

V případě mědi se nejvyšší hodnoty koncentrací nacházely vždy ve vzdálenosti 1,5 m od železničního tělesa.

U lokality Vitín se nejvyšší koncentrace rovnala 63,69 mg/kg, u lokality Třeboň 22,33 mg/kg a u lokality Mnich 39,74 mg/kg. Z těchto hodnot lze usuzovat, že na usazování mědi v půdě může mít vliv, zda je trať elektrifikovaná či nikoli.

Dále pak můžeme porovnat elektrifikované tratě u lokalit Vitín a Mnich. V případě tratě u lokality Vitín můžeme uvažovat o vyšší vytiženosti (trať 220 České Budějovice – Praha) a z hodnot koncentrací můžeme vidět, že je tato lokalita více kontaminovaná.

Zinek

Porovnáním koncentrací zinku v jednotlivých lokalitách lze vyzorovat zvýšené hodnoty v odběrových místech nejbližší železniční trati. U lokalit Vitín a Mnich jsou to hodnoty ze vzdáleností 1,5 m a 3 m od kolejiště a u lokality Třeboň je to odběrová vzdálenost 1,5 m. Koncentrace v dalších odběrových vzdálenostech byly ve všech lokalitách velmi podobné a pohybovaly se v rozmezí 10 až 15 mg/kg půdy.

Hodnoty koncentrací se ve výše uvedených lokalitách a vzdálenostech pohybovaly od 100 mg/kg do 640 mg/kg u lokality Vitín, od 72 mg/kg do 450 mg/kg u lokality Třeboň a od 60 mg/kg do 140 mg/kg u lokality Mnich.

Za povšimnutí stojí hodnoty koncentrací u lokality Třeboň. Tam byly nejvyšší hodnoty zjištěny pouze ve vzdálenosti 1,5 m od tratě a poté nastal výrazný pokles koncentrací. U nejbližší odběrové vzdálenosti se nenacházela vegetace, a proto je možné usuzovat, že na usazování zinku do půd má vliv vegetace, která zinek zřejmě zabudovává do své biomasy.

U lokality Vitín lze nejvyšší hodnotu koncentrace vysvětlit za pomoci rozhraní různých textur půd (písčité a jílovité textura).

Nikl

U tohoto prvku se koncentrace pohybovaly v rozmezí jednotek až desítek mg/kg. Nejvyšší hodnoty byly naměřeny v nejbližší vzdálenosti od železniční tratě.

Nejnižší hodnoty koncentrací se vyskytovaly u lokality Třeboň. Nejvyšší hodnota zde byla 5,64 mg/kg oproti lokalitě Vitín – 11,07 mg/kg nebo oproti lokalitě Mnich – 21,89 mg/kg.

Lokalita Mnich byla v případě niklu nejvíce kontaminovaná. Nejvyšší průměrná koncentrace (21,89 mg/kg) byla naměřena pro vzorky odebírané ve vzdálenosti 1,5 m od tratě. Ve vzdálenosti 3 m koncentrace poklesly na 4 mg/kg. Z této skutečnosti lze usoudit, že zde dochází ke kontaminaci, která může pocházet z železničních souprav (korozivzdorné povrchové úpravy méně odolných kovů).

Chrom

V případě chromu jsou hodnoty koncentrací velmi podobné jako u niklu. Taktéž se pohybovaly v řádech jednotek a desítek mg/kg.

Nejvyšší hodnoty koncentrací byly naměřeny u odběrové vzdálenosti 1,5 m od kolejiště. Vysoké koncentrace byly zjištěny opět u lokality Mnich, kde se nejvyšší hodnota rovnala 54,89 mg/kg.

Můžeme tak opět usuzovat, že na tento nárůst koncentrací má vliv železniční doprava v této lokalitě. Chrom může být přidáván do oceli a měnit tak její vlastnosti. S vyšším procentuálním zastoupením chromu totiž roste pevnost a odolnost ocelí, které mohly být využívány na vlakové soupravy.

Vysoké koncentrace chromu a niklu v lokalitě Mnich mohou být způsobené již zmiňovaným skladem, který se nachází nedaleko lokality.

4.5 Porovnání výsledků s ostatními autory

Tabulka 4.: Porovnání výsledků se závěry zahraničních autorů (koncentrace v mg/kg)

	Cr	Ni	Cu	Zn
(Ma a kol. 2009)	57,3	18	35,5	304,7
(Liu a kol. 2009)	-	-	59,2	235,3
(Chen a kol. 2008)	-	-	16,3	59,5
(Malawska, Wiłkomirski 2001)	14	-	24	84
(Zhang a kol. 2013)	32,7	18,9	15	36,8
(CNEMC 1990)	70	50	30	90
Vitín	11,51	11,07	66,30	641,8
Třeboň	3,72	5,64	22,33	456,3
Mnich	54,89	21,89	39,74	144,7

Z výše uvedené tabulky vyplývá, že v případě zinku byla nejvyšší koncentrace zjištěna v lokalitě Vitín. V případě mědi byla nejvyšší koncentrace naměřena opět u lokality Vitín. Koncentrace niklu u lokality Mnich je druhá nejvyšší ve srovnání s výsledky ostatních autorů. Koncentrace chromu v lokalitě Mnich je třetí nejvyšší.

Koncentrace v lokalitách, které byly sledovány v této práci, jsou v porovnání s ostatními autory poměrně vysoké. Můžeme tak usuzovat, že železniční doprava v těchto lokalitách může být významným zdrojem kontaminace životního prostředí.

Tabulka 5.: Porovnání zjištěných koncentrací s koncentracemi uvedenými v knize Šimek, M., 2004 (v mg/kg)

prvek	běžná	zvýšená	lokalita	lokalita	lokalita
	koncentrace	koncentrace	Vitín	Třeboň	Mnich
Cu	2 – 60	až 2000	66,30	22,33	39,74
Ni	2 – 100	až 8000	11,07	5,64	21,89
Zn	25 – 200	nad 10000	641,8	456,3	144,7

Z tabulky 5 je patrné, že zvýšená koncentrace byla zjištěna u mědi v lokalitě Vitín a u zinku v lokalitách Vitín a Třeboň.

Koncentrace uvedené u jednotlivých lokalit patří mezi nejvyšší naměřené koncentrace v této práci.

Lokalita Vitín je v rámci studovaných lokalit nejvíce znečištěná a koncentrace kovů jsou zde nad běžnými hodnotami. Pokud bychom se podívali na obrázky ve výsledkové a diskuzní části, tak zjistíme, že zvýšené koncentrace zinku se vyskytují v druhé odběrové vzdálenosti (3 m od železničního tělesa) u vzorků z hloubek 20 a 30 cm. Koncentrace mědi jsou zvýšené v první odběrové vzdálenosti (1,5 m od železničního tělesa) u vzorků z hloubek 2, 10 a 20 cm.

V lokalitě Třeboň se zvýšené koncentrace zinku vyskytovaly u první odběrové vzdálenosti (1,5 m od železničního tělesa) u vzorků z hloubek 2 a 10 cm.

Tabulka 6.: Porovnání zjištěných koncentrací mědi s bakalářskou prací Vondruška, J., 2015. (hodnoty jsou v mg/kg půdy)

prvek	lokality s dřevěnými pražci	lokality s betonovými pražci	lokality Vitín	lokality Třeboň	lokality Mnich
Cu	52,73	25,00	66,30	22,33	39,74

Z údajů v tabulce 6 je vidět, že nejvyšší koncentrace mědi byla naměřena v lokalitě Vitín, a dokonce přesahuje koncentraci naměřenou u lokality s dřevěnými pražci (nachází se u obce Řípec a trať je zde elektrifikovaná), které jsou pokládány za velký zdroj kontaminace.

Téměř srovnatelné hodnoty jsou z lokality s betonovými pražci, která se nachází u obce Řípec a trať je zde elektrifikovaná a z lokality Třeboň. Jedná se o zajímavé zjištění, protože u lokality s betonovými pražci se nachází měděná trolej a u lokality Třeboň se měděná trolej nenachází. Na akumulaci mědi v půdě tak mohou mít vliv rovněž rozdílné textury půd, typy půd nebo rostliny, které se v daných lokalitách nacházejí.

5. ZÁVĚR

Tato diplomová práce se zabývá stanovením a následným porovnáním hodnot koncentrací mědi, zinku, niklu a chromu ve vzorcích půd odebíraných ve třech lokalitách. Dvě lokality (Vitín a Mnich) se nacházely u železniční tratě s měděnou trolejí a jedna lokalita (Třeboň) se nacházela u tratě bez měděné troleje.

Celkem bylo zpracováno 48 vzorků půd (v rámci každého z pěti odběrů a v rámci každého odběru byl vzorek třikrát analyzován). Pro analýzy byl používán přístroj AAS Thermo Scientific iCE 3500. Jednotlivé rizikové prvky byly stanovovány v půdních výluzech získaných pomocí 2M HNO₃.

Nejvyšší koncentrace byly vždy naměřeny pro místa odběru vzorků ve vzdálenostech 1,5 m a 3 m od železničního tělesa. V porovnání lokalit byla lokalita Třeboň nejméně kontaminovaná. Zdejší trať není elektrifikovaná a frekvence vlakových spojů je tu nižší než v případě tratí u lokalit Vitín a Mnich.

U lokality Mnich byly zjištěny vysoké koncentrace niklu a chromu. Šlo zejména o odběrové místo vzdálené 1,5 m od kolejiště. V dalších odběrových vzdálenostech již tak vysoké hodnoty pozorovány nebyly. Lze proto uvažovat o zjevné kontaminaci v důsledku provozu drážních vozidel.

Závěrem této práce je zjištění, že nárůst koncentrací vybraných rizikových prvků v půdách u železničních tratí je ovlivněn frekvencí vlakových spojů, elektrifikací trati, texturou a typem půdy, přítomností rozhraní půdních textur a v neposlední řadě rovněž vegetací rostoucí poblíž železnice.

Z hlediska ochrany životního prostředí a ochrany potravních řetězců je vhodné pěstovat zemědělské plodiny ve vzdálenostech větších než 10 m od železničního tělesa. Zamezí se tak biomagnifikaci potenciálně rizikových prvků v ekosystémech.

6. SEZNAM LITERATURY A POUŽITÝCH ZDROJŮ

Bencko V., Cikrt, M., Lener, J., (1995): Toxické kovy v životním prostředí. Vydání první. Grada Publishing, s. 282.

Flemr, V., Dušek, B., (2007): Chemie pro gymnázia I (obecná a anorganická). Vydání druhé. SPN – pedagogické nakladatelství, akciová společnost, Praha, s. 120.

Greenwood N.N., Earnshaw A., (1993): Chemie prvků II. Vydání první. Informatorium, Praha, s. 1635.

Heslop R. B., Jones K. (1982): Anorganická chemie. Průvodce pro pokročilé studium. Vydání první. Nakladatelství technické literatury, Praha, s. 836.

Holzbecher Z., Churáček J., a kol. (1987): Analytická chemie. Vydání první. Nakladatelství technické literatury, Praha, s. 664.

Chen Z., Wang, K., Ai, W., Y., Li, W., Gao, H., Fang, C., (2013): The effects of railway transportation on the enrichment of heavy metals in the artificial soil on railway cut slopes. Environ. Monit. Assess., 1039 – 1049.

Kafka Z., Punčochářová J., (2002): Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. Chem. Listy 96, 611 – 617.

Kozák J., a kol., (2009): Atlas půd České republiky. Druhé upravené vydání. ČZU Praha, s. 150.

Křížek M., Šíma J., (2015): Analytická chemie. Vydání první. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice, s. 214.

Krofta J., a kol., (2001): Návod pro laboratorní cvičení z analytické chemie II. Šesté vydání. VŠCHT Praha, s. 165.

Levengood M.J., Heske, E., J., Patrick, M., P., Scott, J., W., (2015): Polyaromatic hydrocarbons and elements in sediments associated with a suburban railway. *Environ. Monit. Assess.*, 534.

Malát M., (1973): Absorpční anorganická fotometrie. Vydání první. Academia, Praha, s. 896.

Mętrak M., Chmielewska, M., Sudnik-Wójcikowska, B., Wiłkomirski, B., Staszewski, T., Suska-Malawska, M., (2015): Does the Function of Railway Infrastructure Determine Qualitative and Quantitative Composition of Contaminants (PAHs, Heavy Metals) in Soil and Plant Biomass? *Water Air Soil Pollut.*, 253.

Muck A., (2006): Základy strukturní anorganické chemie. Vydání první. Academia, Praha, s. 508.

Němeček J., a kol., (2000): Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. Vydání první. ČZU Praha spolu s VÚMOP Praha, s. 78.

Pavelka V., Schütz A., (1974): Anorganická chemie pro pedagogické fakulty. Vydání první. SPN, Praha, s. 284.

Pitter P., (1999): Hydrochemie. Vydání třetí. Vydavatelství VŠCHT, Praha, s. 568.

Šzáková, J., Miholová, D., Tlustoš, P., Šestáková, I., Frková, Z., (2010): Effect of soil properties and sample preparation on extractable and soluble Pb and Cd fractions in soils. *Agricultural Sciences* 1, 119 – 130.

Šarapatka B., Dlapa P., Bedrna Z., (2002): Kvalita a degradace půdy. Vydání první. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, s. 246.

Šarapatka B., (2014): Pedologie a ochrana půdy. Vydání první. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, s. 232.

Šeda M., Šíma, J., Volavka, T., Vondruška, J., (2017): Contamination of soils with Cu, Na and Hg due to the highway and railway transport. *Eurasian J. Soil Sci.*, 59 – 64.

Ševčík J. G. K., (1999): Metodologie měření v analytické chemii. Vydání první. Univerzita Karlova v Praze, Nakladatelství Karolinum, Praha, s. 144.

Šimek M., (2003): Základy nauky o půdě – 3. Biologické procesy a cykly prvků. Vydání první. Jihočeská univerzita, Biologická fakulta, České Budějovice, s. 151.

Šimek M., (2004): Základy nauky o půdě – 4. Degradace půdy. Vydání první. Jihočeská univerzita, Biologická fakulta, České Budějovice, s. 225.

Welz B., Sperling M., (1999): Atomic Absorption Spectrometry. Third edition. Wiley, Weinheim.

Wierzbicka M., Bemowska-Kałabun, O., Gworek, B., (2015): Multidimensional evaluation of soil pollution from railway tracks. *Ecotoxicology*, 805 – 822.

Wiłkomirski B., Sudnik-Wójcikowska, B., Galera, H., Wierzbicka, M., Malawska, M., (2011): Railway transportation as a serious source of organic and inorganic pollution. *Water Air Soil Pollut.*, 218, 333 – 345.

Zhang H., Zhang, Y., Wang, Z., Ding, M., (2013): Heavy metal enrichment in the soil along the Dehli – Ulan section of the Qinghai – Tibet railway in China. *Environ. Monit. Assess.* 185, 5435 – 5447.

Zhang H., Wang, Z., Zhang, Y., Hu, Z., (2012): The effects of the Qinghai – Tibet railway on heavy metals enrichment in soils. *Sci. Total Environ.* 439, 240 – 248.

Internetové zdroje

<https://mapy.cz/zakladni?x=14.5304228&y=49.0821173&z=13&source=muni&id=264>,
staženo dne 9. 4. 2017

<https://mapy.cz/zakladni?x=14.8853722&y=49.1629833&z=14&q=Mnich>, staženo dne 9.
4 2017

<https://mapy.cz/zakladni?x=14.7756772&y=48.9884929&z=11&q=T%C5%99ebo%C5%88>,
8, staženo dne 9. 4. 2017

<https://mapy.cz/zakladni?x=14.7646909&y=49.0956165&z=10>, staženo dne 9. 4. 2017