

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin**



**Úroveň kontaminace půdy a vegetace v místě bývalé skládky nebezpečného odpadu**

**The contamination level of soil and vegetation at former hazardous waste deposit**

**Diplomová práce**

**Autor práce: Bc. Markéta Krýchová  
Vedoucí práce: prof. Ing. Jiřina Száková, CSc.**

© 2015 ČZU v Praze

### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že jsem svou diplomovou práci "Úroveň kontaminace půdy a vegetace v místě bývalé skládky nebezpečného odpadu" vypracovala samostatně pod vedením vedoucí diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne \_\_\_\_\_

### **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala prof. Ing. Jiřině Szákové, CSc. za odborné vedení, cenné rady a trpělivost při zpracování diplomové práce. Dále prof. Ing. Pavlovi Tlustošovi, CSc. za poskytnutí odborné literatury a Ing. Janě Najmanové za asistenci v laboratoři a poskytnutí fotodokumentace.

## Souhrn

Skládky nebezpečného odpadu s vysokým obsahem rizikových prvků mohou představovat potenciální riziko pro životní prostředí vzhledem k jejich možnému proniknutí do půdy a vegetace. V našem případě byla zkoumána bývalá skládka galvanických kalů v Dolní Lipce. Skládka byla dočasně remediována překrytím silné vrstvy zeminy. Vzorky rostlin byly odebrány z plochy 3 x 3 m, půdy byly odebrány v hloubce 0–10 cm, 10–40 cm, 40–70 cm, 70–100 cm a 100–140 cm.

Byly stanoveny celkové obsahy prvků v nadzemní biomase a kořenech vybraných druhů rostlin a pseudocelkový obsah prvků v půdě po extrakci lučavkou královskou. Mobilita prvků byla stanovena extrakcí 2 mol.L<sup>-1</sup> roztokem HNO<sub>3</sub> a dostupnost prvků rostlinám 0,11 mol.L<sup>-1</sup> roztokem CH<sub>3</sub>COOH. V extraktech byla stanovena koncentrace prvků (As, Cd, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, a Zn) optickou emisní spektrometrií s indukčně vázaným plazmatem (ICP-OES). Pro stanovení celkového obsahu Hg byl použit jednoúčelový atomový absorpční spektrometr s tepelným rozkladem vzorku *in situ*.

Skládka v době odběru vzorků v žádném případě nevyhovovala kritériím pro bezpečnou skládku nebezpečného odpadu, a to z pohledu obsahu rizikových prvků ve vegetaci i půdě. Podle výsledků by mohly být prvky rozděleny do tří skupin: i) nízká hladina prvků v celém profilu – As, Cr; ii) vysoké hladiny prvků soustředěných v nejhlubších vrstvách půdy bez významného proniknutí do horních vrstev – Cu, Mo, Pb, Ni; a iii) vysoké hladiny prvků pronikající do vyšších vrstev půdy – Cd, Hg, Zn. Třetí případ představuje vážné environmentální riziko vyžadující intenzivnější testování biologické dostupnosti těchto prvků na místě a následné trvalé sanace ložiska.

**Klíčová slova:** skládka, nebezpečný odpad, půda, vegetace, rizikové prvky

## Summary

The hazardous waste deposits with high contents of risk elements can represent potential environmental risk *via* potential penetration of these elements into soil and vegetation. In our case, former deposit of galvanic sludges in Dolní Lipka, was investigated. The deposit was temporarily remediated by covering by thick layer of soil. The plant samples were collected from area of 3 x 3m. The stratification of risk elements within soil profile was determined where the soil samples were collected in depths 0–10 cm, 10–40 cm, 40–70 cm, 70–100 cm, and 100–140 cm.

The total element contents were determined in aboveground biomass and roots of selected plant species and pseudototal content (extractable with Aqua Regia) in soils. The mobilizable pool of elements in soils was determined after extraction with 2 mol.L<sup>-1</sup> solution of HNO<sub>3</sub> and plant-available pool of elements after extraction with 0,11 mol.L<sup>-1</sup> solution of CH<sub>3</sub>COOH. The concentrations of elements (As, Cd, Cr, Cu, Mo, Ni, Pb, and Zn) in the extracts were determined by inductively coupled plasma - optical emission spectrometry (ICP-OES). For total contents of Hg single purpose atomic absorption spectrometer with *in situ* thermal sample decomposition was applied.

From the perspective of vegetation and soil hazardous elements content, the dump did not meet criteria for safe hazardous waste landfill in any way during the sampling time. According to the results, the elements can be divided into three groups: i) low levels of elements within whole profile – As, Cr; ii) high levels of elements concentrated in the deepest layer of the soil without significant penetration to the upper layers – Cu, Mo, Pb, Ni; and iii) high levels of the elements penetrating to the upper layers of the soil – Cd, Hg, Zn. The third case poses serious environmental risk requiring more intensive investigation of the bioavailability of these elements at the site and subsequently permanent remediation of the deposit.

**Keywords:** landfill, hazardous waste, soil, vegetation, risk elements

# Obsah

<b>1</b>	<b>Úvod .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Cíl práce .....</b>	<b>2</b>
<b>3</b>	<b>Hypotéza .....</b>	<b>2</b>
<b>4</b>	<b>Literární přehled .....</b>	<b>3</b>
4.1	Rizikové prvky .....	3
4.1.1	Arsen .....	3
4.1.2	Kadmium .....	5
4.1.3	Chrom .....	7
4.1.4	Měď .....	8
4.1.5	Rtuť .....	10
4.1.6	Molybden .....	12
4.1.7	Nikl .....	14
4.1.8	Olovo .....	15
4.1.9	Zinek .....	17
4.2	Skládky nebezpečného odpadu .....	18
<b>5</b>	<b>Metodika .....</b>	<b>20</b>
5.1	Popis lokality .....	20
5.2	Odběr vzorků .....	21
5.3	Analýzy vzorků .....	22
5.3.1	Stanovení obsahu rizikových prvků v rostlinách .....	22
5.3.2	Stanovení pseudocelkového obsahu rizikových prvků v půdě .....	22
5.3.3	Stanovení mobility prvků .....	22
5.3.4	Stanovení dostupnosti prvků rostlinám .....	23
5.3.5	Stanovení obsahu rtuti v půdě a rostlinách .....	23
<b>6</b>	<b>Výsledky .....</b>	<b>24</b>
6.1	Biomasa .....	24
6.2	Pseudocelkový obsah a mobilita prvků v půdě .....	27
6.2.1	Arsen .....	28
6.2.2	Kadmium .....	29
6.2.3	Chrom .....	29
6.2.4	Měď .....	33
6.2.5	Rtuť .....	33
6.2.6	Molybden .....	36
6.2.7	Nikl .....	36
6.2.8	Olovo .....	39
6.2.9	Zinek .....	39
6.3	Dostupnost prvků rostlinám .....	42

<b>7</b>	<b>Diskuze .....</b>	<b>43</b>
7.1	Biomasa.....	43
7.2	Půda .....	45
<b>8</b>	<b>Závěr .....</b>	<b>47</b>
<b>9</b>	<b>Přehled použité literatury.....</b>	<b>48</b>
<b>10</b>	<b>Přílohy – fotodokumentace .....</b>	<b>52</b>
10.1	Příloha 1: Povrch skládky.....	52
10.2	Příloha 2: Hromady zeminy a odpadu.....	52
10.3	Příloha 3: Eroze půdy .....	53
10.4	Příloha 4: Jedno z odběrových míst .....	53
10.5	Příloha 5: Detail odpadu.....	53
10.6	Příloha 6: Seznam nebezpečných vlastností odpadu.....	55
10.7	Seznam příloh .....	55

# 1 Úvod

Během posledních desetiletí dochází k velkému rozvoji průmyslu, a to je úzce spojeno se zvyšujícím se množstvím rizikových prvků v životním prostředí. Tyto prvky se do biosféry mohou uvolňovat už při jejich těžbě, následném zpracování, ale i během jejich užívání a někdy i po likvidaci. V dnešní době je kladen důraz na materiální využití všech substancí, u kterých je to možné, nicméně spousta odpadů putuje stále na skládky. Látky mající alespoň jednu nebezpečnou vlastnost podle Zákona o odpadech, č. 185/2001, musí být uloženy na skládkách nebezpečných odpadů. Tyto skládky musí být velmi dobře zabezpečeny, aby nedocházelo k uvolňování nebezpečných látek do životního prostředí.

Problém představují právě staré ekologické zátěže, mezi něž se řadí i bývalá skládka nebezpečného odpadu v Dolní Lipce, na kterou jsem se v této práci zaměřila. Takovéto skládky představují velké riziko, neboť škodlivé látky se z nich mohou uvolňovat do vody, půdy či ovzduší a mít negativní vliv na rostliny, zvířata i člověka. Některé rizikové prvky jsou pro organismy v malém množství esenciální, jiné pouze toxické. Avšak i pro život nezbytné prvky jsou ve vysokých koncentracích škodlivé.

Skládka Dolní Lipka představovala po léta nebezpečí především z pohledu průsaku do povrchových vod a půdy a následné akumulaci v rostlinách. Tato práce je zaměřena právě na potenciální kontaminaci půdy a vegetace. Přibližně měsíc po odběru vzorků, který proběhl 13.8.2013, se začaly na skládce provádět sanační práce, které by měly být kompletně dokončeny v srpnu 2015, a to včetně postsanačního monitoringu. Skládka by tak měla splynout s přírodou a stát se méně nebezpečnou pro životní prostředí.



## **2 Cíl práce**

Skládky nebezpečného odpadu s vysokým obsahem rizikových prvků mohou představovat riziko pro životní prostředí, při potenciálním vstupu těchto prvků do půdy a vegetace. V našem případě jsme se zaměřili na bývalou skládku galvanických kalů v Dolní Lipce. Bývalým vlastníkem je Tesla Holešovice a. s., poté Teslamp Holešovice a. s. Praha (nyní zaniklé). Skládku byla uzavřena v roce 1987. Kapacita skládky byla 4200 m<sup>2</sup>. Byla tvořena kalem z galvanického pokovování (upraveným v neutralizační stanici) a kazovými výrobky – patičkami a sklem z výroby zářivek, které obsahují Hg. Předběžné analýzy ale prokázaly i zvýšené obsahy Cd, Zn, Cu a Pb v půdách na této lokalitě. Sanace skládky byla řešena překryvem lokality vrstvou zeminy. Cílem práce bude popsat hladiny uvedených rizikových prvků na zájmové lokalitě v závislosti na hloubce půdního profilu a následně zhodnotit případný risk vstupu rizikových prvků do vybraných druhů volně rostoucích bylin.

## **3 Hypotéza**

Na základě navržených cílů pokusu byla stanovena hypotéza, že pouhé zakrytí skládky vrstvou zeminy nezabrání uvolňování rizikových prvků do půdy a následně do vegetace, rostoucí na dané lokalitě.

## 4 Literární přehled

### 4.1 Rizikové prvky

Naše globální životní prostředí se v současné době skládá z mnoha přírodních i umělých kovů. Kovy hrály rozhodující úlohu v průmyslovém rozvoji a technologickém pokroku. Většina kovů je nezníčitelných a v důsledku stále rostoucí poptávky moderní společnosti se hromadí ve zrychleném tempu. Avšak rovnováha mezi kovy v životním prostředí a lidským zdravím, by měla být stále udržována (Sarkar, 2002).

Rizikové prvky jsou vždy obsaženy v půdách ať už v nižších, či vyšších koncentracích. Je to způsobeno přirozeným zvětráváním matečných hornin s jejich vyšším obsahem, hlavně však spadem tuhých nebo plyných emisí v průmyslových oblastech (rtuť, měď, olovo, kadmium, zinek), výfukovými plyny (olovo) a další antropogenní činností (skládky apod.). Rostliny i živočichové jsou na obsah těžkých kovů citliví, neboť tyto prvky narušují jejich fyziologii (snížení fotosyntézy, růstu, inaktivace enzymů, poruchy dýchání i otevírání průduchů, omezení druhové pestrosti apod., u živočichů působí otravy a úhyn). Rizikové prvky vstupují do potravních řetězců, postupně se jejich obsah zvyšuje až k vrcholovým konzumentům (člověku). Proto sledování a přesné stanovení těžkých kovů ve vzorcích životního prostředí je předmětem stopové analýzy (Novotná a kol., 2001).

Mnohé rizikové prvky mají neznámé biologické funkce a často bývají toxické (Cd, Cr, Pb, Co, Ag, Se, Hg), ale na druhé straně jsou i prvky esenciální (Fe, Mn, Zn, Cu, Mg, Mo, Ni). Nicméně i esenciální prvky jsou ve vyšších koncentracích pro rostliny, zvířata a člověka nebezpečné (Arunakumara, 2013).

#### 4.1.1 Arsen

Arsen (latinsky *arsenicum*) patří mezi nejstarší lidstvu známé prvky a v jeho názvu se odráží jeho prastarý původ (z řeckého slova *arsenikon* odvozeno příponou *-on* z perského *az-zarníkh*, zlatožlutý pigment). Vlastnosti sulfidu arsenitého a odvozených sloučenin byly od 5. století př. Kr. známé lékařům i profesionálním travičům. Jako první komu se podařilo poprvé izolovat elementární arsen, je někdy považován alchymista Albert Veliký (1193 až 1280), který arsen získal zahříváním auripigmentu ( $As_2O_3$ ) s mýdlem.

Arsen tvoří křehké, ocelově šedé krystaly kovového vzhledu. Vzhledem k tomu, že není kujný, má velký měrný odpor, je amfoterní a jeho chemické vlastnosti jsou na rozhraní mezi vlastnostmi kovů a nekovů, řadí se spíše mezi polokovy než mezi kovy (Greenwood et Earnshaw, 1993).

Arsen se vyskytuje v oxidačních stupních  $-III$ ,  $0$ ,  $+III$  a  $+V$ , z nichž  $As(0)$  a  $As(+III)$  jsou charakteristické pro redukční prostředí. Anionty  $AsO_2^-$ ,  $AsO_4^-$ ,  $HAsO_4^{II-}$  a  $H_2AsO_3^-$  jsou v půdě nejčastější mobilní formy arsenu a jsou sorbovány při pH v rozmezí od 7 do 9.

Arsen se nalézá ve více než dvou stech minerálních látkách a přibližně v šedesáti procentech z nich ve formě arseničnanů. Arsenité sloučeniny nejsou v procesu zvětrávání minerálů běžné. Tento prvek je spojen s depozicí mnoha kovů, a proto je známý jako dobrý ukazatel v geochemických průzkumných šetřeních. Je často nalézán v kombinaci se sírou, selenem a tellurem. Četně se arsen objevuje v oxidech, které jsou výsledkem oxidace sulfidických ložisek. Jedná se o arseničnany a arsenitany, ve kterých se arsen nalézá v kombinaci s nějakým kovem. (např. s železem, olovem či mědí). Nejběžněji se však arsen vyskytuje v sulfidu arsenopyritu ( $FeAsS$ ) (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

O arsenu je známo, že je v malém množství nezbytný pro život, ale vysoké expozice anorganickému arsenu vyskytujícímu se v přírodě (ve vodě, sedimentech, půdách) se ukázaly jako vysoce toxické pro rostliny, zvířata a lidi. Jako většina prvků se arsen dostává do prostředí jak důsledkem přírodních procesů, tak důsledkem lidské činnosti. Nicméně antropogenní emise představují téměř 78 000 tun za rok, zatímco přirozené emise okolo 12 200 tun za rok.

Přirozené procesy jako je eroze a zvětrávání hornin zemské kůry, vedou k narušení struktury a translokaci arsenu z primárních sulfidových minerálů. Pozadřová koncentrace arsenu v půdě je silně spojena s povahou mateřských hornin. Rozsáhlá škála antropogenních zdrojů (především průmyslové procesy) jako je hornictví a hutnictví (těžba sulfidových rud, spalování uhlí), používání prostředků na ochranu dřeva na bázi arsenu, produkce městských a průmyslových odpadů a hnojení čistírenskými kaly, přispívá k atmosférickým i suchozemským depozicím tohoto prvku (Bhattacharya et al., 2002).

Arsen se vyskytuje ve většině hornin poměrně rovnoměrně a jeho koncentrace v nich se pohybuje od  $0,5$  do  $2,5 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Pouze v jílovitých sedimentech dosahuje průměrná koncentrace až  $13 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Je to všudypřítomný prvek v horní litosféře (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Dostupnost a rozptýlení arsenu v půdním prostředí je ovlivněno několika faktory. Klimatickými a geomorfologickými charakteristikami oblasti, jako jsou dešťové srážky, povrch odtoku, rychlost infiltrace, hladina podzemní vody a její kolísání. Distribuce a mobilita arsenu v půdách se řídí také fyzikálními charakteristikami půdy, jako je velikost půdních částic a mineralogie a chemickými charakteristikami, jako je redoxní potenciál či pH.

Půdní sorpce arsenu a biologická dostupnost se také řídí složením jílových minerálů (Bhattacharya et al., 2002).

Arsen je složkou většiny rostlin, ale málo se ví o jeho biochemické roli. Rostlinami je přijímán pasivně s proudem vody. Některé druhy rostlin jsou známy tím, že tolerují i vysoké úrovně arsenu v tkáních. Tyto rostliny jsou užiteční ukazatelé při sledování podpovrchové mineralizace některých kovů. Toxicita bývá obvykle zaznamenána u rostlin rostoucích na důlních odpadech, na půdách ošetřených arsenovými pesticidy a na půdách ošetřených čistírenskými kaly. Příznaky toxicity arsenu u rostlin jsou vadnutí listů, fialové zbarvení (zvýšená hladina antokyanů), ztráta barvy u kořenů a buněčná plazmolýza. Nejčastějším příznakem je však snížení růstu (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Lidé přijímají arsen s potravou (70 %), s pitnou vodou (29 %) a ze vzduchu (1 %). Arsen je karcinogenní, může být tedy příčinou vzniku rakoviny plic a kůže a zvyšuje pravděpodobnost nádorů jater, ledvin a močového měchýře. Vysoké akutní dávky arsenu mohou poškodit nervový systém, játra (může dojít až k cirhóze), ledviny, žaludek, střeva či pokožku. Po vdechnutí může docházet k bolestem v krku a k podráždění plic. Dále může být arsen při vysoké orální expozici v průběhu těhotenství teratogenní. Nižší dávky mohou zapříčinit snížení tvorby erytrocytů a leukocytů, podráždění trávicí soustavy, poškození cév, nepravidelnou srdeční činnost apod. Typickými znaky pro chronickou orální expozici jsou hlavně změny na pokožce. Může však také dojít k vypadávání vlasů a nehtů, k úbytku na váze, k chudokrevnosti či k chorobám cév (IRZ, 2014).

#### **4.1.2 Kadmium**

Kadmium objevil v roce 1817 německý chemik Friedrich Strohmeyer. Je to měkký, stříbřitě bílý kov, vzhledem podobný zinku (kadmium je měkčí) a do určité míry je používán i podobným způsobem. Nemá žádnou chuť ani zápach. Název pochází z latinského slova *cadmia*, česky kalamín, což je uhličitán zinečnatý ( $ZnCO_3$ ); tento název je původně odvozen od řeckého mýtického hrdiny Kadma. Kadmium bylo zjištěno jako nečistota právě v uhličitánu zinečnatém, který při zahřívání díky obsahu kadmia měnil barvu (Nordberg et Nordberg, 2002).

V prostředí se kadmium vyskytuje jak přirozeně tak i z antropogenních zdrojů. Je obvykle nalézáno spolu se zinkem (prokazuje však oproti zinku silnější afinitu k síře a vyšší mobilitu v kyselém prostředí) (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). Zvláště vysoké koncentrace se vyskytují v některých sulfidických rudách, ale různé druhy půd, hornin a např. uhlí obsahují kadmium také. Výskyt kadmia v prostředí je tedy důsledkem jak přírodních procesů,

tak důsledkem lidské činnosti, jako je těžba a tavení rud, spalování fosilních paliv a průmysl. Někdy bývá kadmium vedlejším produktem při výrobě kovů, např. zinku, olova a mědi. Nicméně většinou se nachází ve formě sloučenin, a to s kyslíkem, fluorem, chlorem a sírou (Nordberg et Nordberg, 2002).

Při zvětrávání dochází snadno k vyplavování kadmia a přestože je známé svým výskytem jako  $\text{Cd}^{+II}$ , může také tvořit některé složité ionty [ $\text{CdCl}^+$ ,  $\text{CdOH}^+$ ,  $\text{CdHCO}_3^+$ ,  $\text{CdCl}_3^-$ ,  $\text{CdCl}_4^{-II}$ ,  $\text{Cd}(\text{OH})_3^-$  a  $\text{Cd}(\text{OH})_4^{-II}$ ] a organické cheláty. Nicméně nejvíce podstatný valenční stav kadmia v přírodním prostředí je +II (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). Primární faktory, které ovlivňují mobilitu a biologickou dostupnost kadmia v půdách, jsou pH, textura, organická hmota, koncentrace kadmia, forma kadmia, obsah a forma zinku a salinita (Adriano, 2001). Za podmínek silné oxidace vytváří kadmium minerály ( $\text{CdO}$ ,  $\text{CdCO}_3$ ) a je také pravděpodobné, že se akumuluje ve fosfátech. (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

V nekontaminovaných půdách se pohybuje obsah kadmia v půdě podle typu matečných hornin. Nejméně se vyskytuje v magmatických horninách ( $<0,1-0,3 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), dále v metamorfovaných horninách ( $0,1-1,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) a nejvíce v sedimentárních horninách ( $0,3-11 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Kov je koncentrovanější v jílech a břidlicích a v od nich odvozených půdách (průměrně  $8,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) (Fergusson, 1990).

Kadmium je jeden z nejvíce ekotoxických kovů, který vykazuje velmi nepříznivé účinky na půdní biologické aktivity, metabolismus rostlin a zdraví lidí a zvířat (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). Částice kadmia mohou být transportovány vzduchem na velké vzdálenosti a tím dochází i ke kontaminaci půdy a vody daleko od zdroje emisí. Kadmium zůstává v půdě a vodě silně vázáno na jiné sloučeniny (Nordberg et Nordberg, 2002).

Nejdůležitější je použití kadmia jako slitin, při galvanizaci (automobilový průmysl), v pigmentech ( $\text{CdS}$ ,  $\text{CdSe}$ ), jako stabilizátorů polyvinyl plastů a v bateriích (dobíjecí baterie Ni-Cd). Kadmium je široce používáno na ochranu železa a oceli proti korozi. Jako nečistota v zinku, je také významné množství kadmia přítomno v pozinkovaných kovech.

Ve výživě rostlin je kadmium neesenciálním prvkem. Za normálních podmínek ho rostliny vstřebávají z půdy jen malé množství. Pokud je v růstovém médiu přítomno kadmium ve vyšší než pozad'ové koncentraci, je snadno přijímáno kořeny a distribuováno po celé rostlině. Fytotoxicita kadmia je závislá jak na druhu rostliny, tak na koncentraci kadmia v médiu a ovlivňuje metabolické procesy. Mezi příznaky zvýšené hladiny kadmia patří špatný růst kořenů, suberizace, poškození vnitřních a vnějších struktur kořene a snížení hydraulické vodivosti, která je spojena s vstřebáváním a přemísťováním živin. To dále vede k

nerovnováze živin, snížení obsahu chlorofylu, zásahu do enzymatických aktivit spojených s fotosyntézou a ke snížení otevírání průduchů a jejich vodivosti. Jedním z hlavních účinků stopových kovů (zejména kadmia a mědi) je oxidační stres, způsobený peroxidací lipidů buněčných membrán (Adriano, 2001).

Otrava kadmiiem u člověka je spojena s různými klinickými komplikacemi a je známé především svými nefrotoxickými účinky. Kadmium má u lidí velmi dlouhý biologický poločas (10 – 30 let). Hromadí se právě hlavně v ledvinových buňkách, rozvíjí chronická onemocnění ledvin (např. močové kameny) a vede až k jejich dysfunkci. Požití kadmia představuje velké zdravotní riziko i při velmi nízkých koncentracích. Primárními důsledky vysoké hladiny kadmia v těle jsou poškození ledvin a rozedma plic. Nicméně dalšími cílovými orgány, ve kterých se může kadmium akumulovat, jsou játra, střeva, placenta, slinivka a srdce. Dále má vliv na imunitní, reprodukční a nervový systém (poškození nervů či přímo mozku). Kadmium má špatný vliv také na kosti a chrup, protože v souvislosti s poškozením ledvin dochází k nadměrnému vylučování vápníku. Dlouhodobá expozice a nadměrný příjem kadmia způsobuje až vážné onemocnění, jako je itai-itai. Kromě toho bylo kadmium klasifikováno jako lidský karcinogen, kdy riziko rakoviny stoupá s vyšší koncentrací kadmia ve vodě (Kumar et al., 2015).

#### 4.1.3 Chrom

V roce 1797 získal Francouz L. N. Vaquelin ze sibiřského minerálu, který nese nyní název krokoit ( $\text{PbCrO}_4$ ), oxid tehdy neznámého prvku. Z tohoto oxidu v roce 1798 izoloval kov redukcí dřevěným uhlím. Nově objevený prvek byl poté nazván chrom (řecky *chroma*, barva) podle výrazné barevnosti svých sloučenin. Chrom má stříbrobílý lesklý vzhled a v čistém stavu je poměrně měkký (Greenwood et Earnshaw, 1993).

Volný chrom byl na Zemi nalezen pouze v meteoritech, jinak se v přírodě vyskytuje výhradně ve sloučeninách. Z minerálů je nejvýznamnější chromit, z dalších nerostů zasluhují zmínky krokoit, melanchorit, vaquelinit, uvarovit a pyrop (Bencko a kol., 1995).

Chrom má velmi variabilní oxidační stavy (od +II do +VI) a je také známo, že tvoří komplexní aniontové a kationtové ionty (např.  $\text{Cr}(\text{OH})^{+\text{II}}$ ,  $\text{CrO}_4^{-\text{II}}$ ,  $\text{CrO}_3^{-\text{III}}$ ). Přirozeně se vyskytující sloučeniny chromu mají hlavní valence +III (chromitany) a +IV (chromany). Více oxidované formy chromu než Cr (III) jsou mnohem méně stabilní.

Množství chrómu v půdě je spojeno především s ultrabazickými a bazickými horninami, ve kterých může být v 0,X% koncentracích. Obsah chromu v kyselých vyvěřelých

horninách a v sedimentárních horninách je mnohem nižší a obvykle se pohybuje v rozmezí 5 až 120 mg.kg<sup>-1</sup>. Nejvíce je ho v jílovitých sedimentech (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Mezi faktory, které výrazně ovlivňují mobilitu, rozpustnost, transformaci a příjem chromu patří pH, oxidační stav, redox potenciál, přítomnost redukčních a oxidačních materiálů a oxidů železa a manganu a (Adriano, 2001).

Je známo, že se obsah chromu v zemském povrchu zvyšuje znečištěním z různých zdrojů, z nichž těmi hlavními jsou různorodé průmyslové odpady (např galvanické kaly, pigmenty či koželužské odpady) a obecně čistírenské kaly. Zvýšené obsahy chromu (až 600 mg.kg<sup>-1</sup>) v některých fosfátových hnojivech, mohou být také významným zdrojem tohoto kovu v půdě. Chrom vstupující do půdy, se obvykle akumuluje v tenké vrchní vrstvě (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

V souvislosti s rostlinami, nejsou známy žádné důkazy o tom, že by byl chrom v jejich metabolismu esenciálním prvkem. Na jeho přítomnost v rostlinách má vliv především obsah rozpuštěného chromu v půdě. Většina půd obsahuje významné množství tohoto prvku, ale jeho dostupnost pro rostliny, je velmi omezená (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Mezi vizuální příznaky fyto toxicity chromu patří zakrnělý růst, špatně vyvinutý kořenový systém a zkroucené a nezbarvené listy. U některých rostlin se mohou objevit hnědočervené listy, obsahující malé nekrotické oblasti nebo zfialovění bazálních tkání.

Biologický význam chromu pro zvířata a člověka závisí na oxidačním stavu. Vyskytuje se ve dvou ekologicky důležitých protikladných formách, čímž je jedinečný mezi toxickými prvky vstupujícími do životního prostředí. Zatímco Cr (III) je zapotřebí pro normální metabolismus glukózy, na druhé straně Cr (VI) není esenciální a je to nebezpečný toxin (Adriano, 2001). Do lidského organismu se chrom dostává především prostřednictvím pitné vody kontaminované v důsledku průmyslové činnosti. Šestimocný chrom je velmi mutagenní a je spojován s širokou škálou rakovin – prostaty, kostí, ledvin, gastrointestinálního traktu, mozku, plic, leukémií a lymfomy (Ray et al., 2014). Chrom může být také inhalován, kdy při akutní toxicitě dochází k dušnosti, kašli či sípání a při chronické až k perforaci nosní přepážky, bronchitidě, zápalu či snížení funkce plic a dalším respiračním problémům (Adriano, 2001).

#### **4.1.4 Měď**

Měď, zlato a stříbro (označovány jako „mincovní kovy“) jsou pravděpodobně prvními kovy, které lidé ve své historii poznali. Názory na to, kdy člověk poprvé použil měď, se rozcházejí. Všeobecně se však soudí, že to mohlo být asi kolem roku 5000 p. n. l. Měď se

vyráběla přibližně 3500 let p. n. l. redukcí rud dřevěným uhlím a přibližně o pět set let později byla objevena její schopnost tvořit tvrdé bronzy (Greenwood et Earnshaw, 1993). Římané nazývali měď *aes cyprium* (kov kyperský), později *cuprum*, protože v té době byla těžena na Kypru (Bencko et al., 1995).

Měď je načervenalá s kovovým leskem, je poddajná, tažná a je dobrým vodičem tepla a elektřiny. V přírodě se vyskytuje v oxidačním stavu +I a +II. Ve stavu +II je izomorfní s ionty Zn (II), Mg (II) a Fe (II). Nejdůležitější měděné rudy jsou sulfidy, oxidy a uhličitany a je nalézána v minerálech kupritu, malachitu, azuritu, chalkopyritu a bornitu. Průměrný obsah mědi v půdě je z celosvětového hlediska  $30 \text{ mg.kg}^{-1}$  (v rozmezí od 2 do  $250 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) (Adriano, 2001).

Hlavní faktory ovlivňující mobilitu a dostupnost mědi jsou pH, podíl organické hmoty, přítomnost oxidů železa a manganu a půdní typ. Dále jsou tyto vlastnosti také ovlivněny interakcemi s ostatními prvky (především dusíkem a fosforem), druhem rostliny a hnojením. (Adriano, 2001). Při pohybu půdním profilem se měď akumuluje v horním horizontu. Tento jev je způsoben účinkem různých faktorů, ale především je to dáno její bioakumulací a antropogenními vstupy.

Kontaminace půdy mědí je důsledkem jak používání materiálů obsahujících měď (hnojiva, postřiky, zemědělské a komunálních odpady), tak z průmyslových emisí. Některé lokální a náhodné vstupy mědi do půdy mohou vznikat korozí slitin mědi ve stavebních materiálech (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Hlavní využití nachází měď v elektrotechnickém průmyslu, a to při výrobě elektrických vodičů a jiných elektrických zařízení a dále při výrobě slitin – mosazi (Zn) a bronzu (Sn). Měď je také legována s Au, Pb, Cd, Cr, Be, Ni, Al a Mn. Vzhledem ke své vysoké tepelné vodivosti a relativní inertnosti je měď hodně využívána v předmětech, jako jsou kotle, parní potrubí, automobilové radiátory a kuchyňské nádoby. Dále je široce používána v systémech dodávky vody. Značně se používá v zemědělství ve formě hnojiv, baktericidů, fungicidů a algicidů (na čištění vody zatížené nežádoucí eutrofizací). Také má využití např. jako doplňková látka v lécích, jako růstový stimulátor či je používána v boji proti nemocem u hospodářských zvířat a drůbeže (Adriano, 2001).

Měď je pro rostliny esenciálním prvkem. Je nezbytná pro metabolismus bílkovin, fotosyntetický a respirační elektronový transport, metabolismus buněčných stěn, antioxidační aktivitu, biogenezi molybdenového kofaktoru, fixaci dusíku, metabolismus iontů, odezvu na hormony a etylen. Při přebytku mědi dochází v rostlinách k molekulárnímu poškození, především v důsledku produkce reaktivních forem kyslíku a volných radikálů, což může vést



k oxidaci biomolekul, jako jsou lipidy, proteiny, nukleové kyseliny a sacharidy. Z tohoto důvodu mohou nadměrné koncentrace mědi způsobit potíže při metabolismu dusíku a bílkovin, což se projevuje jako chlorózy listů, hnědnutí a nekrózy. Toxicita mědi narušuje také biosyntézu fotosyntetických systémů, což snižuje rychlost asimilace uhlíku, mění hormonální stav a inhibuje buněčné dělení. Kromě toho může toxicita způsobovat poruchy v příjmu a metabolismu ostatních minerálních látek (Arunakumara et al., 2013).

Měď je esenciálním prvkem i u lidí a její nedostatek je celosvětově vzácný. Obvykle bývá spojen s dlouhodobým příjmem kravského mléka nebo s těžkou podvýživou u kojenců a malých dětí. Mezi mědi katalyzované enzymy patří: 1. ferroxidáza – katalyzuje oxidaci Fe (II) na Fe (III), 2. cytochrom C oxidáza – konečná oxidáza v dýchacím řetězci, 3. lisyloxidáza – katalyzuje syntézu kolagenu a elastických proteinů, 4. monoaminoxidázy – katalyzuje oxidaci epinefrinu a serotoninu a 5. tyrosináza – katalyzuje přeměnu tyrosinu na pigment melanin. Mezi klinické projevy nedostatku mědi u člověka patří anémie, duševní či nervové poruchy, nemoci kostí, kardiovaskulární onemocnění ale také třeba porucha keratinizace vlasů. Toxicita mědi u lidí je velmi vzácná a primárně se vyskytuje u jedinců konzumujících kyselé potraviny nebo nápoje, které byly v delším kontaktu s měděnými kontejnery (Adriano, 2001).

#### 4.1.5 Rtuť

Rtuť byla v oblasti Středozeří používána k extrakci kovů amalgamací již 500 let p. n. l., možná ještě dříve. Přes dalších tisíc let považovali alchymisté rtuť za klíč k transmutacím obyčejných kovů na zlato a využívali amalgámy ke zlacení i přípravě imitací zlata a stříbra. Rtuť byla vzhledem k své pohyblivosti pojmenována podle Merkura – posla bohů v římské mytologii a symbol Hg je odvozen z latinského názvu *hydrargyrum*, což znamená kapalné stříbro (Greenwood et Earnshaw, 1993).

Rtuť (někdy nazývána jako kapalné stříbro) je těžký, lesklý, stříbřitě bílý kov. Je spíše špatným vodičem tepla, ale velmi dobrým vodičem elektrické energie. Rtuť je jako jediný kov při pokojové teplotě kapalná. Existuje mnoho jejích minerálů, z nichž nejčastější jsou sulfidy cinabarit (rumělka) a metacinabarit. Rtuť se těží téměř výhradně z rumělky, méně z livingstonitu či metacinabaritu a dalších zhruba 25 minerálů. Existují tři stabilní oxidační stupně rtuti – 0, I a II a její vlastnosti a chování závisí právě na nich. V atmosféře se většinou tento prvek vyskytuje ve formě par elementární rtuti a ve vodě, půdě, sedimentech nebo biotě ve formě anorganických solí a organických komplexů (Adriano, 2001).

Rtuť se vyskytuje ve všech typech hornin a její průměrný obsah v zemské kůře je přibližně  $0,05 \text{ mg.kg}^{-1}$ . V magmatických horninách je její koncentrace obvykle menší než  $0,2 \text{ mg.kg}^{-1}$  a stejně tak v sedimentárních horninách (kromě břidlic). Břidlice s vysokým obsahem organických látek jsou zvláště obohaceny rtuť. Sedimenty obecně obsahují více rtuti než magmatické horniny (Adriano, 2001).

Rtuť se dostává do prostředí přírodními i antropogenními činnostmi a ve 20. století došlo v důsledku industrializace (např. průmysl alkalických kovů a spalování uhlí) k výraznému zvýšení vstupů rtuti do prostředí. Rtuť uvolněná z průmyslu do ovzduší zvyšuje obsahy rtuti v půdě i vodách. Navíc ke zvýšenému obsahu rtuti v půdě přispívají hnojiva, pesticidy či vápnění (Chen et Yang, 2012). Použití kalů a tuhých odpadů obsahujících kovy, může také způsobit významné kontaminace zemědělských půd a plodin (Patra et Sharma, 2000).

Vzhledem k rozmanitým vlastnostem rtuti, má široké využití v oblasti vědy, průmyslu a zemědělství. Vede elektřinu, reaguje na změny teploty a tlaku a tvoří slitiny s téměř všemi ostatními kovy. Rtuť hraje důležitou roli v několika průmyslových odvětvích. Nejvíce je využívána při výrobě chloridu sodného, při výrobě elektrických a měřicích přístrojů, v laboratorních zařízeních, ve stomatologii (zubní amalgámy) a zemědělství. Je také široce používána v barvách, jako katalyzátor, ve farmaceutických výrobcích, při zpracování dřeva (jako antimykotická látka) a v průmyslu papíru a celulózy (jako slimicid) (Adriano, 2001).

Rtuť je vysoce toxická pro rostliny, zvířata i člověka. Možnou příčinou toxicity rtuti u rostlin jsou změny v propustnosti buněčné membrány, reakce kationtů rtuti se sulfhydrylovými skupinami, reakce s aktivními skupinami ADP a ATP, případně kompetice s esenciálními kationty. Obecně platí, že anorganické sloučeniny rtuti jsou rostlinám dostupnější než organické. Rostliny mohou být vystaveny rtuti buď přímým podáním jako antimykotik (pomocí moření osiva nebo postřikem na list) nebo náhodně (z půdy, vody a znečištěného ovzduší). Výsledkem toxicity, je snížení klíčivosti semen, růstu sazenic či narušení vývoje internodia a dalších anatomických znaků.

U lidí je velmi důležité, v jaké formě se rtuť nachází, protože jednotlivé její formy jsou více či méně toxické. Rozlišuje se kovová rtuť, páry rtuti a anorganické a organické sloučeniny rtuti. Rtuť se může vázat na enzymy (omezuje tak jejich funkčnost), na sérový albumin a hemoglobin (poškozuje krevní buňky) nebo na buněčné membrány (inhibuje aktivní transport živin). Elementární rtuť je nejméně toxická forma a většinou se vyloučí bez dopadu na organismus. Páry rtuti jsou po vdechnutí rychle absorbovány a krevním řečištěm dopraveny do cílového orgánu, kterým je mozek. Mírné expozice způsobují poškození

centrální nervové soustavy (nespavost, podrážděnost, únavu, poruchy paměti a jemné motoriky) a silné expozice mohou poškodit plíce a vést až ke smrti. Anorganické sloučeniny jsou mírně toxické (jednomocné méně než dvojmocné) a zvláště vnímavé jsou k nim děti. Mohou u nich způsobit tzv. růžovou nemoc, která způsobuje hypersekreci potních žláz, světloplachost, horečku, charakteristicky zbarvenou vyrážku, otoky prstů, zduření mízních a slezinných uzlin a rohovatění a následné olupování pokožky. Anorganické sloučeniny mohou také poškozovat ledviny. Organická methylrtuť je nejnebezpečnější sloučeninou rtuti a vzniká z anorganických sloučenin, popř. elementární, rtuti působením methanogenních bakterií v anaerobním prostředí (např. v sedimentech vod). Z vody přechází do rybího masa, potravního řetězce a následně do lidského organismu. Methylrtuť je klasifikována jako embryotoxická a mutagenní. U těhotných žen může vyvolat poškození plodu či spontánní potrat. Rovněž je toxická pro malé děti, u nichž způsobuje smyslové poruchy a vede až ke slepotě, hluchotě nebo ztrátě chuti. U dospělých jedinců vyvolává třas těla (Kafka a Punčochářová, 2002).

#### 4.1.6 Molybden

Historie molybdenu začíná rokem 1778, kdy slavný švédský chemik C W. Scheele získal z molybdenitu ( $\text{MoS}_2$ ), minerálu, který byl až do té doby považován za identický s grafitem, oxid dosud neznámého prvku. Z tohoto oxidu se pak o tři až čtyři roky později podařilo P. J. Hjelmovi zahříváním s dřevěným uhlím připravit kovový molybden. Jeho název pochází z řeckého pojmenování olova *molybdos*, kterým se ve starověku označoval jakýkoli měkký černý materiál vhodný ke psaní (Greenwood et Earnshaw, 1993).

Molybden je stříbřitě bílý kov. Je velmi pevný, ale měkčí a tvárnější než wolfram, se kterým se nachází ve skupině. Molybden má pět možných oxidačních stavů (+II, +III, +IV, +V a +VI), z nichž v přírodě převažují +IV a +VI, které jsou nejstabilnější (Adriano, 2001).

Jako nerostná surovina se molybden nejčastěji vyskytuje v molybdenitu ( $\text{MoS}_2$ ), powellititu ( $\text{CaMoO}_4$ ), ferrimolybditu [ $\text{Fe}(\text{MoO}_4)_3$ ], wulfenitu ( $\text{PbMoO}_4 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ ), ilsemanitu ( $\text{Mo}_3\text{O}_8 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ ) a jordisitu (amorfní  $\text{MoS}_2$ ). Také se přirozeně vyskytuje v uhlovodících, např. v asfaltenech, ropě a tmavých břidlicích (Stiefel et Murray, 2002).

Průměrná koncentrace molybdenu v zemské kůře se pohybuje od 1,0 do 2,3  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Pro různé druhy hornin jsou uváděny tyto koncentrace (v  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ): vyvřelé horniny 0,9 až 7; fosfority 5 až 100; břidlice 5 až 90; vápence, dolomity a pískovce 3 až 30. Černé břidlice mají obvykle vysoký obsah molybdenu s hodnotami až 300  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Adriano, 2001).

Molybden má poměrně výjimečné postavení mezi ostatními mikroživinami v tom, že je minimálně rozpustný v kyselých půdách a snadno v alkalických zeminách (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Od roku 1890 byl molybden používán v některých chemických látkách, barvivech a jako tvrdidlo v nástrojích z oceli. Vzhledem k tomu od let 1920 používání molybdenu při slévání kovů významně vzrostl. Kromě jeho využití v metalurgii pro zvýšení pevnosti, tuhosti a odolnosti proti korozi, se sloučeniny molybdenu používají jako maziva, pigmenty, zpomalovače hoření, katalyzátory pro odsíření v ropném průmyslu a jako hnojiva (Adriano, 2001).

Molybden je všudypřítomný v životním prostředí a hraje spíše roli nezbytného prvku, než toxického. Nicméně velká množství jakékoliv chemické látky, jsou potenciálně škodlivá (Stiefel et Murray, 2002).

Dostupnost molybdenu rostlinám je ovlivněna především stupněm pH a odtokovými poměry. Molybden je v rostlině podstatnou složkou nitrogenáz, nitroreduktáz a dalších enzymů (např. oxidáz), které katalyzují různé reakce. (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). Jeho nejdůležitější funkce je však spojena s metabolismem dusíku. Tento prvek má tedy vzhledem k regulaci různých enzymů celou řadu nepřímých účinků. Hraje důležitou roli v metabolismu sacharidů, reprodukční fyziologii, boji proti chorobám a ovlivňuje bilanci aniontů, kořenové exudáty a vodní režim rostliny. Fytotoxicita molybdenu nebyla v polních podmínkách prakticky nikdy zaznamenána. Pokud je rostlina vystavena nadměrným dávkám molybdenu z antropogenní činnosti, mohou se projevit chlorózy a žloutnutí (Adriano, 2001).

Molybden je nezbytný téměř pro všechny organismy a vyskytuje se ve více než třiceti enzymech katalyzujících různé reakce. Nicméně pouze tři z nich byly detailněji popsány u savců. Sulfid oxidáza katalyzuje závěrečný krok při oxidativní degradaci sirných aminokyselin, aldehyd oxidáza se podílí na detoxikaci různých metabolitů a xantin dehydrogenáza je nezbytná pro katabolismus purinů. Tyto molybdenové enzymy mají podobnou strukturální část, tzv. molybdenový kofaktor. Molybden, pokud není v komplexu s kofaktorem, je biologicky neaktivní. Pokud trpí lidský organismus nedostatkem molybdenu, může dojít k těžkým neurologickým abnormalitám, mikrocefalii, dislokaci oční čočky či k mentální retardaci (Mendel, 2000).

U některých druhů organismů byl vyzorován antagonistický vztah mezi molybdenem a mědí (Stiefel et Murray, 2002).

#### 4.1.7 Nikl

Přestože nikl byl objeven až v 18. století, nálezy předmětů zhotovených z jeho slitin v Číně, staré více než 2000 let, poukazují na jeho dlouhou historii. Nepříliš čistý nikl izoloval poprvé (po jeho odlišení od železa a kobaltu) v roce 1751 A. F. Cronsted při rozboru nikelinu, od něhož odvodil jeho název. V čisté formě získal nikl až v roce 1804 J. B. Richter, který také s větší přesností prozkoumal jeho fyzikální vlastnosti (Greenwood et Earnshaw, 1993, Bencko et al., 1995).

Nikl je stříbřitě bílý kov a vyskytuje se v několika oxidačních stavech (v rozmezí od  $-I$  do  $+IV$ ), nicméně nejběžnější v biologických systémech je Ni (II). Nikl snadno tvoří slitiny, které si v průběhu posledních 100 let našli a stále nacházejí, větší škálu použití v moderních technologiích. Nikl se nachází v přírodě především v pentlanditových  $[(Ni, Fe)_9S_8]$  a garnieritových  $[(Ni, Mg)_3Si_2O_5(OH)_4]$  rudách (Sreekanth et al., 2013). Průměrný obsah niklu v půdě se pohybuje okolo  $200 \text{ mg.kg}^{-1}$  (Adriano, 2001).

Globální vstup niklu do životního prostředí je přibližně 150 000 až 180 000 metrických tun ročně z přírodních i antropogenních zdrojů a nachází se v půdě, vodě i vzduchu. Tyto zdroje zahrnují emise ze spotřeby fosilních paliv a průmyslové výroby a z využití a odstraňování Ni sloučenin a slitin. Primární zdroji emisí niklu v ovzduší jsou tedy spalování uhlí a ropy pro výrobu tepla nebo elektrické energie, těžba niklu, výroba oceli a různé další zdroje, například z výroby cementu. V poslední době se především zvyšuje koncentrace niklu v zemědělských půdách (Sreekanth et al., 2013).

Sloučeniny niklu jsou důležité v moderním průmyslu a jsou široce využívány v mnoha průmyslových procesech, jako je galvanické pokovování, galvanoplastika a při výrobě elektronických zařízení a Ni-Cd baterií (Forti et al., 2011). Těmito sloučeninami mohou být acetáty, uhličitany, hydroxidy a oxidy, které se následně hromadí v půdě a životním prostředí a mohou být snadno přijaty rostlinami. Dále tak mohou vstoupit do potravinového řetězce a prokazovat škodlivé účinky na zdraví zvířat i člověka (Sreekanth et al., 2013).

Biologická dostupnost a koncentrace niklu v půdě závisí na faktorech jako je pH a kationtová výměnná kapacita půdy, která se odráží od množství organické hmoty, obsah hydro(o)xidů Fe a Mn, textury a mineralogie půdy (Adriano, 2001).

Nikl je esenciálním mikroelementem pro rostliny, zvířata i lidi, ale ve vysokých koncentracích je toxický. Nadbytek niklu v rostlinách způsobuje chlorózy a nekrózy v důsledku narušení příjmu železa a metabolismu. Zvýšená koncentrace niklu může u netolerantních rostlin inhibovat buněčné dělení v kořenovém meristému a snížit růst rostlin. Nikl má také negativní vliv na fotosyntézu a dýchání. Na druhé straně je důležitý pro

metabolismus, protože tvoří hlavní složku rostlinných enzymů, např. ureázy (Sreekanth et al., 2013).

Z pohledu lidského zdraví jsou nejvíce ohroženi lidé, kteří pracují v průmyslu (především v rafineriích) a v jejich pracovním prostředí se tak nachází vysoké koncentrace niklu. Také kuřáci jsou vystaveni vyšším dávkám niklu v cigaretovém kouři, ale jiné rizikové skupiny nejsou v populaci známy. Hlavní způsoby příjmu, jsou inhalace, požití a absorpce kůží. Nikl je selektivně soustředěn v plicích nezávisle na způsobu expozice. V plicní absorpci spočívá hlavní nebezpečí toxicity a může mít za následek zánět plic, alveolární hyperplazii, fibrózu, astma, bronchitidu a poškození epitelové vrstvy buněk, což často vede ke zvýšení jejich propustnosti (Forti et al., 2011). Orálně je nikl přijímán v podobě potravin, nápojů či léků. Při kontaktu s kůží se mohou objevit alergické reakce, dermatitidy, ekzémy či zhoubné nádory (Adriano, 2001).

#### **4.1.8 Olovo**

Olovo je modrošedý lesklý kov a jeho výroba a použití člověkem jsou datovány nejméně 3000 let p. n. l. Je měkké, vysoce poddajné, tažné, špatný vodič elektřiny a je velmi odolné proti korozi (Adriano, 2001).

Olovo se nachází přirozeně v půdě a jeho obsah v ní je ovlivněn mateřskou horninou. Nicméně vzhledem k rozšířenému antropogennímu znečištění, jsou většiny půd obohaceny o olovo, které se ukládá zejména v horním horizontu. Průměrná koncentrace olova v zemské kůře se odhaduje asi na  $15 \text{ mg.kg}^{-1}$ . V suchozemském prostředí jsou známy dva druhy olova: primární a sekundární. Primární olovo je geogenního původu a bylo součástí minerálních látek už v době jejich vzniku. Sekundární olovo pochází z radioaktivního rozpadu uranu a thoria.

Pb má vysoce chalkofilní vlastnosti, což souvisí s jeho základní formou v přírodě, kterou je galenit ( $\text{PbS}$ ). Olovo se vyskytuje převážně jako Pb (II), i když je znám i jeho oxidační stav +IV, a tvoří několik minerálů, které jsou poměrně nerozpustné ve vodě. V průběhu zvětrávání Pb sulfidy pomalu oxidují a mají schopnost tvořit uhličitany, či se začlenit do jílových minerálů, do Fe a Mn oxidů, či do organických látek. Geochemická charakteristika Pb (II) se podobá dvojmocným kovům alkalických zemin. Díky tomu má olovo schopnost nahradit draslík, bariem, stroncium a dokonce i vápník, jak v minerálních vazbách, tak i na sorpčních místech (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Olovo je více soustředěno v kyselých magmatických horninách a jílovitých sedimentech a méně v ultramafických horninách a vápenatých usazeninách. Stejně jako

v případě mnoha jiných těžkých kovů jsou na olovo více bohatší organické půdy, než minerální. Hodně se vyskytuje v půdách obsahujících jíly, jako např. v illitu a montmorillonitu (Fergusson, 1990).

Olovo je mezi ostatními těžkými kovy označováno jako nejméně mobilní. Jeho rozpustnost může být značně snížena vápněním. Vysoká hodnota pH půdy může vysrážet olovo jako hydroxidy, fosforečnany nebo uhličitany a stejně tak podporuje vytvoření organických komplexů, které jsou poměrně stabilní. Zvýšení kyselosti může zvýšit rozpustnost olova, ale tato mobilizace je obvykle pomalejší, než jeho akumulace v organicky bohaté vrstvě půdy (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Do životního prostředí se olovo dostává prostřednictvím automobilů (benzín s přídavkem olova jako antidekonačního činidla), barviv obsahujících olovo, vody (v důsledku použití olověných pájek v potrubních systémech) a atmosférickými emisemi z průmyslových zdrojů (např. z hutí). V posledních letech, bylo v mnoha zemích atmosférické uvolňování olova sníženo, důsledkem odstranění olova z benzínu a omezení jeho uvolňování z bodových zdrojů. Kleslo také používání olověné pájky ve vodních systémech, což vedlo k výraznému snížení expozic pocházejících z tohoto zdroje. (Madden et al., 2002).

Ačkoliv se olovo přirozeně vyskytuje ve všech rostlinách, nebylo prokázáno, že hraje jakoukoliv zásadní roli v jejich metabolismu. V poslední době si získalo olovo velkou pozornost nejen jako hlavní znečišťující látka v životním prostředí, ale také jako prvek toxický pro rostliny (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Vizuální příznaky toxicity olova jsou inhibice růstu kořenů, zakrnělý růst rostlin a chlorózy. I když je olovo v rostlině jen v malých množstvích, způsobuje široké spektrum nežádoucích účinků na fyziologické procesy. Vede k inhibici enzymové aktivity, narušení minerální výživy, vodní nerovnováze, hormonálním změnám a ke změnám propustnosti membrány. V případě vysokých koncentrací může vést přítomnost olova až k buněčné smrti. Na buněčné úrovni inhibuje olovo činnost enzymů obsahujících sulfanylové (-SH) skupiny, které jsou nezbytné pro jejich činnost. Nadměrné množství olova také inhibuje klíčení semen a zpomaluje růst sazenic (Sharma et Dubey, 2005).

Otrava olovem u lidí, zejména u malých dětí je velkým globálním problémem. Do organismu se dostává především v důsledku absorpce prostřednictvím dýchacích a gastrointestinálních cest. Přibližně 30 až 40 % z inhalovaného olova vstupuje do krevního oběhu. Jednou absorbované olovo, se z 99 % procent udržuje v krvi po dobu přibližně 30 až 35 dní a v průběhu následujících 4 až 6 týdnů je rozptýleno a akumulováno v jiných tkáních (v játrech, ledvinách, aortě, mozku, plicích, slezině, zubech a kostech). Poločas rozpadu olova

v mozkové tkáni je asi dva roky a v kostech přetrvává po dobu 20 až 30 let. Jaterní tkáň je největší úložiště olova (33 %), přičemž následuje kůra ledvin a kostní dřeň. V závislosti na intenzitě expozice může olovo také nepříznivě ovlivnit nervový systém, imunitní systém, reprodukční a vývojové systémy a kardiovaskulární systém. Při chronické toxicitě dochází tedy k poruchám např. neurokognitivních funkcí, ale akutní otrava může přivodit až smrtelnou encefalopatii. Kojenci a malé děti jsou obzvláště citliví na nízké hladiny olova, které mohou přispět k problémům v chování, poruchám učení a snížení IQ (Gillis et al., 2012).

#### 4.1.9 Zinek

Člověk užívá zinek více než 2000 let. Staří Římané mísili zinkovou rudu s mědí a získávali mosaz. Od konce 16. století se začal zinek dovážet z Indie do Číny a do Evropy. První zinková huť byla postavena v roce 1743 v Bristolu v Anglii (Greenwood et Earnshaw, 1993).

Zinek je bílý, namodralý, poměrně měkký kov. Oxidační stav zinku v přírodě je +II. Ionty Zn (II) jsou bezbarvé a vyskytují se v hydratované formě v kyselých a neutrálních vodných roztocích, zatímco v alkalickém prostředí dochází ke srážení hydroxidů. S přebytkem báze se hydroxid rozpustí a vytvoří zinečnatý iont  $\text{Zn(OH)}_4^{-\text{II}}$ . Vzhledem ke své amfoterní povaze, tvoří zinek řadu solí. Chlorečnany, chloridy, sírany a dusičnany, které jsou snadno rozpustné ve vodě a oxidy, uhličitany, fosforečnany, křemičitany a sulfidy, které jsou ve vodě téměř nerozpustné.

Většina globálně produkovaného zinku pochází z rud s obsahem sulfidu zinečnatého. I když je známo více než 80 minerálů zinku, existuje jen několik významných komerčních rud. Radím se mezi ně sfalerit a wurtzit a jejich produkty zvětrávání, hlavně smithsonit a hemimorfit (Adriano, 2001).

Zinek je relativně rovnoměrně zastoupen v magmatických horninách, jeho mírné zvýšení je pozorováno pouze v bazických horninách ( $80\text{--}120 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) a mírný pokles v kyselých horninách ( $40\text{--}60 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Koncentrace zinku v jílovitých sedimentech a břidlicích je  $80\text{--}120 \text{ mg.kg}^{-1}$ , zatímco v pískovcích a karbonatických horninách se pohybuje v rozmezí  $10\text{--}30 \text{ mg.kg}^{-1}$  (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Zinek má velmi široké spektrum využití, ale používá se hlavně k pozinkování železa, oceli a několika dalších kovů (zabrání se tím korozi) a k výrobě slitin (mosaz a bronz). Pozinkované kovy mají různé uplatnění ve stavebnictví (např. pozinkované vodovodní trubky), dopravě a spotřebním průmyslu. Zinek a jeho sloučeniny jsou složkami mnoha výrobků užívaných běžně v domácnostech, včetně nádobí, kosmetiky, prášků, barev, laků,



linoleí a gum. Používají se také při výrobě pergamenu, skla, pneumatik, televizních obrazovek, suchých akumulátorů a elektrických přístrojů. Další použití zahrnuje zemědělská mikrohnojiva, insekticidy, tužidla v cementu a betonu a při potisku textilu. Jsou také používány při výrobě lepidel, jako tavidla v hutních provozech a na ochranu dřeva (Adriano, 2001).

Zinek je esenciálním prvkem pro metabolismus rostlin. Hraje důležitou roli jako součást různých enzymů (dehydrogenáz, proteináz, peptidáz a fosfohydroláz). Základní funkce zinku v rostlinách se vztahují k metabolismu sacharidů, bílkovin, fosfátů a také auxinů, RNA a ribozomových formací. Existují důkazy, že zinek má vliv na propustnost membrán, což stabilizuje buněčné komponenty a systémy mikroorganismů. Předpokládá se, že zinek se podílí také na odolnosti rostlin proti suchému a teplému počasí a rezistenci proti bakteriálním a houbovým chorobám.

O většině druhů a genotypů rostlin je známo, že mají velkou toleranci k nadměrným množstvím zinku. Jeho nadbytek může být u některých kulturních plodin vázán kyselinou fytovou v kořenech. Tento mechanismus však nefunguje, pokud je zinku velký přebytek. Zinek se obecně nepovažuje za vysoce fytotoxický, ale běžnými příznaky jeho toxicity jsou chlorózy (zejména nových listů) a snížený růst rostlin (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Zinek je esenciálním prvkem ve výživě lidí a zvířat. Jeho nedostatek je obvykle výsledkem nedostatečného příjmu stravou, ke kterému dochází zejména v době vysokých minerálních požadavků, jako je růst (u dětí), těhotenství a kojení. K závažnému nedostatku zinku dochází u lidí jen zřídka. Klinické příznaky zahrnují dermatitidy, anémii, špatné hojení ran, poruchy imunity, zakrslost, hypogonadismus, impotenci a neuropsychologické dysfunkce.

Toxicita zinku je obecně omezena na případy náhodného předávkování nebo při terapeutickém užívání vysokých dávek zinku. Příjem velké dávky zinku v kombinaci s příjmem malého množství mědi, může nepříznivě ovlivnit metabolismus cholesterolu (Adriano, 2001).

## **4.2 Sklárky nebezpečného odpadu**

Nebezpečný odpad (NO) je druh pevného odpadu, který představuje významné nebo potenciální ohrožení veřejného zdraví nebo životního prostředí (Liu et al. 2014). NO je stanoven v Zákoně o odpadech (Anon., 1991) a je definován jako odpad vykazující jednu

nebo více nebezpečných vlastností uvedených v příloze č. 2 k tomuto zákonu (viz. Příloha 6). Tyto odpady je nutné ukládat na skládky NO.

Skládky NO by měly přispívat ke snížení škodlivosti či úplnému odstranění škodlivých látek a jsou často konečnými opatřeními pro likvidaci různě předupraveného odpadu. NO běžně obsahuje anorganické substance, které velmi nesnadno degradují (na rozdíl od tuhého komunálního odpadu) a NO ukládaný na skládku, tak představuje trvalé ohrožení pro životní prostředí. Skládky NO tedy vyžadují speciální konstrukci (mj. musí být navrhovány s absolutně nepropustnou vložkou), dlouhodobou údržbu a monitorování během provozu. Stabilita skládky NO je hlavním bezpečnostním rizikem vzhledem k životnímu prostředí (Liu et al. 2014).

Lidé, kteří žijí v blízkosti skládek NO, mohou být vystaveni toxickým látkám vylučovaným ze skládky do ovzduší, vody nebo půdy. Znečištění vzduchu zahrnuje dálkovou migraci plynů, prachu a chemických látek vázaných na prach, a to zejména během provozu skládek. Může dojít k lokální kontaminaci podzemních i povrchových vod a ty mohou dále kontaminovat dodávky pitné vody nebo vody pro rekreační využití. Chemické znečištění ovzduší, vody nebo půdy, může ovlivnit také lokální produkci potravin. Skládky NO mohou představovat také zdravotní riziko pro místní obyvatele a jejich děti. Na tyto rizika, by měl být kladen důraz při plánování budoucího uspořádání, umístění a provozování skládky (Dolk et al., 1998).

## 5 Metodika

### 5.1 Popis lokality

Vzorky byly odebrány v těsné blízkosti vesnice Dolní Lipka na stejnojmenné skládce. Vesnice se nachází v Pardubickém kraji, v okrese Ústí nad Orlicí a je součástí města Králíky. Skládka se tedy rozkládá na katastrálním území města Králíky (viz. Obrázek 1). Nedaleko skládky (cca 300 m) protéká řeka Tichá Orlice.

Podloží skládky tvoří sedimentární zpevněné horniny – vápnité jílovce, slínovce a vápnité prachovce (GeoWeb, 2015).



**Obrázek 1:** Katastrální mapa  
(<http://geoportal.gov.cz/web/guest/map>)

Zasažené území je znečištěné zejména ropnými produkty a těžkými kovy a v současné době běží projekt „Sanace skládky Dolní Lipka“. Podle plánu byla v rámci sanačního zásahu vybudována hydraulická bariéra a následně provedena solidifikace materiálu v kalovém poli. Současně došlo k hydraulickému čerpání podzemní vody a selektivní odtěžbě. Tyto práce by měly být v současné době u konce a následně by měl být realizován sanační monitoring odtěžovaných materiálů i podzemních a povrchových vod a postsanační monitoring.

Realizace projektu byla zahájena 3.5.2013 a k jejímu dokončení by mělo dojít 31.8.2015. Projekt je spolufinancován Evropskou unií – Fondem soudržnosti v rámci Operačního programu Životní prostředí. Celkové uznatelné náklady činí 89 556 713 Kč, kdy 76 123 206 Kč (85 %) jsou dotace EU, 4 477 835 Kč (5 %) dotace SFŽP ČR a 8 955 672 Kč

(10 %) je příspěvek příjemce dotace (Pardubický kraj). Řídícím orgánem je Ministerstvo životního prostředí. Realizací tohoto projektu dojde k odstranění staré ekologické zátěže o ploše 2 880 m<sup>2</sup> (Krajský úřad Pardubického kraje, 2013).

## 5.2 Odběr vzorků

Odběr vzorků rostlin a půdy byl uskutečněn 13.8.2013. Pro odběr rostlin, byla v dané lokalitě (viz. Obrázek 2) vymezena parcelka o rozměrech 3x3 m, která byla dále rozdělena na 9 čtverců. Během odběru bylo odběrové místo zaznamenáno GPS souřadnicemi: 50°4'56.026"N, 16°43'33.349"E. Vzorky nadzemní i podzemní biomasy byly odebrány z každého čtverce zvlášť. Na odběrovém místě se nacházely tyto druhy rostlin: bojínek luční (*Phleum pratense* L.), bolševník obecný (*Heracleum sphondylium* L.), kostival lékařský (*Symphytum officinale* L.), krabilice zápašná (*Chaerophyllum aromaticum* L.), pcháč oset (*Cirsium arvense* (L.) Scop.), přeslička rolní (*Equisetum arvense* L.), srha laločnatá (*Dactylis glomerata* L.), štírovník růžkatý (*Lotus corniculatus* L.), šťovík tupolistý (*Rumex obtusifolius* L.), vikev ptačí (*Vicia cracca* L.).

K odběru půdy byly vyhloubeny dvě jámy. První jáma byla označena jako profily 1 a 2, druhá jako profily 3 a 4, kdy první číslo je vždy pravá strana a druhé číslo levá strana jámy. Opět byly zaznamenány GPS souřadnice: profil 1 a 2 – 50°4'56.026"N, 16°43'33.349"E, profil 3 a 4 – 50°4'56.069"N, 16°43'32.646"E. V těchto čtyřech profilech byla půda odebrána v pěti různých hloubkách: 0–10 cm, 10–40 cm, 40–70 cm, 70–100 cm a 100–140 cm.



**Obrázek 2:** Ortofotomapa  
(<http://geoportál.gov.cz/web/guest/map>)

## **5.3 Analýzy vzorků**

### **5.3.1 Stanovení obsahu rizikových prvků v rostlinách**

Odebraný materiál byl vysušen při laboratorní teplotě a následně rozemlet v laboratorním mlýnku. Jednotlivé vzorky byly poté po 0,5 g naváženy do reakčních teflonových nádob a zality 6 ml 65% HNO<sub>3</sub> a 2 ml 30% H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. Takto připravené vzorky byly extrahovány mokrou cestou v uzavřeném systému s mikrovlnným ohřevem v zařízení Ethos 1 (MLS GmbH, Německo). Po zchladnutí nádob proběhl ve stejném zařízení odpar kyselin. Vzorky byly následně kvantitativně převedeny do 20 ml skleněných zkumavek, po rysku dolity destilovanou vodou, zajištěny parafilmem a promíchány. Pro stanovení obsahu prvků byla použita ve všech měřeních metoda s indukčně vázaným plazmatem (ICP OES) s axiální orientací plazmové hlavice na přístroji Varian VistaPro (Varian, Austrálie).

### **5.3.2 Stanovení pseudocelkového obsahu rizikových prvků v půdě**

Všechny půdní vzorky byly nejprve vysušeny při laboratorní teplotě, rozdrceny v třecí misce a prosety přes síto s velikostí ok 2 mm. Vysušené a proseté vzorky byly po 0,5 g naváženy do reakčních teflonových nádob a zality 8 ml lučavky královské (směs 37% HCl a 65% HNO<sub>3</sub> v poměru 3:1). Takto připravené vzorky byly také extrahovány mokrou cestou v uzavřeném systému s mikrovlnným ohřevem v zařízení Ethos 1 (MLS GmbH, Německo). Po zchladnutí nádob proběhl ve stejném zařízení odpar kyselin. Vzorky byly následně kvantitativně převedeny do 25 ml skleněných zkumavek, po rysku dolity destilovanou vodou, zajištěny parafilmem a promíchány. Následně byly stanoveny obsahy rizikových prvků. Pro zajištění kvality analytických údajů byl v případě všech půdních stanovení použit certifikovaný referenční materiál RM 7001 Light Sandy Soil a měření měla 2 opakování.

### **5.3.3 Stanovení mobility prvků**

Vysušené a proseté vzorky byly po 2 g naváženy do plastové reakční nádoby a zality 20 ml 2 mol.L<sup>-1</sup> HNO<sub>3</sub> a následně po dobu 6 hodin protřepávány. Dále byly suspenze 10 minut centrifugovány při 3000 otáčkách za minutu. Po centrifugaci byly supernatanty slity do 25 ml skleněných zkumavek, po rysku dolity destilovanou vodou, zajištěny parafilmem a promíchány. Následně byly stanoveny obsahy rizikových prvků (Borůvka et al., 1996).

#### **5.3.4 Stanovení dostupnosti prvků rostlinám**

Vysušené a proseté vzorky byly po 0,5 g naváženy do plastové reakční nádoby a zality 10 ml 0,11 mol.L<sup>-1</sup> CH<sub>3</sub>COOH a následně po dobu 6 hodin protřepávány. Dále byly suspenze také 10 minut centrifugovány při 3000 otáčkách za minutu. Po centrifugaci byly supernatanty opět slity do 25 ml skleněných zkumavek, po rysku dolity destilovanou vodou, zajištěny parafilmem a promíchány. Následně byly stanoveny obsahy rizikových prvků (Quevauviller et al., 1993).

#### **5.3.5 Stanovení obsahu rtuti v půdě a rostlinách**

Obsahy rtuti byly stanoveny, v alikvótech vzorků (50 mg) bez předchozího rozkladu, pomocí jednoúčelového analyzátoru AMA-254 (Leco Instruments, USA).

## 6 Výsledky

### 6.1 Biomasa

Na odběrové ploše se v jednotlivých čtvercích vyskytovaly tyto druhy rostlin:

1. **čtverec:** bojínek, kostival, pcháč, přeslička, srha, štírovník,
2. **čtverec:** bolševník, kostival, pcháč, srha, vikev,
3. **čtverec:** bojínek, kostival, pcháč, srha, vikev,
4. **čtverec:** kostival, pcháč, přeslička, srha,
5. **čtverec:** nedostatek biomasy pro analýzu,
6. **čtverec:** bojínek, kostival, krabilice, pcháč, srha, štírovník,
7. **čtverec:** nedostatek biomasy pro analýzu,
8. **čtverec:** bojínek, bolševník, pcháč, přeslička, srha, štírovník, vikev,
9. **čtverec:** nedostatek biomasy pro analýzu.

Přehled o celkovém obsahu rizikových prvků (v nadzemní biomase i kořenech) ve všech těchto druzích je uveden v Tabulce 1.

**Tabulka 1:** Základní statistické charakteristiky celkového obsahu rizikových prvků v rostlinách

[mg.kg <sup>-1</sup> ]	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Zn
minimum	0,300	0,118	0,744	3,51	0,048	0,100	1,21	0,200	19,4
maximum	0,768	17,3	22,5	400	0,922	2,76	10,9	2,79	522
průměr	0,335	3,49	4,04	44,3	0,198	0,474	3,27	1,07	78,8
koeficient špičatosti	10,1	4,87	11,0	16,2	9,56	12,1	5,82	0,384	13,58
koeficient šikmosti	3,28	1,99	3,09	3,80	2,88	3,10	2,40	0,628	3,58
směrodatná odchylka	0,112	3,77	4,35	76,7	0,179	0,523	2,13	0,625	101
medián	0,300	1,70	2,43	18,8	0,147	0,287	2,69	0,935	47,0
MAD	0,000	1,26	1,02	12,7	0,067	0,187	0,431	0,361	20,4

MAD = medián absolutních odchylek

V následujících dvou tabulkách (Tab. 2 a 3) jsou patrné rozdíly mezi obsahem rizikových prvků poutaných v kořenech a nadzemní biomase. Kořeny průměrně kumulovaly všechny sledované prvky značně více, kdy u chromu byl jeho obsah v kořenech oproti nadzemní biomase vyšší až 4krát.

Hodnoty byly porovnány se Směrnicí Evropského parlamentu a Rady 2002/32/ES o nežádoucích látkách v krmivech, která udává maximální limitní hodnoty pro arsen 2 mg.kg<sup>-1</sup>, kadmium 1 mg.kg<sup>-1</sup>, rtuť 0,1 mg.kg<sup>-1</sup> a olovo 30 mg.kg<sup>-1</sup> (Anon., 2002). Limity pro nadzemní



biomasu (potenciální krmivo) u arsenu a olova překročeny nebyly, avšak kadmium překročilo u některých rostlin limit téměř 14krát a rtuť téměř 3krát.

**Tabulka 2:** Základní statistické charakteristiky obsahu rizikových prvků v nadzemní biomase

[mg.kg <sup>-1</sup> ]	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Zn
<b>minimum</b>	<	0,010	0,250	2,52	0,005	0,100	0,644	0,200	14,0
<b>maximum</b>	-	13,8	6,82	62,6	0,272	1,41	4,05	2,20	275
<b>průměr</b>	-	2,38	1,58	13,7	0,076	0,389	1,75	0,421	55,0
<b>koeficient špičatosti</b>	-	4,70	2,25	4,14	3,44	1,62	0,847	7,51	11,8
<b>koeficient šikmosti</b>	-	2,05	1,84	2,18	1,40	1,27	1,14	2,51	2,92
<b>směrodatná odchylka</b>	-	3,05	1,92	15,6	0,055	0,328	0,849	0,425	47,6
<b>medián</b>	-	0,956	0,602	6,72	0,069	0,409	1,54	0,200	44,2
<b>MAD</b>	-	0,881	0,275	3,52	0,029	0,309	0,507	0,000	22,7

MAD = medián absolutních odchylek, < = pod mezí detekce stanovení

**Tabulka 3:** Základní statistické charakteristiky obsahu rizikových prvků v kořenech

[mg.kg <sup>-1</sup> ]	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Zn
<b>minimum</b>	0,300	0,225	0,960	3,83	0,045	0,100	1,61	0,200	15,9
<b>maximum</b>	1,24	32,5	38,2	781	1,83	4,12	19,1	3,71	769
<b>průměr</b>	0,371	4,80	6,39	75,3	0,318	0,552	4,75	1,72	100
<b>koeficient špičatosti</b>	10,1	11,8	11,9	18,1	10,8	12,5	6,34	-0,815	12,1
<b>koeficient šikmosti</b>	3,28	3,13	3,24	4,02	3,11	3,22	2,49	0,321	3,45
<b>směrodatná odchylka</b>	0,224	6,39	7,39	148	0,362	0,809	3,89	1,06	158
<b>medián</b>	0,300	1,98	4,46	28,7	0,204	0,100	3,63	1,55	50,0
<b>MAD</b>	0,000	1,75	2,01	21,0	0,102	0,000	1,09	0,606	19,3

MAD = medián absolutních odchylek

Obsah rizikových prvků u jednotlivých druhů rostlin je znázorněn v Tabulce 4. Pro přehlednost jsou červeně vyznačeny nejvyšší naměřené hodnoty daného prvku a modře hodnoty nejnižší.

Směrnice (Anon., 2002) při porovnání s nadzemní biomasou u arsenu a olova (viz. výše) překročena nebyla. Limitní hodnotu kadmia přesáhly bolševník, kostival, pcháč, přeslička a šťovík. Limit rtuti byl překročen pouze u bolševníku a přesličky.

Z tabulky je patrné, že nejméně v sobě váže rizikové prvky šťovík. Naopak jako největší akumulátory se z hlediska celkového množství obsažených prvků jeví vikev a přeslička. Přeslička však ve dvou případech překročila limitní hodnoty nadzemní biomasy a z hlediska krmiva tedy představuje větší hrozbu.



**Tabulka 4:** Obsah rizikových prvků u jednotlivých druhů rostlin

[mg.kg <sup>-1</sup> ]		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Zn
bojínek	celkem	<	<b>0,408</b>	4,67	29,8	0,191	0,384	2,75	0,82	<b>182</b>
	nadz. biom.	<	0,078	2,21	3,17	0,061	0,475	1,40	<	90,0
	kořen	<	0,739	7,13	56,4	0,321	0,292	4,09	1,64	273
bolševník	celkem	<b>0,309</b>	1,24	2,52	9,91	0,217	0,325	2,63	<b>1,78</b>	53,6
	nadz. biom.	<	1,16	1,43	10,9	0,101	0,491	2,37	1,02	63,1
	kořen	0,618	1,32	3,61	8,89	0,332	0,159	2,90	2,53	44,1
kostival	celkem	0,064	6,29	1,74	29,1	0,198	0,116	2,61	1,12	94,2
	nadz. biom.	<	4,94	0,678	15,8	0,089	0,104	1,79	0,307	68,9
	kořen	0,129	7,64	2,81	42,5	0,307	0,128	3,42	1,93	119
krabilice	celkem	<	0,935	1,88	5,87	0,111	0,835	2,01	0,777	33,9
	nadz. biom.	<	0,901	1,13	4,30	0,079	1,16	1,56	<	37,2
	kořen	<	0,97	2,63	7,44	0,142	0,507	2,46	1,55	30,7
pcháč	celkem	<	5,62	3,61	37,5	0,141	0,276	2,53	1,24	52,1
	nadz. biom.	<	5,48	2,08	15,0	0,089	0,384	1,63	0,624	59,1
	kořen	<	5,76	5,14	60,0	0,194	0,169	3,44	1,85	45,1
přeslička	celkem	<	<b>7,42</b>	10,4	<b>175</b>	0,144	0,384	5,32	1,00	53,5
	nadz. biom.	<	1,60	2,61	11,1	0,134	0,309	1,58	0,273	36,6
	kořen	<	13,2	18,2	339	0,153	0,459	9,06	1,73	70,5
srha	celkem	0,108	1,22	1,83	6,59	0,289	0,691	2,37	0,885	94,0
	nadz. biom.	<	0,676	0,667	4,75	0,042	0,344	1,55	0,135	40,5
	kořen	0,215	1,77	3,00	9,15	0,536	1,04	3,19	1,64	147
štírovník	celkem	<	1,81	4,91	30,5	0,140	<b>1,38</b>	6,32	0,522	32,5
	nadz. biom.	<	0,107	2,17	34,1	0,087	0,703	2,44	<	23,2
	kořen	<	3,51	7,64	27,0	0,194	2,06	10,2	1,04	41,8
šťovík	celkem	<	0,981	<b>1,32</b>	<b>3,42</b>	<b>0,069</b>	0,233	<b>1,34</b>	0,694	<b>19,7</b>
	nadz. biom.	<	1,11	0,899	3,01	0,051	<	1,04	0,343	14,5
	kořen	<	0,850	1,74	3,83	0,087	0,467	1,64	1,04	24,8
vikev	celkem	<	2,36	<b>12,4</b>	162	<b>0,597</b>	<b>0,096</b>	<b>8,07</b>	<	63,2
	nadz. biom.	<	0,506	2,16	28,6	0,052	0,193	1,84	<	76,5
	kořen	<	4,22	22,7	295	1,14	<	14,3	<	50,0

nadz. biom. = nadzemní biomasa, < = pod mezí detekce stanovení

## 6.2 Pseudocelkový obsah a mobilita prvků v půdě

V Tabulkách 5 a 6 jsou uvedeny pseudocelkové a mobilní obsahy prvků ze všech sledovaných profilů. Výsledky jednotlivých prvků v různých profilech a hloubkách jsou zobrazeny graficky v dalších kapitolách. U všech vzorků byla provedena dvě měření a následně zprůměrována.

Všechny hodnoty půdních vzorků byly porovnávány s Vyhláškou MŽP č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu (Anon., 1994). Plocha, na níž se skládka nachází, se za zemědělskou půdu nepovažuje, nicméně tato vyhláška je jediným srovnávacím mechanismem v České republice, se kterým lze naměřené hodnoty porovnat. Půdy byly pro účely srovnání s normou (dle podloží skládky) klasifikovány jako „ostatní půdy“.

Z Tabulky 5 je zřejmé, že mediány obsahů prvků limitní hranici pseudocelkového obsahu prvků nepřekročily. Nicméně maxima ukazují téměř u všech prvků i několikanásobné překročení limitu. Pouze u As a Cr nebyla maximální přípustná hodnota překročena u žádného vzorku.

**Tabulka 5:** Základní statistické charakteristiky pseudocelkového obsahu rizikových prvků v půdě

[mg.kg <sup>-1</sup> ]	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Zn
<b>minimum</b>	4,64	0,041	14,3	9,17	0,140	0,100	9,61	9,47	32,7
<b>maximum</b>	16,1	77,4	37,1	1419	9,41	81,9	544	1202	897
<b>průměr</b>	7,55	9,15	27,9	174	1,98	10,1	50,5	136	149
<b>koeficient špičatosti</b>	6,35	3,81	-0,637	4,65	2,35	3,67	14,4	4,82	3,38
<b>koeficient šikmosti</b>	2,26	2,30	-0,175	2,42	1,92	2,27	3,55	2,44	2,19
<b>směrodatná odchylka</b>	2,29	21,9	5,84	377	2,84	23,6	101	298	237
<b>medián</b>	7,08	0,129	27,9	19,8	0,700	0,477	15,8	14,0	45,6
<b>MAD</b>	1,01	0,052	4,60	5,94	0,700	0,377	2,04	2,78	9,78

<b>norma (č. 13/1994 Sb.)</b>	30,0	1,00	200	100	0,80	5,00	80,0	140	200
-------------------------------	------	------	-----	-----	------	------	------	-----	-----

MAD = medián absolutních odchylek

Limitní hodnoty mobilního obsahu prvků mediány podle Tabulky 6 také nepřesáhly. Maxima byla však opět překročena téměř u všech prvků, kdy výjimku tvořil pouze Cr. Dále z tabulky vyplývá, že nejmobilnější byla měď a nejméně mobilní molybden.

**Tabulka 6:** Základní statistické charakteristiky mobilního obsahu rizikových prvků v půdě

[mg.kg <sup>-1</sup> ]	As	Cd	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Zn
<b>minimum</b>	0,495	0,010	2,02	4,49	0,025	2,09	7,12	5,69
<b>maximum</b>	8,78	68,5	5,16	10600	68,5	272	1580	1060
<b>průměr</b>	1,58	8,06	3,21	608	8,06	35,9	161	129
<b>koeficient špičatosti</b>	11,3	3,64	-0,040	19,6	3,64	3,12	5,86	4,09
<b>koeficient šikmosti</b>	3,19	2,25	0,720	4,22	2,25	2,17	2,57	2,30
<b>směrodatná odchylka</b>	1,59	19,1	0,828	1898	19,1	77,7	378	272
<b>medián</b>	1,11	0,147	3,09	12,0	0,100	3,98	11,5	14,0
<b>MAD</b>	0,38	0,12	0,49	2,51	0,00	1,10	3,02	7,30
<b>% z pseudocelkového obsahu</b>	10,7 až 54,4	25,4 až 88,5	13,9 až 14,1	49,0 až 747	24,6 až 3,6	21,8 až 50,0	75,2 až 131	17,4 až 118

<b>norma (č. 13/1994 Sb.)</b>	4,50	1,00	40,0	50,0	5,00	25,0	70,0	100
-------------------------------	------	------	------	------	------	------	------	-----

### 6.2.1 Arsen

Pseudocelkový obsah arsenu v půdě se pohyboval v profilech 1, 3 a 4 ve velmi podobném rozmezí, jak je patrné z Obrázku 3. Pouze v profilu 2 v hloubce 100–140 cm bylo oproti ostatním hodnotám zaznamenáno zvýšení.

Jako nejmobilnější se arsen prokázal v největších hloubkách, a to u všech profilů. V profilech 3 a 4 se s hloubkou mobilita snižovala až do 100 cm, a poté došlo k výraznému zvýšení. V profilech 1 a 2 hodnoty do hloubky 100 cm kolísaly, ale následně došlo také ke zvýšení mobility.

Vyhláška udává limitní hodnoty arsenu v půdě 30 mg.kg<sup>-1</sup> pro výluh lučavkou královskou a 4,5 mg.kg<sup>-1</sup> pro výluh kyselinou dusičnou (Anon., 1994). Ve výluhu lučavkou královskou žádný vzorek maximální přípustnou hodnotu nepřesáhl. V případě kyseliny dusičné pouze jeden a to v profilu 2 a hloubce 100–140 cm.

### 6.2.2 Kadmium

Pseudocelkový obsah kadmia v půdě měl v profilech 1, 3 a 4 velmi podobné tendence, jak je patrné z Obrázku 4. V těchto profilech byly naměřeny velmi nízké hodnoty, kromě hloubek 100–140 cm, kde se obsahy kadmia prudce zvýšily. U profilu 2 byly nízké obsahy tohoto prvku ve všech hloubkách.

Kadmium se ukázalo jako velmi mobilní v profilech 1, 3 a 4, a to v hloubkách 100–140 cm, kdy mobilita dosahovala značně vysokých hodnot. V profilu 2 nebylo kadmium příliš mobilní.

Vyhláška udává limitní hodnoty kadmia v půdě  $1 \text{ mg.kg}^{-1}$  pro výluh lučavkou královskou i pro výluh kyselinou dusičnou (Anon., 1994). U profilů 1, 3 a 4 v hloubkách 100–140 cm byla maximální přípustná hodnota přesažena u výluhu lučavkou královskou až 75krát, u výluhu kyselinou dusičnou až 57krát. Dále obsah kadmia přesáhl nepatrně normu ve výluhu lučavkou královskou u profilu 4, v hloubce 0–10 cm. V ostatních případech byly limitní obsahy dodrženy, přičemž u profilu 2, v hloubce 40–70 cm, byla hodnota ve výluhu lučavkou královskou velmi těsně pod přípustnou hranicí.

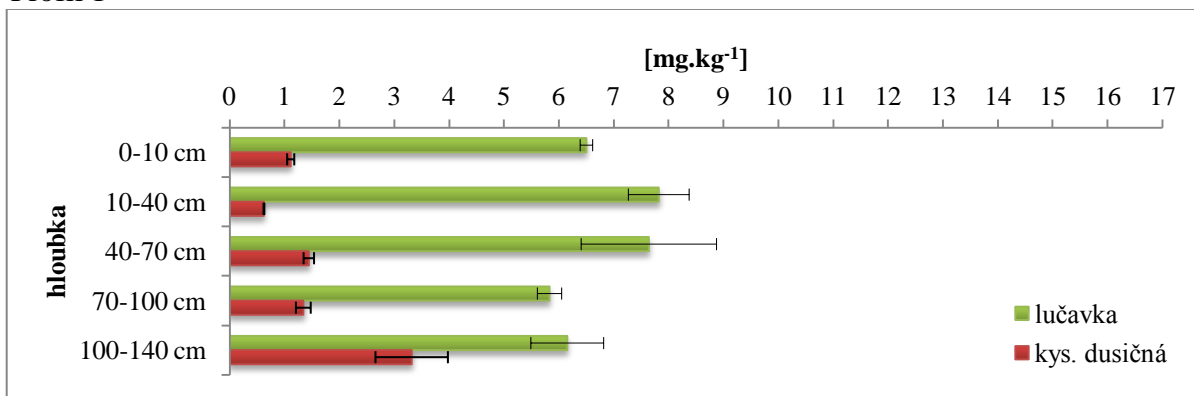
### 6.2.3 Chrom

Pseudocelkový obsah chromu v půdě se pohyboval ve všech profilech a hloubkách ve velmi podobném rozmezí, jak je patrné z Obrázku 5.

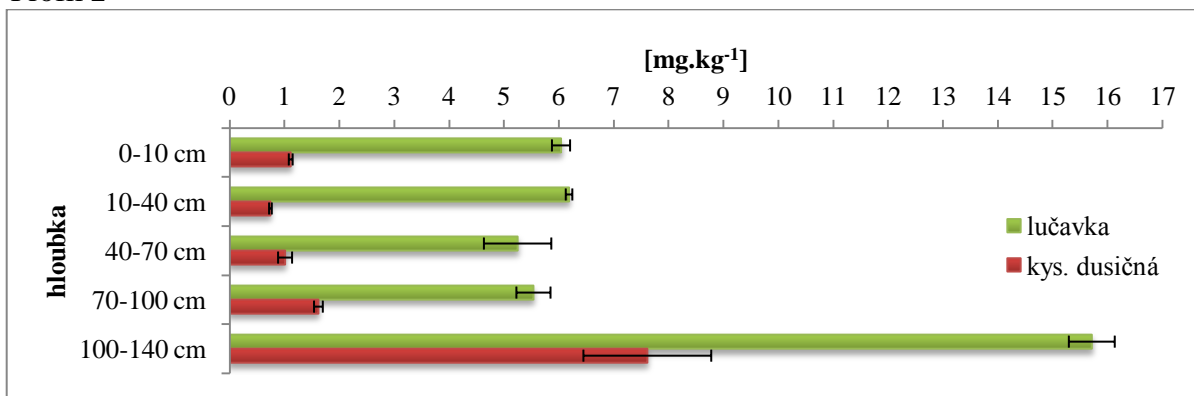
Mobilita tohoto prvku nebyla příliš vysoká a měla taktéž podobný průběh ve všech profilech a hloubkách.

Vyhláška udává limitní hodnoty chromu v půdě  $200 \text{ mg.kg}^{-1}$  pro výluh lučavkou královskou a  $40 \text{ mg.kg}^{-1}$  pro výluh kyselinou dusičnou (Anon., 1994). Tyto limity nebyly překročeny ani u jednoho z vzorků a jejich obsah v půdě se maximálním přípustným hodnotám ani nepřibližoval.

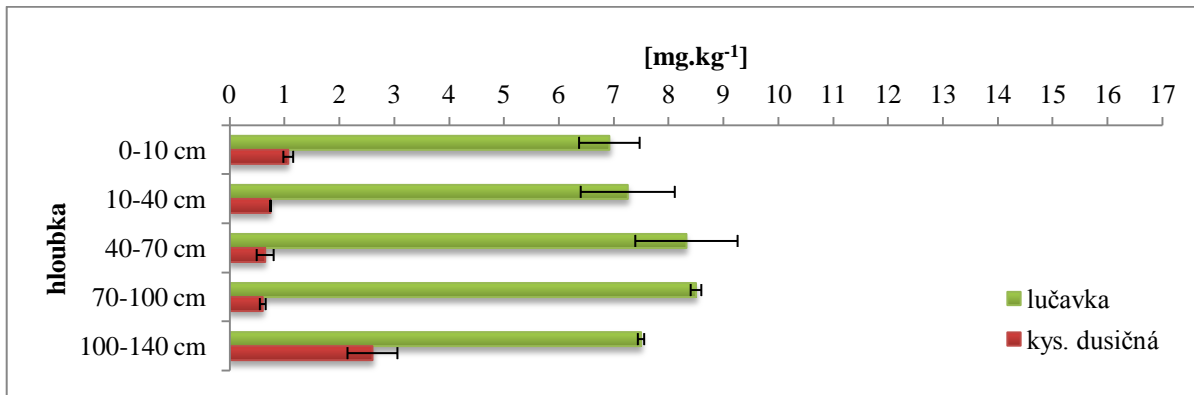
Profil 1



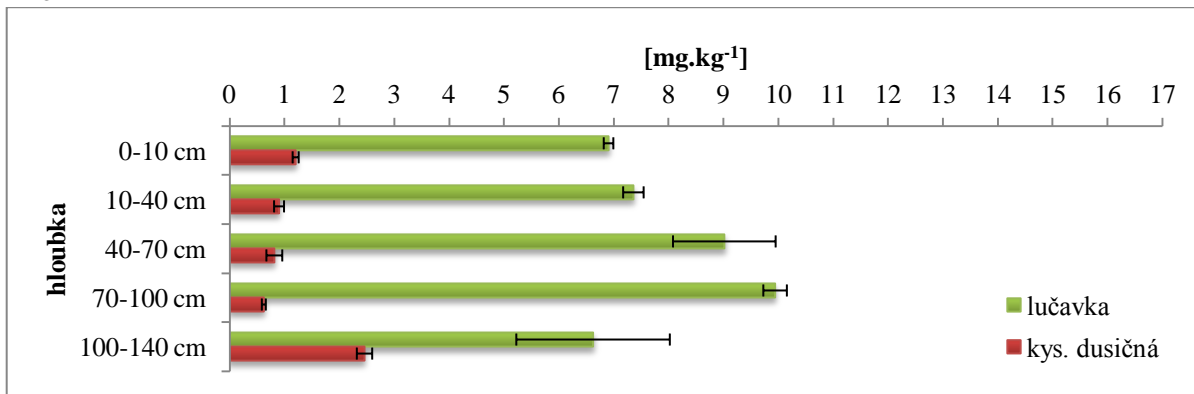
Profil 2



Profil 3

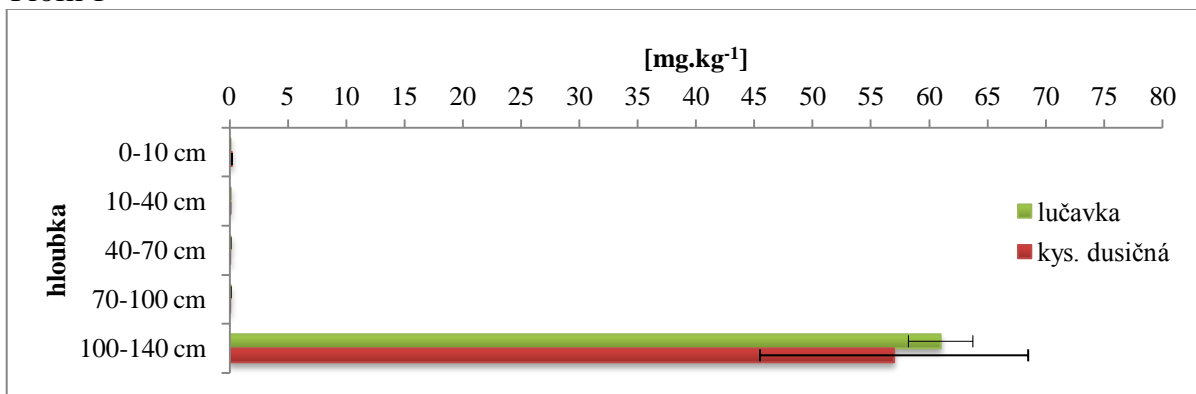


Profil 4

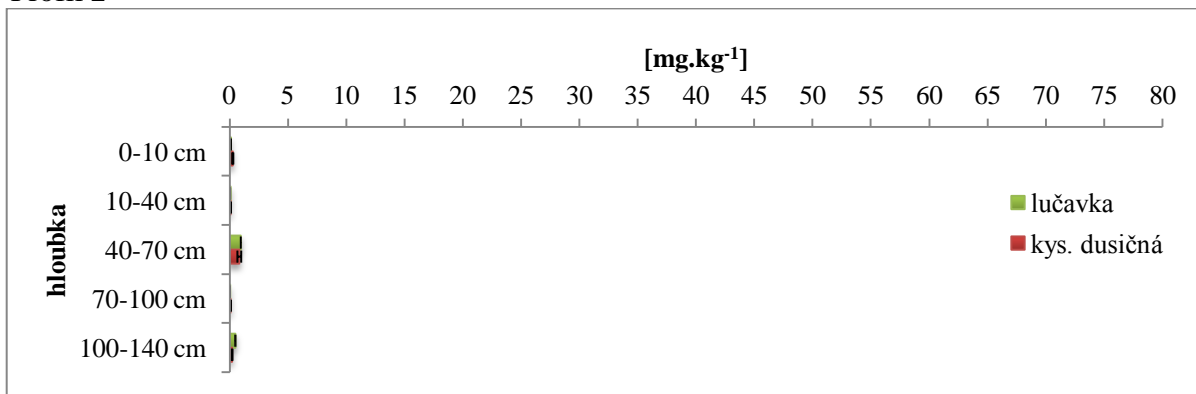


Obrázek 3: Obsah arsenu v profilech 1 až 4

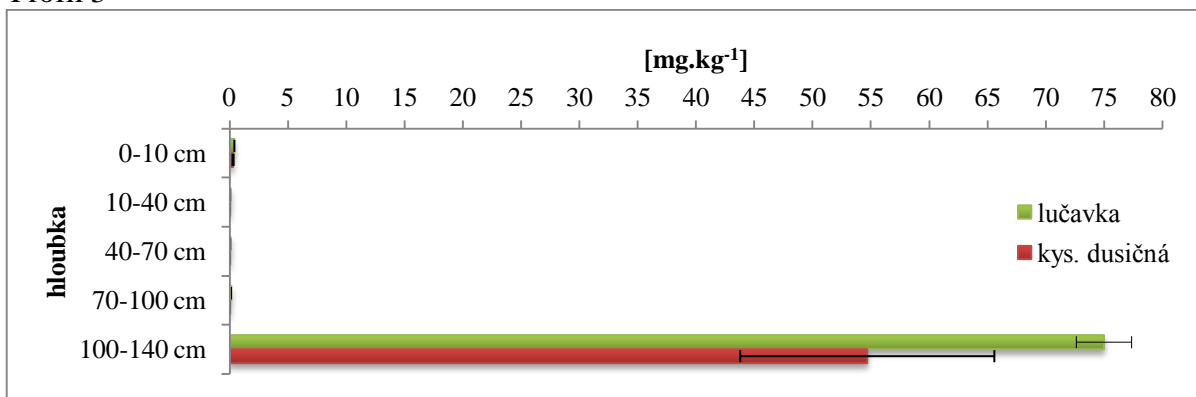
Profil 1



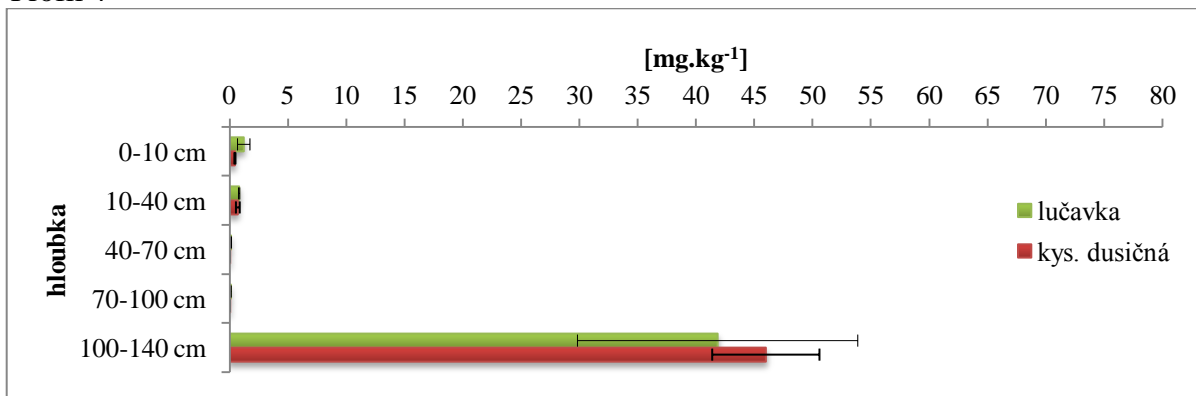
Profil 2



Profil 3

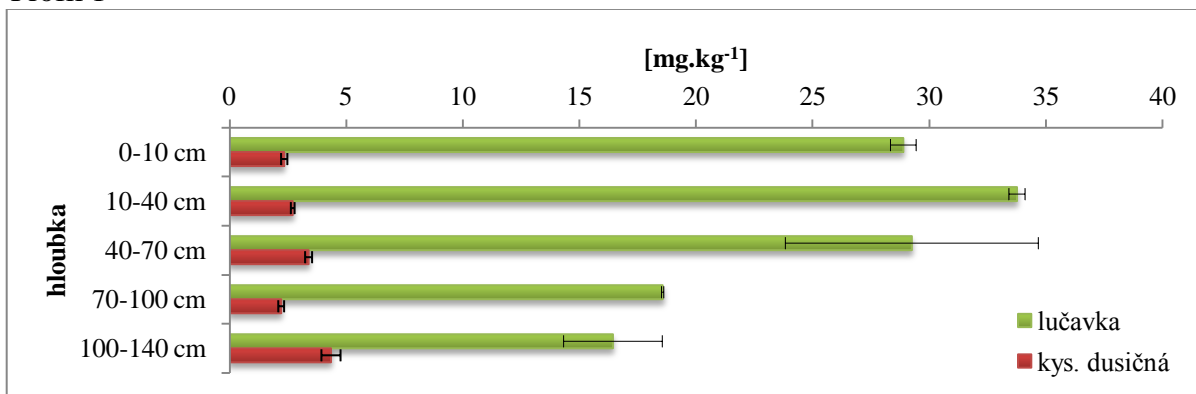


Profil 4

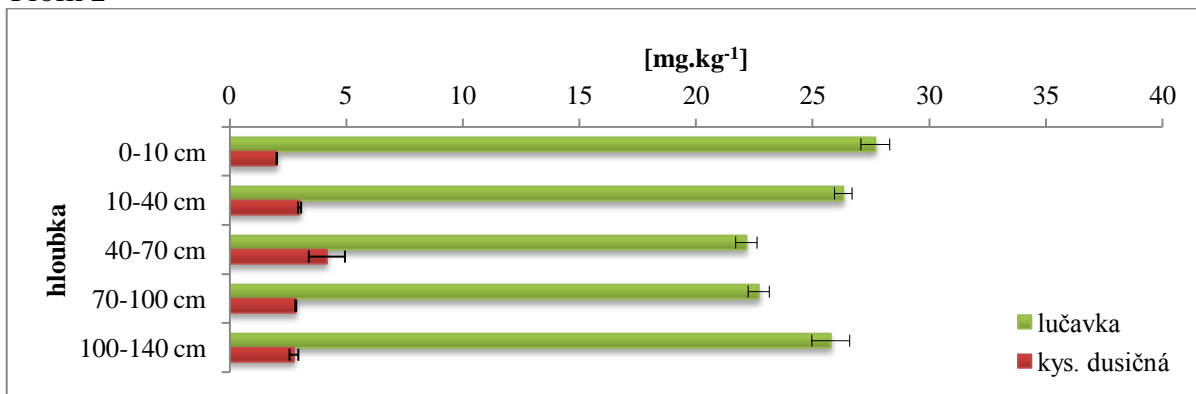


Obrázek 4: Obsah kadmia v profilech 1 až 4

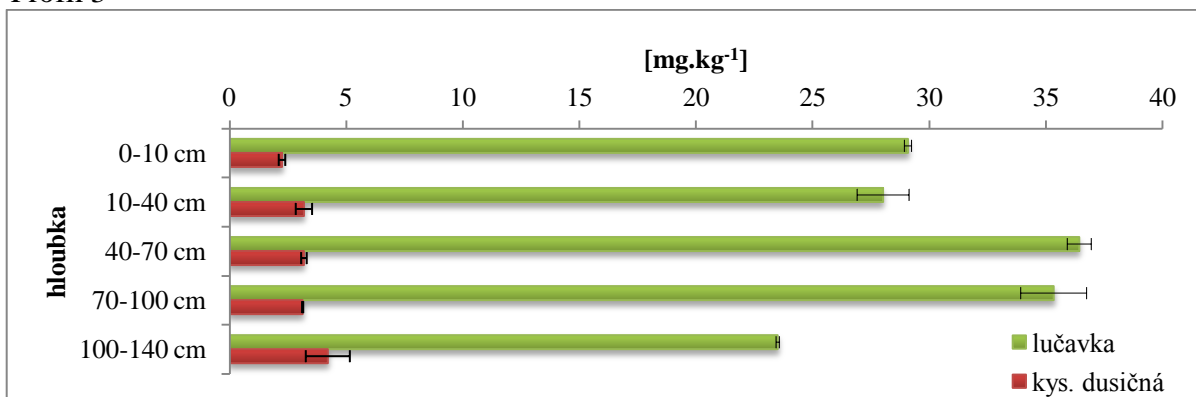
Profil 1



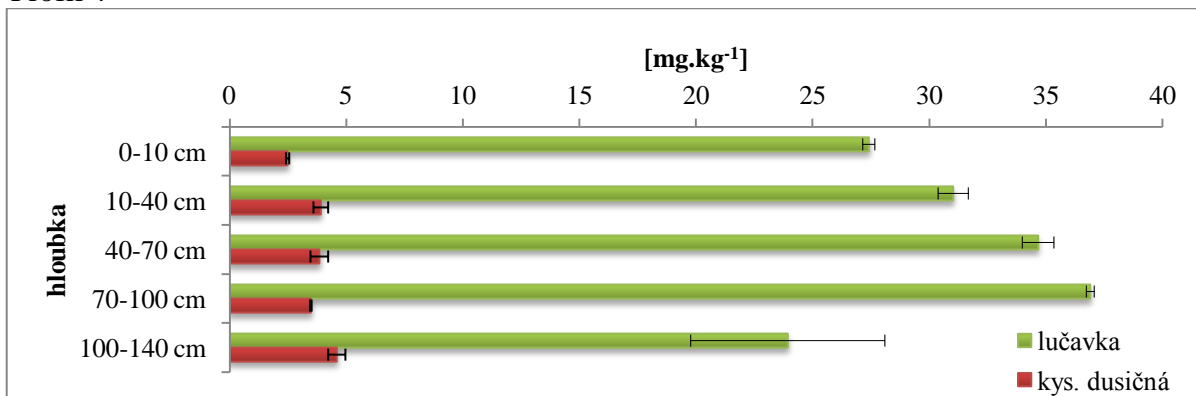
Profil 2



Profil 3



Profil 4



Obrázek 5: Obsah chromu v profilech 1 až 4

#### 6.2.4 Měď

Pseudocelkový obsah mědi v půdě měl v profilech 1, 3 a 4 podobný průběh, jak je zřejmé z Obrázku 6. V těchto profilech byly naměřeny poměrně nízké hodnoty, mimo hloubky 100–140 cm, kde se obsahy mědi prudce zvýšily. U profilu 2 byly nízké obsahy tohoto prvku ve všech hloubkách.

Měď se projevila jako velice mobilní v profilech 1, 3 a 4, a to v hloubkách 100–140 cm kdy mobilita dosahovala velmi vysokých hodnot. V profilu 2 dosahoval mobilní obsah průměrných hodnot.

Vyhláška udává limitní hodnoty mědi v půdě  $100 \text{ mg.kg}^{-1}$  pro výluh lučavkou královskou a  $50 \text{ mg.kg}^{-1}$  pro výluh kyselinou dusičnou (Anon., 1994). U profilů 1, 3 a 4 v hloubkách 100–140 cm byla maximální přípustná hodnota přesažena jak u výluhu lučavkou královskou (až 13krát), tak u výluhu kyselinou dusičnou (až 122krát). Dále obsah mědi přesáhl normu ve výluhu kyselinou dusičnou u profilu 2, v hloubce 40–70 cm, a to 1,5krát. V ostatních případech byly limitní obsahy dodrženy, přičemž taktéž u profilu 2, v hloubce 40–70 cm, byla hodnota ve výluhu lučavkou královskou velmi těsně pod přípustnou hranicí.

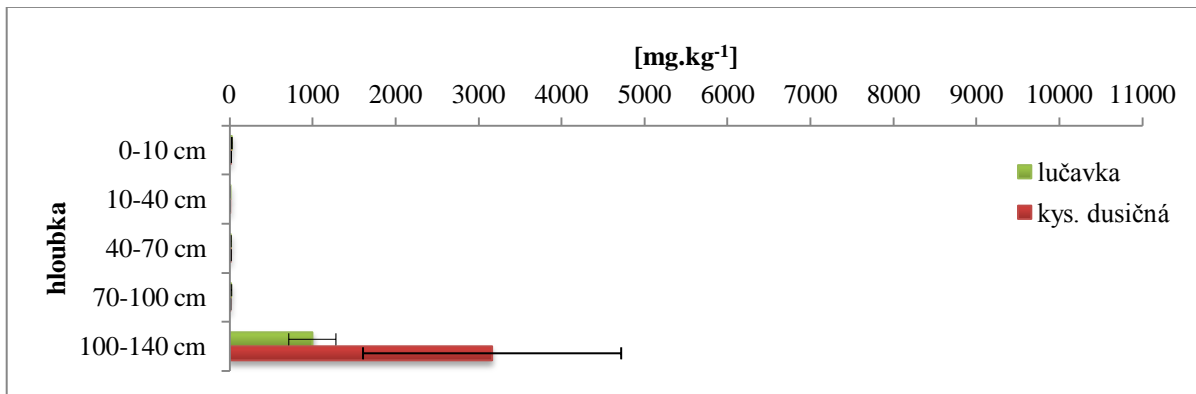
#### 6.2.5 Rtuť

Jak je patrné z Obrázku 7, celkový obsah rtuti v půdě měl v jednotlivých profilech různorodý průběh. V profilu 1 se hodnoty s větší hloubkou střídavě zvyšovaly a snižovaly, až došlo k prudkému zvýšení obsahu rtuti. V profilu 2 obsahy stoupaly, v hloubce 40–70 cm dosáhly nejvyšší hodnoty, načež znovu poklesly. V profilu 3 byla naměřena nejdříve vyšší hodnota, která se poté snižovala a následně rapidně zvýšila. V profilu 4 došlo k plynulému poklesu obsahu rtuti a také následnému, velmi výraznému, zvýšení. V profilech 1, 3 a 4 v hloubkách 100–140 cm, dosahovaly obsahy přibližně stejných hodnot, které byly velmi vysoké

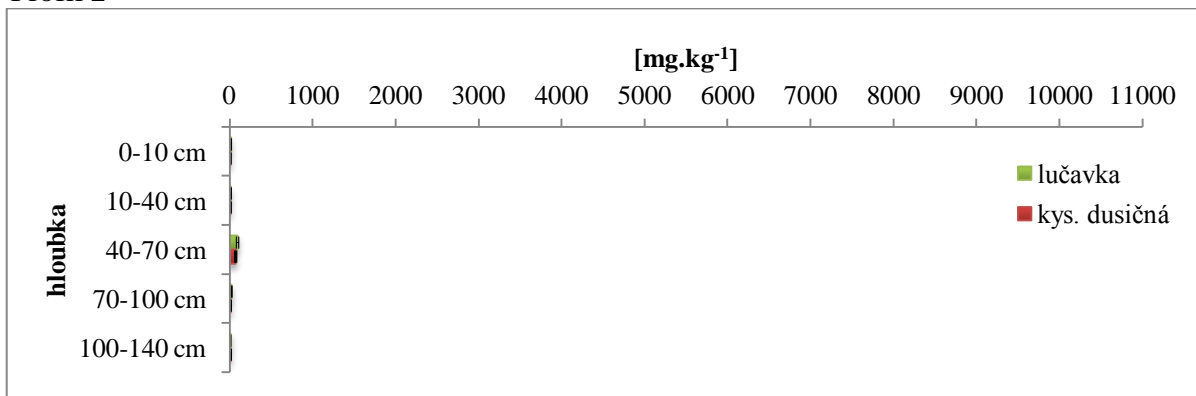
Vyhláška udává maximální přípustnou hodnotu rtuti v půdě  $0,8 \text{ mg.kg}^{-1}$  (Anon., 1994). V profilu 1 byl přesažen limit pouze v hloubce 100–140 cm. V profilu 2 byly naměřené hodnoty v hloubkách od 40 do 140 cm u některých vzorků až téměř 4krát vyšší ve srovnání s vyhláškou. V profilu 3, v hloubce 0–10, cm byl naměřen obsah rtuti nepatrně vyšší, než připouští limit. V profilu 4 byla norma překročena v hloubkách 0–70 cm, přičemž v hloubce 40–70 cm pouze lehce. V profilech 1, 3 a 4 v hloubkách 100–140 cm, dosahovaly obsahy hodnot až 7,5krát vyšších, než je maximální přípustná hranice.



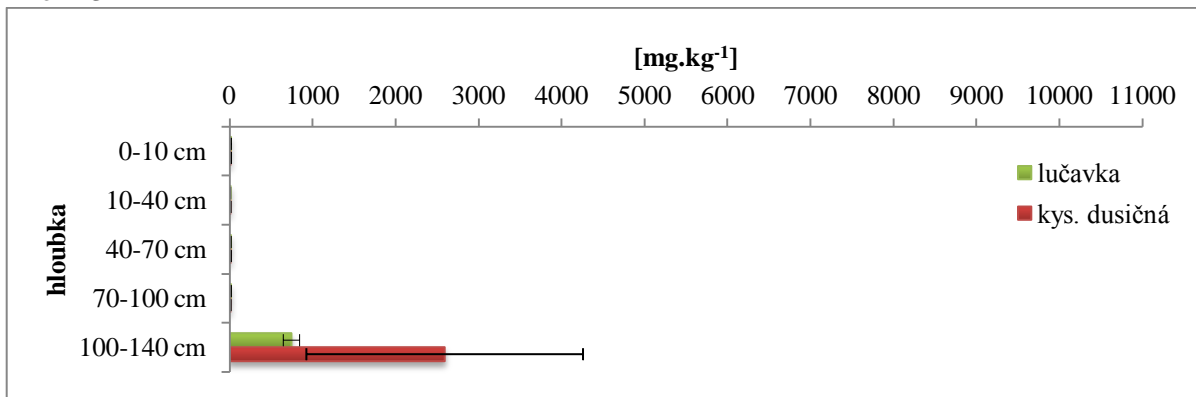
Profil 1



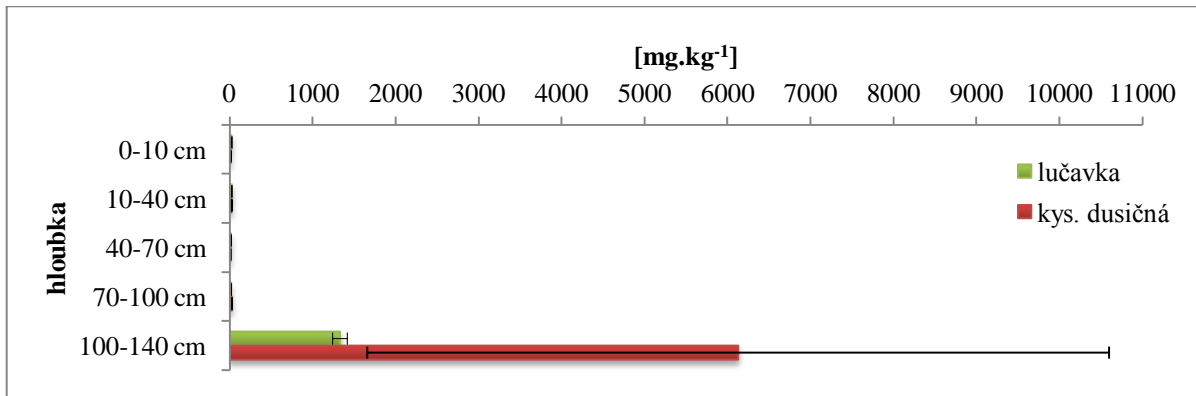
Profil 2



Profil 3

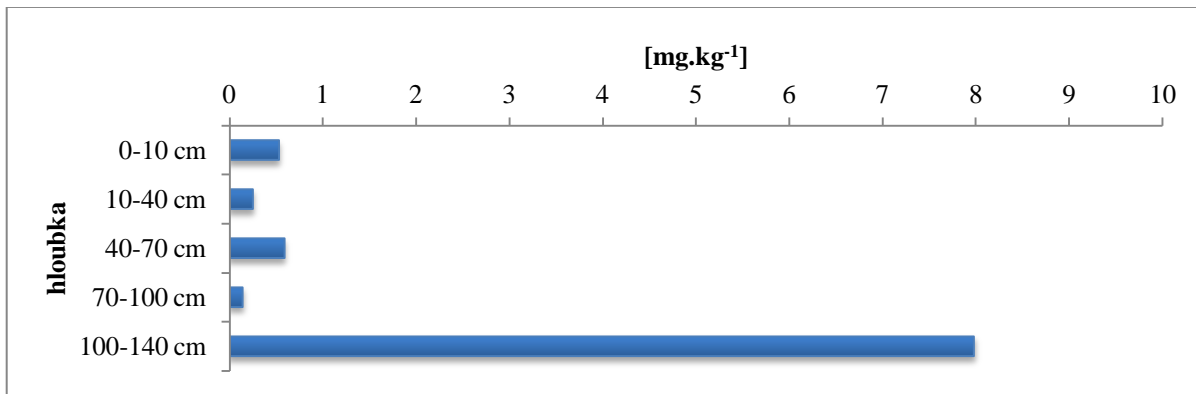


Profil 4

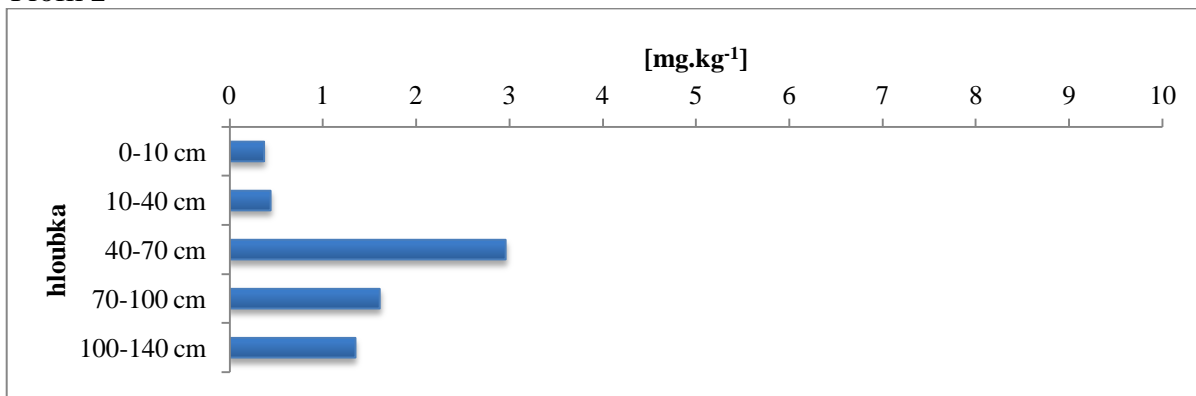


Obrázek 6: Obsah mědi v profilech 1 až 4

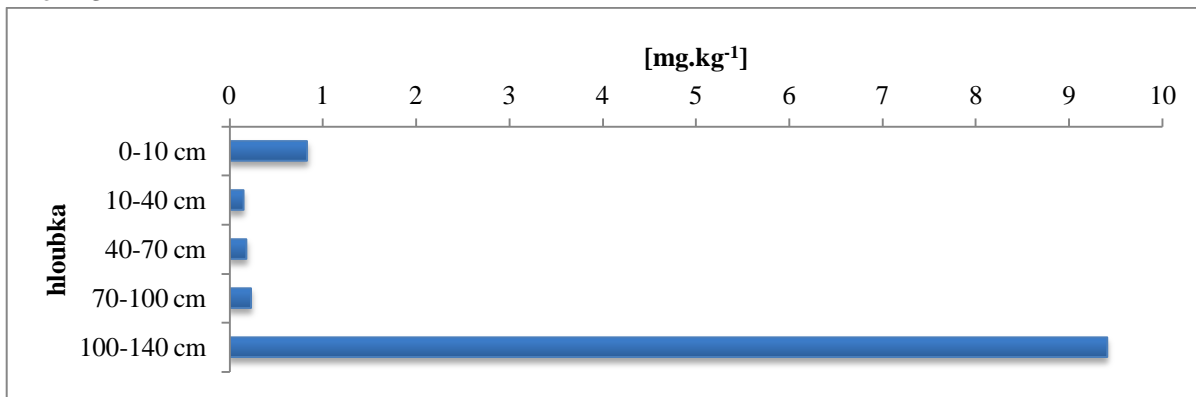
Profil 1



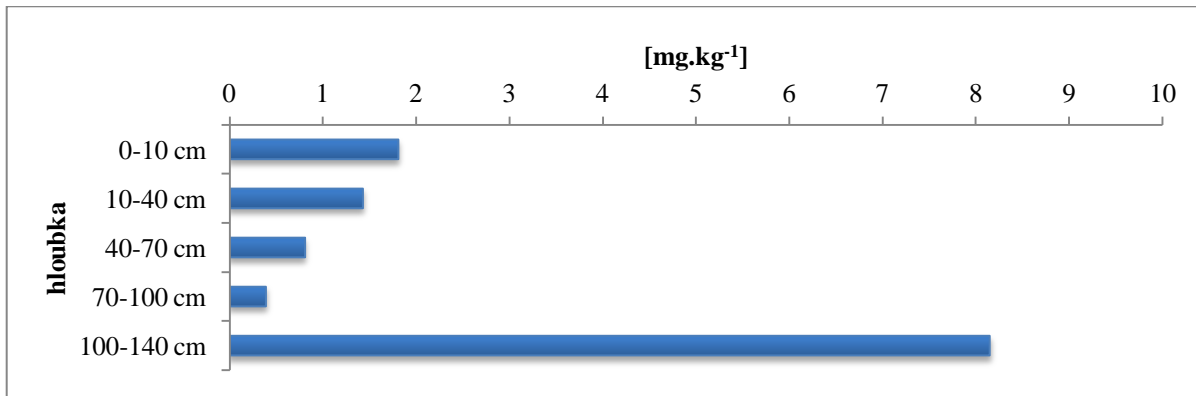
Profil 2



Profil 3



Profil 4



Obrázek 7: Obsah rtuti v profilech 1 až 4

### 6.2.6 Molybden

Pseudocelkový obsah molybdenu v půdě měl v profilech 1, 3 a 4 velmi podobné tendence, jak je patrné z Obrázku 8. V těchto profilech byly naměřeny velmi nízké hodnoty, kromě hloubek 100–140 cm, kde se obsahy molybdenu prudce zvýšily. U profilu 2 byly nízké obsahy tohoto prvku ve všech hloubkách.

Molybden se ukázal jako velmi mobilní v profilech 1, 3 a 4, také v hloubkách 100–140 cm, kdy mobilita dosahovala značně vysokých hodnot. V profilu 2 nebyl molybden příliš mobilní.

Vyhláška udává limitní hodnoty molybdenu v půdě  $5 \text{ mg.kg}^{-1}$  pro výluh lučavkou královskou i pro výluh kyselinou dusičnou (Anon., 1994). U profilů 1, 3 a 4 v hloubkách 100–140 cm byla maximální přípustná hodnota přesažena u výluhu lučavkou královskou až 15krát, u výluhu kyselinou dusičnou až 11,5krát. V ostatních případech byly limitní obsahy dodrženy a jejich hodnoty se přípustné hranici ani neblížily.

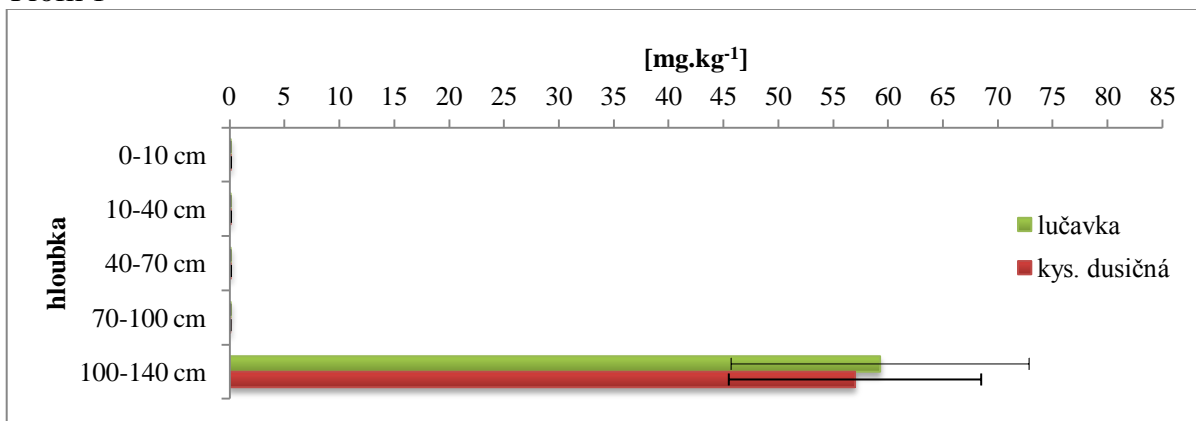
### 6.2.7 Nikl

Pseudocelkový obsah niklu v půdě měl v profilech 1, 3 a 4 velmi podobný průběh, jak je zobrazeno na Obrázku 9. V těchto profilech byly naměřeny poměrně nízké hodnoty, kromě hloubek 100–140 cm, kde se obsahy niklu prudce zvýšily. U profilu 2 byly nízké obsahy tohoto prvku ve všech hloubkách.

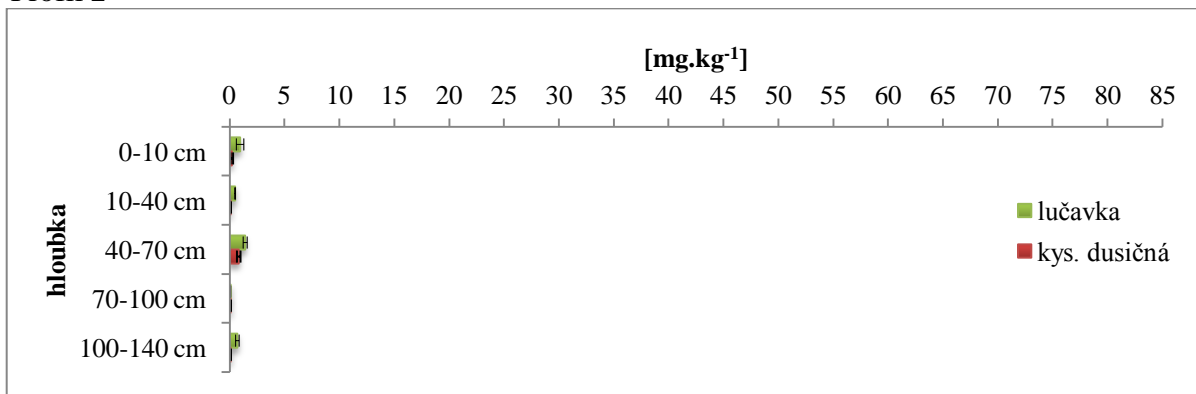
Nikl se jevil jako velmi mobilní v profilech 1, 3 a 4, v hloubkách 100–140 cm, kdy mobilita dosahovala značně vysokých hodnot. V profilu 2 nikl příliš mobilní nebyl.

Vyhláška udává limitní hodnoty niklu v půdě  $80 \text{ mg.kg}^{-1}$  pro výluh lučavkou královskou a  $25 \text{ mg.kg}^{-1}$  pro výluh kyselinou dusičnou (Anon., 1994). U profilů 1, 3 a 4 v hloubkách 100–140 cm byla maximální přípustná hodnota překročena u výluhu lučavkou královskou až 5krát, u výluhu kyselinou dusičnou až 9,5krát. V ostatních případech byly limitní obsahy dodrženy a žádný ze vzorků se jim nepřibližoval.

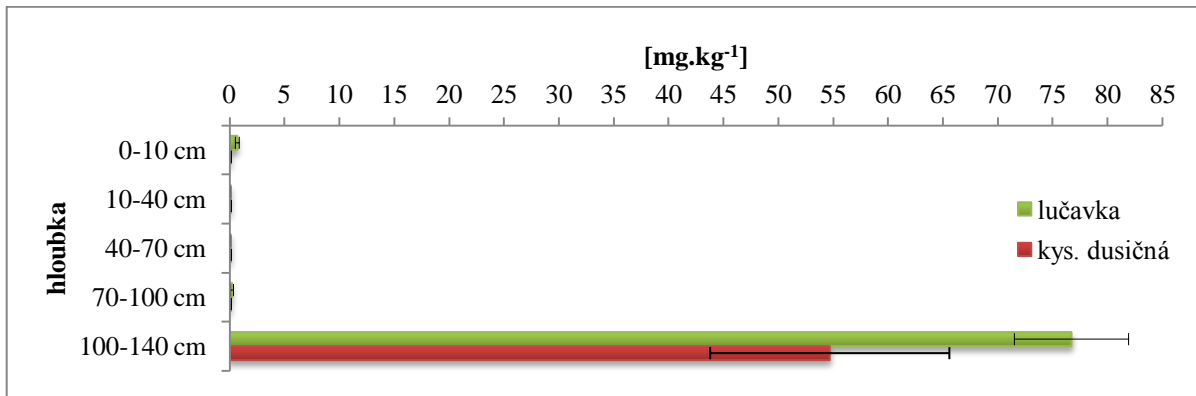
Profil 1



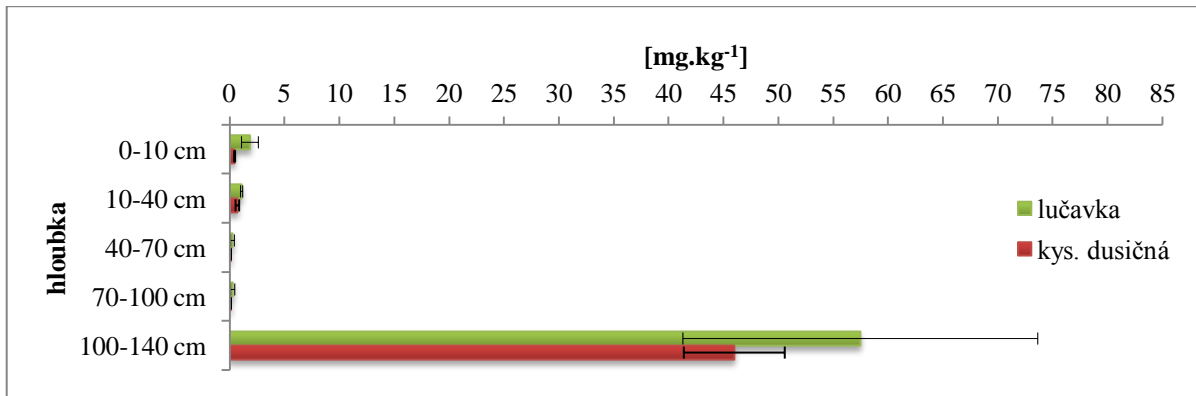
Profil 2



Profil 3

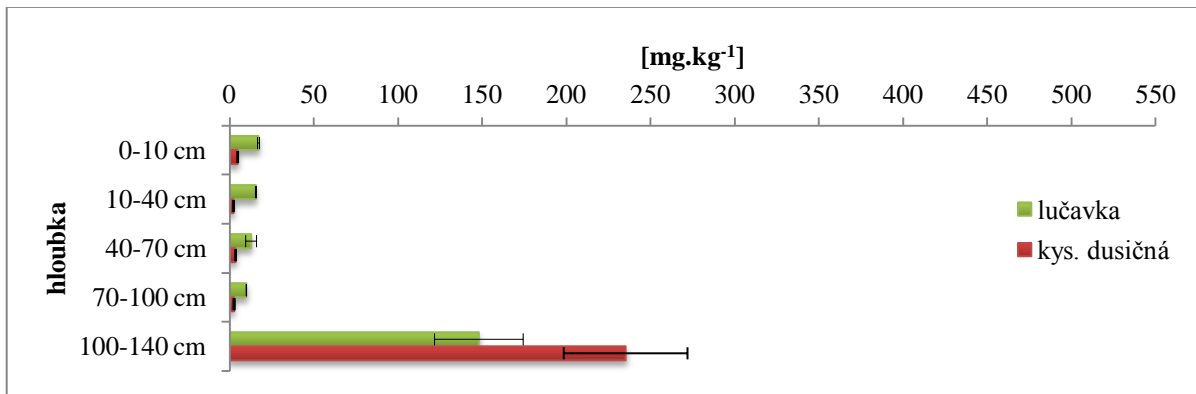


Profil 4

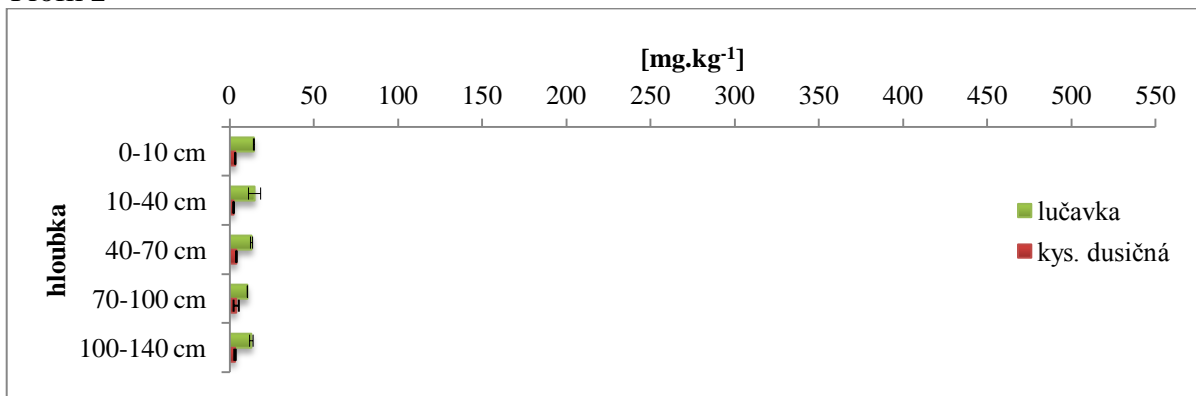


Obrázek 8: Obsah molybdenu v profilech 1 až 4

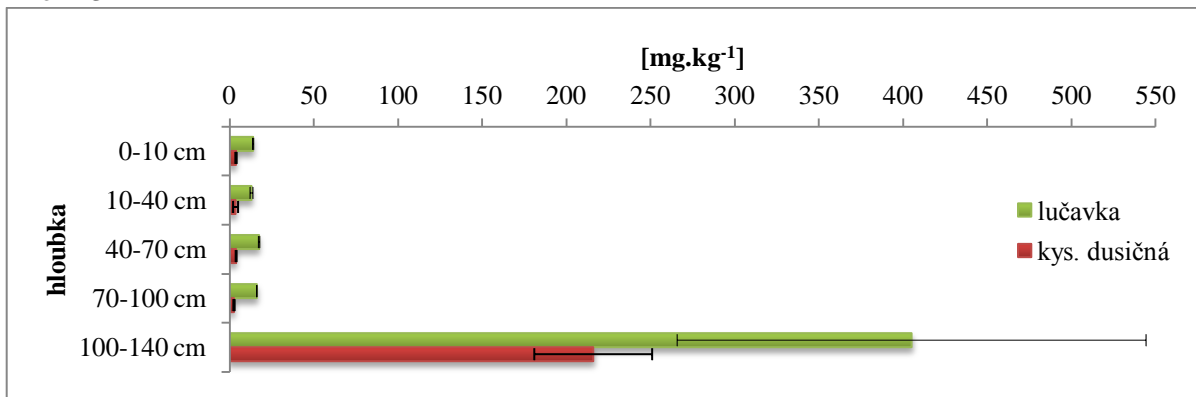
Profil 1



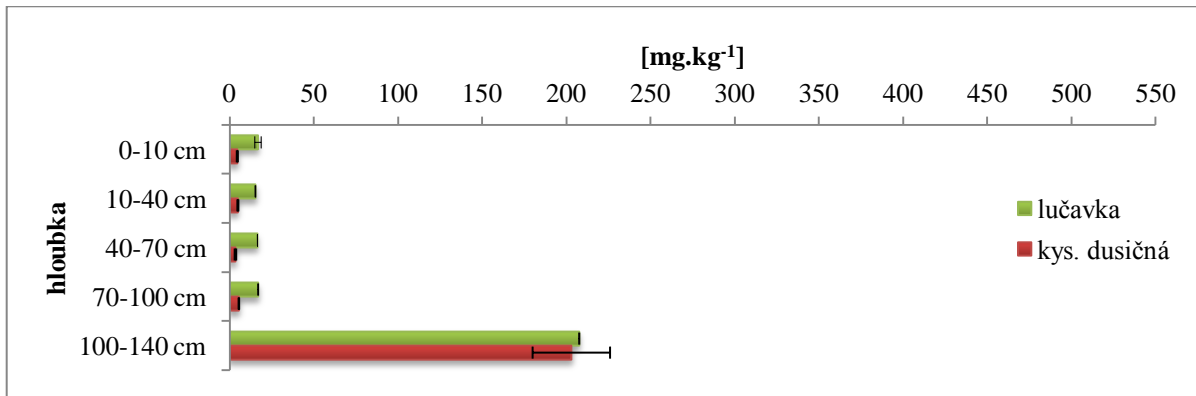
Profil 2



Profil 3



Profil 4



Obrázek 9: Obsah niklu v profilech 1 až 4

### 6.2.8 Olovo

Pseudocelkový obsah olova v půdě měl velmi podobné tendence v profilech 1, 3 a 4, jak je znázorněno na Obrázku 10. V těchto profilech byly naměřeny velmi nízké hodnoty, kromě hloubek 100–140 cm, kde se obsahy olova prudce zvýšily. U profilu 2 byly naměřeny nízké obsahy tohoto prvku ve všech hloubkách, kdy v úrovni 100–140 cm obsah olova oproti ostatním hloubkám tohoto profilu vzrostl.

Olovo bylo značně mobilní v profilech 1, 3 a 4, v hloubkách 100–140 cm, přičemž mobilita dosahovala vysokých hodnot. V profilu 2 se olovo jako příliš mobilní nejevilo, ale v hloubce 100–140 cm byl zaznamenán mírný nárůst oproti ostatním hloubkám tohoto profilu.

Vyhláška udává maximální přípustné hodnoty olova v půdě  $140 \text{ mg.kg}^{-1}$  pro výluh lučavkou královskou a  $70 \text{ mg.kg}^{-1}$  pro výluh kyselinou dusičnou (Anon., 1994). U profilů 1, 3 a 4 v hloubkách 100–140 cm byla limitní hodnota překročena u výluhu lučavkou královskou až 7krát, u výluhu kyselinou dusičnou až 16krát. V ostatních případech byly limitní obsahy dodrženy a žádný ze vzorků se jim nepřibližoval.

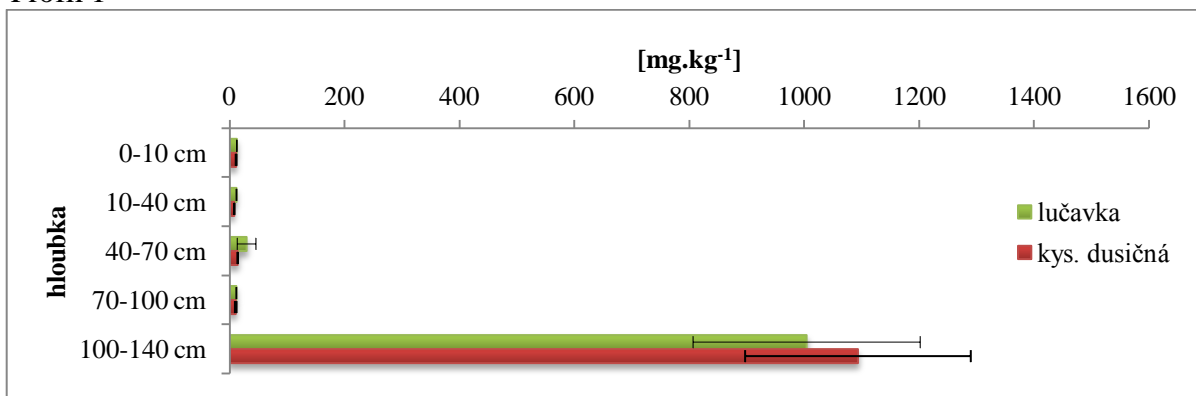
### 6.2.9 Zinek

Pseudocelkový obsah zinku v půdě měl v profilech 1, 3 a 4 velmi podobný průběh, jak je zobrazeno na Obrázku 11. V těchto profilech byly naměřeny poměrně nízké hodnoty, opět kromě hloubek 100–140 cm, kde se obsahy zinku výrazně zvýšily. U profilu 2 byly naměřeny relativně nízké obsahy tohoto prvku ve všech hloubkách. Hodnoty s hloubkou klesaly, na úrovni 40–70 cm obsah stoupl a poté se znovu mírně snižoval.

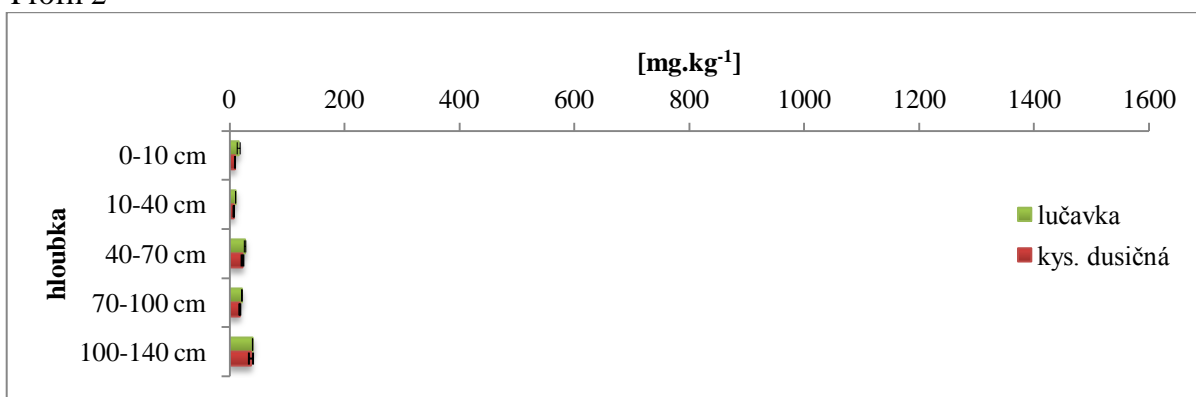
Zinek se jevil jako velmi mobilní v profilech 1, 3 a 4, v hloubkách 100–140 cm. Mobilita dosahovala vysokých hodnot především v profilu 1. V profilu 2 tento prvek příliš významnou mobilitu nevykazoval, pouze v hloubce 40–70 cm, ale nedosahovala tak vysokých hodnot.

Vyhláška udává limitní hodnoty zinku v půdě  $200 \text{ mg.kg}^{-1}$  pro výluh lučavkou královskou a  $100 \text{ mg.kg}^{-1}$  pro výluh kyselinou dusičnou (Anon., 1994). U profilů 1, 3 a 4 v hloubkách 100–140 cm byla maximální přípustná hodnota překročena u výluhu lučavkou královskou až 3,5krát, u výluhu kyselinou dusičnou až 9,5krát. V profilu 2 byl limitní obsah nepatrně překročen pouze u vzorku z hloubky 40–70 cm. Všechny ostatní vzorky se pohybovaly pod normou.

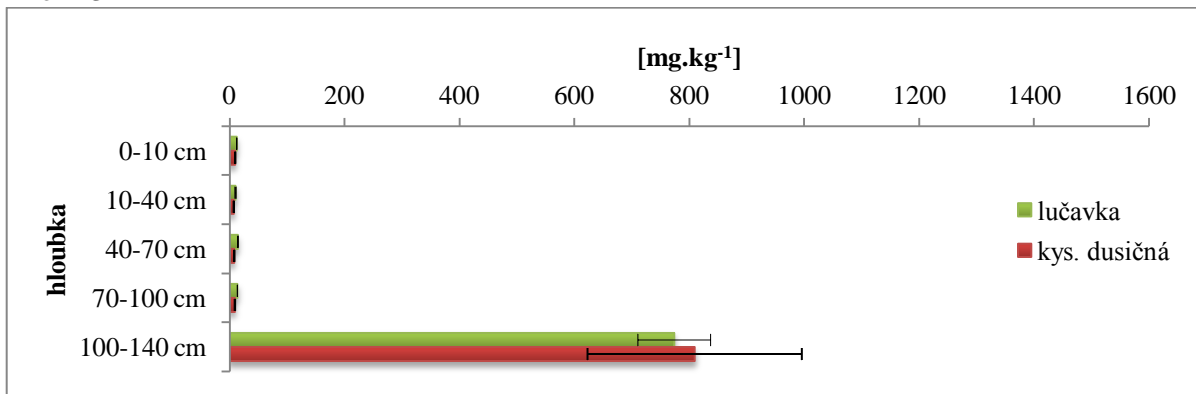
Profil 1



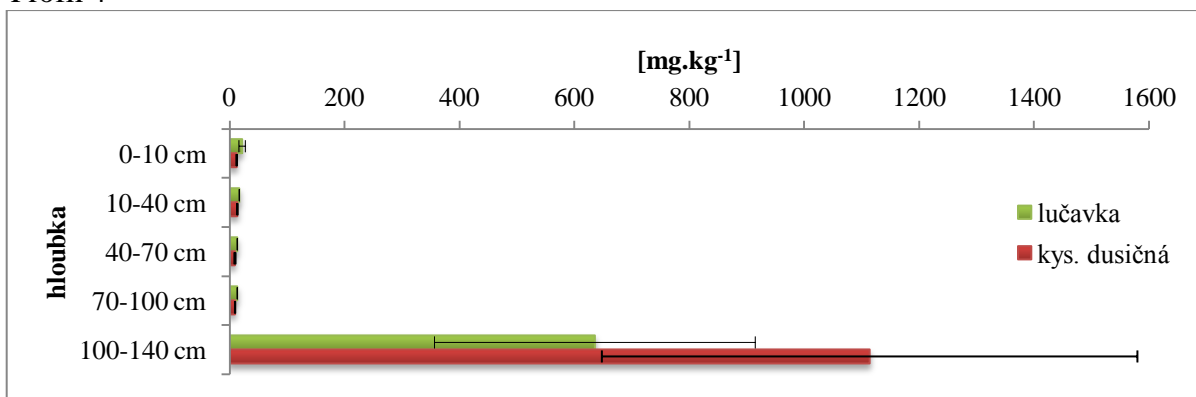
Profil 2



Profil 3

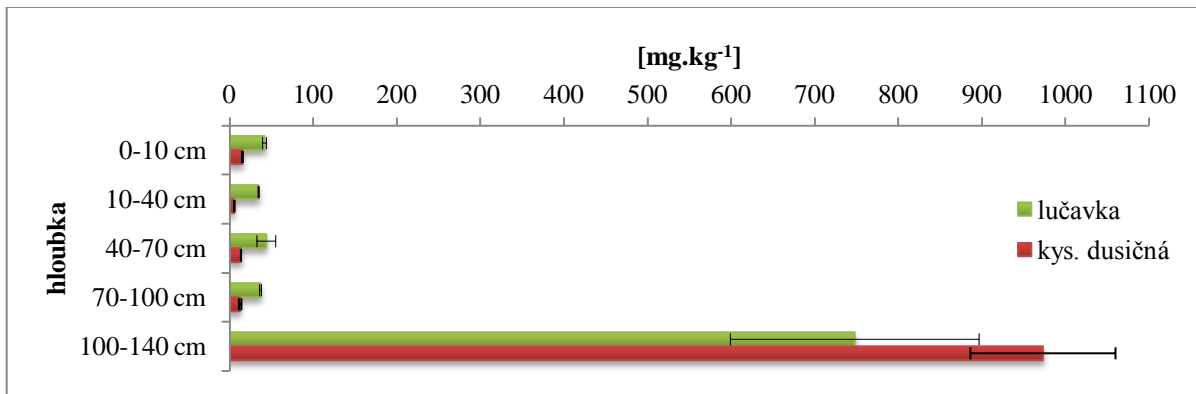


Profil 4

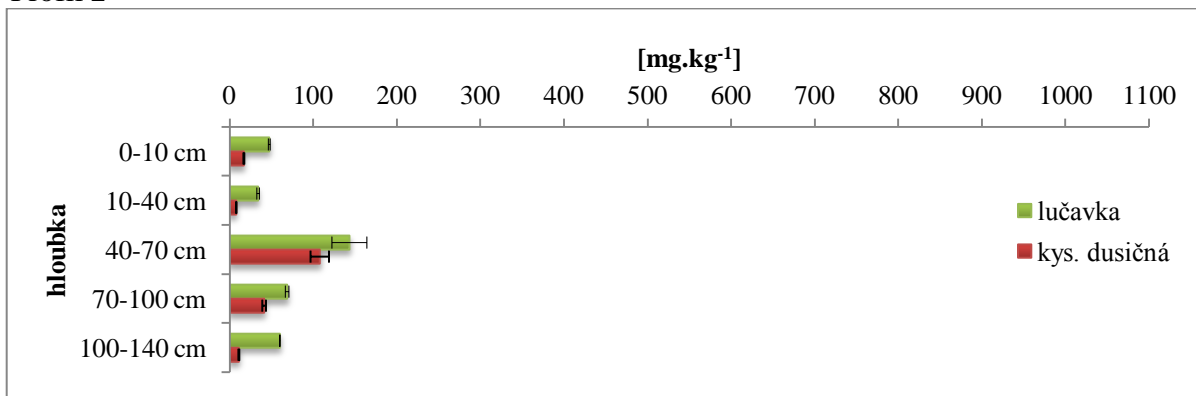


Obrázek 10: Obsah olova v profilech 1 až 4

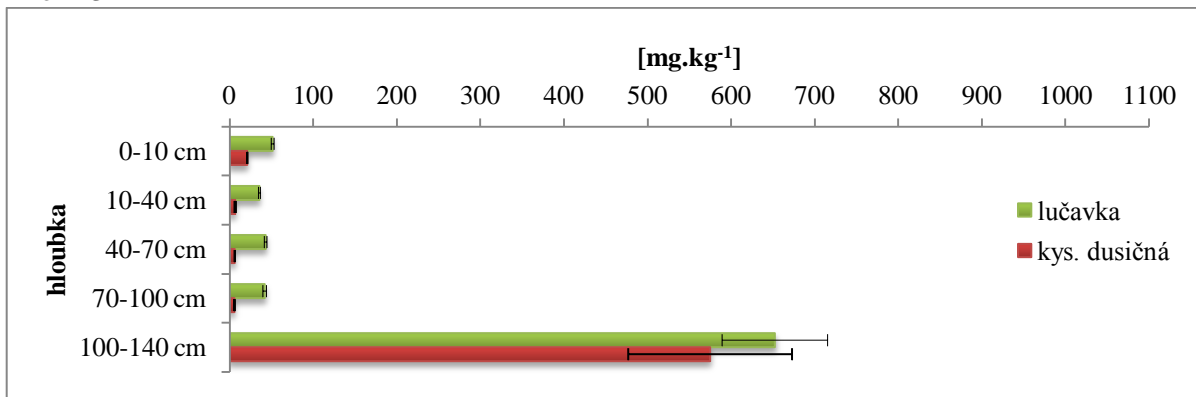
Profil 1



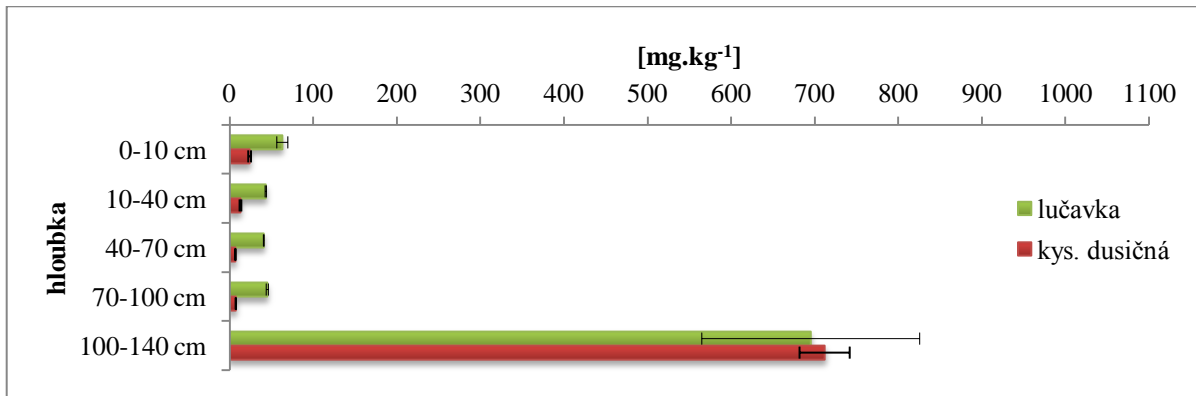
Profil 2



Profil 3



Profil 4



Obrázek 11: Obsah zinku v profilech 1 až 4



### 6.3 Dostupnost prvků rostlinám

V Tabulce 7 je uvedena dostupnost rizikových prvků rostlinám. Z tabulky vyplývá, že nejdostupnější byla pro rostliny měď a nejméně dostupný chrom (nebereme-li v úvahu prvky pod mezi detekce stanovení).

**Tabulka 7:** Základní statistické charakteristiky dostupnosti prvků rostlinám

[mg.kg <sup>-1</sup> ]	As	Cd	Cr	Cu	Mo	Ni	Pb	Zn
<b>minimum</b>	<	0,021	0,050	0,340	<	0,452	0,200	0,652
<b>maximum</b>	-	0,922	0,228	1544	-	68,6	320	684
<b>průměr</b>	-	0,181	0,085	108	-	10,1	17,5	74,9
<b>koeficient špičatosti</b>	-	3,60	0,170	14,3	-	2,39	21,0	6,03
<b>koeficient šikmosti</b>	-	2,14	1,18	3,55	-	2,06	4,37	2,57
<b>směrodatná odchylka</b>	-	0,229	0,052	292	-	21,4	56,5	167
<b>medián</b>	-	0,105	0,050	1,61	-	1,09	0,200	3,30
<b>MAD</b>	-	0,049	0,000	0,874	-	0,361	0,000	2,31
<b>% z pseudocelkového obsahu</b>	-	1,19 až 50,9	0,349 až 0,615	3,71 až 109	-	4,7 až 12,6	2,11 až 26,6	1,99 až 76,3

< = pod mezi detekce stanovení

## 7 Diskuze

Vliv člověka na biosféru je velmi široký a komplexní a často vede k nevratným změnám. Znečištění životního prostředí zejména chemickými látkami, je jedním z nejrizikovějších faktorů, které ničí jednotlivé součásti biosféry. Spotřeba energie a minerálů člověkem je hlavní příčinou stopového množství rizikových prvků v životním prostředí. I když vliv člověka na biosféru sahá až do neolitu, problémy se zhoršením ekosystémů v důsledku znečištění se staly velmi aktuální během posledních desetiletí 20. století (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). Toxické účinky rizikových prvků na zdraví člověka a zvířat a jejich efekty na rostliny, zemědělské, lesní a vodní ekosystémy jsou v posledních letech velmi diskutovaným tématem (Adriano, 2001).

V této práci jsem se zabývala starou ekologickou zátěží v podobě skládky nebezpečného odpadu. Tato skládka nebyla žádným způsobem zabezpečena, byla pouze zavezena zeminou. Ze skládky se proto uvolňují rizikové prvky do půdy a rostlin a je velice pravděpodobné, že kontaminují i povrchovou vodu.

### 7.1 Biomasa

Běžné obsahy jednotlivých prvků v listech rostlin se pohybují v rozsahu: As 1–1,7 mg.kg<sup>-1</sup>; Cd 0,05–0,2 mg.kg<sup>-1</sup>; Cr 0,1–0,5 mg.kg<sup>-1</sup>; Cu 5–30 mg.kg<sup>-1</sup>; Mo 0,2–5 mg.kg<sup>-1</sup>; Ni 0,1–5 mg.kg<sup>-1</sup>; Pb 5–10 mg.kg<sup>-1</sup>; Zn 27–150 mg.kg<sup>-1</sup> (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). Na zájmové lokalitě, byly v nadzemní biomase naměřeny průměrné hodnoty: Cd 2,38 mg.kg<sup>-1</sup>; Cr 1,58 mg.kg<sup>-1</sup>; Cu 13,7 mg.kg<sup>-1</sup>; Hg 0,76 mg.kg<sup>-1</sup>; Mo 0,389 mg.kg<sup>-1</sup>; Ni 1,75 mg.kg<sup>-1</sup>; Pb 0,421 mg.kg<sup>-1</sup>; Zn 55,0 mg.kg<sup>-1</sup>. Arsen byl pod mezí detekce stanovení. Průměrné hodnoty Cu, Mo, Ni a Zn naměřené na zájmovém území odpovídají rozmezím uvedeným autory Kabata-Pendias et Pendias (2001). U As a Pb byly naměřeny hodnoty nižší a v případě Cd, Cr a Hg naopak vyšší. Obsahy u některých vzorků však přesahovaly běžnou hranici velmi výrazně. U Cd dosahovala koncentrace prvku maximální hodnoty 13,8 mg.kg<sup>-1</sup>, u Cr 6,82 mg.kg<sup>-1</sup>, u Cu 62,6 mg.kg<sup>-1</sup>, u Hg 0,272 mg.kg<sup>-1</sup> a u Zn 275 mg.kg<sup>-1</sup>.

Fergusson (1990) uvádí běžné koncentrace prvků v celé rostlině: As 0,02–7 mg.kg<sup>-1</sup>; Cd 0,1–2,4 mg.kg<sup>-1</sup>; Hg 0,005–0,02 mg.kg<sup>-1</sup> a Pb 1–13 mg.kg<sup>-1</sup>. Na skládce byly naměřeny průměrné hodnoty v celé rostlině: As 0,335 mg.kg<sup>-1</sup>; Cd 3,49 mg.kg<sup>-1</sup>; Hg 0,198 mg.kg<sup>-1</sup> a Pb 1,07 mg.kg<sup>-1</sup>. U As (maximum 0,768 mg.kg<sup>-1</sup>) a Pb (maximum 2,79 mg.kg<sup>-1</sup>) nepřekročila hodnoty, které uvádí Fergusson (1990), a to ani průměrná ani maximální

koncentrace. V případě Cd, Cr a Hg byly překročeny jak průměrné, tak maximální koncentrace, které představovaly u Cd 17,3 mg.kg<sup>-1</sup>; u Cr 22,5 mg.kg<sup>-1</sup> a u Hg 0,922 mg.kg<sup>-1</sup>. Z těchto výsledků se jeví As a Pb jako prvky nepředstavující pro rostlinu příliš velké nebezpečí. U ostatních prvků je patrné, že u některých vzorků překročily běžnou hranici i několikanásobně, a je tedy zjevné, že nebezpečný odpad uložený na skládce obsah rizikových prvků ve vegetaci značně ovlivňuje.

Maximální hodnoty naměřené na zájmové lokalitě byly v nadzemní biomase: Cd 13,8 mg.kg<sup>-1</sup>; Cr 6,82 mg.kg<sup>-1</sup>; Cu 62,6 mg.kg<sup>-1</sup>; Hg 0,272 mg.kg<sup>-1</sup>; Mo 1,41 mg.kg<sup>-1</sup>; Ni 4,05 mg.kg<sup>-1</sup>; Pb 2,20 mg.kg<sup>-1</sup>; Zn 275 mg.kg<sup>-1</sup> a koncentrace u arsenu byla pod mezí detekce stanovení. U kořenů dosahovala maximální koncentrace: As 1,24 mg.kg<sup>-1</sup>; Cd 32,5 mg.kg<sup>-1</sup>; Cu 38,2 mg.kg<sup>-1</sup>; Cr 781 mg.kg<sup>-1</sup>; Hg 1,83 mg.kg<sup>-1</sup>; Mo 4,12 mg.kg<sup>-1</sup>; Ni 19,1 mg.kg<sup>-1</sup>; Pb 3,71 mg.kg<sup>-1</sup> a Zn 769 mg.kg<sup>-1</sup>.

Franco-Hernández et al. (2010) se zabývali koncentrací těžkých kovů v rostlinách rostoucích na silně kontaminovaných důlních hlušínách v San Luis Potosí v Mexiku. Důl byl aktivní od roku 1800. Vzorky odebrali z pěti různých lokalit a studie byla provedena na třinácti druzích rostlin. Maximální koncentrace prvků se u kořenů pohybovala: As 189,8 mg.kg<sup>-1</sup>; Cd < 0,003 mg.kg<sup>-1</sup>; Cr 21 mg.kg<sup>-1</sup>; Cu 97,5 mg.kg<sup>-1</sup>; Mo 10,7 mg.kg<sup>-1</sup>; Ni 6,7 mg.kg<sup>-1</sup>; Pb 17,8 mg.kg<sup>-1</sup>; Zn 68,7 mg.kg<sup>-1</sup>. U nadzemní biomasy byly naměřeny maximální koncentrace: As 198,5 mg.kg<sup>-1</sup>; Cd < 0,003 mg.kg<sup>-1</sup>; Cr 11,2 mg.kg<sup>-1</sup>; Cu 77,7 mg.kg<sup>-1</sup>; Mo 25,2 mg.kg<sup>-1</sup>; Ni 4,4 mg.kg<sup>-1</sup>; Pb 21,3 mg.kg<sup>-1</sup>; Zn 405,7 mg.kg<sup>-1</sup>. U jejich studie byly u některých prvků obsahy vyšší u nadzemní biomasy a u některých u podzemní, zatímco v případě skládky, se prvky v kořenech akumulovaly výrazně více. Franco-Hernández et al. (2010) naměřili značně vyšší koncentrace As, Mo a Pb ve srovnání s naší skládkou, koncentrace Cd, Cr a Ni byly na přibližně stejné úrovni, či výrazně nižší. Zn se akumuloval více v nadzemní biomase, zatímco u zájmové lokality tomu bylo naopak a obsahy prvků byly v kořenech oproti obsahu v důlních hlušínách značně vysoké. Uvolňování arsenu je s těžebním průmyslem pevně spjato, čemuž odpovídají i jeho velmi vysoké koncentrace oproti skládce. V ostatních faktorech představuje tato skládka vyšší riziko než hlušiny.

Dále bych obsah rizikových prvků ve vegetaci zájmové lokality porovnála s obsahy rizikových prvků v biomase v okolí spalovny tuhého komunálního odpadu. Touto problematikou se zabývali Morselli et al. (2002), kteří si vytipovali 15 lokalit v okolí spalovny a stanovili ve vegetaci obsah rizikových prvků pocházejících z plynných emisí. Tyto rizikové prvky měřili v letech 1997, 1998 a 1999, pro účely porovnání jsem však zvolila

pouze nejnovější hodnoty, tedy rok 1999. Morselli et al. (2002) naměřili ze všech 15-ti lokalit tyto nejvyšší hodnoty: Cd 0,11 mg.kg<sup>-1</sup>; Cu 5,3 mg.kg<sup>-1</sup>; Ni 0,22 mg.kg<sup>-1</sup>; Pb 4,16 mg.kg<sup>-1</sup>; Zn 18 mg.kg<sup>-1</sup> a Cr a Hg byly pod mezí detekce stanovení. Na skládce byly naměřeny průměrné obsahy prvků v rostlinách: Cd 3,49 mg.kg<sup>-1</sup>; Cr 4,04 mg.kg<sup>-1</sup>; Cu 44,3 mg.kg<sup>-1</sup>; Hg 0,198 mg.kg<sup>-1</sup>; Ni 0,22 mg.kg<sup>-1</sup>; Pb 1,07 mg.kg<sup>-1</sup> a Zn 78,8 mg.kg<sup>-1</sup>. Hodnoty ve vegetaci v okolí spalovny jsou velice nízké, což pravděpodobně pramení z přísných limitů, které jsou v každém státě ze zákona upraveny. Ve vegetaci na skládce dosahují rizikové prvky oproti spalovně podstatně vyšších koncentrací. Pouze v případě olova byla koncentrace nižší. Důvodem může být jeho nízká mobilita a tím i horší dostupnost pro rostliny.

Vavereková et Adamcová (2014) dělaly průzkum příjmu rizikových prvků rostlinami na skládce tuhého komunálního odpadu (TKO) ve Štěpánovicích. Pokus provedly na dvou vybraných rostlinách vratiče obecného (*Tanacetum vulgare*) a dvou rostlinách rajčete jedlého (*Lycopersicon esculentum*), kdy analýzu provedly pouze v nadzemní biomase. Koncentrace Cd v jedné z rostlin *T. vulgare* dosáhla hodnoty 2,56 mg.kg<sup>-1</sup>, což je srovnatelné s průměrnou koncentrací na zájmovém území (2,38 mg.kg<sup>-1</sup>). Ostatní prvky (Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) nepřekročili hranici 1 mg.kg<sup>-1</sup>. V případě skládky NO se hodnoty Zn (55,0 mg.kg<sup>-1</sup>) a Cu (13,7 mg.kg<sup>-1</sup>) pohybovaly na výrazně vyšších úrovních než u skládky TKO. Ostatní prvky měly obsahy vyšší jen nepatrně, Cu (1,58 mg.kg<sup>-1</sup>) a Ni (1,75 mg.kg<sup>-1</sup>), Pb dokonce nižší (0,421 mg.kg<sup>-1</sup>). Můžeme tedy říci, že skládka NO představuje vyšší riziko než běžná skládka TKO.

## 7.2 Půda

Průměrné obsahy prvků v půdě jsou : As 7,7 mg.kg<sup>-1</sup>; Cd 0,53 mg.kg<sup>-1</sup>; Cr 54 mg.kg<sup>-1</sup>; Cu 20 mg.kg<sup>-1</sup>; Hg 0,11 mg.kg<sup>-1</sup>; Mo 1,8 mg.kg<sup>-1</sup>; Ni 22 mg.kg<sup>-1</sup>; Pb 29 mg.kg<sup>-1</sup>; Zn 64 mg.kg<sup>-1</sup> (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). Na zájmové lokalitě byly v půdních vzorcích naměřeny tyto průměrné obsahy prvků: As 7,55 mg.kg<sup>-1</sup>; Cd 9,15 mg.kg<sup>-1</sup>; Cr 27,9 mg.kg<sup>-1</sup>; Cu 174 mg.kg<sup>-1</sup>; Hg 1,98 mg.kg<sup>-1</sup>; Mo 10,1 mg.kg<sup>-1</sup>; Ni 50,5 mg.kg<sup>-1</sup>; Pb 136 mg.kg<sup>-1</sup>; Zn 149 mg.kg<sup>-1</sup>. Z výsledků je zřetelné, že jsou obsahy všech prvků oproti běžnému výskytu v životním prostředí o mnoho vyšší. Běžných hodnot dosahoval pouze arsen.

Franco-Hernández et al. (2010) se u důlních hlušín v San Luis Potosí v Mexiku zabývali kromě koncentrací těžkých kovů ve vegetaci i těžkými kovy v půdách. Na pěti odběrových místech naměřili maximální obsahy rizikových prvků: As 4694 mg.kg<sup>-1</sup>;

Cd 80,9 mg.kg<sup>-1</sup>; Cr 23,9 mg.kg<sup>-1</sup>; Cu 1154 mg.kg<sup>-1</sup>; Mo 0,98 mg.kg<sup>-1</sup>; Ni 12,5 mg.kg<sup>-1</sup>; Pb 754 mg.kg<sup>-1</sup> a Zn 1766 mg.kg<sup>-1</sup>. V případě skládky byly naměřeny tyto maximální hodnoty: As 16,1 mg.kg<sup>-1</sup>; Cd 77,4 mg.kg<sup>-1</sup>; Cr 37,1 mg.kg<sup>-1</sup>; Cu 1419 mg.kg<sup>-1</sup>; Mo 81,9 mg.kg<sup>-1</sup>; Ni 544 mg.kg<sup>-1</sup>; Pb 1202 mg.kg<sup>-1</sup> a Zn 897 mg.kg<sup>-1</sup>. Obsahy Cr, Pb a Zn byly v obou studích relativně stejné, obsah As byl výrazně vyšší u vzorků z hlušiny (je pro těžební oblasti typický), obsah Mo a Ni byl u hlušiny naopak nižší. Mo i Ni se vyskytují v elektrotechnickém či elektrochemickém průmyslu, vyšší koncentrace tedy odpovídají povaze odpadu uloženému na skládce.

Stejně tak se Morselli et al. (2002) ve svém výzkumu v okolí spalovny tuhého komunálního odpadu zabývali i obsahy rizikových prvků v půdě. V 15 vzorcích půdy v okolí spalovny naměřili nejvyšší koncentrace rizikových prvků: Cd 0,3 mg.kg<sup>-1</sup>; Cr 62 mg.kg<sup>-1</sup>; Cu 88 mg.kg<sup>-1</sup>; Hg 0,11 mg.kg<sup>-1</sup>; Ni 72 mg.kg<sup>-1</sup>; Pb 53 mg.kg<sup>-1</sup> a Zn 140 mg.kg<sup>-1</sup>. Při porovnání těchto hodnot s průměrnými obsahy naměřenými na skládce, můžeme konstatovat, že Ni a Zn dosahovali stejných hodnot, obsahy Cd, Cu, Hg a Pb nižší. Pouze koncentrace Cr byla v okolí spalovny vyšší, a to i při porovnání s nejvyšší naměřenou hodnotou Cr na skládce (37,1 mg.kg<sup>-1</sup>). Avšak při porovnání maximálních koncentrací se jevila skládka oproti spalovně jako velmi riziková.

V pákistánském Islámábádu Ali et al. (2014) provedli měření koncentrace rizikových prvků v půdě na otevřené skládce TKO. Došli k těmto maximálním obsahům prvků: Cd 20,7 mg.kg<sup>-1</sup>; Cr 7,97 mg.kg<sup>-1</sup>; Cu 120 mg.kg<sup>-1</sup>; Ni 223 mg.kg<sup>-1</sup>; Pb 236 mg.kg<sup>-1</sup> a Zn 1607 140 mg.kg<sup>-1</sup>. Téměř všechny prvky, kromě Zn, dosahovali na této skládce podstatně nižších hodnot, než na zájmové skládce NO. Skládka NO tedy také představuje daleko větší riziko, než skládka TKO.

## 8 Závěr

Na bývalé skládce NO Dolní Lipka, byly sledovány obsahy rizikových prvků v půdě (v hloubkách 0–10 cm, 10–40 cm, 40–70 cm, 70–100 cm a 100–140 cm) a vegetaci. Byly stanoveny celkové obsahy prvků v nadzemní biomase a kořenech vybraných druhů rostlin a pseudocelkový obsah prvků v půdě po extrakci lučavkou královskou. Mobilita prvků byla stanovena extrakcí 2 mol.L<sup>-1</sup> roztokem HNO<sub>3</sub> a dostupnost prvků rostlinám 0,11 mol.L<sup>-1</sup> roztokem CH<sub>3</sub>COOH. Z výsledků vyplývají následující závěry:

- Kořeny akumulovaly všechny prvky více než nadzemní biomasa.
- Mediány pseudocelkového obsahu prvků limitní hranice Vyhlášky MŽP č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu, nepřekročily. Avšak maximální hodnoty téměř všech prvků (kromě As a Cr) tuto limitní hranici překročily až několikanásobně. Obsahy prvků v půdě se zvyšovaly s hloubkou profilu.
- Limitní hodnoty mobilního obsahu prvků mediány také nepřesáhly. Maxima byla však opět překročena téměř u všech prvků, kdy výjimku tvořil pouze Cr. Na základě výsledků lze prvky podle jejich mobility seřadit takto: Cu > Pb > Zn > Cd > As > Ni > Cr > Mo.
- Jako nejdostupnější pro rostliny se jevíly prvky v tomto pořadí: Cd > Zn > Cu > Pb > Ni > Cr. Obsahy As a Mo extrahovatelné CH<sub>3</sub>COOH byly pod mezí detekce.
- Z hlediska pseudocelkového obsahu prvků a jejich mobility můžeme prvky rozdělit do těchto tří skupin: i) nízká hladina prvků v celém profilu – As, Cr; ii) vysoké hladiny prvků soustředěných v nejhlubších vrstvách půdy bez významného proniknutí do horních vrstev – Cu, Mo, Pb, Ni; a iii) vysoké hladiny prvků pronikající do vyšších vrstev půdy – Cd, Hg, Zn. Třetí případ představuje vážné environmentální riziko vyžadující intenzivnější testování biologické dostupnosti těchto prvků na místě a následné trvalé sanace ložiska.
- U některých prvků dosahovala mobilita vyšších hodnot než jejich naměřený pseudocelkový obsah, z čehož vyplývá, že vzorky byly i přes jejich pečlivou homogenizaci velmi heterogenní. Tato heterogenita je jasným výsledkem vlivu různorodosti materiálu, který byl na dané lokalitě skládkován.
- Skládka v době odběru vzorků v žádném případě nevyhovovala kritériím pro bezpečnou skládku NO.

## 9 Přehled použité literatury

**Adriano, D. C.** 2001. Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability, and Risks of Metals. Springer Science & Business Media. New York. p. 866. ISBN: 0387986782.

**Ali, S. M., Pervaiz, A., Afzal, B., Hamid, N., Yasmin, A.** 2014. Open dumping of municipal solid waste and its hazardous impacts on soil and vegetation diversity at waste dumping sites of Islamabad city. Journal of King Saud University - Science. 26 (1). 59-65.

**Anon.** 1991. Zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech a o změně některých dalších zákonů.

**Anon.** 1994. Vyhláška MŽP č. 13/1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu. Ministerstvo životního prostředí České republiky. Praha.

**Anon.** 2002. Směrnice evropského parlamentu a rady 2002/32/ES ze dne 7. května 2002 o nežádoucích látkách v krmivech.

**Arunakumara, K. K. I. U., Walpola, B. Ch., Yoon, M. H.** 2013. Alleviation of phyto-toxicity of copper on agricultural plants. J. Korean Soc. Appl. Biol. Chem. 56 (5). 505-517.

**Bencko, V., Cikrt, M., Lener, J.** 1995. Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. Grada Publishing. 282 s. ISBN: 807169150.

**Bhattacharya, P., Jacks, G., Frisbie, S. H., Smith, E., Naidu, R., Sarkar, B.** (ed.). 2002. Arsenic in the Environment: A Global Perspective. In: Sarkar, B. (ed.). Heavy Metals in the Environment. Marcel Dekker, Inc. New York. p. 147-215. ISBN: 0824706037.

**Borůvka, L., Huanwei, C., Kozák, J., Křišťoufková, S.** 1996. Heavy contamination of soil with cadmium, lead and zinc in the alluvium of the Litavka river. Rostlinná Výroba. 42 (9). 543-550.

**Dolk, H., Vrijheid, M., Armstrong, B., Abramsky, L., Bianchi, F., Garne, E., Nelen, V., Robert, E., Scott, J., Stone, D., Tenconi, R.** 1998. Risk of congenital anomalies near hazardous-waste landfill sites in Europe: the EUROHAZCON study. *The Lancet*. 352 (9126). 423-427.

**Fergusson, J., E.** 1990. *The heavy elements: chemistry, environmental impact, and health effects*. Pergamon Press. Oxford. p. 614. ISBN: 0080348602.

**Forti, E., Salovaara, S., Cetin, Y., Bulgheroni A., Tessadri, R., Jennings, P., Pfaller, W., Prieto, P.** 2011. *In vitro* evaluation of the toxicity induced by nickel soluble and particulate forms in human airway epithelial cells. *Toxicology in Vitro*. 25 (2). 454–461.

**Franco-Hernández, M.O., Vásquez-Murrieta, M.S., Patiño-Siciliano, A., Dendooven, L.** 2010. Heavy metals concentration in plants growing on mine tailings in Central Mexico. *Bioresource Technology*. 101 (11). 3864-3869.

**Gillis, B. S., Arbieva, Z., Gavin, I. M.** 2012. Analysis of lead toxicity in human cells. *BMC Genomics*. 13(1). 344-355.

**Greenwood, N. N., Earnshaw, A.** 1993. *Chemie prvků. Informatorium*. Praha. 1635 s. ISBN: 8085427389.

**Chen, J., Yang, Z. M.** 2012. Mercury toxicity, molecular response and tolerance in higher plants. *BioMetals*. 25 (5). 847-857.

**Kabata-Pendias, A., Pendias, H.** 2001. *Trace Elements in Soils and Plants*. 3rd ed. CRC press. Boca Raton. p. 413. ISBN: 0849315751.

**Kafka, Z., Punčochářová, J.** 2002. Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita. *Chemické listy*. 96 (7). 611-617.

**Kumar, R., Chawla, J., Kaur, I.** 2015. Removal of cadmium ion from wastewater by carbon-based nanosorbents. *Journal of Water and Health*. 13 (1). 18-33.



**Liu, Y., Peng, R., Xu, Y., Nai, Ch., Dong, L., Ren, J.** 2014. Mechanical behavior of typical hazardous waste and its influence on landfill stability during operation. *Journal of Material Cycles and Waste Management*. 16 (4). 597-607.

**Madden, E. F., Sexton, M. J., Smith, D. R., Fowler, B. A.** 2002. Lead. In: Sarkar, B. (ed.). *Heavy Metals in the Environment*. Marcel Dekker, Inc. New York. p. 409-455. ISBN: 0824706037.

**Mendel, R. R.** 2000. The role of the molybdenum cofactor in humans. *BioFactors*. 11 (1-2). 147-148.

**Morselli, L., Passarini, F., Bartoli M.** 2002. The environmental fate of heavy metals arising from a MSW incineration plant. *Waste Management*. 22 (8). 875-881.

**Nordberg, M., Nordberg, G. F.** 2002. Cadmium. In: Sarkar, B. (ed.). *Heavy Metals in the Environment*. Marcel Dekker, Inc. New York. p. 231-269. ISBN: 0824706037.

**Novotná, D.** (ed.), **Ambrozek, L., Branžovksý, A., Gergel, J., Hájek, M., Jílková, J., Kender, J., Keslová, J., Novotná, D., Pařízek, P., Vaněk, J., Vopálka, J.** Úvod do pojmosloví v ekologii krajiny. 2001. MŽP (Enigma, s. r. o.). 399 s. ISBN: 8072121928.

**Quevauviller, P., Ure, A., Muntau, H., Griepink, B.** 1993. Improvement of analytical measurements within the BCR-program – Single and sequential extraction procedures applied to soil and sediment analysis. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*. 51 (1-4). 129-134.

**Ray, P. D., Yosim, A., Fry, R. C.** 2014. Incorporating epigenetic data into the risk assessment process for the toxic metals arsenic, cadmium, chromium, lead, and mercury: strategies and challenges. *Frontiers in Genetics*. 2014 (5). 1-26.

**Sarkar, B.** (ed.). 2002. *Heavy Metals in the Environment*. Marcel Dekker, Inc. New York. p. 725. ISBN: 0824706037.

**Sharma, P., Dubey, R. S.** 2005. Lead toxicity in plants Brazilian Journal of Plant Physiology. 17 (1). 35-52.

**Patra, M., Sharma, A.** 2000. Mercury Toxicity in Plants. The Botanical Review. 66 (3). 379-422.

**Sreekanth, T. V. M., Nagajyothi, P. C., Lee, K. D., Prasad, T. N. V. K. V.** 2013. Occurrence, physiological responses and toxicity of nickel in plants. International Journal of Environmental Science and Technology. 10 (5). 1129-1140.

**Stiefel, E. I., Murray, H. H.** 2002. Molybdenum. In: Sarkar, B. (ed.). Heavy Metals in the Environment. Marcel Dekker, Inc. New York. p. 503-529. ISBN: 0824706037.

**Vaverková, M., Adamcová, D.** 2014. Heavy Metals Uptake by Select Plant Species in the Landfill Area of Štěpánovice, Czech Republic. Polish Journal of Environmental Studies. 23 (6). 2265-2269.

#### **Internetové zdroje**

**GeoWeb.** 2015. [cit. 2015-03-14]. Dostupné z [http://www.geology.cz/app/ciselniky/lokalizace/show\\_map.php?mapa=g50zj&y=576700&x=1063600&s=1](http://www.geology.cz/app/ciselniky/lokalizace/show_map.php?mapa=g50zj&y=576700&x=1063600&s=1)>.

**IRZ (Integrovaný registr znečištění).** 2014. Arsen a jeho sloučeniny [online]. CENIA a MŽP. [cit. 2014-03-29]. Dostupné z <http://www.irz.cz/node/13>>.

**Krajský úřad Pardubického kraje.** 2013 [cit. 2015-03-14]. Dostupné z <http://dolnilipka.pardubickykraj.cz/>>.

## 10 Přílohy – fotodokumentace

### 10.1 Příloha 1: Povrch skládky



**Obrázek 12 a Obrázek 13: Povrch skládky (foto: Ing. Najmanová)**

### 10.2 Příloha 2: Hromady zeminy a odpadu



**Obrázek 14 a Obrázek 15: Hromady zeminy s odpadem (foto: Ing. Najmanová)**



**Obrázek 16 a Obrázek 17: Hromady zeminy s odpadem (foto: Ing. Najmanová)**



### 10.3 Příloha 3: Eroze půdy



Obrázek 18 a Obrázek 19: Eroze půdy (foto: Ing. Najmanová)

### 10.4 Příloha 4: Jedno z odběrových míst



Obrázek 20 a Obrázek 21: Jedno z odběrových míst (foto: Ing. Najmanová)

### 10.5 Příloha 5: Detail odpadu



Obrázek 22: Detail odpadu (foto: Ing. Najmanová)





**Obrázek 23 a Obrázek 24: Detail odpadu (foto: Ing. Najmanová)**



## 10.6 Příloha 6: Seznam nebezpečných vlastností odpadu

Tabulka 8: Seznam nebezpečných vlastností odpadu

Kód	Nebezpečná vlastnost odpadu
H1	Výbušnost
H2	Oxidační schopnost
H3-A	Vysoká hořlavost
H3-B	Hořlavost
H4	Dráždivost
H5	Škodlivost zdraví
H6	Toxicita
H7	Karcinogenita
H8	Žíravost
H9	Infekčnost
H10	Teratogenita
H11	Mutagenita
H12	Schopnost uvolňovat vysoce toxické nebo toxické plyny ve styku s vodou, vzduchem nebo kyselinami
H13	Senzibilita*
H14	Ekotoxicita
H13	Senzibilita
H15	Schopnost uvolňovat nebezpečné látky do životního prostředí při nebo po odstraňování

\* pokud jsou k dispozici zkušební metody

## 10.7 Seznam příloh

Příloha 1: Povrch skládky

Příloha 2: Hromady zeminy a odpadu

Příloha 3: Eroze půdy

Příloha 4: Jedno z odběrových míst

Příloha 5: Detail odpadu

Příloha 6: Seznam nebezpečných vlastností odpadu