

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů**

**Katedra agroenvironmentální chemie a výživy rostlin**



**Kontaminace městské vegetace jako potenciální riziko  
pro volně žijící býložravce**

**Diplomová práce**

**Autor práce: Bc. Barbora Hanousková**

**Obor studia: Výživa zvířat a dietetika**

**Vedoucí práce: prof. Ing. Jiřina Száková, CSc.**

© 2019 ČZU v Praze

### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Kontaminace městské vegetace jako potenciální riziko pro volně žijící býložravce" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího 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 12.4. 2019

---

## **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala paní prof. Ing. Jiřině Szákové, CSc. za vedení mé diplomové práce, cenné rady a vstřícnost při konzultacích. Dále paní Ing. Janě Najmanové za odbornou pomoc při sběru dat a laboratorní práci, také paní Ing. Zuzaně Čadkové a paní MUDr. Evě Rychlíkové. Poděkování patří rovněž mému bratrově Martinovi Trnkovi.

# Kontaminace městské vegetace jako potenciální riziko pro volně žijící býložravce

## Souhrn

Město Litvínov se nachází v Ústeckém kraji a leží na okraji Mostecké pánve a je součástí Severočeského hnědouhelného revíru. Dá se říct, že tato poloha vždy předurčovala směr, kterým se bude udávat průmysl v dané oblasti. Hlavní industriální doménou zde je těžba uhlí, petrochemický a textilní průmysl. Vlivem uvolňování zplodin z těchto činností dochází ke kontaminaci životního prostředí rizikovými prvky a polycyklickými aromatickými uhlovodíky (PAU). Cílem práce bylo zhodnotit obsahy uvedených kontaminantů v půdě a vegetaci na území města Litvínov a následně odhadnout případnou míru rizika pro volně žijící býložravce. Odběr reprezentativních vzorků zeminy a nadzemní biomasy rostlin druhu pampeliška lékařská (*Taraxacum sect. Ruderalia*) a truskavec ptačí (*Polygonum aviculare*) probíhal na 24 místech uvnitř města a v jeho bezprostřední blízkosti. Byly zvoleny jak exponované lokality, tak i relativně nezatížená místa v městských parcích. Pro stanovení obsahů rizikových prvků a PAU následovaly laboratorní rozborů.

Změření pseudocelkových obsahů prvků v půdě odhalilo znepokojující hodnoty arsenu, které přesahovaly indikační hodnoty stanovené vyhláškou 363/2016 Sb., avšak jeho mobilní podíl v půdě byl ve většině vzorků pod mezí detekce stanovení, což se potvrdilo i v případě rostlin. Naopak velice mobilní se ukázalo být kadmium a zinek. Cd v pampelišce překročilo maximální přípustnou hodnotu pro objemné krmiva stanovenou směrnicí č. 2002/32/ES, což by mohlo mít negativní vliv na zdraví volně žijících býložravců. Na základě zjištění obsahů prvků v rostlinách byl vypočítán teoretický příjem Cd a Zn býložravci. Ačkoliv je odhad velice přibližný, potenciální příjem rizikových prvků v potravě se ukázal být poměrně vysoký.

Výsledky stanovení PAU v půdách signalizují, že vzhledem k velkému množství středněmolekulárních a vysokomolekulárních sloučenin v půdě, se jedná o dlouhodobou kontaminaci: A pokud se bude pokračovat se znečišťováním ovzduší, bude docházet k vyšší akumulaci těchto toxických látek v prostředí. Následkem toho by mohlo dojít k ohrožení zdraví lidí i zvířat.

**Klíčová slova:** rizikové prvky, polyaromatické uhlovodíky, půda, rostliny, městská aglomerace

# **The contamination of urban vegetation as a potential risk for wildlife herbivores**

## **Summary**

The town of Litvínov is situated in Ústí nad Labem region, close to Most coalfield and is a part of North-Bohemian browncoal district. It is possible to say that this position have always determined the course of industry on that area. The main industrial domain is coal mining, petroleum and textile industries. The side effect of these activities are emissions released into the air which pollute the environment in form of hazardous elements and polycyclic aromatic hydrocarbons (hereinafter referred to as 'PAHs') The aim of this paper was to evaluate the contents of the mentioned contaminants in soil and vegetation in the Litvínov area and subsequently to assess the potential risk level for wild herbivores. The representative soil samples and above-ground biomass samples of *Taraxacum* sect. *Ruderalia* and *Polygonum aviculare* were collected at 24 spots within the town and in its vicinity. There were localities highly exposed to pollution as well as relatively unexposed ones in town parks. Laboratory analyses followed to determine the contents of hazardous elements and PAHs.

The gauge of pseudo-total contents of the elements in soil has shown alarming levels of arsenic that exceeded indication levels stipulated by Regulation No. 363/2016 Coll.; however, its mobile proportion in soil was below the detection limit in most cases, which proved true also in case of the plants. In contrast, cadmium and zinc proved to be very mobile. Cadmium in *Taraxacum* sect. *Ruderalia* exceeded the maximal permissible level for fodder stipulated by Directive No. 2002/32/ES, which could have negative impact on wild herbivores' health. On the basis of determining the element contents in plants, a theoretical intake of cadmium and zinc was calculated. Although the assessment is approximate only, potential intake of hazardous elements in food proved quite high.

The results of PAHs determination in soil signal that the contamination is long term due to large quantities of mid-molecular and high-molecular compounds. As a result, if the air pollution continues, there will be higher concentration of these toxic substances in the environment. Consequently, the health of both people and animals might be endangered.

**Keywords:** hazardous elements, polycyclic aromatic hydrocarbons, soil, plants, urban agglomeration

# Obsah

<b>1</b>	<b>Úvod .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Cíl práce a vědecká hypotéza .....</b>	<b>2</b>
<b>3</b>	<b>Literární přehled.....</b>	<b>3</b>
<b>3.1</b>	<b>Rizikové prvky.....</b>	<b>3</b>
3.1.1	Arsen.....	4
3.1.2	Beryllium .....	6
3.1.3	Chrom .....	7
3.1.4	Kadmium .....	8
3.1.5	Kobalt.....	9
3.1.6	Měď.....	10
3.1.7	Nikl .....	11
3.1.8	Olovo .....	12
3.1.9	Vanad.....	13
3.1.10	Zinek .....	14
<b>3.2</b>	<b>Polycyklické aromatické uhlovodíky .....</b>	<b>15</b>
3.2.1	Benzo(a)pyren.....	17
<b>3.3</b>	<b>Litvínov .....</b>	<b>19</b>
3.3.1	Těžba uhlí .....	20
3.3.2	Chemický průmysl.....	21
<b>3.4</b>	<b>Býložravci v Litvínově .....</b>	<b>23</b>
3.4.1	Zajícovití.....	23
3.4.2	Srnec obecný.....	24
3.4.3	Muflon evropský.....	24
<b>4</b>	<b>Materiál a metody .....</b>	<b>26</b>
<b>4.1</b>	<b>Odběr vzorků.....</b>	<b>26</b>

4.2	Příprava vzorků .....	26
4.3	Stanovení výměnné půdní reakce .....	26
4.4	Stanovení kationtové výměnné kapacity .....	27
4.5	Stanovení pseudocelkového obsahu prvků v půdě.....	28
4.6	Výluh v kyselině octové a výpočet Risk Assessment Code (RAC) .....	28
4.7	Stanovení celkového obsahu prvků v rostlinách .....	29
4.8	Stanovení PAU.....	29
5	Výsledky.....	30
5.1	Výměnná půdní reakce .....	30
5.2	Kationtová výměnná kapacita .....	30
5.3	Pseudocelkový obsah prvků v půdě.....	32
5.4	Hodnota Risk assesment code .....	34
5.5	Celkový obsah prvků v rostlinách .....	36
5.5.1	Truskavec ptačí .....	36
5.5.2	Pampeliška lékařská.....	38
5.6	Polycyklické aromatické uhlovodíky v půdě .....	40
6	Diskuze.....	43
7	Závěr .....	50
8	Použitá literatura .....	51
9	Seznam použitých zkratk .....	62
10	Samostatné přílohy .....	63

# 1 Úvod

Znečišťování životního prostředí je v dnešní době silně diskutovaným tématem. A i přesto, že jeho důsledky jsou dobře známy, existují země, jejichž legislativa na potenciální zdroje polutantů neklade adekvátní důraz. Ke kontaminaci dochází různými cestami, ať už přírodními, mezi které patří například lesní požáry a vulkány, či antropogenními, jichž existuje celá řada. Avšak obecně platí, že značné množství nebezpečných látek vzniká nebo se uvolňuje během spalování fosilních paliv.

Vlivem antropogenní činnosti se do ovzduší uvolňují rizikové prvky reprezentované například arsenem a kadmíem a dále také polycyklické aromatické uhlovodíky. Ve vzduchu rozptýlené polutanty pronikají atmosférickým spádem do vody, půdy a dosedají na rostliny a různé plodiny konzumované býložravci pasoucími se na loukách, polích, v parcích a na dalších zelených plochách lokalizovaných ve městě a v jeho bezprostřední blízkosti. Vysoké koncentrace těchto látek a jejich dlouhodobé působení má signifikantní vliv na zdraví lidí i zvířat. Do těla se dostávají, jak již bylo zmíněno, pozřením kontaminované potravy či vody, inhalací vzduchu s obsahem těchto látek či přímým kontaktem přes kůži. Mnoho z nich má prokazatelně karcinogenní účinky a při hodnocení rizikovosti na zdraví organismu zauímají přední pozice.

Litvínov, město ležící na severu Čech, je známé pro svou dlouhodobou a významnou těžební činnost a chemický průmysl. Jeho rozloha činí 40,7 km<sup>2</sup> a žije zde přibližně dvacet čtyři tisíc lidí. Sídlí zde několik velice důležitých firem v odvětví těžkého průmyslu, které svou činností silně přispívají ke znečištění městského a okolního prostředí. Je dobře známé, že ve městech jsou koncentrace rizikových prvků vyšší vzhledem k husté automobilové a železniční dopravě. V Litvínově je tato skutečnost podpořena ještě silně rozvinutou průmyslovou činností přímo uvnitř města i v jeho blízkém okolí.

Tato diplomová práce ukazuje výsledky výzkumu, v němž byly sledovány obsahy rizikových prvků a polycyklických aromatických uhlovodíků v půdě a v nadzemních částech rostlin v Litvínově. Vzorky byly odebrány v místech s potenciálně vysokými koncentracemi, tj. nádraží, oblasti kolem chemických továren, výsypek apod. Ale i v lokalitách klidných, jakými jsou parky, zahrádkářské kolonie a pozemky v blízkosti škol.



## 2 Cíl práce a vědecká hypotéza

Mezi hlavní skupiny polutantů, jimž je připisován negativní vliv na životní prostředí a poškozování lidského i zvířecího organismu, je zařazována skupina rizikových prvků, z nichž je největší pozornost věnována arsenu, kadmiu a olovu. Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) jsou všudypřítomné kontaminanty, které se do životního prostředí dostávají jak z přírodních, tak z antropogenních zdrojů, a které mohou také představovat riziko pro živé organismy. Tyto kontaminanty se dostávají do prostředí různými cestami. Z antropogenních zdrojů jsou to např. spalovací procesy (doprava, spalovny, domácí topeniště, elektrárny), průmyslová činnost (metalurgické provozy, vysoké pece, povrchové doly) a prach z povrchových vozovek. Kontaminace půdy těmito látkami pak může vést ke kontaminaci vegetace a představovat tak možný vstup kontaminantů do potravních řetězců, přičemž vyšší riziko je možno očekávat v průmyslových oblastech.

Cílem práce je zhodnotit obsahy uvedených kontaminantů v půdě a vegetaci na území města Litvínov a následně odhadnout případnou míru rizika pro volně žijící býložravce.

Hypotéza: Míra kontaminace půdy a vegetace koresponduje s mírou antropogenní aktivity v dané lokalitě.

## 3 Literární přehled

### 3.1 Rizikové prvky

Rizikové prvky (RP) mohou být různě definovány na základě jejich odlišných vlastností, jako jsou atomová čísla, atomové hmotnosti, toxicita a hustota. V souladu se všemi různými definicemi význam slova těžký kov může být stručně vyjádřen jako biologicky významný a / nebo nebezpečný kov či polokov kumulující se v rostlinách či živočiších, čímž se dostává i do člověka skrze potravní řetězec (Swarup et al., 2005). Jedná se o tyto prvky: arsen (As), chrom (Cr), kadmium (Cd), mangan (Mn), měď (Cu), nikl (Ni), olovo (Pb), rtuť (Hg), stříbro (Ag) a zinek (Zn) (Suvarapu & Baek 2017), které jsou toxické již ve velmi nízkých koncentracích (Rascioa & Navari-Izzo 2011). Ačkoliv jsou jejich nepříznivé účinky dobře známy i přesto tuto skutečnost v některých oblastech nebezpečí stále trvá, ba se dokonce i zvyšuje (Mandal 2017). Toxicita těchto kovů může způsobit nedostatky energie a poškodit funkci mozku, ledvin, plic, jater, krve a dalších důležitých orgánů. Dlouhodobá expozice může vést k postupnému rozvoji tělesných, svalových a neurologických degenerativních procesů (Jaishankar et al. 2014).

#### Kontaminace rizikovými prvky

Rizikové prvky se do atmosféry dostávají především vlivem stále rostoucí antropogenní činností zahrnující množství změn v životním prostředí. Z ovzduší pronikají spadem do půdy a vody (mořské, sladkovodní i podzemní), kde dochází k jejich kumulaci (Zubair et al. 2017). To má za následek silnou koncentraci těchto prvků jak v zemědělských, tak i v městských půdách (Bencko et al. 2011).

K nejvýznamnějším antropogenním vlivům patří teplárenský průmysl a automobilová a železniční doprava, díky kterým dochází k rozsáhlému spalování fosilních paliv. Dále také těžba a hutnická výroba kovů. Zdrojem znečištění půd mohou být různé organické materiály, k nimž se řadí například chlévský hnůj, splaškový kal a kompost, ale také insekticidy, fungicidy, herbicidy a rodenticidy a další zemědělská hnojiva a chemikálie (Zubair et al. 2014, 2017). Přílišné využívání pesticidů s obsahem těchto prvků v zemědělství vede ke kontaminaci plodin pěstovaných na chemicky ošetřované půdě (Alloway 2013). Lokální kontaminace z převládajícího zdroje, jímž může být například již zmíněná železářská huť, má značný dopad na půdy, vegetaci ale také zdraví člověka převážně v rozvojových zemích s nedostatečnou kontrolou emisí.

Suvarpu & Baek (2017) uvádějí, že hlavními zdroji RP v okolním ovzduší jsou:

- půda a poletavý prach: Mg, Al, Si, Ca, Fe a Mn,
- automobilové emise: Cr, Pb, Cu, Zn, Cd a Fe,
- průmysl: As, Mn, Hg, Cd a Zn,
- spalování uhlí: As, Hg, Cr, and Co
- opotřebení brzd: Cu, Fe, Zn, Cr, Mn a Ni.

Zatímco Sinha & Singh (2010) píší, že zdroje kontaminace půd a vody jsou:

- při těžbě a tavení kovů: As, Cd, Pb a Hg,
- v průmyslu: Cr, Co, Cu, Zn, Ni, As, Cd a Hg,
- z atmosférické depozice z továren a automobilů: U, As, Cd, Cr, Cu, Pb a Hg,
- ze zemědělské činnosti: Se, Ar, Cd, Cu, Cr, Pb, Zn a U,
- z likvidace odpadů: As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg a Zn.

Snížení kontaminace rizikovými prvky

V kontaminovaných oblastech je třeba pomocí vhodných metod odstranit arsen a další těžké kovy a polokovy ze spodních vod. Nguyen et al. (2009) publikovali, že filtrováním přes písek dojde k odstranění více než 90 % z celkového množství arsenu v podzemní vodě.

Liu et al. (2018) ve svém výzkumu prováděném v Japonsku zjistili, že promýváním rýže a jejím vařením došlo k významnému snížení koncentrace arsenu, olova a kadmia, avšak i přes tento úbytek hodnoty přesahovaly průměrný denní příjem uvedených prvků. Podobných výsledků dosáhli Zhuang et al. (2016), kteří se zabývali vlivem vaření na biodostupnost arsenu a kadmia v rýži.

### **3.1.1 Arsen**

Arsen je všudypřítomný, nebezpečný, toxický polokovový prvek celosvětově považovaný za rizikový faktor pro zdraví lidí i zvířat (mutagenní, teratogenní a karcinogenní účinky) (Zubair et al. 2014; Abdul et al. 2015; Sobhanardakani 2017; Zubair et al. 2017). Děti jsou na rozdíl od dospělých mnohem náchylnější na vysoké koncentrace arsenu (např. v jídle), avšak pro obě věkové skupiny představuje tento polokov významné zdravotní riziko (Liu et al. 2018). Arsen je toxický i pro rostliny, kde mezi nejvíce senzitivní plodiny patří luštěniny (Száková et al. 2007).

Jeho výskyt v přírodě je převážně ve formě arseničnanů a arsenitanů. Bývá součástí sulfidů, které doprovázejí sulfidy dalších kovů, jako jsou například rudy antimonu, mědi, niklu,

kobaltu, olova, stříbra a železa (například arsenopyrit FeAsS, pyrit FeS<sub>2</sub>) (Száková et al. 2007; Bencko et al. 2011). Tlustoš et al. (2002) publikovali, že v neznečištěné půdě je arsen zastoupen zejména ve formě arseničnanů (91 %), množství arsenitanů čítá 6 % a zbylá 3 % tvoří dimethylarsenáty.

Arsen se vyskytuje v ovzduší, v půdě, potravinách a vodě (Hughes et al. 2003). Do vzduchu se dostává vlivem sopečné činnosti, avšak jeho hlavním zdrojem je činnost člověka (například těžební průmysl) (Zubair et al. 2017). Drobné částičky aerosolu dopadají do půdy a vody, a tak dochází ke znečištění. Také například aplikace pesticidních postřiků obsahujících sloučeniny arsenu (v Evropě ale tyto přípravky nejsou povoleny), nevhodné odstraňování chemikálií obsahujících arsen nebo přírodní nerostná ložiska mají významný vliv na kontaminaci životního prostředí a pitné vody. Vyšší koncentrace tohoto prvku ve vodě jsou shledány v okolí vyústění kanalizací vedoucích z pevninských průmyslových zón (Bencko a kol. 2011).

#### Vliv arsenu na zdraví člověka a zvířat

Jedná se o jedovatý prvek, který je spojován s množstvím zdravotních obtíží napříč všemi orgánovými soustavami v lidském těle. K akutním otravám dochází v současné době velice zřídka (Bencko et al. 2011), avšak jeho dlouhodobé působení na člověka (například pitím znečištěné vody či inhalací) významně ovlivňuje kardiovaskulární, dýchací, nervový, močový, imunní, endokrinní a rozmnožovací systém, ale také krevetvorbu, játra a celkový vývoj jedince (Nguyen et al. 2009; Abdul et al. 2015). V těle je schopen vyvolat epigenetické změny v děloze a genetické mutace vedoucí ke vzniku rakoviny kůže a jiných orgánů, ale také k dalším kožním problémům (např. hyperkeratóza či změny v pigmentaci) (Abdul et al. 2015; Mandal 2017; Sobhanardakani 2017).

Vysoká toxicita arsenu je zřejmá z výzkumu prováděného na kozách, jehož výsledkem byla 100 % mortalita zvířat. Klinické příznaky (gastrointestinální poruchy a narušená funkce ledvin) se projevily 3 týdny po expozici, kdy denní dávka arsenitanu sodného čítala 25 mg/kg tělesné hmotnosti po dobu 12 týdnů (Biswas et al. 2000).

Hughes et al. (2003) zkoumali kumulaci a metabolismus arsenu po opakovaném orálním podání arseničnanu (0,5 mg As/kg) u myši a zjistili, že nejvyšší koncentrace arsenu se nacházela v močovém měchýři, ledvinách a pokožce, což koresponduje s výskytem nádorů u lidí pijících vodu kontaminovanou právě arsenem.

Na nepříznivé účinky arsenu také poukazuje studie Zubair et al. (2014) a Seadawy et al. (2014). První jmenovaný podával králíčím samcům jedenkrát denně po dobu 58 dní 10 mg

As/kg tělesné hmotnosti (BW). Výsledkem bylo snížení hmotnosti varlat, úbytek hladiny luteinizačního (LH) a folikulostimulačního (FSH) hormonu a testosteronu, dále také došlo k redukci počtu spermií, snížení jejich hybnosti a životaschopnosti. K podobnému závěru došel i tým Seadawy et al. (2014), kteří podávali oxid arsenitý samcům králíků v dávce 1,5 mg/kg/BW po dobu osmi týdnů.

Vliv arsenu na kardiovaskulární systém dokazuje výzkum na potkanech, který prováděli Mathews et al. (2013). Výsledkem jejich studie je zjištění, že orálně přijímaná dávka  $As_2O_3$  čítající 2, 4 a 8 mg/kg BW po dobu 45 dnů měla vliv na zvýšení lipidové peroxidace, snížení aktivity redukovaného glutathionu a glutathion dependentních enzymů v srdeční tkáni.

V podmínkách, kdy zvířata nejsou vystavena permanentní kontaminaci, studie výkalů zajíce evropského potvrzuje, že arsen je vylučován z těla přírodní cestou a množství tohoto prvku v těle se postupně snižuje (Bukovjan et al. 2016).

### 3.1.2 Beryllium

Jedná se o jeden z nejtoxičtějších prvků v periodické tabulce, svými vlastnostmi podobný hliníku. Je obecně považovaný za karcinogen (Schubauer-Berigan et al. 2011). Nachází se v oxidačním stavu  $Be^{2+}$  a prakticky bývá využíván jako součást slitin za účelem zvýšení jejich pevnosti, tvrdosti a odolnosti vůči korozi (NRC 2007).

V přírodě se nalézá pouze ve sloučeninách. Vyskytuje se přibližně v padesáti minerálech a více než polovina z nich jsou křemičitany. Nejznámější z nich, beryl ( $Be_3Al_2Si_6O_{18}$ ), se běžně nachází v ložiscích tvořených hrubozrnnou magmatickou horninou (Tammy et al. 2003; Bencko 2011; Lyalina et al. 2019).

Zdroji beryllia v atmosféře jsou sopečné částičky a větrem nesený prach pocházející z antropogenně spalovaných fosilních paliv (NRC 2007). Ostatní lidské činnosti jako například zpracování rudy či spalování komunálního odpadu představují pouze zlomek z celkového množství znečištění přírody tímto kovem. Ve vzduchu se nachází ve velmi malém množství, avšak v blízkosti například tepelných elektráren se koncentrace tohoto prvku výrazně zvyšují (Tammy et al. 2003). Beryllium a jeho slitiny mají své místo také v letectví, ve výrobě zbraní a v jaderném průmyslu. Oxid berylnatý nachází uplatnění při výrobě slitin potřebných v elektronice (pro počítače) a mikroelektronice (Finch 1998; WHO 2009; Lyalina et al. 2019).

## Vliv beryllia na zdraví člověka a zvířat

Beryllium se do organismu dostává inhalací kontaminovaného vzduchu a cigaretového kouře či pozřením. Je distribuováno do kosterního aparátu, jater a tracheobronchialních lymfatických uzlin. Resorpce v gastrointestinálním systému je nižší než 1 %, tzn. že orálně přijaté či vdechované beryllium odchází z těla ven výkaly (NRC 2007). Avšak jeho přijetí v nadlimitních koncentracích představuje závažné zdravotní riziko. Nejčastěji bývají exponovány osoby pracující či žijící v prašném, průmyslovém prostředí. Vdechovaný prach s obsahem tohoto prvku bývá příčinou široké škály plicních onemocnění (WHO 2009), z nichž nejznámější je beryllióza působící nevratné změny plicní tkáně (fibrózu). Jedná se o chronické onemocnění, které se může objevit i po ukončení expozice (Bruce et al. 1998).

Vysoce toxický účinek beryllia potvrzuje jednorázová inhalace 12  $\mu\text{g}$  a 34  $\mu\text{g}$  Be u laboratorních myší, která způsobila chronické poškození plic projevující se granulomatózními plicními procesy (Finch et al. 1998). To, že nezasahuje pouze plíce, dokazuje studie, kterou provedli Mathur et al. (1991), kteří vysledovali biologické a histologické změny na játrech, ledvinách, plicích a slezině u potkanů, jimž byl do svalů aplikován dusičnan berylnatý. A o karcinogenních účincích beryllia píše Schubauer-Berigan et al. (2011), jejichž výzkum potvrzuje, že rakovina plic a beryllióza souvisí s expozicí berylliu.

### 3.1.3 Chrom

Chrom je kovový prvek vyskytující se v mnoha oxidačních formách (od  $\text{Cr}^{2-}$  do  $\text{Cr}^{6+}$ ) (Jaishankar et al. 2014).  $\text{Cr}^{2+}$  je nestálý a snadno se oxiduje na  $\text{Cr}^{3+}$ , který vytváří stabilní komplexy s organickými i anorganickými ligandy a který je relativně netoxický vzhledem k jeho nízké absorpční schopnosti ve střevech. Přirozeně se chrom nachází většinou v trojmocné formě, kdežto jako šestimocný je téměř vždy spojován s lidskou činností (NRC 2005). Bývá součástí sloučenin, z nichž nejdůležitější je chromit ( $\text{FeCr}_2\text{O}_4$ ) obsahující z velké části oxidy železa a chromu (Bencko 2011).

Široká škála průmyslových a zemědělských odvětví hraje významnou roli při kontaminaci prostředí tímto kovem (zejména šestimocnou formou), což má za následek nepříznivý účinek na zdraví lidí a zvířat (Jaishankar et al. 2014). Mezi průmyslová odvětví, která nejvíce navyšují úroveň znečištění prostředí chromem, se řadí: metalurgie, galvanizace, impregnace dřeva, výroba barev a pigmentů, dále spalování průmyslových a užitkových paliv (zemního plynu, uhlí a ropy), výroba papíru a textilu a v neposlední řadě také výroba, svařování, leštění a broušení korozivzdorné oceli. Ze zemědělských zdrojů zaujímá významný podíl i výroba hnojiv (Wang et al. 2017).

Vliv chromu na zdraví člověka a zvířat

Ve formě  $\text{Cr}^{3+}$  se jedná o biogenní prvek, tzn. že je nezbytný pro zdraví lidí a zvířat (Bencko 2011; Mohanty and Patra 2011). V těle se vyskytuje ve velmi nízkých koncentracích a má zde významný vliv na homeostázu glukózy. Výzkumy prováděné na skotu dokazují, že přidání chromu do krmné dávky zvířat má vliv na imunitní systém a zvyšuje odolnost vůči nemocem a stresu (Kegley et al. 1996). Zatímco trojmocný chrom je považován za esenciální,  $\text{Cr}^{6+}$  je extrémně toxický a pokud je přijat ve velkých dávkách může u lidí i zvířat způsobit až smrt (Mohanty & Patra 2011). K intoxikaci lidí chromem může dojít inhalací kontaminovaného vzduchu, požitím znečištěné vody či potravin a nebo dermálním kontaktem s produktem obsahující chrom v pracovním prostředí. Bencko (2011) píše, že u exponovaných lidí byly zaznamenány tyto zdravotní problémy: 1) záněty pokožky, 2) astmatické záchvaty a 3) rakovina plic. Jeho karcinogenní účinky potvrzují Davidson et al. (2004), kteří zjistili, že podávání chromanu draselného bezsrstým myším zvýšilo riziko výskytu rakoviny kůže.

#### **3.1.4 Kadmium**

Kadmium je v životním prostředí velice rozšířený polutant známý po několik desetiletí jako karcinogen (Song et al. 2015). Je vysoce toxické jak pro lidi, tak i pro zvířata (Reis et al. 2010; WHO 2010b).

V přírodě se nachází v malém množství v horninách a v půdě (Song et al. 2015; Suvarapu & Baek 2017). Do atmosféry se dostává vlivem přírodních procesů, mezi které patří například vulkanická činnost, erupce, lesní požáry či eroze. Ochotně se kumuluje v některých organismech jako například v měkkýších a koryšících (WHO 2010b).

Hlavními zdroji kadmia v okolním ovzduší jsou prachové částice pocházející z průmyslové činnosti související právě s tímto prvkem (Suvarapu & Baek 2017). Antropogenní zdroje zahrnují spalování uhlí, galvanické pokovování, výrobu pájek a hnojiva. Kadmium se získává jako vedlejší produkt při rafinaci zinku (Jaishankar et al. 2014). Soli tohoto prvku mají široké spektrum barev a používají se také jako pigment při barvení plastů a keramiky (NRC 2005).

## Vliv kadmia na zdraví člověka a zvířat

Kadmium se permanentně dostává do půdy, vody a vzduchu, čímž může dojít k intoxikaci zvířat, která jej inhalují či pozřou (Reis et al. 2010). Největší ohrožení pro člověka představuje inhalace cigaretového kouře, ať už aktivně nebo pasivně, a kontaminovaného vzduchu v zaměstnání. Co se týče účinků na zdraví, vliv kadmia není omezený pouze na imunitní, lymfatický, nervový a reprodukční systém, nýbrž působí na celkový vývoj jedince. Staessen et al. (1999) uvádí, že i nízká expozice kadmiu může přispět k demineralizaci kostí, což může vést ke zvýšenému riziku zlomenin. Jakmile tento prvek vstoupí do lidského těla, efektivně se v něm uchovává a dochází zde k jeho kumulaci po celý život člověka (Jaishankar et al. 2014; Suvarapu & Baek 2017). Působení vysokých koncentrací tohoto kovu bývá spojováno se vzrůstajícím rizikem rakoviny (Nawrot et al. 2006).

Na negativní účinky kadmia poukazují Andjelkovic et al. (2019), kteří podali laboratorním potkanům jednorázovou dávku 30 mg/kg BW chloridu kademnatého. Výsledkem byly vyšší hodnoty Cd v játrech, než v ledvinách a v krvi. To však je v rozporu s výzkumem Angelova et al. (2010) a zároveň s tvrzením Světové zdravotnické organizace, která píše, že kadmium se akumuluje primárně v ledvinách (WHO 2010b). Dále byla zaznamenána nižší koncentrace močoviny, avšak rostoucí hladina kreatininu, což naznačuje narušení vylučovacího systému ledvin. Podobným výsledkům se dobral Floris et al. (2000). Po 108 dnech každodenního podávání 100 mg chloridu kademnatého laktujícími bahnicím došlo ke kumulaci Cd v ledvinách, játrech, ale také v mléčné žláze a zároveň k negativnímu ovlivnění veškerých reprodukčních parametrů ovcí.

### 3.1.5 Kobalt

Jedná se o velmi tvrdý, šedý, lesklý kov, vyskytující se v oxidačních stavech  $\text{Co}^{2+}$  a  $\text{Co}^{3+}$ . Obecně se kobalt v rudách nenachází v dostatečném ekonomicky se vyplatitelném množství sám, ale bývá získáván jako vedlejší produkt při těžbě zinku, mědi a niklu (Hassell 2018).

Přírodními zdroji kobaltu v prostředí je půda, prach, mořská voda, sopečné výbuchy a lesní požáry. Také se do životního prostředí uvolňuje vlivem spalování uhlí a ropy, z výfuku automobilů, letadel a z průmyslových procesů, které využívají Co nebo jeho sloučeniny (MEPI 2001). Bývá používán ve slitinách, v nástrojích pro obrábění kovů (pro řez a stříh), pro permanentní magnety a přilnavost pneumatik, při sterilizaci a radioterapii. Jeho sloučeniny se tradičně využívají také jako chemikálie (chlorid kobaltnatý) a pigmenty pro barvení skla a keramiky (Battle 2013). V neposlední řadě se Co uplatňuje ve výživě zvířat i člověka ve formě vitamínu B12 – kobalaminu (Chatterjee 2007).



Vliv kobaltu na zdraví člověka a zvířat

Expozice extrémně vysokým koncentracím kobaltu může zapříčinit plicní problémy zahrnující astma, pneumonii a sípání u zaměstnanců, kteří vdechují vysoké koncentrace tohoto prvku (MEPI 2001). Na rozdíl od lidí u zvířat, jimž bylo podáváno 10,5 mg/kg BW Co, byly sledovány problémy s vývojem plodu (Szakmary et al. 2001). Na druhou stranu nedostatek kobaltu tedy vitamínu B12 v těle způsobuje u přežvýkavců jako je skot, ovce či jelenovití nechutenství, anémii, ztrátu hmotnosti až smrt (Chatterjee 2007).

### 3.1.6 Měď

Jedná se o esenciální stopový prvek, který je však při nadměrné expozici velice toxický. Měď je načervenalý, poddajný kov vysoce odolný vůči korozi vyskytující se v mocenství  $\text{Cu}^{1+}$  (v průmyslu nejužívanější oxid měďný  $\text{Cu}_2\text{O}$  či sulfid měďný  $\text{Cu}_2\text{S}$ ) a  $\text{Cu}^{2+}$  (oxid měďnatý  $\text{CuO}$  a chlorid měďnatý  $\text{CuCl}_2$ ) (Shlesinger et al. 2011).

V přírodě je k nalezení jako elementární prvek vzácně, častěji bývá vázaný v různých sloučeninách - v oxidech (tenorit), sulfidech (chalkopyrit) a uhličitanech (azurit) (NRC 2005). Naleziště mědi se nacházejí v padesáti až šedesáti zemích světa (na americkém kontinentě - nejvýznamnější Chile, také v Evropě, jižní Africe anebo třeba v Japonsku).

Měď se v různých koncentracích vyskytuje v litosféře, hydrosféře, atmosféře i pedosféře. Z lidské činnosti je jejím zdrojem především těžba, metalurgické zpracování rud a odpad z průmyslu. Hlavní použití Cu je v elektrotechnickém průmyslu vzhledem ke své schopnosti vést účinně elektrinu a teplo. Také bývá součástí různých slitin jako bronz (s cínem) či mosaz (se zinkem) (Shlesinger et al. 2011). Své místo má také ve stavebnictví a v zemědělství jako fungicid. Důvodem její přítomnosti v pitné vodě je měděné vodovodní potrubí, v němž je voda rozváděna do domácností (NRC 2000).

Vliv mědi na zdraví člověka a zvířat

Nepříznivé účinky na zdraví způsobuje jak nedostatek, tak i nadměra tohoto prvku v těle. Deficit mědi je spojován s obtížemi v centrálně nervovém, srdečním, kostním, a imunitním systému (NRC 2005), avšak nedostatek je u zdravého člověka vzácný. Jednorázový příjem nadměrného množství mědi v pitné vodě působí akutní narušení gastrointestinálního traktu projevujícího se nevolnostmi a zvracením a v případě chronické expozice dochází k jaterní toxicitě (nekróze) (NRC 2000). Narušení metabolismu mědi v těle bývá spojováno se dvěma onemocněními: Wilsonova a Menkesova choroba.

Ze zvířat jsou na zvýšené koncentrace mědi v těle velice senzitivní ovce (Kupper 2005; NRC 2005; Mozaffari 2009). Účinek mědi na rozmnožovací orgány u samců myši pozoroval Kheirandish et al. (2014), který zjistil, že po 56 dnech podávání 200 mg kg<sup>-1</sup> síranu měďnatého došlo ke smrštění semenotvorných kanálů a ke středně těžké až těžké degeneraci zárodečných epitelů varlat. Citlivost ovcí na zvýšené dávky Cu vyzpozovali Kupper et al. (2005), kteří zjistili, že krmení dietou s vyšším obsahem mědi způsobilo po čtyřech týdnech řadu zdravotních problémů od nechutenství, přes depresi, anorexii, anémii, hemoglobinurii a u 17 jedinců až smrt. Chování zvířat v blízkosti měděné hutě má nepříznivé účinky na jejich zdraví z důvodu inhalace znečištěného vzduchu a přijímání jak kontaminované vody, tak i krmiva (Mozaffari 2009).

### 3.1.7 Nikl

Nikl je stříbrošedý, kujný a feromagnetický kov. Je součástí devíti metaloenzymů včetně ureázy, která se podílí na hydrolyze močoviny. Některým rostlinám také pomáhá se chránit proti patogenům a býložravému hmyzu (Harasim & Filipek 2015). Primárně se nachází v kombinaci s kyslíkem nebo sírou jako oxid nebo sulfid, které se přirozeně vyskytují v zemské kůře (Phillips 2018a).

Nikl je jeden z mnoha stopových kovů, který se široce nachází v životním prostředí a je uvolňován jak z přírodních zdrojů (meteority, vulkány), tak z antropogenní aktivity, a to jak ze stacionárních, tak mobilních zdrojů. V kombinaci s dalšími prvky je přítomen ve vzduchu, vodě, půdě a biologickém materiálu. Znečištění životního prostředí niklem je způsobeno dopravou, průmyslem, rostoucí spotřebou paliv, jakož i komunálním a průmyslovým odpadem (Harasim & Filipek 2015). Používá v širokém spektru metalurgických procesů, jako je galvanizace a výroba slitin, stejně jako v nikl-kadmiových bateriích (Chatterjee 2007; Battle 2013). Své místo má také ve šperkařství (přísada do bílého zlata) a v mincovnictví, kde je využíván pro ražení mincí. Slitina niklu a mědi tzv. Monelův kov skládající se z 68 % z Ni a z 32 % z Cu nachází využití při výrobě lodních šroubů (Phillips 2018a). V neposlední řadě je nikl také velice účinným katalyzátorem využívaným v potravinářství (Battle 2013).

Vliv niklu na zdraví člověka a zvířat

Nikl je silné hematotoxické, imunotoxické, neurotoxické, genotoxické, reprodukčně toxické, plicní toxické, nefrotoxické, hepatotoxické a karcinogenní činidlo (Das et al. 2008). Dysbalance v homeostáze Ni vlivem nedostatku nebo nadbytku tohoto kovu je spojena s dysfunkcí orgánů, která vede k různým fyziologickým a behaviorálním poruchám. Skutečnost, že nadměrná expozice má toxické účinky potvrzuje Lamtai et al. (2018), který laboratorním potkanům podával po dobu osmi týdnů 1 mg/kg BW chloridu nikelnatého. Výsledkem byly behaviorální a biochemické disfunkce jako je například úzkost, deprese a zvýšení úrovně lipidové peroxidace. Při expozici niklu jsou jeho koncentrace nejvyšší v ledvinách, dále v plicích, játrech, srdci a varlatech (Das et al. 2008). Vlivem ať už jednorázového či dlouhodobějšího podávání oxidu nikelnatého (2 mg/kg BW) došlo k poškození a zánětu plic a z histopatologického hlediska byla odhalena degenerace a nekróza alveolárních makrofágů (Senoh et al. 2017).

### 3.1.8 Olovo

Olovo je všudypřítomný, vysoce toxický kov, jehož rozsáhlé používání působí významnou kontaminaci prostředí a má velký vliv na zdraví lidí v různých koutech světa. Narušuje fyziologické procesy rostlin a na rozdíl od jiných kovů, jako je zinek, měď a mangan, nemá žádné biologické funkce (Jaishankar et al. 2014).

Přírodní zdroje olova vznikají jednak zvětráváním geologických materiálů, dále pochází z emisí vznikajících při vulkanické činnosti, také z navátého prachu a biogenních materiálů (WHO 2010a). Podobně jako ostatní kovy se olovo nachází v malé koncentraci v každé hornině a půdě - v zemské kůře dosahuje hodnot přibližně 16 mg/kg (Thornton et al. 2001). Mezi nejvýznamnější minerály s obsahem Pb patří galenit (PbS), cerusit (PbCO<sub>3</sub>) a anglesit (PbSO<sub>4</sub>) (Bencko 2011).

Jeho výskyt v atmosféře je výsledkem těžby a industrializace (tavení, rafinace) a je spojován s rozsáhlou škálou průmyslového využití. Thürmer et al. (2002) uvádějí, že významným zdrojem olova jsou domácí nátěrové barvy, slitiny, dále olovené kulky, staré vodovodní potrubí, cínové džbánky a křišťálové sklo, akumulátory, hračky, kohoutky a dříve to býval ve značné míře olovnatý benzín. Goyer (1990) napsal, že spalování olovnatého benzínu v zážehových motorech v minulém století představovalo téměř 90 % všech antropogenních zdrojů olova dostávajícího se do prostředí – půdy, rostlin a vody (v USA se uvolňovalo více než 100 až 200 000 tun Pb ročně z výfuku dopravních prostředků). Tento benzín obsahoval antidetonální přísadu – tetraethylolovo, který významně přispíval ke kontaminaci prostředí

(Bencko 2011). Nebezpečí expozice člověka olovem zahrnuje, jak již zmíněné průmyslově zpracovávané produkty, tak i kouř z cigaret, skládky, pitnou vodu a potraviny (ovoce a zelenina pocházející z oblastí s vysokou mírou emisí Pb) (Jaishankar et al. 2014).

Vliv olova na zdraví člověka a zvířat

Přímo se olovo do člověka a zvířat dostává inhalací prostřednictvím drobných částic ve vzduchu, které se spadem dostávají také do půdy, vody, dosedají na rostliny a mohou tak kontaminovat potraviny, které jsou následně pozřeny. Pouze malá část celkového obsahu Pb v půdě je absorbována rostlinami. Zvířata, které tyto rostliny konzumují, zároveň s nimi přijímají i jejich olovený obsah (Thornton et al. 2001).

Jedná se o jed, který zasahuje množství orgánových systémů v těle – nervový, renální, gastrointestinální, kardiovaskulární a hematologický. Olovo se v těle dostává do mozku, jater, ledvin a kostí (WHO 2010a), což potvrzují Andjelkovic et al. (2019), kteří podali laboratorním potkanům jednorázovou dávku (150 mg/kg BW)  $\text{Pb}(\text{CH}_3\text{COOH})_2$ . Výsledkem byly zvýšené koncentrace Pb v krvi, ledvinách a játrech. Olovo se uchovává v kostech a zubech, kde se dále kumuluje. Checkley et al. (2002) píše, že mezi projevy akutní otravy Pb u skotu patří zhoršená koordinace pohybů, svalový třes hlavy a krku, záškuby uší, skřípání čelistí, slepota, agrese, tlačení hlavou proti zdi tzv. head pressing či tonicko – klonické křeče. Dlouhodobá intoxikace působí paralýzy zadních končetin, osteoporózu, anémii, křeče a psychické poruchy (Reis et al. 2010). Karimfar et al. (2016) studovali vliv octanu olovnatého na ledvinovou tkáň u králíka. Zvířatům byla 10 dní podávána dávka 8,5 mg/kg BW  $\text{Pb}(\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2)_2$ , který v ledvinové tkáni způsobil dilataci, kongesci, jaderný heterochromatický efekt, zvětšení průměru renálního tubulu a zvětšení tloušťky močové bariéry.

### 3.1.9 Vanad

Vanad je šedý, tvrdý a na vzduchu stálý kov. Nachází se v oxidačních stavech od -1 do +5, avšak nejběžnější mocenství je  $\text{V}^{+3}$ ,  $\text{V}^{+4}$  a  $\text{V}^{+5}$ . Je přítomen ve víc než padesáti přirozeně se vyskytujících nerostech, v ropě a uhlí. Nejdůležitější minerál využívaný za průmyslovým účelem je patronit, karnotit a vanadinit (Chatterjee 2007).

Primárně se dostává do vody a půdy jako výsledek zvětrávání hornin a půdní eroze. Tento proces obvykle zahrnuje konverzi méně rozpustné trojmocné formy na více rozpustnou pentavalentní. Atmosférická depozice je další důležitý zdroj V jakékoliv vzdálenosti od tepelné elektrárny spalující topné oleje bohaté na obsah tohoto prvku (ATSDR 2012). Vanad se přidává do speciálních ocelí. Ve slitinách nachází uplatnění pro letadla a vzhledem k jeho rezistenci ke

korozí a odolnosti také v jaderných elektrárnách. Jeho sloučeniny se používají v keramice a jako katalyzátory při výrobě anhydridu kyseliny maleinové a kyseliny sírové (Phillips 2018b).

Vliv vanadu na zdraví člověka a zvířat

Lidé i zvířata se setkávají s vanadem v jídle, vodě, vzduchu a v půdě. Do těla proniká inhalací, požitím a dermálním kontaktem (ATSDR 2012). Jeho toxicita má za následek redukci hmotnostního přírůstku u rostoucích zvířat a u dospělých jedinců způsobuje ztrátu hmotnosti a smrt (NRC 2005). Má nepříznivý vliv na plodnost a reprodukční chování u laboratorních potkanů, což vysledoval Morgan & El-Tawil (2003), který zvířatům podával dva měsíce vanadičnan amonný v dávce 87,1 mg/kg BW. U slepic, jimž byl také podáván  $\text{NH}_4\text{VO}_3$  v množství 32,8 mg/kg BW po dobu 42 dnů došlo ke snížení konverze krmiva, k zhoršení kvality vajec a k nižší snášce (Davis et al. 2002).

### 3.1.10 Zinek

Esenciální pro normální růst a vývoj rostlin a živočichů (savců i ptáků) a nezbytný pro širokou škálu metabolických funkcí. Je součástí téměř 200 metaloenzymů a podporuje hojení ran a spálenin (Craig 2018). Vyskytuje se v mocenství  $\text{Zn}^{2+}$  a ačkoli existuje mnoho minerálů obsahujících zinek, tak jediný sfalerit ( $\text{ZnS}$ ) slouží jako ekonomický zdroj Zn v těžbě.

K antropogenním zdrojům zinku patří těžba, metalurgie, spalování uhlí a dalších organických materiálů (Krstev et al. 2017). Craig (2018) píše, že silné znečištění prostředí zinkem bývá vzácné a málokdy představuje významný problém. Jediné, kdy zinek může mít škodlivý efekt je v případě, že pH je velmi nízké a zdroje Zn jsou naopak velmi vysoké. Více než polovina jeho celkové produkce je určena pro galvanizaci železa a oceli pro stavební, dopravní, elektrické a strojní účely. Takto pozinkované materiály nachází využití v karosářských částech motorových vozidel a u dalších konstrukčních materiálů (například hřebíky). Oxid zinečnatý je široce používán v chemických katalyzátorech, ve sváření a pájení, v barvách, fungicidech, léčivech také jako přísady v mazacích olejích, tucích a v zemědělských produktech (Chatterjee 2007).

Vliv zinku na zdraví člověka a zvířat

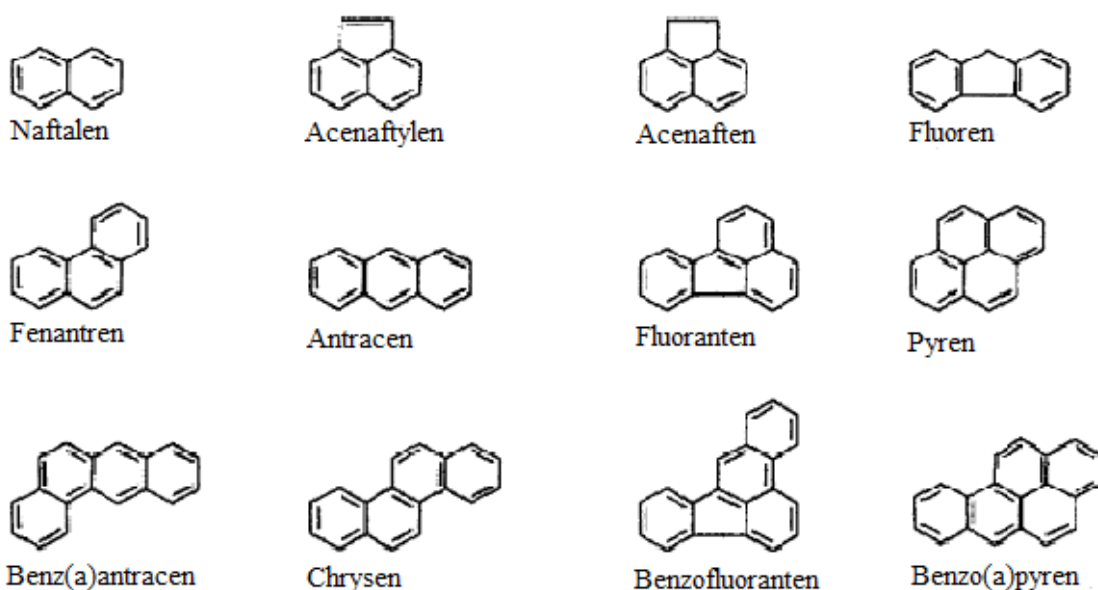
Do těla zinek přichází skrz trávicí systém v případě konzumace jídla či vody obsahující Zn. Další způsob proniknutí do organismu je plicemi, kdy dochází k inhalaci zinkového prachu nebo páry při tavení. Jeho nedostatek má nepříznivý vliv na imunitu a vyvolává růstovou retardaci (Kumari et al. 2019), také působí ztrátu chuti k jídlu, průjem a parakeratózu (Revy et al. 2003). Nadbytek může způsobovat gastroenteritidy, avšak v případě standardních krmných dávek je nadměra tohoto prvku z těla vylučována výkaly (Gupta 2012). U potkanů způsobilo podávání subletální dávky LD<sup>10</sup> chloridu zinečnatého (ZnCl<sub>2</sub>) po dobu 90 dní vážné poruchy funkcí nervového systému (mírný třes, snížení pohybové aktivity, slinění) (Kumari et al. 2010).

### 3.2 Polycyklické aromatické uhlovodíky

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) jsou typickými reprezentanty skupiny nazývané persistentní organické polutanty (tj. chemické látky dlouhodobě setrvávající v prostředí a kumulující se v jeho složkách a živých organismech) (Holoubek et al 2001; Fremrová et al. 2007; Iqwe & Ukaogo 2015; Lawal 2017). Aromatické uhlovodíky vznikají při spalování různých organických materiálů a jsou tvořené dvěma nebo více kondenzovanými benzenovými kruhy v různých strukturálních konfiguracích, které neobsahují heteroatom, ani žádné substituenty (Lawal 2017). Jedná se o látky lipofilní, to znamená, že se snadněji smísí s olejem než vodou (Iqwe & Ukaogo 2015). Jednotlivé PAU se podstatně liší ve fyzikálních a chemických vlastnostech. Těžké PAU (vysokomolekulární) jsou tvořené více jak čtyřmi jádry, mají vyšší molekulární hmotnost, jsou stabilnější, toxičtější a tím pádem škodlivější a nebezpečnější pro životní prostředí a lidské zdraví než ty, které jsou označovány za lehké (fenantren, antracen), tzn. že mají méně než čtyři kruhy (tj. nízko a středněmolekulární) a nízkou molekulární hmotnost (Iqwe & Ukaogo 2015; Lawal 2017). Větší sloučeniny jsou také méně rozpustné ve vodě a méně těkavé.

V životním prostředí existují tisíce sloučenin PAU, ale v praxi je jejich analýza omezena na stanovení pouhých 6 až 16 prioritních znečišťujících látek (Iqwe & Ukaogo 2015) (naftalen, acenaftylen, fluoren, fenantren, acenaften, antracen, pyren, benz(a)antracen, chrysen, benz(a)pyren, benzofluoranten a fluoranten (Obrázek 1) (Fremrová et al. 2007). Některé PAU, jako je například benzo(a)pyren, benzofluoranthen, benzoperylen, indenopyren jsou vysoce karcinogenní a musí být odstraňovány z vody (Sinha & Singh 2010).

Obrázek 1 Polycyklické aromatické uhlovodíky



(Maigari et Maigari 2015)

Mezi přirozené zdroje těchto látek se řadí přírodní požáry a sopečná činnost (Ramesh et al. 2004; Fremrová et al. 2007). Vyskytují se v uhlí, v ropě a v benzínu. Nacházejí se v půdách a sedimentech, v podzemních vodách a v atmosféře (Iqwe & Ukaogo 2015; Maigari & Maigari 2015; Lawal 2017). Rozsáhlé rozšíření PAU je dáno jejich vznikem. Vytvářejí se jako vedlejší produkt při každém běžném spalovacím procesu (Obrázek 2). Množství PAU výrazně roste v případě, kdy dochází k nedokonalému spalování různých materiálů, jako je například uhlí, ropa, plyn, dřevo, odpadky a tabák (Tomaniová et al. 1997; Holoubek et al. 2001; Fremrová et al. 2007; Maigari & Maigari 2015). Také cigaretový kouř obsahuje velké množství PAU (Iqwe & Ukaogo 2015), vznikají při přípravě jídla za vysokých teplot a během uzení masa (Tomaniová et al. 1997; Holoubek et al. 2001). Výrazná produkce těchto látek je sledována u diesellových motorů vlivem přidávání biopaliv a uvolňování velkého množství pevných částic (Yunkers et al. 2002). Jsou dále obsaženy například v asfaltu a v kalech z čistíren odpadních vod (Lawal 2017). Důležitým zdrojem, obzvláště v případech, kdy je používána zastaralá technologie, je i výroba železa, oceli, hliníku, koksu, dehtu a sazí (Holoubek et al. 2001). Takto vyprodukované látky se mohou transportovat v plynné fázi nebo vytvářet malé sedimentující částice ve vzduchu, které jsou inhalovány běžnou populací.

Obrázek 2 Antropogenní zdroje PAU



(URI 2019)

PAU jsou známé díky svým silným mutagenním, karcinogenním a teratogenním účinkům na organismus (Perere 1997). Ramesh et al. (2004) píše, že některé PAU zapříčiňují rakovinu plic, prsu, jícnu, pankreatu, žaludku, kolorekta, močového měchýře, kůže, prostaty a děložního čípku u lidí i zvířat. Chronická expozice PAU v ovzduší působí zhoršení funkce plic, zpomalení růstu u dětí a opožděný neurologický vývoj v prenatálním období (Jyethi et al. 2013). Ke kontaminaci potravin polycyklickými aromatickými uhlovodíky dochází atmosférickou depozicí, dále z vody, půdy a při jejich zpracování (například při grilování) (Tomaniová et al. 1997). V případě konzumace těchto potravin, dochází k rychlé absorpci v gastrointestinálním traktu díky k jejich vysoké rozpustnosti v tucích (Maigari & Maigari 2015). Další neméně obvyklou možností vstupu těchto látek do organismu je dermálním kontaktem. Zvýšené koncentrace těchto látek jsou pozorovány v blízkosti průmyslových oblastí a silničních komunikací (Jyethi et al. 2013).

### 3.2.1 Benzo(a)pyren

Benzo(a)pyren (BaP) je prototypem polycyklického aromatického uhlovodíku obsahujícího pět aromatických jader. Stejně jako ostatní PAU vzniká jako nechtěný produkt v široké škále průmyslových činností, během nichž dochází ke spalování fosilních paliv (výroba tepelné a elektrické energie) (Holoubek et al. 2001). Důležitým zdrojem je také katalytické krakování, stroje s vnitřním spalováním, cigaretový kouř a potravinářské technologie,



kdy konzumní výrobky přicházejí do kontaktu se zplodinami hoření (například grilování či uzení).

Ze souboru běžně studovaných PAU je považován za nejtoxičtější. Bylo prokázáno, že má mutagenní, karcinogenní a toxické účinky (Perera et al. 2005). Hattemer-Frey & Travis (1991) tvrdí, že hlavní cesta expozice BaP je skrze potravní řetězec čítající kolem 97 % celkového denního příjmu, který u americké populace se pohybuje kolem 2,2 µg tohoto aromatického uhlovodíku. Studie Perera et al. (2005) svědčí o tom, že plod v těle matky je až desetkrát náchylnější na poškození DNA než jeho matka, a tudíž expozice PAU již v děloze může nepoměrně zvyšovat riziko rakoviny.

Knuckles et al. (2001) zkoumali vliv akutní a chronické (devadesáti denní) dávky benzo(a)pyrenu na laboratorní potkany. U jednotlivé aplikace došlo u samců k výraznému poklesu počtu leukocytů a ke zvýšení koncentrace buněčného hemoglobinu. U chronické expozice byl sledován úbytek hmotnosti u samců. Také bylo zaznamenáno zmenšení počtu erytrocytů, snížená hodnota hematokritu a nižší koncentrace hemoglobinu u obou pohlaví. Z histopatologického hlediska byly vyzorovány abnormality v ledvinách u samců, jimž bylo denně podáváno 50 a 100 mg/kg BW BaP. U obou aplikací byl zvětšen poměr jater ku hmotnosti těla u obou dvou pohlaví.

### 3.3 Litvínov

Litvínov je druhé největší město mosteckého okresu, jehož rozloha činí bezmála 40.70 km<sup>2</sup>. Leží v Ústeckém kraji a rozkládá se na pomezí Krušných hor a Severočeské uhelné (Mostecké) pánve. Vzniklo postupným slučováním několika obcí (Záluží, Šumná, Růžodol, Písečná, Lounice, Křížatky, Janov, Chudeřín, Horní Ves, Horní Litvínov, Hamr, Dolní Litvínov). V současné době je významně spojován s těžbou a chemickým průmyslem, které mají negativní vliv na zdraví více jak 25 tisíc lidí žijících v této oblasti (MěÚ 2008).

Obrázek 3 Mapa ČR s vyznačenou oblastí Litvínovska



<https://www.thinglink.com/scene/890932620764905472>

Původně zde dominovala zemědělská výroba a až později, konkrétně v roce 1715, se do popředí dostal textilní průmysl. Tímto zlomovým okamžikem bylo založení velké manufaktury na výrobu textilu, jejíž vznik umožnily příhodné podmínky (dostatek pracovních sil, vhodné podmínky pro chov ovcí). V osmnáctém století, v období páry, lidé začali využívat uhlí jako energetický zdroj výměnou za dřevo a došlo tak k rozmachu hornictví. Avšak z důvodu nedokonalé techniky se zpočátku těžilo pouze v místech, která se nacházela blízko pod povrchem. Jedním z těchto míst byla i oblast v blízkosti Litvínova, kde časem vznikla řada povrchových ale také hlubinných dolů a z Litvínova se tak stalo hornické město. Nyní se těžba pomalu odsouvá do pozadí a dochází vlivem rekultivačních a resocializačních procesů ke zlepšení životního prostředí (Štýs 2011).

Vysoce industriální a hustě zalidněná oblast Severočeské uhelné pánve není zrovna ideálním životním prostředím pro volně žijící živočichy. Avšak i přes tuto skutečnost

se v Litvínově lze setkat s divokou zvěří, jako je srnec, muflon, ba dokonce i jelen (Čtvrtníček 2011). V oblastech s nižší nadmořskou výškou se vyskytují malí býložravci (králík divoký, zajíc polní, křeček či hraboš).

### 3.3.1 Těžba uhlí

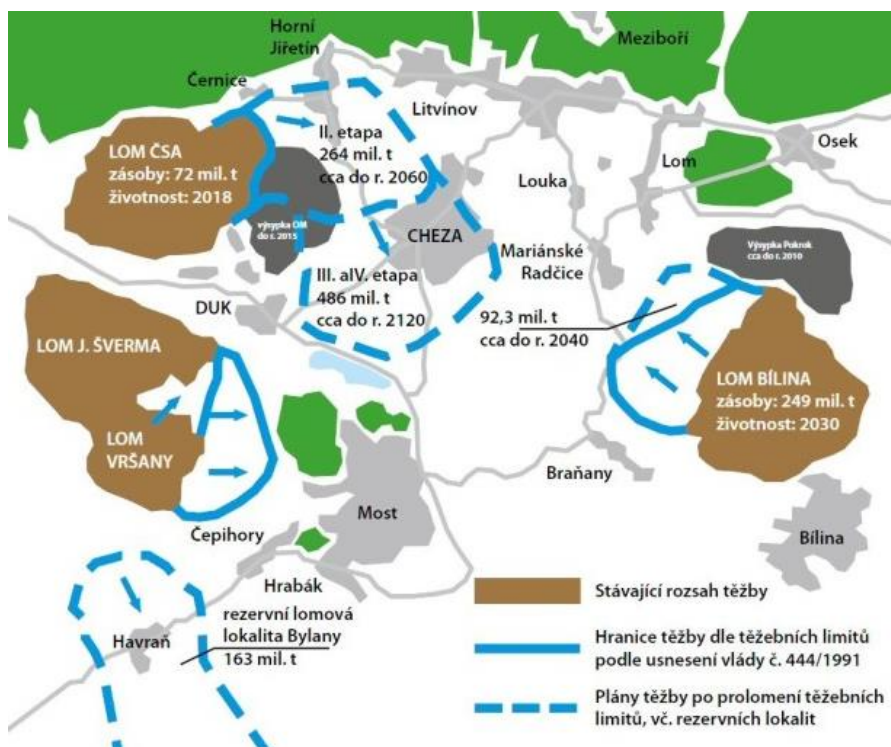
Ložiska černého a hnědého uhlí jsou i přes velkou spotřebu prozatím dostačující pro potřeby naší země. A ačkoliv těžba uhlí ustupuje (od roku 1989 klesla zhruba o polovinu) a 31 % elektrické energie je vyrobeno jadernými elektrárnami, stále ještě téměř dvě třetiny jsou produkovány v elektrárnách tepelných spalujících především hnědé uhlí. A právě tato surovina je po dlouhá léta spojována s oblastí Mostecka, která patří mezi nejvíce postižené regiony Severočeské hnědouhelné pánve. Jedná se o nejdůležitější podkrušnohorskou pánev, kterou lze dále rozdělit na tři části, a to na teplickou, chomutovskou a mosteckou. Areál o velikosti cca 900 km<sup>2</sup> bývá nazýván jako Severočeský hnědouhelný revír, jelikož se zde nachází hlavní hnědouhelná sloj, která ovlivnila rozvoj průmyslu mezi Ústím nad Labem a Sokolovem (Pešek 2010; Pešek & Sivek 2012).

Ve srovnání s minulostí tu lze najít pouze zlomek těžebních dolů. V dnešní době jsou v okolí Litvínova v provozu pouze lomy povrchové – ČSA s nejkvalitnějším hnědým uhlím v Evropě (Severní energetická a.s.), Vršany (Vršanská uhelná a.s.) a Bílina (Severočeské doly a.s.). V roce 2016 byl uzavřen hlubinný důl Centrum a zároveň s ním byla ukončena hlubinná těžba hnědého uhlí v České republice.

Vlivem dobývání uhlí se postupně měnil reliéf celé krajiny. Těžení počínalo takzvaným selským dolováním na výchozových částech slojí v blízkosti krušnohorských svahů, které však bylo postupem času nahrazeno soustavou povrchových dolů tzv. malolomů a hlubinných dolů, které těží kvalitnější uhelnou sloj až ve stametrových hloubkách. Ovšem největší vliv na krajinný ráz měl až rozvoj velkolomů, po nichž zůstaly výsypky a vytěžené plochy. Velká část mosteckého areálu je pokryta právě těmito útvary tvořenými vytěženým nadložním a podzemním obsahem (Halík & Žižka).

Jednotlivé kroky celého procesu spojeného s těžbou uhlí s sebou nesou mnohá úskalí pro životní prostředí (ubývání půdy a snižování její kvality usazováním různých toxických prvků). Takto zdevastovaná krajina je vlivem rekultivace přetvářena do současné podoby (například zahrádkářská oblast v blízkosti hlubinného dolu Pavel I (Jirásek 2011)).

Obrázek 4 Mapa limitů těžby a plánů a těžebních společností



(Hrubeš & Škoda 2015)

### 3.3.2 Chemický průmysl

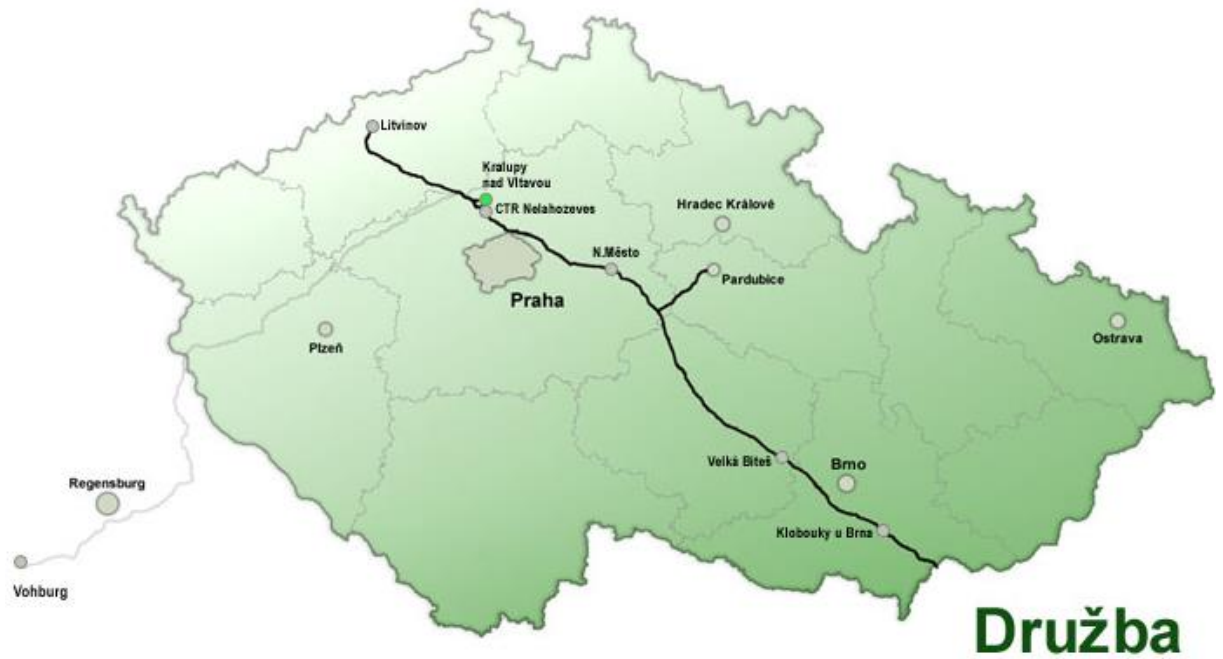
Značně rozvinutý je v Litvínově i chemický průmysl, o čemž svědčí fakt, že zde sídlí jeden z největších petrochemických podniků u nás. Počátky chemických továren se datují do roku 1939. Tou dobou se Litvínov stal součástí nacistického Německa. V Záluží byl založen velký chemický závod (dnes největší chemický areál na našem území) nazvaný STW (Sudetenländische Treibstoffwerke) na výrobu syntetických paliv, který přímo navazoval na zdroje a rozvoj povrchové těžby hnědého uhlí. Válečný stav vyžadoval velké množství ropy, a proto se začalo s bezohledným dolováním na Mostecku.

Během druhé světové války byla továrna ze 70 % zničena vlivem pravidelného bombardování, avšak její renovace započala ihned po osvobození a v druhé polovině dvacátého století se stala významnou křižovatkou dálkových ropovodů. Základem tehdejší technologie byla výroba kapalných paliv z uhlí, která se ukázala být velice nákladná a neohleduplná k životnímu prostředí. Proto byla ukončena a pokračovala produkce pouze z ropy. V Litvínově se zpracovává ropa dodávaná ropovodem Družba z Ruska (Obrázek 3).

Jak šel čas, měnily se i názvy společností. V roce 2007 získal název Unipetrol RPA, který je součástí společenství Unipetrol, a.s. Jeho hlavní produkci tvoří rafinérské, petrochemické

a agrochemické produkty. Podnik na trh dodává především motorová paliva, topné oleje, asfalty, zkapalněné ropné produkty, olejové hydrogenáty a ostatní rafinérské produkty. Dále olefiny, aromáty, agrochemikálie, saze, sorbenty a polyolefiny. Maloobchodním segmentem společnosti je i nejrozšířenější čerpací stanice v České republice – Benzina (Smrčka 2011).

Obrázek 5 Ropovod Družba



<https://www.mero.cz/provoz/mapa-druzba/>

### 3.4 Býložravci v Litvínově

#### 3.4.1 Zajícovití

Králík divoký *Oryctolagus cuniculus* a zajíc polní *Lepus europaeus* jsou zástupci čeledi zajícovitých *Leporidae* spadající do řádu zajíci *Lagomorpha* (Vala & Zabloudil 2008). Jsou rozšířeny prakticky po celé Evropě vyjma Islandu, Irska a zemí ležících na Skandinávském poloostrově. Jejich populace závisí převážně na vzájemném vztahu s prostředím (Bukovjan et al. 2016). Obývají stepi oplývající nejrůznějšími křovinami a dřevinami, také žijí v polích a v lesích. V České republice jsou nejvíce rozšířeni v agrárních ekosystémech, kde se střídají atraktivní druhy rostlin (Vala & Zabloudil 2008).

Jsou to býložraví savci živící se v přírodě širokou škálou různých trav, bylin, listů, květů, větviček keřů, kůry stromů a dalším rostlinným materiálem. Příležitostně konzumují i bobulovité plody, semena či ořechy, lišejníky a houby (Mohelský 2014). Každý jedinec má jiné preference jednotlivých druhů rostlin, avšak vždy záleží na tom, které z nich jsou v průběhu roku dostupné. Na jaře a v létě spásají čerstvou travu a byliny, zatímco v zimních měsících, kdy zelené krmivo není k dispozici, přechází na okusování větviček, keřů a kůry. Veškeré potřebné zdroje potravy se nachází v blízkosti jejich úkrytů. Králíci se vzdalují od svých doupat nanejvýš na několik desítek metrů na rozdíl od zajíců, kteří své nory opouští do vzdálenosti až šestnácti kilometrů (Lumpkin & Seidensticker 2011).

#### Trávicí soustava

Potrava je přijímána dutinou ústní, která je tvořena hypselodontním typem zubů, tj. zuby, které dorůstají po celý život a které se při hlodání vzájemným třením obrušují (řezáky) (Jekl et al. 2006). Žaludek zajíců a králíků je složitý, jednokomorový. Jedná se o zahnutý vak tvořící 15 % objemu celého gastrointestinálního traktu (GIT). Žaludkem vylučované šťávy rozkládají bílkoviny. Potrava dále putuje do tenkého střeva. Nejprve do dvanáctníku, kde dochází k promísení s dalšími enzymy. Poté postupuje lačnickem a kyčelníkem do slepého střeva, kde je rozkládána pomocí mikroorganismů a následně odchází konečnickem ven z těla. U zajícovitých se lze také setkat s tvorbou dvojího trusu – cekotrofií (Mohelský 2014). Cekotrofie je označení pro konzumaci produktu vlastního mikrobiálního trávení. Tento proces zvyšuje trávení a vstřebávání celulózy v tlustém střevě a je zdrojem vitamínu B, K a především bílkovin (Aldrigui et al. 2018).

### 3.4.2 Srnec obecný

Srnec obecný *Capreolus capreolus* je druh divoké zvěře značně rozšířené po celé České republice i Evropě. Je zástupcem řádu sudokopytníci *Cetartiodactyla*, podřádu přežvýkavci *Ruminantia* a čeledi jelenovití *Cervidae* (Kadlíková 2004). Obývají území s nízkou nadmořskou výškou až po lesní horské oblasti (Jirák et al. 1975). Dříve se srnčí zvěř nacházela zejména na mýtinách a v lesích. Kdežto v poslední době si přivykli, převážně v zimním období, na život na polích mimo lesní porosty a přestali sem tak chodit pouze za potravou ve večerních hodinách (Kadlíková 2004).

Srnec je býložravý přežvýkavec řadící se mezi okusovače (Sýkora 2011; Mohelský 2014). Okusuje listí a větvičky listnatých a jehličnatých dřevin a keřů (Kamler 2009), zhruba 40 – 50 % tvoří jeho dietu různé trávy, byliny a výhonky s nízkým obsahem vlákniny (Mohelský 2014). Ti jedinci, kteří vycházejí či žijí na polích, přijímají také zemědělské plodiny (Jirák et al. 1975). Přijátá potrava je v dutině ústní zpracována a promíchána se slinami. Dále prochází hltanem do batoru, kde probíhá bakteriální fermentace tj. proces, při němž dochází k využití energie z celulózy za současného vzniku těkavých mastných kyselin. Následuje čepce a posledním oddílem předžaludků je kniha, na kterou navazuje vlastní žaludek – slez. Vzhledem k jejich malému batoru musí potravu přijímat častěji způsobem krátkých pastevních cyklů (Vala 2007; Sýkora 2011; Mohelský 2014).

### 3.4.3 Muflon evropský

Muflon evropský *Ovis gmelini musimon* pochází ze Sardinie a Korsiky (Jirák et al. 1975), v České republice a v Evropě je jediným volně žijícím druhem rodu *Ovis* (Košnář 2011; Mohelský 2016). Patří do řádu sudokopytníci *Cetartiodactyla*, podřádu přežvýkaví *Ruminantia* a čeledi turovití *Bovidae*. Mufloni obývají lesy, avšak často vycházejí do polí, kde zemědělcům působí nemalé škody (zvláště ozimů a prezimující řepky) (Andreska & Andresková 1993; Košnář 2011). Jejich oblíbená stanoviště jsou tvořena listnatými či smíšenými lesy v oblastech s mírně zvlněným reliéfem. Pro mufloní zvěř je významným činitelem skalnaté a tvrdé podloží alespoň v malé části jejich obývané oblasti, díky němuž dochází k obrušování permanentně dorůstajících spárků (Jirák et al. 1975; Andreska & Andresková 1993).

Mufloni jsou přežvýkaví býložravci. Jejich trávicí soustava je výborně uzpůsobená k využití objemné potravy, která je spásána (Kamler et al. 2004; Mohelský 2014). Tráviny různých druhů v jejich celkovém příjmu čítají kolem 70 %, zatímco listí ze stromů a keřů asi jen 25 % (Mohelský 2016). V jejich dietě se dále objevuje jehličí a pupeny stromů.

V případě, že nemá dostatek travnatých krmiv, okusuje kůru a kmeny lesních dřevin (smrků a buků) (Jirák et al. 1975; Kamler et al. 2004). Trávicí soustava má značnou kapacitu (předžaludky tvoří 20 – 25 % živé hmotnosti), to znamená velice účinný fermentační proces, díky němuž dokáže využít potravu s větším množstvím vlákniny (starší porosty) a stačí jim tak malý počet pastevních cyklů (Mohelský 2016). Mladá píce pro ně není dostatečně efektivní (Mohelský 2014).



## 4 Materiál a metody

### 4.1 Odběr vzorků

Vzorky půdy a rostlin byly pořízeny v září roku 2018 v Ústeckém kraji, konkrétně ve městě Litvínov a v jeho bezprostřední blízkosti. Jejich odběr probíhal na čtyřadvaceti místech, kterým byly přiřazeny zeměpisné souřadnice pomocí globálního polohového systému – GPS (Příloha 1). Místa odběru byla navolena tak, aby zahrnovala nejen potenciálně významně kontaminované lokality (např. v blízkosti rafinérie), ale zároveň oblasti, které jsou místními obyvateli považovány za „čistější“ (např. zahrádkářské oblasti). Půda byla odebrána z hloubky 0 – 15 cm a vložena do popsaného polyethylenového ZIP sáčku. Vzorky nadzemních částí rostlin druhu pampeliška lékařská (*Taraxacum sect. Ruderalia*) a truskavec ptačí (*Polygonum aviculare*) byly umístěny do označeného papírového sáčku.

### 4.2 Příprava vzorků

Vzorky půdy byly vysušeny na vzduchu při laboratorní teplotě, dále rozmělněny ve třecí misce a prosety v sítu o velikosti ok 2,0 mm. Odebrané rostlinné vzorky byly umístěny na 24 hodin do mrazicího boxu a následně přemístěny do lyofilizátoru Lyovac GT-2, kde probíhalo vakuové sušení při teplotě - 60 °C do konstantní hmotnosti. Vysušené vzorky byly umístěny do mixéru a rozemletím bylo dosaženo homogenní substance.

### 4.3 Stanovení výměnné půdní reakce

Pro určení výměnné půdní reakce bylo do PVC lahve naváženo 10 g předpřipravené zeminy. K navážce byl přidán 0,01 mol.l<sup>-1</sup> roztok CaCl<sub>2</sub> v celkovém množství 50 ml. Takto připravená směs byla promíchávána na třepačce po dobu 60 minut. Po intenzivním protřepání se vzorky nechaly 15 minut ustálit a následně byla na pH-metru změřena hodnota pH za pomoci skleněné elektrody. Vyhodnocení půdní reakce proběhlo na základě hodnot uvedených v Tabulce 1.

Tabulka 1 Hodnoty půdní reakce

<b>pH</b>	<b>Půdní reakce</b>
do 4,5	extrémně kyselá
4,6 – 5,0	silně kyselá
5,1 – 5,5	kyselá
5,6 – 6,5	slabě kyselá
6,6 – 7,2	neutrální
7,3 – 7,7	alkalická
nad 7,7	silně alkalická

#### 4.4 Stanovení kationtové výměnné kapacity

K určení kationtové výměnné kapacity byly do třepacích PE lahvíček s kulatým dnem naváženy 2 g zeminy a přidáno 20 ml 0,1 mol.l<sup>-1</sup> BaCl<sub>2</sub>. Suspenze v lahvíčkách byla 2 hodiny promíchávána na třepače. Následně byly vzorky umístěny do laboratorní centrifugy a po dobu 10 minut centrifugovány při 3000 otáčkách za minutu. Oddělená tekutina od sedimentu byla převedena do plastových zkumavek. Koncentrace kationtů v roztoku byla stanovena pomocí optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP – OES, Agilent 720, Agilent Technologies Inc., USA). Vyhodnocení hodnoty kationtové výměnné kapacity bylo provedeno dle Tabulky 2.

Tabulka 2 Hodnocení kationtové výměnné kapacity

<b>KVK mmol/kg</b>	<b>Hodnocení</b>
do 80	velmi nízká
80 - 120	nízká
130 – 170	nižší střední
180 – 240	vyšší střední
250 – 300	vysoká
nad 300	velmi vysoká

## 4.5 Stanovení pseudocelkového obsahu prvků v půdě

Pro stanovení celkového obsahu prvků v půdě bylo naváženo 0,5 g vzorku zeminy, které byly zality 10 ml lučavky královské (směs dvou koncentrovaných kyselin, a to kyseliny chlorovodíkové a kyseliny dusičné, připravených v poměru 3:1). Takto připravené vzorky byly v teflonových reakčních nádobách extrahovány v uzavřeném systému s mikrovlnným ohřevem v zařízení Ethos 1 (MLS GmbH, Německo) po dobu 45 minut. Po ochlazení nádob byly vzorky kvantitativně převedeny do 25 ml zkumavek a doplněny demineralizovanou vodou po rysku. Po zajištění Parafilmem® a promíchání vzorku byl celkový obsah prvků ve vzorcích stanoven metodou optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP – OES) s axiální orientací plazmové hlavičky na přístroji Agilent 720 (Agilent Technologies, Inc., USA) s využitím dvoukanálové peristaltické pumpy, mlžné komory typu Struman Masters a pneumatického zmlžovače typu „V-groove“ vyrobeného z inertního materiálu (Fröhlichová et al. 2018).

## 4.6 Výluh v kyselině octové a výpočet Risk Assessment Code (RAC)

Pro stanovení mobilních podílů prvků v půdách byly půdní vzorky extrahovány 0,11 M roztokem kyseliny octové ( $\text{CH}_3\text{COOH}$ ) v poměru 1 g půdy + 20 ml činidla po dobu 16 hodin (Quevauviller et al., 1993). Reakční směs byla odstředěna při 3000 otáčkách za minutu po dobu 10 minut (Hettich Universal 30 RF, Německo). Do doby měření byly supernatanty uchovány v teplotě 6 °C. Pro stanovení obsahu prvků v extraktech byla použita metoda optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP – OES).

Risk Assessment Code (RAC) slouží k odhadu mobility prvku v půdě a následně jeho schopnosti vstupovat do potravních řetězců a stanoví se jako poměr obsahu prvku extrahovatelného 0,11 M  $\text{CH}_3\text{COOH}$  a pseudocelkového obsahu tohoto prvku v půdě. Je-li extrahovatelný obsah nižší než 1 % pseudocelkového obsahu, nepředstavuje to žádné riziko pro životní prostředí. Extrahovatelný obsah v rozmezí 1–10 % je nízké riziko, rozmezí 11–30 % je střední riziko, rozmezí 31–50 % je vysoké riziko a rozmezí 51 – 100 % je velmi vysoké riziko (Marrugo-Negrete et al. 2017).

## 4.7 Stanovení celkového obsahu prvků v rostlinách

K určení celkového obsahu prvků v rostlinách bylo do reakčních teflonových nádob naváženo 0,5 g od každého vzorku rostlin. K navážce bylo přidáno 8 ml 65% kyseliny dusičné a 2 ml 30% peroxidu vodíku. Takto připravené vzorky byly v teflonových reakčních nádobách extrahovány v uzavřeném systému s mikrovlnným ohřevem v zařízení Ethos 1 (MLS GmbH, Německo) po dobu 45 minut. Po částečném zchladnutí nádob prošly vzorky procesem odpařování kyselin a po úplném vychladnutí byly převedeny do 25 ml zkumavek a doplněny demineralizovanou vodou na požadovaný objem. Po zabezpečení Parafilmem® následovalo promíchání. Pro stanovení obsahu prvků ve vzorcích byla použita metoda optické emisní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem (ICP – OES).

## 4.8 Stanovení PAU

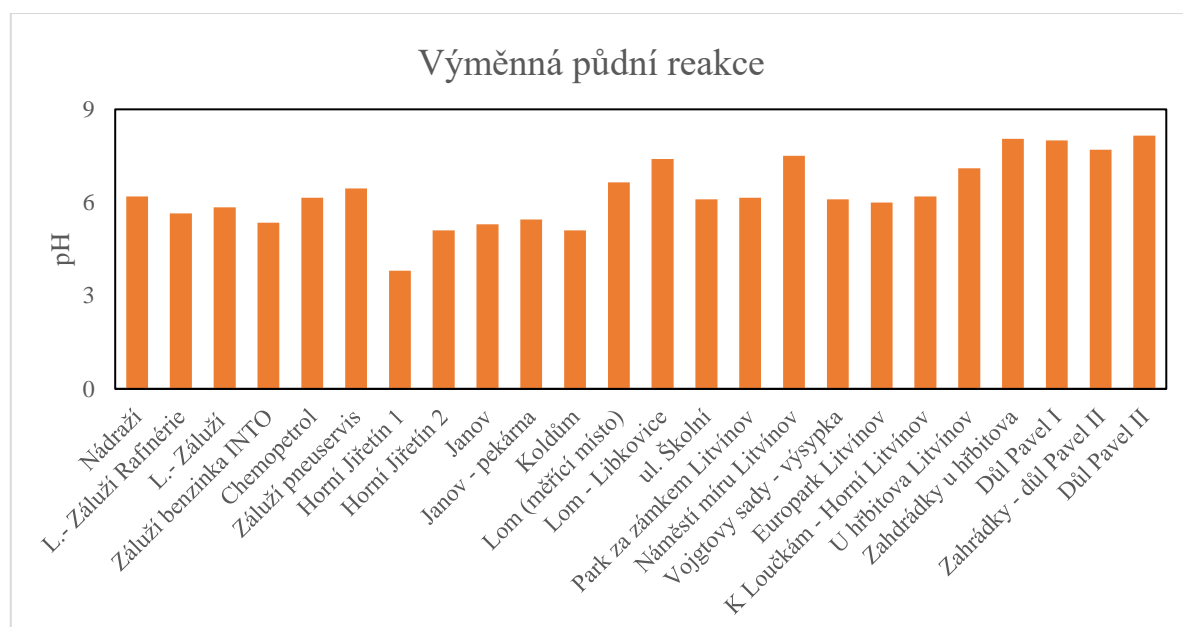
Přibližně 15 g homogenizovaného sedimentu bylo naváženo do skleněné baňky se zábrusem a zalito 30 ml extrakční směsí (n-hexan a aceton v poměru 2:1). Baňky s reakční směsí pak byly umístěny do ultrazvukové lázně (Bandelin Sonorex Digitec DT510/H, Německo) po dobu 30 minut při teplotě 25 °C. Následně byly vzorky třepány na orbitální třepačce po dobu 60 minut při 170 otáčkách za minutu. Následně bylo k reakční směsi přidáno 50 ml demineralizované vody k rozdělení hexanové a acetonové fáze po dobu 10 minut. Z horní hexanové fáze, kam se vyextrahují PAU, byl odebrán 1 ml do tmavé skleněné vialky a uzavřen víčkem se septem, který se využívá jako přímý vzorek pro stanovení PAU v extraktu. Vlastní stanovení PAU bylo provedeno metodou plynové chromatografie s hmotnostní detekcí (GCMS, Agilent, USA). K separaci látek dochází na 20 metrové koloně, kam se extrakt nastříkuje při teplotě 50°C, která se s časem zvyšuje až na 300°C.

Vyhodnocení obsahu PAU se provádí za pomoci kalibrační křivky vytvořené standardy PAU, kdy se porovnává integrovaná plocha píků s plochou standardů PAU (Košnář et al. 2016).

## 5 Výsledky

### 5.1 Výměnná půdní reakce

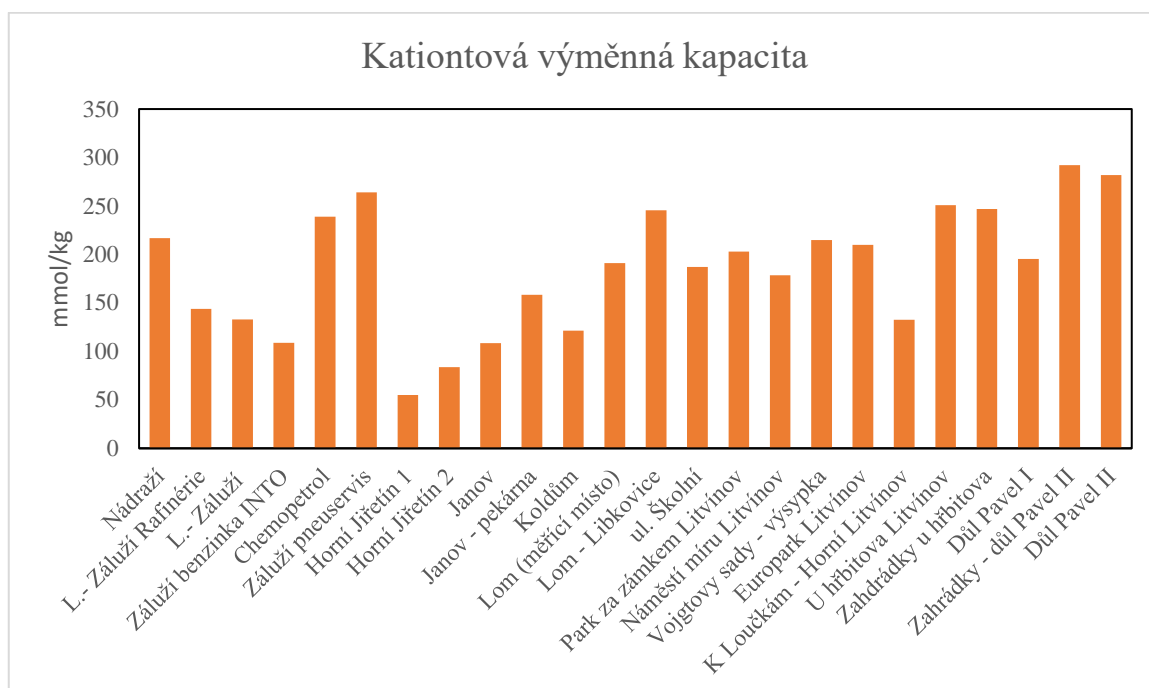
Výměnná půdní reakce byla v jednotlivých oblastech v Litvínově naměřena v rozmezí od 5,1 do 8,15. Nejnižší hodnota pH byla zjištěna v Horním Jiřetíně 1, kdy se jednalo o půdu extrémně kyselou, zatímco v místě pojmenovaném Důl Pavel II byla hodnota nejvyšší, půda byla tedy silně alkalická. Průměrná hodnota činila 6,31, což koresponduje se slabě kyselou půdní reakcí. Graf 1 srovnává hodnoty výměnné půdní reakce mezi jednotlivými lokalitami v Litvínově. Tabulka naměřených hodnot je uvedena v Příloze 2.



Graf 1 Srovnání hodnot výměnné půdní reakce mezi jednotlivými lokalitami v Litvínově

### 5.2 Kationtová výměnná kapacita

Kationtová výměnná kapacita byla v jednotlivých oblastech v Litvínově naměřena v rozmezí od 55,1 do 292 mmol/kg. Nejnižší hodnota KVK byla naměřena v Horním Jiřetíně 1, která činila 55,1 mmol/kg. V místě nazvaném Zahradky - důl Pavel II byla naopak hodnota nejvyšší a čítala 292 mmol/kg, KVK byla tedy vysoká. Průměrná kationtová výměnná kapacita byla vyšší střední tj. 186 mmol/kg. Graf 2 srovnává hodnoty kationtové výměnné kapacity mezi jednotlivými lokalitami v Litvínově. Tabulka naměřených hodnot je uvedena v Příloze 2.



Graf 2 Srovnání hodnot KVK mezi jednotlivými lokalitami v Litvínově

### 5.3 Pseudocelkový obsah prvků v půdě

Tabulka 3 Pseudocelkové obsahy prvků v půdě

Pseudocelkové obsahy (extrahovatelné lučavkou královskou) sledovaných prvků v půdách; šedým podkresem jsou označeny lehké půdy, zeleně jsou označeny hodnoty přesahující preventivní hodnoty obsahu prvků v půdě, červeně pak obsahy prvků přesahující indikační hodnoty (dle vyhl. 153/2016 Sb.) – v případě As ohrožující zdraví člověka a zvířat, v případě Zn ohrožující růst rostlin.

	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg									
Nádraží	40.2	1.73	0.526	18.8	74.8	42.9	50.5	42.7	86.8	166
L.-Záluží rafinérie	44.9	1.64	0.405	10.9	45.3	26.0	22.6	40.4	62.4	122
L.-Záluží	36.0	1.25	0.400	18.1	54.4	27.7	28.5	46.3	57.8	639
Záluží - benzinka INTO	65.0	2.20	0.469	11.8	54.0	43.5	28.1	46.6	76.4	122
Chemopetrol	38.9	1.72	0.453	12.9	63.5	28.5	26.9	205	68.3	168
Záluží pneuservis	32.0	1.40	0.538	12.7	47.8	47.8	30.7	42.8	61.5	213
Horní Jiřetín 1	45.6	1.27	0.353	6.47	35.6	16.2	14.3	43.5	49.6	86.2
Horní Jiřetín 2	41.9	1.09	0.452	9.66	33.1	16.1	18.5	35.8	45.8	107
Janov	31.6	1.39	0.399	11.9	46.4	26.1	25.5	56.6	63.5	140
Janov – pekárna	39.6	1.64	0.325	10.5	41.6	22.7	22.1	32.6	62.2	112
Koldům	46.1	2.33	0.408	10.5	43.1	23.5	20.9	36.1	63.5	113
Lom (měřicí místo)	48.3	1.95	0.563	10.4	38.6	93.5	24.3	45.6	55.4	168
Lom – Libkovice	20.8	1.77	0.400	11.3	39.6	23.9	26.6	42.5	54.1	115
ul. Školní	40.1	1.57	0.498	12.0	41.6	21.8	22.7	39.2	60.2	138
Park za zámekem Litvínov	43.1	1.74	0.601	14.5	52.9	29.6	31.9	40.3	71.3	498
Náměstí Míru Litvínov	30.2	1.51	0.332	10.5	40.7	25.4	21.5	24.6	62.7	88.0
Vojgtovy sady - výsypka	37.5	1.25	0.445	11.6	42.1	21.9	24.7	22.0	54.7	91.3
Europark – Litvínov	59.1	1.89	0.724	11.6	56.2	33.6	26.1	61.3	65.6	163
K Loučkám- Horní Litvínov	48.9	1.75	0.555	13.9	44.7	29.9	25.0	51.3	60.9	230
U hřbitova Litvínov	39.4	1.44	0.386	10.6	43.3	20.8	26.1	21.9	50.0	110
Zahrádky u hřbitova	37.6	1.74	0.467	12.2	45.5	33.5	29.0	67.1	66.3	149
Důl Pavel I	59.7	0.817	0.362	6.69	22.2	21.4	14.7	24.2	31.5	89.5
Zahrádky - důl Pavel II	32.3	1.87	0.490	12.6	48.6	30.5	37.3	33.5	68.7	145
Důl Pavel II	41.2	1.34	0.694	11.8	40.0	39.6	26.5	71.5	60.0	226
Minimum	20.8	0.82	0.325	6.47	22.2	16.1	14.3	21.9	31.5	86.2
Maximum	65.0	2.33	0.724	18.8	74.8	93.5	50.5	205	86.8	639
Průměr	41.7	1.60	0.468	11.8	45.6	31.1	26.0	48.9	60.8	175
Směrodatná odchylka	9.69	0.34	0.103	2.68	10.2	15.4	7.1	34.9	10.6	127
Median	40.2	1.64	0.452	11.7	44.0	26.9	25.8	42.6	61.9	139
MAD	5.4	0.23	0.054	1.1	4.4	5.0	3.2	6.8	6.4	29

MAD...median absolutních odchylek

Celkové obsahy prvků v půdě jsou shrnuty v Tabulce 3. Nadlimitní koncentrace arzenu byly naměřeny na všech čtyřadvaceti místech. Celkem na jedenácti z nich překračovaly preventivní hodnoty. Na zbylých třinácti přesahovaly hodnoty indikační, které by mohly představovat zvýšené riziko pro zdraví člověka a zvířat. Nejvyšší koncentrace byly zaznamenány v Záluží – benzinka INTO, naopak nejnižší množství bylo zjištěno u libkovického lomu. Nejvyšší obsah beryllia byl změřen v místě, kde je situován Koldům, zatímco minimální hodnota byla zjištěna v lokalitě nazvané Důl Pavel I. Hodnoty kadmia celkem ve dvanácti případech přesahovaly hodnoty preventivní (nejvyšší u Europarku v Litvínově, nejnižší u janovské pekárny). U mědi a niklu byla preventivní hodnota přesažena u obou pouze na jedné lokalitě, a to první jmenovaný prvek u Lomu (měřící místo), v druhém případě to bylo na nádraží (vliv manipulace s kovovým materiálem, otěr z kovových součástí vagonů apod.). Nejvyšší obsah olova byl stanoven u Chemopetrolu a nejnižší u litvínovského hřbitova. Maximální hodnoty zinku, které přesahovaly i hodnoty indikační, byly nalezeny v Litvínově v Záluží a v parku za Litvínovským zámekem, naopak nejnižší byly zaznamenány v Horním Jířetíně 1. Celkem však na šestnácti místech, byly překročeny preventivní hodnoty. Obsahy kobaltu, chromu a vanadu nepřesahovaly v žádné lokalitě hodnoty indikační, ale ani preventivní.



## 5.4 Hodnota Risk assesment code

Tabulka 4 Hodnoty „Risk assesment code“ pro jednotlivé sledované prvky

	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
	%									
Nádraží	2.02	4.21	19.4	2.37	a	0.54	0.82	a	0.12	10.2
L.-Záluží rafinérie	1.38	5.48	8.3	3.40	a	0.65	2.21	a	0.25	6.4
L.-Záluží	a	7.17	22.1	2.58	a	0.78	3.56	1.60	0.18	31.4
Záluží - benzinka INTO	a	6.51	14.5	3.02	a	1.10	3.64	a	0.27	13.7
Chemopetrol	a	4.31	a	2.04	a	0.59	3.62	a	0.22	9.7
Záluží pneuservis	a	3.90	12.8	4.28	a	0.47	2.04	a	0.17	9.5
Horní Jiřetín 1	a	10.1	25.2	4.79	a	0.87	3.78	1.43	0.30	9.0
Horní Jiřetín 2	a	8.16	28.8	5.06	a	0.90	4.25	a	a	6.6
Janov	a	5.20	12.9	2.96	a	0.98	2.89	0.95	0.16	11.6
Janov – pekárna	1.37	3.95	a	3.49	a	0.96	2.43	a	0.32	6.5
Koldům	a	7.03	14.3	2.43	a	0.73	4.12	a	0.18	11.4
Lom (měřící místo)	2.36	4.60	10.7	3.83	a	2.12	2.18	a	0.37	8.4
Lom – Libkovice	a	2.94	7.8	1.82	a	0.53	2.20	1.33	0.21	7.1
ul. Školní	a	4.17	6.6	1.97	a	0.76	2.01	1.11	0.24	4.4
Park za zámkem Litvínov	a	3.67	13.0	1.37	a	0.45	1.72	a	0.21	13.3
Náměstí Míru Litvínov	a	3.92	a	2.30	a	0.56	3.23	a	0.17	4.4
Vojgtovy sady - výsypka	a	2.98	a	a	a	0.50	2.98	a	a	3.3
Europark – Litvínov	a	5.21	15.0	3.74	a	0.67	3.26	0.73	a	5.8
K Loučkám- Horní Litvínov	a	3.88	17.5	2.50	a	0.62	2.36	a	0.30	14.2
U hřbitova Litvínov	2.93	1.58	a	1.72	a	a	0.50	a	0.26	4.9
Zahrádky u hřbitova	a	2.46	a	2.98	a	0.41	1.29	a	0.22	7.0
Důl Pavel I	3.73	5.26	7.8	5.69	a	0.85	2.07	a	0.48	13.8
Zahrádky - důl Pavel II	2.05	2.97	7.8	2.00	a	0.50	1.59	a	0.27	7.1
Důl Pavel II	3.72	2.33	8.5	1.91	a	0.48	1.33	0.70	0.26	11.8
Minimum	a	1.58	a	a	a	a	0.50	a	a	3.3
Maximum	3.73	10.1	28.8	5.69	a	2.12	4.25	1.60	0.48	31.4
Průměr	0.81	4.67	10.5	2.84	a	0.71	2.50	0.33	0.21	9.6
Směrodatná odchylka	1.26	1.95	8.1	1.26	a	0.37	1.01	0.54	0.11	5.5
Median	a	4.19	9.6	2.54	a	0.64	2.28	a	0.22	8.7
MAD	a	1.07	5.4	0.72	a	0.14	0.70	a	0.05	2.7

MAD...median absolutních odchylek; a...hodnoty pod mezí detekce stanovení

Pro stanovení mobilních podílů prvků v půdách byl vypočítán Risk Assesment Code (RAC) viz Tabulka 4. Mobilitu arsenu, chromu a olova nebylo možné spočítat, jelikož se většina hodnot nacházela pod mezí detekce stanovení. A ty hodnoty, které jsou uvedené v tabulce v souvislosti s těmito prvky, byly nízké (< 10 %), to znamená, že nepředstavují

významné riziko. U mědi a vanadu byl extrahovatelný obsah ve většině vzorků sice měřitelný, avšak celkem byl nižší než 1 %, proto je riziko pro živočichy zanedbatelné. V případě beryllia, kobaltu a niklu byly už hodnoty vyšší, v průměru čítaly u prvního jmenovaného 4,67 %, u druhého prvku 2,84 % a u posledního zmíněného 2,50 %, avšak stále se nacházely na úrovni nízkého rizika. Kdežto extrahovatelný obsah kadmia se pohybuje v rozmezí od nízkého rizika, přes střední, až téměř k vysokému (maximum 28.8 % v místě nazvaném Horní Jiretín 2). To vypovídá o mobilitě tohoto prvku, o jeho dostupnosti pro rostliny a také o potenciální schopnosti vstupu do potravních řetězců býložravců, což by mohlo mít dopad na jejich zdraví. U zinku byla nejvyšší mobilita 31.4 % zjištěna v Litvínově v Záluží, která odpovídá vysokému riziku pro životní prostředí a zdraví. Avšak zbylé výsledky jsou v rozmezí středního a spíše nízkého rizika.

## 5.5 Celkový obsah prvků v rostlinách

### 5.5.1 Truskavec ptačí

Tabulka 5 Obsahy sledovaných prvků v nadzemní biomase truskavce ptačího

	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg									
Nádraží	a	a	0.092	a	1.66	7.00	1.29	a	0.373	38.3
L.-Záluží rafinérie	a	a	0.113	a	1.58	7.22	1.96	a	1.03	50.1
L.-Záluží	a	a	a	a	0.451	2.61	0.423	a	a	53.0
Záluží - benzinka INTO	a	a	0.072	a	2.18	9.96	1.43	2.01	1.58	42.9
Chemopetrol	a	a	0.087	a	0.959	6.25	0.651	1.34	a	39.8
Záluží pneuservis	a	a	0.097	a	0.513	6.79	0.521	a	a	58.3
Horní Jiřetín 1	a	a	0.443	a	0.381	5.59	0.946	a	a	56.9
Horní Jiřetín 2	a	a	0.133	a	0.542	7.58	1.02	a	a	42.3
Janov	a	a	0.260	a	0.782	4.48	0.954	a	a	32.9
Janov – pekárna	a	a	0.091	a	0.443	5.49	0.423	a	a	46.4
Koldům	a	a	0.082	a	0.734	7.02	1.55	a	a	38.5
Lom (měřící místo)	a	a	0.181	a	0.606	4.38	0.585	a	a	42.9
Lom – Libkovice	a	a	0.071	a	1.45	56.8	1.34	a	1.08	42.2
ul. Školní	a	a	a	a	0.462	4.89	0.298	a	a	51.1
Park za zámkem Litvínov	a	a	0.229	a	0.838	7.13	0.990	8.80	a	35.8
Náměstí Míru Litvínov	a	a	0.077	a	0.978	8.23	1.29	a	0.573	46.3
Vojtovy sady - výsypka	a	a	a	a	0.643	6.78	0.506	a	a	26.9
Europark – Litvínov	a	a	0.154	a	0.347	8.53	1.11	a	a	42.2
K Loučkám- Horní Litvínov	a	a	0.191	a	0.389	6.83	0.724	a	a	73.8
U hřbitova Litvínov	a	a	1.13	a	0.420	6.46	0.755	a	a	28.4
Zahrádky u hřbitova	a	a	0.120	a	0.445	6.05	0.636	a	a	62.6
Důl Pavel I	a	a	a	a	1.34	4.64	0.934	a	a	34.9
Zahrádky - důl Pavel II	a	a	0.079	a	0.741	7.48	1.16	1.71	a	42.6
Důl Pavel II	a	a	a	a	0.652	5.19	0.822	a	a	37.3
Minimum	a	a	0.071	a	0.347	2.61	0.298	1.34	0.373	26.9
Maximum	a	a	1.13	a	2.18	56.8	1.96	8.80	1.58	73.8
Průměr	a	a	0.195	a	0.814	8.48	0.930	3.46	0.926	44.4
Směrodatná odchylka	a	a	0.237	a	0.477	10.2	0.400	3.09	0.421	10.7
Median	a	a	0.113	a	0.647	6.79	0.940	1.86	1.03	42.5
MAD	a	a	a	a	0.204	0.80	0.346	a	a	6.7

MAD...median absolutních odchylek; a...hodnoty pod mezí detekce stanovení.

Obsahy sledovaných prvků v nadzemní biomase truskavce ptačího jsou shrnuty v Tabulce 5. Množství arsenu, beryllia a kobaltu nebylo možné spočítat, jelikož hodnoty ve všech čtyřadvaceti vzorcích se nacházely pod mezí detekce stanovení. V případě olova a vanadu byla většina hodnot také pod mezí detekce a ty, které bylo možné stanovit, obsahovaly velmi malé koncentrace těchto prvků. Nejvyšší obsahy kadmia 1.13 mg/kg byly nalezeny v místě nazvaném u hřbitova Litvínov. Naopak nejnižší naměřené hodnoty 0.071 mg/kg byly v obci Lom – Libkovice. Maximální koncentrace chromu 2.18 mg/kg byly zjištěny v Záluží u benzinky INTO, zatímco nejnižší 0.347 mg/kg u Europarku v Litvínově. Nejvyšší obsah mědi byl přítomen v truskavci ptačím v místě Lom – Libkovice, nejnižší v litvínovském Záluží. Maximální naměřená hodnota niklu, která čítala 1.96 mg/kg, byla nalezena v Litvínově v Záluží u rafinérie, minimální naopak v ulici Školní. V případě zinku byla nejvyšší koncentrace zaznamenána v místě nazvaném K Loučkám v Horním Litvínově, zatímco nejnižší byla přítomna u výsypky ve Vojgtových sadech. Hodnoty byly porovnávány se Směrnicí Evropského parlamentu a rady 2002/32/ES ze dne 7. května 2002 o nežádoucích látkách v krmivech, která stanovuje maximální obsah látek v krmivech. Podle této směrnice je maximální přípustný obsah Cd v objemovém krmivu stanoven na 1 mg/kg, takže maximální obsah Cd v nadzemní biomase truskavce ptačího tuto hodnotu překračuje. Žádný z dalších sledovaných prvků tuto normu nepřekročil.

## 5.5.2 Pampeliška lékařská

Tabulka 6 Obsahy sledovaných prvků v nadzemní biomase pampelišky lékařské

	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn
	mg/kg									
Nádraží	a	a	0.272	a	0.558	17.2	0.822	a	a	36.1
L.-Záluží rafinerie	a	a	0.328	a	1.26	13.5	1.81	1.39	0.873	41.9
L.-Záluží	a	a	0.225	a	0.595	14.3	1.56	a	a	78.6
Záluží - benzinka INTO	a	a	0.345	a	1.83	11.9	1.44	a	0.638	53.5
Chemopetrol	a	a	0.303	a	3.20	28.0	2.68	2.12	2.71	91.7
Záluží pneuservis	a	a	0.156	a	0.490	17.4	0.564	a	a	44.3
Horní Jiřetín 1	a	a	0.675	a	0.566	11.8	0.740	a	a	57.2
Horní Jiřetín 2	a	a	0.368	a	0.479	16.3	1.14	a	a	58.6
Janov	a	a	0.404	a	1.81	17.0	1.73	a	0.972	65.2
Janov – pekárna	a	a	0.246	a	0.654	12.0	1.09	a	a	35.4
Koldům	a	a	0.445	a	0.759	15.3	2.56	1.61	0.409	76.6
Lom (měřící místo)	a	0.042	0.257	a	0.580	17.0	0.954	a	a	39.6
Lom – Libkovice	a	a	0.289	a	0.722	15.2	0.834	a	a	43.8
ul. Školní	a	a	0.176	a	a	8.72	0.619	a	a	31.8
Park za zámkem Litvínov	a	a	0.377	a	0.447	14.8	0.657	a	a	39.3
Náměstí Míru Litvínov	a	a	0.191	a	0.477	11.8	0.689	a	a	28.2
Vojgtovy sady - výsypka	a	a	0.208	a	0.291	15.7	0.616	a	0.346	47.1
Europark – Litvínov	a	a	0.474	a	0.423	14.9	0.715	a	0.365	35.7
K Loučkám- Horní Litvínov	a	a	0.230	a	0.474	20.6	1.24	a	a	43.7
U hřbitova Litvínov	a	a	0.200	a	a	13.1	0.501	a	a	34.5
Zahrádky u hřbitova	a	a	0.180	a	0.734	17.1	1.06	a	a	41.2
Důl Pavel I	a	a	0.237	a	0.264	14.5	0.798	a	a	58.3
Zahrádky - důl Pavel II	a	a	0.137	a	0.653	13.4	1.21	a	a	37.7
Důl Pavel II	a	a	0.120	a	0.918	12.1	0.732	a	a	33.3
Minimum	a	b	0.120	a	0.26	8.72	0.501	1.40	0.35	28.2
Maximum	a	b	0.675	a	3.20	28.0	2.68	2.12	2.71	91.7
Průměr	a	b	0.285	a	0.83	15.1	1.12	1.71	0.90	48.1
Směrodatná odchylka	a	b	0.124	a	0.66	3.64	0.58	0.30	0.77	16.1
Median	a	b	0.251	a	0.59	14.9	0.89	1.61	0.64	42.8
MAD	a	b	0.072	a	0.11	2.07	0.27	0.00	0.00	7.4

MAD...median absolutních odchylek; a...hodnoty pod mezí detekce stanovení, b...nehodnoceno

Obsahy sledovaných prvků v nadzemní biomase pampelišky lékařské jsou shrnuty v Tabulce 6. Množství arsenu, beryllia a kobaltu nebylo možné spočítat, jelikož hodnoty se až na zanedbatelný obsah beryllia 0.042 mg/kg ve vzorku z Lomu (měřící místo) nacházely pod mezí detekce stanovení. V případě olova a vanadu byla většina hodnot také pod mezí detekce a ty, které bylo možné stanovit, obsahovaly velmi malé koncentrace těchto prvků.

Nejvyšší obsahy kadmia 0.675 mg/kg byly nalezeny v místě nazvaném Horní Jiřetín 1. Naopak nejnižší naměřené hodnoty 0.120 mg/kg byly v Důl Pavel II. Maximální koncentrace chromu 3.20 mg/kg byly zjištěny u Chemopetrolu, zatímco nejnižší 0.26 mg/kg v lokalitě pojmenované Důl Pavel I. Nejvyšší obsah mědi 28.0 mg/kg přítomen v pampelišce lékařské byl u Chemopetrolu, nejnižší 8.72 mg/kg v ulici školní. Maximální naměřená hodnota niklu, která čítala 2.68 mg/kg, byla nalezena u Chemopetrolu, minimální 0.501 mg/kg naopak u litvínovského hřbitova. V případě zinku byla nejvyšší koncentrace 91.7 mg/kg zaznamenána u Chemopetrolu, zatímco nejnižší 28.2 mg/kg byla přítomna na náměstí Míru v Litvínově.

Směrnice Evropského parlamentu a rady 2002/32/ES o nežádoucích látkách v krmivech v žádném z případů překročena nebyla.

## 5.6 Polycyklické aromatické uhlovodíky v půdě

Tabulka 7 Obsahy vybraných PAU v půdě 1. část

Obsahy vybraných polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) v půdě ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$  sušiny); obsahy acenaftalenu, acenaftenu, fluorenu a dibenz[a,h]antracenu byly pod mezí detekce stanovení.

	naftalen	fenantren	antracene	fluoranten	pyren	benz[a] antracene	chrysen
Nádraží	<0,6	558	126	1507	1226	849	902
L.-Záluží rafinerie	<0,6	54,9	68,2	169	152	150	116
L.-Záluží	13,3	500	152	746	629	383	425
Záluží - benzinka INTO	20,5	162	177	334	305	211	196
Chemopetrol	15,2	233	245	456	385	256	287
Záluží pneuservis	37,7	140	158	289	324	224	205
Horní Jiřetín 1	8,3	30,0	35,6	83,2	66,3	74,8	60,4
Horní Jiřetín 2	<0,6	74,6	82,4	235	185	142	138
Janov	9,7	174	188	300	256	157	150
Janov – pekárna	<0,6	170	185	370	361	273	276
Koldům	<0,6	49,2	68,6	173	143	122	110
Lom ( měřicí místo)	<0,6	403	410	797	659	382	470
Lom – Libkovice	<0,6	456	118	721	603	374	473
ul. Školní	<0,6	224	236	456	376	239	260
Park za zámkem Litvínov	52,4	921	568	1894	1564	949	659
Náměstí Míru Litvínov	<0,6	<0,9	<0,8	150	146	233	247
Vojgtovy sady - výsypka	<0,6	<0,9	<0,8	81,4	70,5	95,5	84,1
Europark – Litvínov	<0,6	167	182	398	355	272	311
K Loučkám- Horní Litvínov	186	1517	617	1661	1355	816	938
U hřbitova Litvínov	<0,6	109	123	279	248	193	182
Zahrádky u hřbitova	<0,6	190	188	413	365	258	276
Důl Pavel I	21,0	1302	294	1545	1284	674	890
Zahrádky - důl Pavel II	44,2	535	150	817	683	419	493
Důl Pavel II	14,5	488	139	867	737	467	561
Minimum	<0,6	<0,9	<0,8	81,4	66,3	74,8	60,4
Maximum	186	1517	617	1894	1564	949	938
Průměr	17,9	352	188	614	520	342	363
Směrodatná odchylka	37,9	388	151	519	421	240	258
Median	<0,6	182	155	405	363	257	276
MAD	0,0	142	54,6	246	218	116	155

MAD...median absolutních odchylek

Tabulka 8 Obsahy vybraných PAU v půdě 2. část

Obsahy vybraných polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) v půdě ( $\mu\text{g.kg}^{-1}$  sušiny); obsahy acenaftalenu, acenaftenu, fluorenu a dibenz[a,h]antracenu byly pod mezí detekce stanovení; zeleně jsou označeny hodnoty přesahující preventivní hodnoty obsahu PAU v půdě, červeně pak obsahy benzo(a)pyrenu přesahující indikační hodnoty (dle vyhl. 153/2016 Sb.)

	benzo[b] fluoranten	benzo[k] fluoranten	benzo[a] pyren	indeno [1,2,3- c,d]pyren	benzo[g,h,i] perylene	$\Sigma$
Nádraží	1746	611	591	625	510	9250
L.-Záluží rafinérie	124	39,1	64,4	60,0	52,1	1050
L.-Záluží	906	301	250	534	479	5317
Záluží - benzinka INTO	249	74,4	143	<1,5	128	1999
Chemopetrol	547	162	140	285	268	3279
Záluží pneuservis	289	106	195	121	176	2264
Horní Jiřetín 1	79,8	21,4	47,9	<1,5	<2,9	508
Horní Jiřetín 2	190	85,6	136	88,4	83,0	1439
Janov	150	85,6	99,1	61,7	58,9	1690
Janov – pekárna	510	100	207	144	188	2785
Koldům	72,2	60,3	106	77,5	64,7	1047
Lom (měřící místo)	952	280	779	492	393	6019
Lom – Libkovice	989	306	801	571	475	5886
ul. Školní	408	124	331	198	145	2997
Park za zámkem Litvínov	589	336	469	304	1039	9344
Náměstí Míru Litvínov	442	129	334	206	156	2043
Vojgtovy sady - výsypka	117	65,4	87,5	63,9	47,8	713
Europark – Litvínov	580	171	455	297	241	3429
K Loučkám- Horní Litvínov	327	103	285	173	1269	9247
U hřbitova Litvínov	267	86,2	238	153	148	2026
Zahrádky u hřbitova	508	155	417	307	256	3332
Důl Pavel I	1398	780	1199	830	583	10801
Zahrádky - důl Pavel II	1131	335	861	562	444	6472
Důl Pavel II	1435	436	1164	771	593	7673
Minimum	72,2	21,4	47,9	<1,5	<2,9	508
Maximum	1746	780	1199	830	1269	10801
Průměr	584	206	392	289	325	4192
Směrodatná odchylka	464	185	332	241	308	3088
Median	475	127	268	202	215	3138
MAD	305	56,7	165	131	159	2090

MAD...median absolutních odchylek



Obsahy vybraných polycyklických aromatických uhlovodíků v půdě jsou shrnuty v Tabulkách 7 a 8. Nejvyšší obsahy jak naftalenu, fenantrenu, antracenu, chrysenu, tak i benzo[g,h,i]perylenu byly nalezeny v místě nazvaném K Loučkám – Horní Litvínov. V případě naftalenu byly spodní hodnoty pozorovány menší než 0.6 µg/kg sušiny, a to u více než v polovině analyzovaných lokalit. Minimální koncentrace fenantrenu < 0.9 µg/kg sušiny a zároveň i antracenu < 0.8 µg/kg sušiny byly sledovány na náměstí Míru v Litvínově a ve Vojtových sadech situovaných v blízkosti výsypky. Nejnížší obsah fluorantenu byl změřen ve Vojtových sadech – výsypka, kdežto nejvyšší koncentrace tohoto polycyklického aromatického uhlovodíku, zároveň i pyrenu a benz[a]antracenu se nacházely v parku za zámkem Litvínov. Nejnížší hodnota pyrenu, benz[a]antracenu, chrysenu, benzo[k]fluorantenu a benzo[g,h,i]perylenu byla naměřena v Horním Jiřetíně 1. Nejvyšší množství benzo[b]fluorantenu 1746 µg/kg sušiny bylo sledováno na nádraží, naopak nejnížší 72.2 µg/kg sušiny bylo zjištěno u Koldomu. Nejvyšší koncentrace benzo[k]fluorantenu a indeno[1,2,3c,d]pyrenu byly získány ze vzorků odebraných z místa Důl Pavel I. Zatímco minimální koncentrace < 1.5 µg/kg sušiny indeno[1,2,3c,d]pyrenu byly naměřeny v Záluží – benzinka INTO a v Horním Jiřetíně 1. Obsahy benzo[a]pyrenu přesáhly celkem z čtyřadvaceti míst na šesti indikační hodnoty s tím, že nejvyšší koncentrace byla zjištěna v lokalitě nazvané Důl Pavel I, kde čítala 1199 µg/kg sušiny. Suma obsahů polycyklických aromatických uhlovodíků nepřesáhla indikační hodnoty, avšak ve dvaadvaceti případech překročila hodnoty preventivní.

## 6 Diskuze

Maximální obsahy rizikových prvků v půdě jsou stanovené vyhláškou č. 153/2016 Sb. o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy vydanou Ministerstvem životního prostředí. Indikační hodnoty, při jejichž překročení může být ohrožena zdravotní nezávadnost potravin nebo krmiv, jsou pro arsen  $40,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ , pro kadmium  $2,0 \text{ mg.kg}^{-1}$  při pH vyšším než 6.5 u půd běžných i lehkých, pro nikl  $150 \text{ mg.kg}^{-1}$  pokud pH je nižší nebo rovno 6.5 a  $200 \text{ mg.kg}^{-1}$  v případě, že pH je vyšší než 6.5, pro olovo platí  $300,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Limitní hodnoty, při jejichž překročení může být podezření z ohrožení růstu rostlin, činí pro zinek  $400,0 \text{ mg.kg}^{-1}$  (MŽP 2016). Indikační hodnoty byly tedy překročeny u dvou prvků, a to u arsenu (max.  $65,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) a zinku (max.  $639 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Pseudocelkové obsahy Co, Cr, Cu, Ni, Pb a V v zanalyzované půdě splňují limity stanovené vyhláškou MŽP (Tabulka 3). Přestože beryllium patří mezi extrémně toxické prvky a může v oblastech, kde probíhá těžba, představovat velký problém z důvodu jeho výskytu v uhlí, jsou stanovené pouze preventivní hodnoty a nikoliv indikační.

Lokálně zvýšené hodnoty například olova u Chemopetrolu mohou mít původ v dobách, kdy se do pohonných hmot tento prvek přidával. Vyšší koncentrace niklu na nádraží také nejsou překvapující, neboť jde zde manipulováno s kovovým materiálem a dochází tak k otěru. Tato skutečnost koreluje s výsledky výzkumu, který publikovali Fröhlichová et al. (2018), kteří uvádí patrný nárůst koncentrací tohoto prvku právě na nádraží. U beryllia byly na několika místech, kde se nachází lehké půdy, překročeny preventivní hodnoty (Tabulka 3), které činí  $1,5 \text{ mg.kg}^{-1}$  sušiny (MŽP 2016). Tyto půdy mají nižší sorpční kapacitu, to znamená, že prvky nejsou natolik vázány v půdě, a tudíž jsou více přístupné pro rostliny (Wenzel et al. 1999). Nejvyšší hodnota Be byla naměřena u Koldomu, což může mít spojitost s blízkým sousedstvím s malolomem Klement II. Souvislost zvýšeného obsahu Be v půdě s těžbou uhlí naznačili i Fröhlichová et al. (2018), kteří našli zvýšené hladiny tohoto prvku na území města Kladno, kde také v minulosti probíhala těžba uhlí. Určitý vliv na množství As v zahrádkářské oblasti by mohla mít poloha v místě bývalého hlubinného dolu, která se vlivem rekultivačních procesů proměnila do dnešní podoby. Zvýšené koncentrace kadmia, které přesahují v polovině případů preventivní hodnoty, mohou být důsledkem zvýšené těžební činnosti v okolí Litvínova.

Městské a příměstské půdy mohou být kontaminovány atmosférickou depozicí nebo vlivem průmyslové činnosti. V blízkosti španělského města Gijón, v jehož okolí se nachází uhelná elektrárna, hutnický průmysl a cementárna, byly zjištěny vyšší hodnoty stopových prvků (Boente et al. 2017). Výsledky výzkumu provedeném Lin et al. (2019) v Číně

v blízkosti těžebního areálu naznačují přímý vliv antropogenní aktivity (těžby) na koncentraci stopových prvků v půdě. Podobných výsledků se dobral i Li et al. (2018), kteří naměřili v oblasti, kde probíhá těžba středně až extrémně vysokou úroveň kontaminace půdy rizikovými prvky. Zanalyzovaný pouliční prach ve městě Huainan, v jehož okolí je aktivních devět dolů, poukazuje na zvýšené koncentrace rizikových prvků (Tang et al. 2017). Poláková et al. (2014) píší, že v půdách pocházejících z Ústeckého kraje byly mezi lety 1998 - 2013 překročeny preventivní hodnoty As, Cd, Co, Cu, V a Zn, což v případě As, Cd a Zn koreluje s našimi výsledky. U výše zmíněných studií byly ze všech měřených prvků překročeny právě koncentrace kadmia.

Výpočtem RAC byla zjištěna mobilita prvků v půdě (Tabulka 4), díky které lze stanovit míru potenciálního nebezpečí daného prvku. Ačkoliv pseudocelkové obashy arsenu naznačovaly signifikantní vliv antropogenní aktivity, je třeba na základě výsledků RAC zdůraznit, že právě tento prvek je v půdě pevně vázán a nehrozí, že by se ve významné míře uvolňoval do prostředí. Boente et al. (2017) také identifikovali arsen jako hlavní kontaminant, avšak stejně jako v našem případě došli k závěru, že má omezenou bio-dostupnost. Vzhledem k této skutečnosti lze tvrdit, že zvýšené koncentrace As mohou nacházet příčinu v geogenním původu. A to už jen z toho důvodu, že tyto nadlimitní obsahy byly naměřeny nejenom v místech silně ovlivněných lidskou činností, ale také v zelených, klidných lokalitách parků a zahrádkářské oblasti. Avšak překročení indikační hodnoty As v půdě a zároveň maximální naměřená hodnota RAC v místě bývalého hlubinného dolu Pavel I by mohla mít vliv na kvalitu vody v chovných rybnících nacházejících se v bezprostřední blízkosti dolu a tím pádem i na zdraví ryb. Pro potvrzení této teorie je zapotřebí provést další výzkumy.

Naopak kadmium se ukázalo být velice mobilní a rostlinám přístupný prvek, jehož dostupnost klesá se vzrůstající hodnotou výměnné půdní reakce, což koresponduje s poznatky, které publikovali Tlustoš et al. (2007) a Vega et al. (2008). Vyšší hodnoty mobilního obsahu byly zaznamenány taktéž u zinku. Vysoká mobilita kadmia i zinku, a naopak nízká mobilita chromu, byla také zaznamenána v oblasti Ostravska, která je významně spojována s těžbou uhlí a s těžkým průmyslem (Kotalová et al. 2011). Mobilní podíl těchto dvou prvků potvrzují také Jeelani et al. (2017). Výzkum provedený ve městě Plovdiv v Bulharsku taktéž poukazuje na vysoce mobilní obsah kadmia v půdě, kdežto zinek byl v pořadí až čtvrtý za olovem a mědí (Angelova et al. 2010). Mobilní podíl olova se v našem výzkumu nacházel ve většině hodnot pod mezí detekce stanovení (riziko nepředstavuje), kdežto Pavlović et al. (2018) ve čtyřech srbských industriálních městech poukazují na střední riziko pro životní prostředí.

Obsahy sledovaných rizikových prvků naměřených v nadzemní části rostlin byly porovnány se Směrnicí Evropského parlamentu a rady 2002/32/ES ze dne 7. května 2002 o nežádoucích látkách v krmivech, která stanovuje maximální obsah látek v krmivech. Podle této směrnice je maximální přípustný obsah kadmia v objemovém krmivu stanoven na 1 mg/kg. Hraniční hodnoty jsou vydány také pro arsen (2 mg/kg) a olovo (30 mg/kg), avšak v našem případě oba tyto prvky se v majoritní většině odebraných vzorků nacházely pod mezí detekce stanovení. To znamená, že i přes vysoké koncentrace arsenu v půdě je jeho bio-dostupnost pro rostliny zanedbatelná.

V případě truskavce ptačího byla tato norma překročena pouze u jednoho vzorku, který byl sebrán v lokalitě nazvané U hřbitova Litvínov a obsahoval 1.13 mg kadmia na kilo suché biomasy této rostliny. Obsahy těch rizikových prvků, jejichž maximální přípustné množství je upravené směrnicí, se v pampelišce lékařské nacházely pod stanovenou hranicí. Tyto obsahy jsou ve srovnání s hladinami prvků v rostlinách na území jiných měst v ČR nižší. Nadlimitní obsah kadmia (3.41 mg/kg) v pampelišce byl naměřen v Hradci Králové, zatímco v truskavci zjištěné hodnoty rizikových prvků nepřesáhly stanovenou hranici ani u jednoho vzorku pocházejícího z této lokality (Bartošová 2016). Fröhlichová et al. (2018) zjistili, že v pampelišce, odebrané v průmyslové oblasti v Příbrami ve Středočeském kraji, byl překročen tento limit u kadmia téměř jedenáctinásobně (10.5 mg/kg). Angelova et al. (2010) uvádí, že nejvíce se rizikové prvky (Cd, Pb, Zn) kumulují v květenství, dále v listech a nejméně ve stoncích. Sběr vzorků rostlin k tomuto výzkumu byl proveden v září a lze tedy předpokládat, že obsahy rizikových prvků v rostlinách budou v době vrcholné fáze kvetení vyšší. Uvádí se, že mladé listy obsahují vyšší koncentrace některých prvků než staré listy (Küpper et al. 1999)

V Tabulkách 9 a 10 je uveden průměrný denní příjem objemných krmiv (Bubeník 1954; Zelenka 2011; Mohelský 2014) a teoretický vstup minimálního a maximálního množství kadmia a zinku v dietě volně žijících býložravců žijících v Litvínově a jeho bezprostřední blízkosti. Jedná se o živočichy, jejichž výkaly byly nalezeny v místech odběru vzorků rostlin a půdy a následně byly identifikovány. Vypočítaný teoretický nejnižší a nejvyšší příjem těchto dvou prvků je přepočítán z hodnot daných pro člověka (WHO & FAO 2004; WHO 2008), takže srovnání je jen velmi přibližné vzhledem k rozdílnému složení potravy člověka a uvedených býložravců.

U králíka a zajíce se zjištěné výsledky u pampelišky nacházejí hluboko pod přípustnými maximálními hodnotami, kdežto v případě srnce a muflona se ukázalo, že příjem těchto prvků může být signifikantně vyšší, než je vypočítaná mez. Truskavec obsahuje vyšší procento sušiny a zároveň s ní přímo úměrně roste i teoretický příjem toxických látek, který je v našem případě

extrémně vysoký u všech čtyř druhů zvířat. Ačkoliv je odhad velice přibližný, příjem rizikových prvků může být poměrně velký, což by v každém případě zasloužilo pozornost.

Tabulka 9 Teoretický denní příjem Cd a Zn v pampelišce býložravci

Druh	Obj. krmiva (g)	Sušina 10 % (g)	Cd <sub>min</sub> (µg)	Cd <sub>max</sub> (µg)	Zn <sub>min</sub> (mg)	Zn <sub>max</sub> (mg)	Cd (µg/kg/den)	Zn (mg/kg/den)
Králík divoký	310	0.31	0.037	0.209	0.0087	0.028	1.5	0.96
Zajíc polní	340	0.34	0.041	0.230	0.0096	0.031	3.8	2.43
Srniec obecný	4 000	400	48	270	11.3	36.7	26	16.6
Muflon evropský	6 500	650	78	439	18.3	59.6	40	25.6

Tabulka 10 Teoretický denní příjem Cd a Zn v truskavci býložravci

Druh	Obj. krmiva (g)	Sušina 25 % (g)	Cd <sub>min</sub> (µg)	Cd <sub>max</sub> (µg)	Zn <sub>min</sub> (mg)	Zn <sub>max</sub> (mg)	Cd (µg/kg/den)	Zn (mg/kg/den)
Králík divoký	310	77.5	5.5	87.6	2.09	5.72	1.5	0.96
Zajíc polní	340	85	6.0	96.1	2.29	6.27	3.8	2.43
Srniec obecný	4 000	1 000	71	1 130	26.9	73.8	26	16.64
Muflon evropský	6 500	1 625	115	1 836	43.7	120	40	25.6

Tabulka počítá pouze s teoretickým příjmem Cd a Zn v potravě a neuvažuje jiné potenciální možnosti jejich vstupu do organismu, jakými mohou být například inhalace poletavého kontaminovaného prachu z ovzduší, dopad aerosolu do srsti a jeho následná absorpce kůží či pozření těchto drobných částic během čištění srsti atd. Bukovjan et al. (2016) zkoumali koncentrace arsenu v těle volně žijících zajíců evropských v České republice a našli jednoznačně nejvyšší obsahy tohoto prvku v srsti.

Denní příjem rizikových prvků bude záviset také na tom, kde se tyto živočichové zdržují a kam chodí za potravou, zda do bezprostřední blízkosti města a silnic nebo spíše do okolní přírody. Výsledky, které publikovali Angelova et al. (2010) jasně ukazují, že signifikantně vyšší koncentrace kadmia nalezené ve vnitřních orgánech králíků byly zjištěny u jedinců, kteří byli krmeni pící rostoucí 0.5 km od těžební oblasti ve srovnání s těmi, jimž byla podávána objemná krmiva pocházející z 15 km vzdálené lokality. U králíka divokého, který opouští své nory na pouhých několika desítkách metrů, hraje poloha jeho úkrytu zásadní roli. Lze tedy tvrdit, že jedinci, kteří mají teritoria v blízkosti například dolů a výsypek po těžbě uhlí a nedaleko chemických a metalurgických závodů, budou mít významně vyšší koncentrace těchto zdraví nebezpečných prvků ve svém těle ve srovnání s těmi, kteří mají svá sídla ve větší vzdálenosti od silnic a průmyslových oblastí. Vliv obývané lokality na obsah kadmia, olova a zinku v ledvinách potvrzují také Farmer & Farmer (2000), kteří zkoumali koncentrace těchto prvků u hospodářských zvířat (skotu, koní a ovcí) žijících v oblasti, kde se zpracovávají kovy. Významný rozdíl v množství kadmia ve vnitřních orgánech (v ledvinách a játrech) skotu pocházejícího ze španělského venkova a z průmyslové oblasti zaznamenali Miranda et al. (2005).

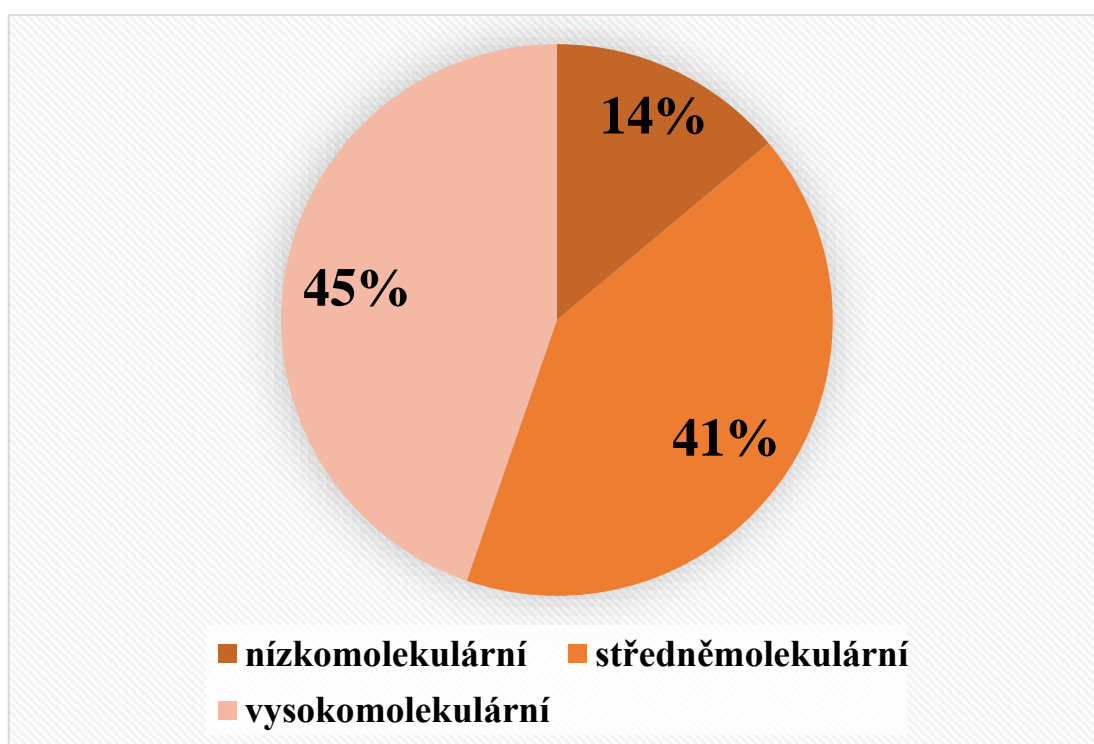
Obsahy PAU byly stanoveny pouze v půdě, protože jejich příjem rostlinami je nízký (Kotalová et al. 2011). Graf 3 dokumentuje, že středně a vysokomolekulární sloučeniny mají v půdě vyšší zastoupení než ty nízkomolekulární. Tento výsledek naznačuje, že se jedná o dlouhodobou kontaminaci, protože látky s vyšším počtem aromatických jader jsou méně rozpustné a jsou pevněji vázány na půdní částice, zatímco nízkomolekulární sloučeniny jsou snadněji degradovatelné půdními mikroorganismy a lze předpokládat, že v půdě přetrvávají kratší dobu. Grafy 4-6 ukazují distribuci hodnot obsahů polycyklických aromatických uhlovodíků v půdě rozdělenou dle velikosti molekuly. Frekvence hodnot naznačuje, že u nízkomolekulárních sloučenin převažují místa s nízkým obsahem těchto sloučenin, zatímco u středněmolekulárních a zejména vysokomolekulárních sloučenin vidíme vyšší zastoupení vzorků s vysokými obsahy těchto látek. Tato skutečnost také ukazuje na delší

setrvání středně a vysokomolekulárních látek v půdě, a tedy jejich vyšší akumulaci při pokračujícím znečišťování prostředí.

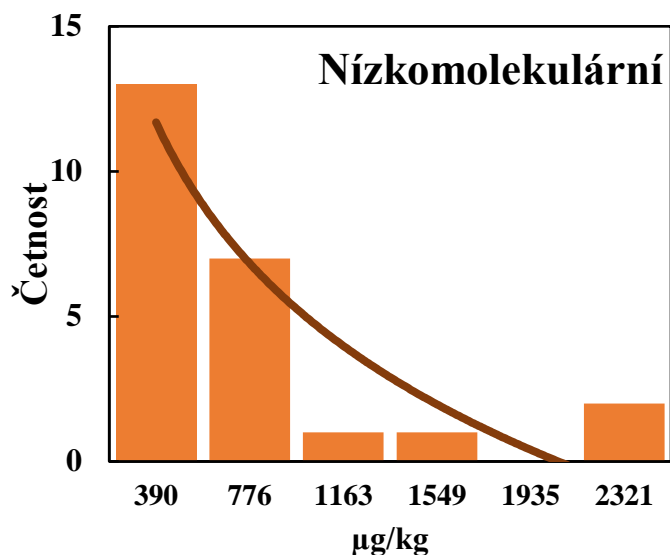
Pro jednotlivé polycyklické aromatické uhlovodíky vyjma benzo[a]pyrenu nejsou předepsány preventivní hodnoty, ale ani indikační. Tyto hodnoty jsou stanoveny ve vyhlášce č. 153/2016 Sb. pouze pro BaP ( $0.5 \text{ mg/kg}^{-1}$  sušiny) a pro sumu všech PAU ( $30 \text{ mg/kg}^{-1}$  sušiny). V případě, že dojde k jejich překročení, může být ohroženo zdraví lidí a zvířat.

Obsahy benzo[a]pyrenu přesahují indikační hodnoty celkem u šesti vzorků sebraných z lokalit významně ovlivněných antropogenní činností. Velice vysoké koncentrace aromatických uhlovodíků téměř ze všech míst odběru naznačují významný vliv těžebního a chemického průmyslu na obsahy těchto látek v půdě. A proto je třeba věnovat pozornost prostředkům, které by snížily jejich uvolňování do okolního prostředí.

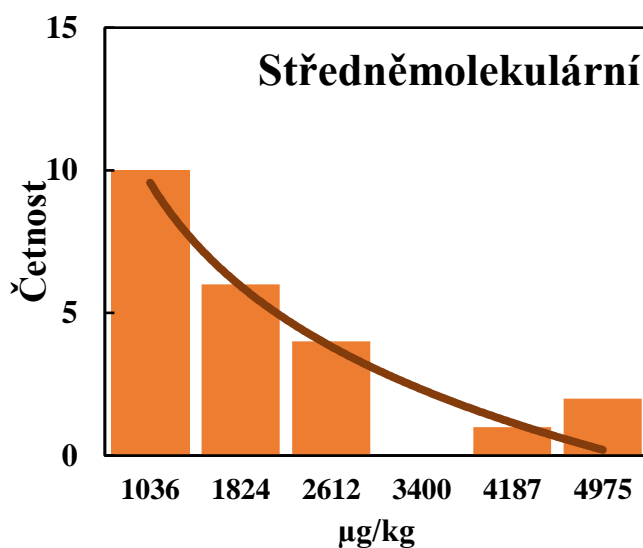
Výsledky měření PAU v půdě v oblastech zatížených průmyslem v Ostravě (Kotalová et al. 2011) a v Zabrze v Polsku (Bodzek et al. 1998) čtyřnásobně přesahovaly preventivní hodnoty. Naopak v Hradci Králové byly koncentrace těchto sloučenin velice nízké (Bartošová 2016).



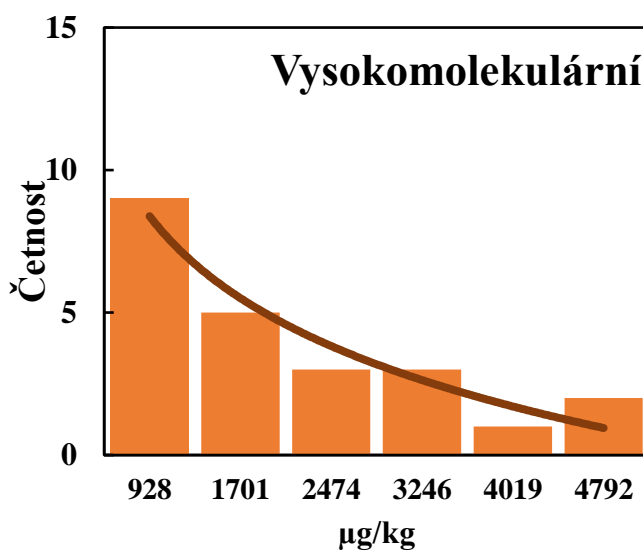
Graf 3 Průměrné zastoupení jednotlivých skupin polyaromatických uhlovodíků v půdě



Graf 4 Histogram rozdělení četnosti obsahů nízkomolekulárních PAU v půdě



Graf 5 Histogram rozdělení četnosti obsahů středně molekulárních PAU v půdě



Graf 6 Histogram rozdělení četnosti obsahů vysokomolekulárních PAU v půdě



## 7 Závěr

1. V Litvínově byl celkem na 24 lokalitách uvnitř města a v jeho blízkém okolí proveden monitoring polycyklických aromatických uhlovodíků a rizikových prvků v půdě a v nadzemní biomase rostlin (pampelišky lékařské a truskavce ptačího). Laboratorní analýzou byla stanovena výměnná půdní reakce, kationtová výměnná kapacity, pseudocekový a potenciálně mobilizovatelný obsah rizikových prvků a polycyklických aromatických uhlovodíků u všech odebraných vzorků.
2. Laboratorní analýza odhalila snadnou mobilitu a přístupnost kadmia rostlinám a překročení indikačních hodnot u arzenu a zinku v půdách na některých lokalitách. Avšak v případě arsenu ohrožení nehrozí, jelikož jeho mobilita v půdě je velice nízká a je možné předpokládat, že geogenní vliv by mohl být příčinou zvýšených hodnot tohoto prvku v půdě. Zinek by mohl představovat riziko ve chvíli, kdy býložravec přijde do přímého dermálního kontaktu se zeminou v norách.
3. Na základě zjištění obsahů prvků v rostlinách byl vypočítán teoretický příjem kadmia a zinku býložravci. Ačkoliv je odhad velice přibližný, potenciální příjem rizikových prvků v potravě se ukázal být poměrně velký, což by mohlo vést ke zdravotním problémům divoké zvěře projevující se například nižší reprodukcí.
4. Ukázalo se, že na celém území města Litvínov a v jeho nedalekém okolí překračují polycyklické aromatické uhlovodíky preventivní hodnoty. Benzo[a]pyren přesáhl v několika případech i hodnoty indikační a představuje tak významné riziko pro zdraví člověka i zvířat. Výsledky měření také signalizují, že vzhledem k velkému množství středněmolekulárních a vysokomolekulárních sloučenin v půdě, se jedná o dlouhodobou kontaminaci:
5. Lze tedy shrnout, že aromatické uhlovodíky, na rozdíl od rizikových prvků, požadují větší pozornost, co se týká případných opatření pro snížení jejich imisí v životním prostředí.

## 8 Použitá literatura

- Aldrigui LG, Nogueira-Filho SLG, Mendes A, Altino VS, Ortmann S, da Cunha N, Clauss M. 2018. Effect of different feeding regimes on cecotrophy behavior and retention of solute and particle markers in the digestive tract of paca (*Cuniculus paca*). *Comparative Biochemistry and Physiology*. **226**: 57-65.
- Alloway BJ. 2013. *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. Springer, Netherlands.
- Andjelkovic M, Djordjevic AB, Antonijevic E, Antonijevic B, Stanic M, Kotur-Stevuljevic J, Spasojevic-Kalimanovska V, Jovanovic M, Boricic N, Wallace D, Bulat Z. 2019. Toxic Effect of Acute Cadmium and Lead Exposure in Rat Blood, Liver, and Kidney. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. **16**: 1-21.
- Andreska J, Andreskova E. 1993. *Tisíc let myslivosti*. Tina, Vimperk.
- Angelova VR, Ivanova RV, Todorov JM, Ivanov KI. 2010. Lead, Cadmium, Zinc, and Copper Bioavailability in the Soil-Plant-Animal System in a Polluted Area. *The Scientific World Journal*. **10**: 273-285.
- ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. 2012. *Toxicological profile for vanadium*. U.S. Public Health Service, Georgia.
- Bartošová, B. 2016. *Obsah vybraných organických polutantů v půdě na vybraných místech v Hradci Králové* [MSc. Thesis]. Česká zemědělská univerzita, Praha.
- Bartošová, T. 2016. *Obsah rizikových prvků v půdě a vegetaci na vybraných místech v Hradci Králové* [MSc. Thesis]. Česká zemědělská univerzita, Praha.
- Battle T ed. 2013. *Ni – Co*. Wiley. USA.
- Biswas U, Sarker S, Bhowmik MK, Samanta AK, Biswas S. 2000. Chronic toxicity of arsenic in goats: clinicobiochemical changes, pathomorphology and tissue residues. *Small Ruminant Research*. **38**: 229-235.
- Boente C, Matanzas N, García-González N, Rodríguez-Valdés E, Gallego JR. 2017. Trace elements of concern affecting urban agriculture in industrialized areas: A multivariate approach. *Chemosphere*. **183**: 546-556.
- 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**: 543-550.
- Bruce, R. M., Ingerman, L., Jerabek, A. 1998. *Toxicological review of beryllium and compounds*. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

- Bubeník, A. 1954. Krmení lovné zvěře. 1 vyd. Nakladatelství Brázda, Praha.
- Bukovjan K, Wittlingerová Z, Kutlvašr K. 2016. Arsenic deposition in tissues of the European hare (*Lepus europaeus*). *Acta Vet.* **85**: 215-221.
- Das KK, Das SN, Dhundasi SA. 2008. Nickel, its adverse health effects & oxidative stress. *Indian Journal of Medical Research.* **128**: 412–425.
- Davis EG, Miles RD, Comer CW. 2002. Effect of dietary vanadium on performance and immune responses of commercial egg – type laying hens. *Journal of Applied Animal Research.* **22**: 112-124.
- Evropské společenství. 2002. Směrnice evropského parlamentu a rady 2002/32/ES ze dne 7. května 2002 o nežádoucích látkách v krmivech. Pages 1-22.
- Farmer, A. M., Farmer, A. A. 2000. Concentrations of cadmium, lead, and zinc in livestock feed and organs around a metal production centre in eastern Kazakhstan. *Science of the Total Environment.* **257**: 53-60.
- Finch GL, Nikula KJ, Hoover MD. 1998. Dose-Response Relationships between Inhaled Beryllium Metal and Lung Toxicity in C3H Mice. *Toxicological Sciences.* **42**: 36-48.
- Floris B, Bomboi G, Sechi P, Pirino S, Marongiu ML. 2000. Cadmium chronic administration to lactating ewes: reproductive performance, cadmium tissue accumulation and placental transfer. *Ann Chim.* **90**: 703-708.
- Fröhlichová A, Száková J, Najmanová J, Tlustoš P. 2018. An assessment of the risk of element contamination of urban and industrial areas using *Taraxacum sect. Ruderalia* as a bioindicator. *Environmental Monitoring and Assessment.* **190**: 1-14.
- Goyer RA. 1990. Lead toxicity: from overt to subclinical to subtle health effects. *Environmental Health Perspectives.* **86**: 177-181.
- Gupta RC. 2012. *Veterinary Toxicology: Basic and Clinical Principles.* Elsevier Science and Technology, USA.
- Harasim, P., Filipek, T. 2015. Nickel in the Environment. *Journal of Elementology.* **20**: 525-534.
- Hughes MF, Kenyon EM, Edwards BC, Mitchell CT, Del Razo ML, Thomas DJ. 2003. Accumulation and metabolism of arsenic in mice after repeated oral administration of arsenate. *Toxicology and Applied Pharmacology.* **191**: 202-210.
- Chatterjee, K. K. 2007. *Uses of Metals and Metallic Minerals.* New Age International Publishers, New Delhi.
- Checkley S, Waldner C, Blakley B. 2002. Lead poisoning in cattle: Implication for food safety. *Large Animal Veterinary Rounds.* **2**: 71-74.

- Jaishankar M, Tseten T, Anbalagan N, Mathew BB, Beeregowda KN. 2014. Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. *Interdisciplinary Toxicology*. **7**: 60-72.
- Jeelani N, Zhu Z, Wang P, Zhang P, Song S, Yuan H, An S, Leng X. 2017. Assessment of trace metal contamination and accumulation in sediment and plants of the suoxu river, China. *Aquatic Botany*. **14**: 92–95.
- Jekl V, Jeklová R, Knotek Z. 2006. Anatomie dutiny ústní a mechanika pohybu čelistí při žvýkání u drobných herbivorních savců – I. králík domácí (*Oryctolagus cuniculus*). *Veterinářství*. **56**: 407-411.
- Jiráček J, Brož V, Kučera V, Kováč J, Nováková E, Wurzinger H, Lankaš K, Zelený, L. 1975. *Myslivost*. Státní zemědělské nakladatelství, Československá republika.
- Karimfar MH, Bargahi A, Moshataghi D, Farzadinia P. 2016. Long Term Exposure of Lead Acetate on Rabbit Renal Tissue. *Iranian Red Crescent Medical Journal*. **18**: 1-6.
- Kheirandish R, Askari N, Babaei H. 2014. Zinc therapy improves deleterious effects of chronic copper administration on mice testes: histopathological evaluation. *Andrologia*. **46**: 80-85.
- Košnář Z, Mercl F, Perná I, Tlustoš P. 2016. *Science of the Total Environment*. **563**: 53–61.
- Kotalová D, Száková J, Sysalová J, Tlustoš P. 2011. Obsahy vybraných polutantů v půdě a vegetačním pokryvu v ostravském městském obvodu zatíženém emisemi z průmyslové výroby. *Ochrana ovzduší*. **23**: 24-31.
- Krstev B, Naumovski K, Golomeov B, Golomeova M, Zendelska A, Todeva T, Krstev A. 2017. Air pollution in surrounding environment of domestic mines – ambient air and plant dust. *Natural Resources*. **11**: 83-87.
- Kumari BN, Yellamma K, Kumar MV. 2010. Zinc Toxicity to Aminergic Neurotransmitters in Rat Brain. *Toxicology International*. **17**: 52-58.
- Kumari D, Nair N, Bedwal RS. 2019. Original article: Morphological changes in spleen after dietary zinc deficiency and supplementation in Wistar rats. *Pharmacological Reports*. **71**: 206-217.
- Küpper H., Zhao F.-J., McGrath S.P. 1999. Cellular compartmentation of zinc in leaves of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant Physiology* **119**: 305-311.
- Kupper J, Bidaut A, Waldvogel A, Emennegger B. 2005. Treatment of chronic copper poisoning in dairy sheep with oral ammonium molybdate and sodium sulphate. *Schweizer Archiv für Tierheilkunde*. **147**: 219-224.

- Lamtai M, Chaibat J, Ouakki, S, Zghari O, Ouichou A, Essamri A, Marmouzi I, Rifi E, El-Hesni A, Mesfioui A. 2018. Effect of Chronic Administration of Nickel on Affective and Cognitive Behavior in Male and Female Rats: Possible Implication of Oxidative Stress Pathway. *Brain Sciences*. **8**: 141-160.
- Li L, Wu J, Lu J, Min X, Xu J, Yang L. 2018. Distribution, pollution, bioaccumulation, and ecological risks of trace elements in soils of the northeastern Qinghai-Tibet Plateau. *Ecotoxicology*. **166**: 345-353.
- Lin W, Wu K, Lao Z, Hu W, Lin B, Li Y, Fan H, Hu J. 2019. Assessment of trace metal contamination and ecological risk in the forest ecosystem of dexing mining area in northeast Jiangxi Province, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. **167**: 76-82.
- Liu K, Zheng J., Chen F. 2018. Effects of washing, soaking, and domestic cooking on cadmium, arsenic, and lead bioaccessibilities in rice: Effects of cooking on Ca, As, and Pb bioaccessibilities in rice. *Journal of the Science of Food and Agriculture*. **98**: 3829-3835.
- Lumpkin S, Seidensticker J. 2011. *Rabbits: The Animal Answer Guide*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Lyalina LM, Selivanova EA, Zozulya DR, Ivanyuk GY. 2019. Beryllium Mineralogy of the Kola Peninsula, Russia - A Review. *Minerals*. **9**: 1-42.
- Mandal P. 2017. An insight of environmental contamination of arsenic on animal health. **3**: 17-22.
- Marrugo-Negrete J, Pinedo-Hernández J, Díez S. 2017. Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinú River Basin, Colombia. *Environmental Research*. **154**: 380-388.
- Mathews VV, Paul MV, Abhilash M, Manju A, Abhilash S, Nair RH. 2013. Myocardial toxicity of acute promyelocytic leukaemia drug-arsenic trioxide. *European Review for Medical and Pharmacological Sciences*. **17**: 34-38.
- Mathur R, Mathur S, Prakash AO. 1991. Effect of intramuscular administration of beryllium nitrate in the vital organ of rat. *Journal of Environmental biology*. **12**: 63-77.
- Ministerstvo životního prostředí. 2016. Vyhláška číslo 153 ze dne 6. května 2016 o stanovení podrobností ochrany kvality zemědělské půdy. Pages 2692-2699 in *Sbírka zákonů České republiky, 2016, částka 59, Česká republika*.

- Miranda, M., Lopéz-Alonso, M., Castillo, C., Hernández, J., Benedito, J. L. 2005. Effects of moderate pollution on toxic and trace metal levels in calves from a polluted area of northern Spain. *Environment International*. **31**: 543-548.
- Morgan AM, El-Tawil OS. 2003. Effects of ammonium metavanadate on fertility and reproductive performance of adult male and female rats. *Pharmacological Research*. **47**: 75-85.
- Mozaffari AA, Derakhshanfar A, Amoli JS. 2009. Industrial Copper Intoxication of Iranian Fat-Tailed Sheep in Kerman Province, Iran. *Turkish Journal of Veterinary*. **33**: 113-119.
- Nawrot T, Plusquin M, Hogervorst J, Roels HA, Celis H, Thijs L, Vangronsveld J, Van Hecke E, Staessen JA. 2006. Environmental exposure to cadmium and risk of cancer: a prospective population-based study. *The Lancet Oncology*. **7**: 119-126.
- Nguyen VA, Bang S, Viet PH, Kim KW. 2009. Contamination of groundwater and risk assessment for arsenic exposure in Ha Nam province, Vietnam. *Environment International*. **35**: 466-472.
- NRC; National Research Council. 2000. *Copper in Drinking Water*. National Academies Press, Washington, D.C.
- NRC; National Research Council. 2005. *Mineral Tolerance of Animals*. The National Academies Press, Washington D.C.
- NRC; National Research Council. 2007. *Health Effects of Beryllium Exposure: A Literature Review*. National Academies Press, Washington, D.C.
- Pavlović D., Pavlović M., Čakmak D, Kostić O., Jarić S, Sakan S, Dordević D, Mitrović M, Gretić I, Pavlović P. 2018. Fractionation, Mobility, and Contamination Assessment of Potentially Toxic Metals in Urban Soils in Four Industrial Serbian Cities. *Archives of Environmental Contamination*. **75**: 335-350.
- 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**: 129-134.
- Rascioa N, Navari-Izzo F. 2011. Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Science*. **180**: 169-181.
- Reis LSL, Pardo PE, Camargor AS, Oba E. 2010. Mineral element and heavy metal poisoning in animals. *Journal of Medicine and Medical Sciences*. **1**: 560-579.

- Revy PS, Jondreville C, Dourmad JY, Nys Y. 2003. Zinc in pig nutrition: the essential trace element and potential adverse effect on environment / Le zinc dans l'alimentation du porc. *Productions Animales*. **16**: 3-18.
- Pešek J. 2010. Terciérní pánve a ložiska hnědého uhlí České republiky. České geologické služby, Praha.
- Pešek J, Sivek M. 2012. Uhlonosné pánve a ložiska černého a hnědého uhlí ČR. České geologické služby, Praha.
- Poláková Š, Kubík L, Němec P. 2014. Registr kontaminovaných ploch (celkové obsahy rizikových prvků v zemědělských půdách 1998 – 2013). ÚKZÚZ, Brno.
- Seadawy IEE, Walid S, El-Nattat MM, El-Tohamy HA, El-Rahman A. 2014. The influence of Curcumin and ascorbic acid on libido and semen characteristics of arsenic - exposed rabbit bucks. *World Applied Sciences Journal*. **32**: 1789–1794.
- Senoh H, Kano H, Suzuki M, Ohnishi M, Kondo H, Takanobu K, Umeda Y, Aiso S, Fukushima S. 2017. Comparison of single or multiple intratracheal administration for pulmonary toxic responses of nickel oxide nanoparticles in rats. *Journal of Occupational Health*. **59**: 112-121.
- Shlesinger ME, Matthew J, King MJ, Sole KC, Davenport WGI. 2011. *Extractive Metallurgy of Copper*. Elsevier, Great Britain.
- Schubauer-Berigan MK, Couch JR, Petersen MR, Carreón T, Jin Y, Deddens JA. 2011. Cohort mortality study of workers at seven beryllium processing plants: update and associations with cumulative and maximum exposure. *Occupational and Environmental Medicine*. **68**: 345-353.
- Sinha RK, Singh S. 2010. *Green plants and pollution: nature's technology for abating and combating environmental pollution*. Nova Science Publishers. New York.
- Smrčka Z. 2011. *Od uhlí k ropě. Česká rafinérská, Litvínov*.
- Song JK, Luo H, Yin XH, Guang LH, Si YL, Du RL, Dong BY, Wei Z, Jian GZ. 2015. Association between cadmium exposure and renal cancer risk: a metalanalysis of observational studies. *Scientific Reports*. **5**: 17976.
- Staessen JA, Roels HA, Emelianov D, Kuznetsova T, Thijs L, Vangronsveld J, Fagard R. 1999. Environmental exposure to cadmium, forearm bone density, and risk of fractures: prospective population study. *Public Health and Environmental Exposure to Cadmium (PheeCad) Study Group. Lancet*. **353**: 1140-1144.
- Suvarapu LN, Baek S. 2017. Determination of heavy metals in the ambient atmosphere. *Toxicology and Industrial Health*. **33**: 79-96.

- Swarup D, Patra RC, Naresh R, Kumar P, Shekhar P. 2005. Blood lead levels in lactating cows reared around polluted localities of lead into milk. *Science of the Total Environment*. **347**: 106-110.
- Szakmary E, Ungvary G, Hudak A, Tatrai E, Naray M, Morvai V. 2001. Effects of cobalt sulfate on prenatal development of mice, rats and rabbits and on early postnatal development of rats. *Journal of Toxicology and Environmental Health*. **62**: 367-386.
- SzÁková J, Mihaljevič M, Tlustoš P. 2007. Mobilita, transformace a základní metody stanovení sloučenin arsenu v půdě a rostlinách. *Chemické listy*. **101**. 397-405.
- Tammy P, Ding M, Ehler DS, Foreman TM, Kaszuba JP, Sauer NN. 2003. Beryllium in the Environment: A Review. *Journal of Environmental Science and Health Part A - Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*. **38**: 439-469.
- Thornton, I., Rautiu, R., Brush, S. M. 2001. *Lead: The Facts*. International Lead Association, London.
- Thürmer K, Williams E, Reutt-Robey J. 2002. Autocatalytic oxidation of lead crystallite surfaces. *Science*. **297**: 2033–2035.
- Tlustoš P, SzÁková J, Balík J, Gössler W. 2002. Arsenic compounds in leaves and roots of radish grown in soil treated by arsenite, arsenate and dimethylarsinic acid. *Applied Organometallic Chemistry*. **16**: 216-220.
- Tlustoš P, SzÁková J, Šichorová K, Pavlíková D, Balík J. 2007. Rizika kovů v půdě v agroekosystémech v ČR. Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha.
- Vega FA, Covelo EF, Andrade ML. 2008. A versatile parameter for comparing the capacities of soils for sorption and retention of heavy metals dumped individually or together: Results for cadmium, copper and lead in twenty soil horizons. *Journal of Colloid and Interface Science*. **327**: 275–286.
- Wenzel WW, Lombi E, Adriano DC. 1999. Biogeochemical Processes in the Rhizosphere: Role in Phytoremediation of Metal-Polluted Soils. *Heavy Metal Stress in Plants*. 273-303.
- WHO; World Health Organization, FAO; Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2004. *Vitamin and mineral requirements in human nutrition*. World Health Organization, China.
- WHO; World Health Organization. 2008. *Guidelines for Drinking-water Quality*. World Health Organization, Geneva.
- WHO; World Health Organization. 2009. *Beryllium in Drinking-water*. World Health Organization, Geneva.



- WHO; World Health Organization. 2010a. Exposure to Lead: A Major Public Health Concern. World Health Organization, Geneva.
- WHO; World Health Organization. 2010b. Exposure to Cadmium: A Major Public Health Concern. World Health Organization, Geneva.
- Zelenka J. 2011. Principy výživy mufloní zvěře. 39-46 in Zatloukal K. Mufloní zvěř 2011 – sborník přednášek. VVS Verměřovice, Verměřovice.
- Zhuang P, Zhang C, Li Y, Zou B, Mo H, Wu K, Wu J, Li Z. 2016. Assessment of influences of cooking on cadmium and arsenic bioaccessibility in rice, using an in vitro physiologically-based extraction test. Food Chemistry. **213**: 206-214.
- Zubair M, Ahmad M, Qureshi ZI. 2017. Review on arsenic-induced toxicity in male reproductive system and its amelioration. Andrologia. **49**: 1-8.
- Zubair M, Maqbool A, Nazir A, Muhammad RN, Muhammad I, Muhammad AS, Muhammad IB. 2014. Toxic Effects of Arsenic on Reproductive Functions of Male Rabbit and Their Amelioration with Vitamin E. Global Veterinaria, **12**: 213–218.

## Internetové zdroje

- Craig JR. 2018. Zinc (Zn). Salem Press Encyclopedia of Science. Available from <http://eds.a.ebscohost.com.infozdroje.czu.cz/eds/detail/detail?vid=5&sid=d81b26bb-a237-48b0-bcbd-5eb5521da9a3%40sessionmgr104&bdata=Jmxhbm9Y3Mmc2l0ZT1lZHMtG12ZQ%3d%3d#AN=89474967&db=ers> (accessed January 2019).
- Čtvrtníček J. 2011. Mufloni na Litvínovsku. Available from <http://litvinov.sator.eu/kategorie/litvinov/v-prirode/mufloni-na-litvinovsku> (accessed January 2019).
- Fremrová L, Pitter P, Břízová E, Franče P. 2007. Podklady pro Ministerstvo životního prostředí k provádění Protokolu o PRTR - přehled metod měření a identifikace látek sledovaných podle Protokolu o registrech úniků a přenosů znečišťujících látek v únicích do vody. MŽP. Available from [https://www.irz.cz/dokumenty/irz/metody\\_mereni/voda/polycyklicke\\_aromaticke\\_uhly\\_ody.pdf](https://www.irz.cz/dokumenty/irz/metody_mereni/voda/polycyklicke_aromaticke_uhly_ody.pdf) (accessed February 2019).
- Halík J, Žižka L. Důlní činnost a rekultivace na Mostecku a Bílinsku. Available from [https://www.email.cz/download/k/6HNcNGvAhzBXT3R3Q\\_TBWvUMn3aAm7jy7XaRVzbAN-ShQyoVWXbbbJHkm64d8Ce6mPyzxgQ/Hal%C3%AD%C5%99.pdf](https://www.email.cz/download/k/6HNcNGvAhzBXT3R3Q_TBWvUMn3aAm7jy7XaRVzbAN-ShQyoVWXbbbJHkm64d8Ce6mPyzxgQ/Hal%C3%AD%C5%99.pdf) (accessed March 2019).
- Hassell CA. 2018. Cobalt (Co). Salem Press Encyclopedia of Science. Available from <http://eds.a.ebscohost.com.infozdroje.czu.cz/eds/detail/detail?vid=3&sid=d81b26bb-a237-48b0-bcbd-5eb5521da9a3%40sessionmgr104&bdata=Jmxhbm9Y3Mmc2l0ZT1lZHMtG12ZQ%3d%3d#AN=89474616&db=ers> (accessed February 2019).
- Jirásek J. 2011. Důl Pavel I. v Louce. Available from <http://litvinov.sator.eu/kategorie/okolni-obce/louka-u-litvinovalouca/dul-pavel-i-v-louce> (accessed March 2019).
- Kadlíková L. 2004. Srnec obecný - *Capreolus capreolus*. Available from <https://www.priroda.cz/lexikon.php?detail=74> (accessed March 2019).
- Kamler J, Homolka M, Koubek P. 2004. Muflon v lesním prostředí - jeho soužití s vegetací a ostatními druhy spárkaté zvěře. Myslivost. Available from [http://www.myslivost.cz/Casopis-Myslivost/Myslivost/2004/Unor---2004/Muflon-v-lesnim-prostredi?fbclid=IwAR1LSu9XJhuPbmAqMDC1Rg1qdkGrl\\_-x8Kj2dfJ0cr5101PW-J7Qd2wW8Ng](http://www.myslivost.cz/Casopis-Myslivost/Myslivost/2004/Unor---2004/Muflon-v-lesnim-prostredi?fbclid=IwAR1LSu9XJhuPbmAqMDC1Rg1qdkGrl_-x8Kj2dfJ0cr5101PW-J7Qd2wW8Ng) (accessed March 2019).

- Kamler J. 2009. Příkrmování srnčí zvěře. Jak zajistit vhodná krmiva a jejich správné podání. Myslivost. Available from [http://www.myslivost.cz/Casopis-Myslivost/Myslivost/2009/Zari---2009/Prikrmovani-srn-ci-zvere--Jak-zajistit-vhodna-krmiv?fbclid=IwAR0EewjzEv3G\\_AcTdlf3MAnrJqk\\_sf0WDbf4H7O0P9CqSMxFgwxKFE1HShA](http://www.myslivost.cz/Casopis-Myslivost/Myslivost/2009/Zari---2009/Prikrmovani-srn-ci-zvere--Jak-zajistit-vhodna-krmiv?fbclid=IwAR0EewjzEv3G_AcTdlf3MAnrJqk_sf0WDbf4H7O0P9CqSMxFgwxKFE1HShA) (accessed February 2019).
- Košnář A. 2011. Muflon – rozený válečník. Available from <https://ekolist.cz/cz/publicistika/priroda/muflon-rozeny-valecnik> (accessed March 2019).
- MEPI, Ministry of the Environment programs and initiatives. 2001. Cobalt in the environment. Ontario. Available from <https://foodshedproject.ca/wp-content/uploads/2015/12/CoFacts.pdf> (accessed March 2019).
- Mohelský M. 2014. Výživa a krmení zajíců. Myslivost Available from <http://www.myslivost.cz/Casopis-Myslivost/Myslivost/2014/Srpen---2014/Vyziva-a-krmeni-zajicu> (accessed February 2019).
- MěÚ. 2008. Historie města. Available from <https://www.mulitvinov.cz/historie-mesta/d-420325> (accessed March 2019).
- Mohelský M. 2016. Výživa muflonů. Myslivost. Available from <http://www.myslivost.cz/Casopis-Myslivost/Myslivost/2016/Srpen-2016/Vyziva-muflonu> (accessed March 2019).
- Phillips J. 2018a. Nickel (Ni). Salem Press Encyclopedia of Science. Available from <http://eds.b.ebscohost.com.infozdroje.czu.cz/eds/detail/detail?vid=3&sid=1d7488c3-cfad-4725-992e-832d5701585e%40sessionmgr4008&bdata=Jmxhbmc9Y3Mmc2l0ZT1lZHMtbGl2ZQ%3d%3d#AN=89474791&db=ers> (accessed February 2019).
- Phillips J. 2018b. Vanadium (V). Salem Press Encyclopedia of Science. Available from <http://eds.a.ebscohost.com.infozdroje.czu.cz/eds/detail/detail?vid=3&sid=bba55d53-4804-45bc-bcdc-d584c563e928%40pdc-v-sessmgr06&bdata=Jmxhbmc9Y3Mmc2l0ZT1lZHMtbGl2ZQ%3d%3d#AN=89474944&db=ers> (accessed February 2019).
- Sýkora I. 2011. Stavby srnčí zvěře. Myslivost. Available from <http://www.myslivost.cz/Casopis-Myslivost/Myslivost/2011/Leden---2011/Stavy-srn-ci-zvere-> (accessed March 2019).

- Štýs S. 2011. Rekultivační proměny Litvínovska. Mostecké listy. Available from <http://litvinov.sator.eu/kategorie/litvinov/v-prirode/rekultivacni-promeny-litvinovska> (accessed March 2019).
- Vala Z, Zabloudil F. 2008. Zajíc polní a králík divoký – Jejich životní potřeby v současnosti. Myslivost Available from <http://www.myslivost.cz/Casopis-Myslivost/Myslivost/2008/Cervenec---2008/Zajic-polni-a-kralik-divoky---Jejich-zivotni-potre> (accessed January 2019).
- Vala ZK. 2007. Příkrmování srnčí zvěře. Myslivost. Brno. Available from <http://www.myslivost.cz/Casopis-Myslivost/Myslivost/2007/Rijen---2007/K-prikrmovani-srn-ci-zvere> (accessed March 2019).

## **9 Seznam použitých zkratek**

BW = body weight

ČR = Česká republika

KVK = kationtová výměnná kapacita

PAU = polycyklické aromatické uhlovodíky

RAC = Risk Assessment Code

## 10 Samostatné přílohy

Příloha 1 GPS souřadnice odběrových míst

Č. vzorku	Název stanoviště	Šířka	Délka
1.	Nádraží	50,0° 35,0' 34,685''	13,0° 36,0' 36,926''
2.	L.-Záluží rafinerie	50,0° 34,0' 10,165''	13,0° 36,0' 12,720''
3.	L.-Záluží	50,0° 33,0' 39,360''	13,0° 36,0' 3,452''
4.	Záluží - benzinka INTO	50,0° 33,0' 28,088''	13,0° 36,0' 4,132''
5.	Chemopetrol	50,0° 33,0' 38,885''	13,0° 36,0' 3,308''
6.	Záluží pneuservis	50,0° 33,0' 10,735''	13,0° 36,0' 17,613''
7.	Horní Jiřetín 1	50,0° 34,0' 32,124''	13,0° 32,0' 20,395''
8.	Horní jiřetín 2	50,0° 35,0' 0,734''	13,0° 32,0' 41,425''
9.	Janov	50,0° 35,0' 8,666''	13,0° 32,0' 37,022''
10.	Janov – pekárna	50,0° 35,0' 27,008''	13,0° 34,0' 6,011''
11.	Koldům	50,0° 36,0' 41,249''	13,0° 38,0' 14,990''
12.	Lom (měřicí místo)	50,0° 35,0' 37,684''	13,0° 39,0' 25,761''
13.	Lom – Libkovice	50,0° 35,0' 10,306''	13,0° 40,0' 26,439''
14.	Parkoviště nad náměstím ul. Školní	50,0° 35,0' 37,136''	13,0° 36,0' 37,136''
15.	Park za zámkem Litvínov	50,0° 35,0' 49,728''	13,0° 36,0' 36,421''
16.	Náměstí Míru Litvínov	50,0° 35,0' 53,541''	13,0° 36,0' 40,226''
17.	Vojgtovy sady - výsypka za kostelem	50,0° 36,0' 0,234''	13,0° 36,0' 47,448''
18.	Europark – Litvínov	50,0° 36,0' 4,365''	13,0° 36,0' 16,029''
19.	K Loučkám- Horní Litvínov	50,0° 36,0' 46,047''	13,0° 37,0' 24,160''
20.	U hřbitova Litvínov	50,0° 36,0' 2,023''	13,0° 38,0' 2,572''
21.	Zahrádky u hřbitova	50,0° 36,0' 9,745''	13,0° 37,0' 58,477''
22.	Důl Pavel I	50,0° 35,0' 57,506''	13,0° 37,0' 48,577''
23.	Zahrádky - důl Pavel II	50,0° 36,0' 5,701''	13,0° 37,0' 47,045''
24.	Důl Pavel II	50,0° 36,0' 9,289''	13,0° 37,0' 41,300''

Příloha 2 Základní fyzikálně – chemické vlastnosti sledovaných půd

Vzorek	pH	půdní reakce	KVK mmol/kg	hodnocení KVK
Nádraží	6,2	slabě kyselá	217	vyšší střední
L.- Záluží Rafinérie	5,65	slabě kyselá	144	nižší střední
L.- Záluží	5,85	slabě kyselá	133	nižší střední
Záluží benzinka INTO	5,35	kyselá	109	nízká
Chemopetrol	6,15	slabě kyselá	239	vyšší střední
Záluží pneuservis	6,45	slabě kyselá	264	vysoká
Horní Jiřetín 1	3,8	extrémně kyselá	55,1	velmi nízká
Horní Jiřetín 2	5,1	kyselá	83,6	nízká
Janov	5,3	kyselá	108,5	nízká
Janov – pekárna	5,45	kyselá	158,5	nižší střední
Koldům	5,1	kyselá	121,5	nízká
Lom (měřicí místo)	6,65	neutrální	191	vyšší střední
Lom - Libkovice	7,4	alkalická	245,5	vysoká
ul. Školní	6,1	slabě kyselá	187	vyšší střední
Park za zámkem Litvínov	6,15	slabě kyselá	203	vyšší střední
Náměstí míru Litvínov	7,5	alkalická	178,5	vyšší střední
Vojgtovy sady - výsypka	6,1	slabě kyselá	215	vyšší střední
Europark Litvínov	6	slabě kyselá	210	vyšší střední
K Loučkám - Horní Litvínov	6,2	slabě kyselá	132,5	nižší střední
U hřbitova Litvínov	7,1	neutrální	251	vysoká
Zahradky u hřbitova	8,05	silně alkalická	247	vysoká
Důl Pavel I	8	silně alkalická	195,5	vyšší střední
Zahradky - důl Pavel II	7,7	silně alkalická	292	vysoká
Důl Pavel II	8,15	silně alkalická	282	vysoká

## Seznám obrázků

Obrázek 1 Polycyklické aromatické uhlovodíky .....	16
Obrázek 2 Antropogenní zdroje PAU.....	17
Obrázek 3 Mapa ČR s vyznačenou oblastí Litvínovska .....	19
Obrázek 4 Mapa limitů těžby a plánů a těžebních společností.....	21
Obrázek 5 Ropovod Družba .....	22



## Seznam tabulek

Tabulka 1 Hodnoty půdní reakce.....	27
Tabulka 2 Hodnocení kationtové výměnné kapacity.....	27
Tabulka 3 Pseudocelkové obsahy prvků v půdě.....	32
Tabulka 4 Hodnoty „Risk assessment code“ pro jednotlivé sledované prvky .....	34
Tabulka 5 Obsahy sledovaných prvků v nadzemní biomase truskavce ptačího.....	36
Tabulka 6 Obsahy sledovaných prvků v nadzemní biomase pampelišky lékařské .....	38
Tabulka 7 Obsahy vybraných PAU v půdě 1. část .....	40
Tabulka 8 Obsahy vybraných PAU v půdě 2. část .....	41
Tabulka 9 Teoretický denní příjem Cd a Zn v pampelišce býložravci.....	46
Tabulka 10 Teoretický denní příjem Cd a Zn v truskavci býložravci .....	46

## Seznam grafů

Graf 1 Srovnání hodnot výměnné půdní reakce mezi jednotlivými lokalitami v Litvínově ....	30
Graf 2 Srovnání hodnot KVK mezi jednotlivými lokalitami v Litvínově .....	31
Graf 3 Průměrné zastoupení jednotlivých skupin polyaromatických uhlovodíků v půdě .....	48
Graf 4 Histogram rozdělení četnosti obsahů nízkomolekulárních PAU v půdě .....	49
Graf 5 Histogram rozdělení četnosti obsahů středně molekulárních PAU v půdě .....	49
Graf 6 Histogram rozdělení četnosti obsahů vysokomolekulárních PAU v půdě .....	49