

**Česká zemědělská univerzita v Praze**

**Fakulta životního prostředí**

**Katedra geoenvironmentálních věd**



**Diplomová práce**

**Stopování průmyslového znečištění atmosféry pomocí  
stabilních izotopů Cd za využití bioindikátorů**

**Bc. Kristýna Chleborádová**

© 2019 ČZU v Praze

# ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Kristýna Chleborádová

Krajinné a pozemkové úpravy

Název práce

**Stopování průmyslového znečištění atmosféry pomocí stabilních izotopů Cd za využití bioindikátorů**

Název anglicky

**Cd stable isotope tracing of atmospheric industrial pollution using bioindicators**

---

### Cíle práce

- stručný a cílený literární přehled
- výběr vhodných bioindikátorů pro analýzu
- analýza vybraných bioindikátorů
- porovnání s koncovými členy a daty z literatury

### Metodika

Výběrem vhodných bioindikátorů (např. sněhů, lišejníků nebo mechů) získáme informaci o izotopovém složení v blízkosti velkých průmyslových zdrojů ve vybraném Moravskoslezském kraji. Na základě aktuálně získaných dat, dat z literatury a starších naměřených dat vyhodnotíme využitelnost těchto indikátorů pro detekci průmyslového znečištění atmosféry.

**Doporučený rozsah práce**

40 stran

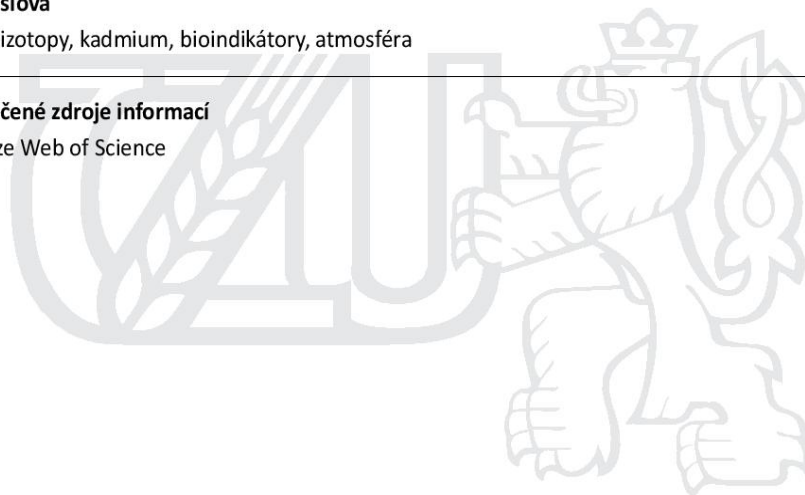
**Klíčová slova**

stabilní izotopy, kadmium, bioindikátory, atmosféra

---

**Doporučené zdroje informací**

Databáze Web of Science



---

**Předběžný termín obhajoby**

2018/19 LS – FŽP

**Vedoucí práce**

prof. RNDr. Vladislav Chrastný, Ph.D.

**Garantující pracoviště**

Katedra geoenvironmentálních věd

**Konzultant**

Ing. Eva Čadková, Ph.D.

---

Elektronicky schváleno dne 5. 3. 2019

**prof. RNDr. Michael Komárek, Ph.D.**

Vedoucí katedry

---

Elektronicky schváleno dne 6. 3. 2019

**prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.**

Děkan

V Praze dne 19. 03. 2019

### **Čestné prohlášení**

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Stopování průmyslového znečištění atmosféry pomocí stabilních izotopů Cd za využití bioindikátorů" jsem vypracovala zcela samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce prof. RNDr. Vladislava Chrastného, Ph.D. a za použití odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou řádně citovány v práci a uvedeny v přehledu použité literatury a zdrojů.

V Praze dne 12.4.2019

---

### **Poděkování**

Ráda bych touto cestou poděkovala profesoru RNDr. Vladislavovi Chrastnému PhD. za pomoc při práci v laboratoři na experimentální části práce a za poskytnutí cenných rad při samotné tvorbě diplomové práce. Dále bych ráda poděkovala svým rodičům a přítelovi za poskytnutí psychické podpory, které si moc vážím.

# Stopování průmyslového znečištění atmosféry pomocí stabilních izotopů Cd za využití bioindikátorů

## Abstrakt

Tato diplomová práce se zabývá rozlišením zdroje znečištění na základě výsledků zjištěných pomocí analýzy separace izotopů kadmia získaného z lišejníku, konkrétně terčovniku tenounkého (*Physcia tenella*) považovaného za bioindikátor. Vzorby byly odebírány na vybraných 13 lokalitách Moravskoslezského kraje poblíž měřících stanic Zdravotnického ústavu Ostrava. Z konečných hodnot izotopového poměru lze určit charakter zdroje znečištění atmosféry. Izotopový poměr může dosahovat hodnot kladných (vyšších) nebo záporných (nižších). Nižší hodnoty vyjadřují existenci lehčího izotopu kadmia, který se snáze šíří, od primárního zdroje znečištění, spolu s lehčími částicemi, na kterých se odpařuje a kondenzuje. Oproti tomu vyšší hodnoty dokazují výskyt těžšího izotopu kadmia, který se usazuje blízko od zdroje znečištění nebo se může šířit při jeho manipulaci. Standardní hodnoty vyjadřují převážně přírodní báze izotopů kadmia. Díky rozlišení těchto hodnot lze určit znečištění různého charakteru jako popílek, popel, struska nebo uhelný prach a konkrétní zdroj znečištění atmosféry z průmyslu, z dopravy, z lokálních topenišť nebo způsobené právě šířením větrem z těchto zdrojů. Na základě výsledků bylo dokázáno prospěšné využití lišejníku jako bioindikátoru k zaznamenání znečištění izotopy kadmia.

**Klíčová slova:** bioindikátory, kadmium, stabilní izotopy, lišejník, znečištění, Moravskoslezský kraj, atmosféra

# **Cd stable isotope tracing of atmospheric industrial pollution using bioindicators**

## **Abstract**

This diploma thesis deals with the resolution of the source of pollution on the basis of the results obtained by the analysis of the separation of cadmium isotopes obtained from lichen, specifically in terčovník tenounký (*Physcia tenella*) which is considered as a bioindicator. Samples were collected at selected 13 selected localities in the Moravian-Silesian Region near the measuring stations of the Medical Institute of Ostrava. The final values of the isotope ratio can be used to determine the nature of the source air pollution. The isotope ratio can be positive (higher) or negative (lower). Lower values express the existence of a lighter cadmium isotope, which is easier to spread, from the primary source of contamination, along with lighter particles on which it evaporates and condenses. In contrast, higher values show the presence of a heavier cadmium isotope, which is deposited near the source of pollution or can be spread during handling. Standard values are predominantly expressed by natural cadmium isotope bases. By obtaining these values the type of pollution can be determined such as fly ash, ash, slag or coal dust. Other possibilities are specific sources of air pollution from industry, traffic, local fireplaces or wind from these sources. Based on the results, the beneficial use of lichen as a bioindicator has been demonstrated to record cadmium isotope contamination.

**Keywords:** bioindicators, cadmium, stable isotopes, lichen, pollution, Moravian- Silesian Region, atmosphere

# Obsah

<b>PŘEHLED ZKRATEK.....</b>	<b>10</b>
<b>1 Úvod .....</b>	<b>12</b>
<b>2 Cíle práce.....</b>	<b>13</b>
<b>3 Literární rešerše.....</b>	<b>14</b>
3.1 Průmyslové znečištění ovzduší.....	14
3.1.1 Obecné charakteristiky .....	14
3.1.2 Moravskoslezský kraj.....	16
3.1.3 Znečištění kovy a standardní metody detekce.....	18
3.1.3.1 Metody měření znečišťujících látek emitovaných do ovzduší.....	19
3.1.3.2 Metody měření znečišťujících látek v půdách .....	19
3.1.4 Metody postavené na využití bioindikátorů .....	20
3.2 Bioindikátory .....	21
3.2.1 Rozdělení a charakteristika.....	21
3.2.2 Vlastnosti bioindikačních druhů.....	22
3.2.3 Mechorosty .....	22
3.2.4 Lišejníky .....	25
3.2.5 Sníh.....	28
3.2.6 Námraza.....	29
3.3 Metody izotopového stopování.....	30
3.3.1 Stabilní izotopy kovů.....	30
3.3.2 Radiogenní a neradiogenní systémy .....	33
3.3.3 Důvody izotopové heterogenity radiogenních systémů .....	33
3.3.4 Důvody izotopové frakcionace neradiogenních systémů .....	34
3.3.5 Izotopy Cd .....	37
3.3.6 Izotopová frakcionace Cd u průmyslových zdrojů.....	38
3.3.7 Izotopová frakcionace stabilních izotopů Cd u nižších rostlin.....	39
<b>4 Metodika .....</b>	<b>40</b>
4.1 Lokalizace míst .....	40
4.1.1 Popis jednotlivých území .....	41
4.1.2 Materiál vybraný pro analýzu.....	44
4.2 Popis analýzy .....	45
<b>5 Výsledky.....</b>	<b>47</b>
5.1 Koncentrace Cd.....	47
5.2 Izotopové složení Cd .....	48
<b>6 Diskuze.....</b>	<b>50</b>



6.1	Zhodnocení výsledků.....	50
6.2	Zdroje Cd v životním prostředí.....	53
6.3	Vhodnost lišejníku jako bioindikátoru pro detekci znečištění atmosféry Cd ...	55
<b>7</b>	<b>Závěr .....</b>	<b>57</b>
<b>8</b>	<b>Přehled literatury a použitých zdrojů.....</b>	<b>58</b>
<b>9</b>	<b>Seznam tabulek a obrázků .....</b>	<b>65</b>
9.1	Seznam tabulek .....	65
9.2	Seznam obrázků .....	65
9.3	Seznam grafů .....	66
<b>10</b>	<b>Přílohy.....</b>	<b>67</b>
<b>11</b>	<b>Datový nosič CD/ DVD.....</b>	<b>70</b>

## PŘEHLED ZKRATEK

AAS – atomová absorpční spektrometrie  
Al – hliník  
AOPK – Agentura ochrany přírody a krajiny  
As – astat  
AVCR – Akademie věd ČR  
Bi – bismut  
Cd – kadmium  
Cl – chlor  
Cr – chrom  
Cu – měď  
CZSO – Český statistický úřad  
ČEZ – České energetické závody  
ČHMÚ – Český hydrometeorologický úřad  
ČR – Česká republika  
ČSN EN – České technické normy – kategorie ekonomie  
DMG – dimethylglyoxim  
DNA – deoxyribonukleová kyselina  
EDXRF – energiově disperzní rentgenová fluorescenční spektrometrie  
EEA – European Environment Agency (Evropská agentura ŽP)  
ETAAS (GFAAS) (atomové absorpční spektrometrie s elektrotermální atomizací)  
EU – Evropská unie  
FAAS – atomová absorpční spektrometrie plamenová  
Fe – železo  
H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> – kyselina sírová  
HBr – bromovodík  
HCl – chlorovodík  
HClO<sub>4</sub> – kyselina chloristá  
He – helium  
HF – fluorovodík  
HNO<sub>3</sub> – kyselina dusičná  
ICP – MS – hmotnostní spektrometrie s indukčně vázaným plazmatem

ICP – OES – optická emisní spektrometrie s indukčním plazmatem  
IRZ – integrovaný registr znečištění  
ISO – mezinárodní organizace pro normalizaci  
M – molární  
MFE – rtuťová kapková polarografie  
Mn – mangan  
MŽP – Ministerstvo životního prostředí  
Nd – neodym  
NO<sub>x</sub> – oxidy dusíku  
O – kyslík  
OKD – Ostravsko-karvinské doly  
Os – osmium  
Pb – olovo  
pH – vodíkový exponent  
PM<sub>10</sub> – polétavý prach ve frakci 10µm  
PTFE – polytetrafluorethyen  
Se – selen  
SO<sub>2</sub> – oxid siřičitý  
Sr – stroncium  
TOC – celkový organický uhlík  
US EPA – agentura pro ochranu životního prostředí Spojených států amerických  
UV – ultrafialové záření  
WDXRF – vlnově disperzní rentgenová spektrometrie  
Zn – zinek  
ŽP – životní prostředí

# 1 Úvod

Metoda používání bioindikátorů k určování míry znečištění je v současné době neustále neprobádanou oblastí výzkumu stavu životního prostředí. Velkou výhodou využití bioindikátorů, na rozdíl od komerčních metod jako je například složité vzorkování vod a půd pomocí drahých přístrojů nebo náročný odběr plynných vzorků, je nízká nákladnost z hlediska finanční stránky. Bioindikátory všeobecně svou přítomností vypovídají o kvalitě životního prostředí a biotopu, který je pro jejich výskyt typický. Mnou popsané bioindikátory, určující znečištění převážně atmosféry, se vyskytují i na extrémních přírodních stanovištích, proto je lze sbírat všude a v jakémkoliv množství bez potřeby speciálních zařízení. Z tohoto důvodu tuto metodu můžeme považovat za nejlevnější. Finance jsou dále potřebné pouze na detailnější analýzu pro určení přesného množství kontaminantu, jako je například kadmium.

Kadmium a jeho izotopy se dají nejlépe určit pomocí bioindikátoru – lišejníku, ale celkově stopování výskytu (těžkých) kovů zapříčiněného průmyslovým znečištěním je v současnosti z hlediska množství rozšíření informací na velmi nízké úrovni. V porovnání s ostatními komerčními metodami je tedy kromě výhodné ekonomické efektivity i praktická jednoduchost, rychlost, citlivost a dobrá reprodukovatelnost.

Využití bioindikátorů je vysoce vhodná metoda pro screening akutní toxicity na místech skládkových výluhů, podzemních, odpadních nebo povrchových vod. Screening je proces, kdy se předběžně zkoumá nějaká populace organismů na přítomnost negativně působící látky za účelem její identifikace a následného určení jejího působení na organismus. Také je tato metoda vhodná pro pozorování toxikantů, které se vyskytují v životním prostředí při vstupu do biodegradčních procesů.

Všechny části životního prostředí jsou negativně zasaženy převážně antropogenně vytvořenými látkami, které se dostávají do značného popředí nad přirozeně se vyskytujícími procesy. Přístrojová technika v současnosti dokáže vysoce přesně stanovit z odebraných vzorků množství kontaminujících látek, ale nedokáže na základě určení koncentrace zjistit vliv na různé formy životního prostředí, což bioindikátory svou přítomností dokáží.

## 2 Cíle práce

Cílem diplomové práce je otestování možností využití bioindikátorů jako stopovačů průmyslového znečištění za pomoci stabilních izotopů kovů. Pro cíl této diplomové práce jsem vybrala lokalitu Moravskoslezského kraje jako nejvíc znečištěného regionu ve střední Evropě.

Jedním z cílů této diplomové práce je sepsání cílené literární rešerše související s tématem práce – stopování průmyslového znečištění atmosféry pomocí stabilních izotopů Cd za využití bioindikátorů.

Hlavním cílem je provedení odborné analýzy izotopového složení kadmia pomocí vybraného bioindikátoru lišejníku – shromážděných vzorků na území Moravskoslezského kraje v blízkosti velkých průmyslových zdrojů a posouzení vhodnosti tohoto bioindikátoru při této analýze izotopového složení.

## 3 Literární rešerše

### 3.1 Průmyslové znečištění ovzduší

V posledních desetiletích se v Evropě významně snížily emise mnoha látek, které znečišťují ovzduší, což sice vedlo ke zlepšení kvality ovzduší, ale koncentrace těchto látek jsou nadále příliš vysoké. Znečištěné látky nejsou jen místní záležitostí, protože se šíří atmosférou do jiných oblastí, kde přispívají ke špatné kvalitě globálního ovzduší (EEA, 2018).

#### 3.1.1 Obecné charakteristiky

Znečišťující příměsi jsou emitovány různými zdroji. Určení zdrojů je velice důležité z důvodu jejich dalšího působení v ovzduší (sekundární zdroje). Za sekundární zdroj považujeme například vznik troposférického ozonu v důsledku fotochemické reakce (Adamec a kol., 2008).

Jedno z kritérií dělení zdrojů je podle původu na antropogenní zdroje a zdroje přirozené. K antropogennímu uvolňování polutantů dochází zejména při spalování různých typů paliv jako uhlí, dřeva, benzínu nebo při rafinaci ropy. Další zdroje související s lidskou činností jsou průmyslová a zemědělská výroba, výroba elektřiny a tepla, likvidace odpadů a těžba nerostných surovin. Neméně důležitými zdroji emitujícími různé polutanty do ovzduší jsou přírodní zdroje, za které pokládáme prach z prašných bouří, lesní požáry, bakteriální a sopečnou činnost. Při srovnání emisí  $\text{SO}_2$  a  $\text{NO}_x$  mezi antropogenními a přirozenými zdroji dochází k vyrovnání obsahu jejich koncentrací, ale antropogenní emise jsou vzhledem k důsledkům jejich působení o dost vyšší v oblastech s intenzivní lidskou činností (Braníš a kol., 2009).

Emise obsažené v atmosféře po kontaktu s životním prostředím se označují jako imise. Příjemcem může být organismus, půda nebo budovy. Emise se stává imisí po rozptýlení, přenosu nebo fyzikálně-chemických reakcích, do kterých vstupuje v atmosféře. V širším slova smyslu jsou za imise považovány i hluk, člověkem změněné teploty nebo radioaktivita (Braníš a kol., 2009).

**Tabulka 1: Faktory ovlivňující kvalitu ovzduší (Braniš a kol., 2009).**

fyzikální faktory	elektromagnetické vlnění (ionizující záření, UV záření, teplo)
	vlnění pružného prostředí (hluk, vibrace)
	optické vlastnosti aerosolu – dohlednost, odrazivost ...
chemické faktory	skleníkové plyny (CO <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O, CH <sub>4</sub> , O <sub>3</sub> , freony ...)
	látky poškozující ozonovou vrstvu (freony, N <sub>2</sub> O, NO ...)
	směsi látek redukčního smogu (SO <sub>2</sub> , CO, aerosol)
	směsi látek fotochemického smogu (PAU, VOC, O <sub>3</sub> , CO, NO <sub>x</sub> , aerosol ...)
	specifické látky a skupiny látek (Rn, POPs, emise z průmyslu, pachy ...)
biotické faktory	živé (patogenní) organismy (viry, bakterie, spory, pyl ...)
	fragmenty těl a produkty metabolismu (chlupy, peří, kutikula, pachy ...)

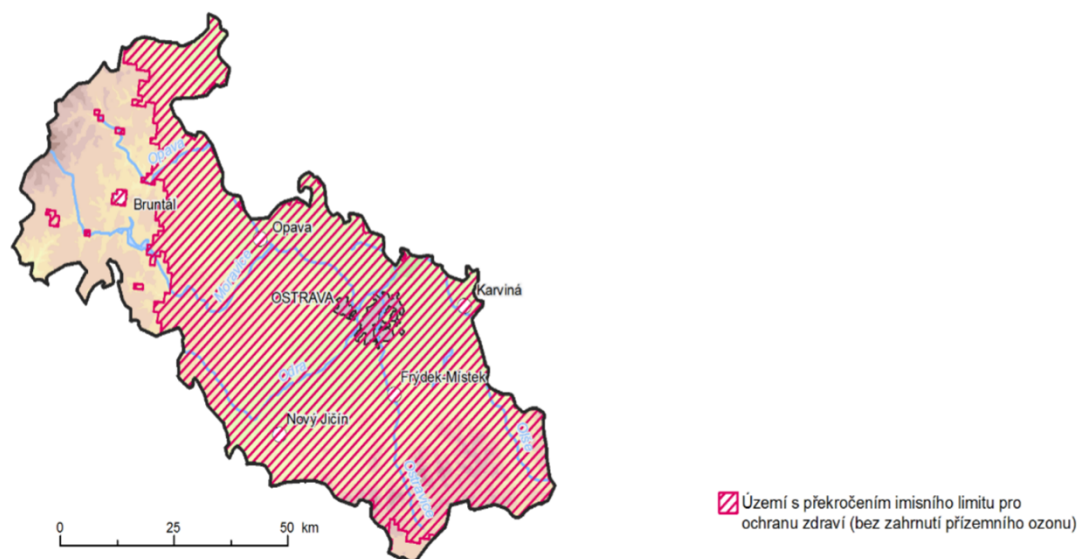
Pro potřeby řízení kvality ovzduší jsou sledovány a hodnoceny koncentrace, složení i charakter znečišťujících látek závisící na období a místě. V rámci časové různorodosti se dynamika procesů rozděluje tři stupně: dlouhodobě trvající, roční chody ovlivněné sezónními změnami a denní chody. Z metodického hlediska je vhodné rozsah změn v kvalitě ovzduší monitorovat a vyhodnocovat na úrovni lokální, regionální a globální. Dlouhodobě trvající znečištění reflektuje stav související především s ekonomickým rozvojem dané oblasti a vývojem nových technologií. Zaznamenání změn v ovzduší trvá zhruba jednu dekádu, než je lze prokázat snížení nebo zvýšení polutantů. Tyto hodnoty jsou důležité z prostorového hlediska pro srovnání údajů větších oblastí např. v ČR – Moravskoslezský kraj vs. Ústecký kraj. Sezonní změny jsou závislé na míře využívání určitého typu zdroje lidskou činností během roku a meteorologických podmínkách určující charakter znečištění.

V zimním období z příčiny nízkých teplot, častých inverzí (meteorologické podmínky) a díky zvyšujícím se emisím (využívání zdroje) stoupají koncentrace SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> a aerosolu. Denní chod koncentrací škodlivin má největší význam tam, kde je hlavním zdrojem znečištění doprava a faktory ovlivněné cirkadiánní činností člověka, které dále závisí na počtu obyvatel, tím pádem hustotě dopravy, mírou vytápění. Také působí i přírodní faktory, zejména sluneční svit, na který se dále vztahují změny způsobené teplotou, intenzitou UV záření a vlhkostí (Braniš a kol., 2009).

### 3.1.2 Moravskoslezský kraj

V celé České republice je znečištění ovzduší dlouhodobý problém. Moravskoslezský kraj, společně s krajem Ústeckým a Prahou, patří mezi nejvíce zasažené oblasti znečištěním. Na kvalitu ovzduší v Moravskoslezském kraji má vliv rozsáhlá průmyslová činnost a lokální topeniště, přeshraniční přenos znečištění, hustá automobilová doprava a aktuální meteorologické podmínky. Dále je také ovzduší ovlivňováno druhem osídlení a morfologií terénu Ostravské pánve uzavírající se z jižní a západní strany. Ostravsko, Karvinsko a Třinecko jsou části kraje, kde se nejzávažněji projevují tyto vlivy znečištění (MŽP – zpráva životního prostředí kraje, 2016).

Obrázek 1: Oblasti kraje s překročením imisních limitů (MŽP, 2016).



Polévatý prach ( $PM_{10}$ ) je polutant, u kterého dochází mnohem více k překročení limitů než u jiných polutantů na tomto území. Společnost ArcelorrMittal, nacházející se právě na Ostravsku, je největším producentem všech znečišťujících látek, konkrétně nejvyšší zastoupení má  $PM_{10}$  a také benzo(a)pyren (MŽP, 2018). V ČR je určen limit  $PM_{10}$  na  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Tento limit je možné překročit jen 35 dní v roce, ale na Ostravsku je překračován i přes 100 dní v roce v okolí 17 měřících stanic (zákon o ochraně ovzduší 201/2012 Sb., sbírka zákonů). Roční imisní limit pro  $PM_{10}$  byl v roce 2016 překročen pouze na jedné měřící stanici v celé České



republiky, a to v části Ostrava – Radvanice. Ze všech měřených znečišťujících látek bylo zaznamenáno překročení plošně na 78,8 % území tohoto kraje (MZP – zpráva životního prostředí kraje, 2016).

**Tabulka 2: Imisní limity (zákon o ochraně ovzduší 201/2012 Sb., Sbírka zákonů).**

**1. Imisní limity pro ochranu zdraví a maximální počet jejich překročení**

Znečišťující látka	Doba průměrování	Mez pro posuzování [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]		Imisní limit [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ] LV
		Dolní LAT	Horní UAT	
SO <sub>2</sub>	1 hodina	—	—	350 max. 24x za rok
	24 hodin	50 max. 3x za rok	75 max. 3x za rok	125 max. 3x za rok
NO <sub>2</sub>	1 hodina	100 max. 18x za rok	140 max. 18x za rok	200 max. 18x za rok
	kalendářní rok	26	32	40
PM <sub>10</sub>	24 hodin	25 max. 35x za rok	35 max. 35x za rok	50 max. 35x za rok
	kalendářní rok	20	28	40
PM <sub>2,5</sub>	kalendářní rok	12	17	25
Pb	kalendářní rok	0,25	0,35	0,5
CO	maximální denní 8hod. klouzavý průměr	5 000	7 000	10 000
Benzen	kalendářní rok	2	3,5	5

**2. Imisní limity pro ochranu ekosystémů a vegetace**

Znečišťující látka	Doba průměrování	Mez pro posuzování [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ]		Imisní limit [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ] LV
		Dolní LAT	Horní UAT	
SO <sub>2</sub>	rok a zimní období (1.10.-31.3.)	8	12	20
NO <sub>x</sub>	kalendářní rok	19,5	24	30

**3. Imisní limity pro ochranu zdraví - celkový obsah v částicích PM<sub>10</sub>**

Znečišťující látka	Doba průměrování	Mez pro posuzování [ $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ ]		Imisní limit [ $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ ] LV
		Dolní LAT	Horní UAT	
As	kalendářní rok	2,4	3,6	6
Cd	kalendářní rok	2	3	5
Ni	kalendářní rok	10	14	20
Benzo(a)pyren	kalendářní rok	0,4	0,6	1

Blízké Polsko má na rozdíl od České republiky zvýšené, tedy měkké, limity pro znečištění. Na české straně je osm významných zdrojů znečištění a na straně polské jich je dvaadvacet. Více jak polovinu znečištění pochází na české straně z průmyslu a polské straně z lokálních topenišť (projekt Air Silesia, 2015).

**Tabulka 3: Informace o kvalitě ovzduší v Moravskoslezském kraji (portal.chmi.cz spolu s autorem, 2018).**

Kraj: Moravskoslezský				06.12.2018 17:00 - 18:00 SEČ	SO <sub>2</sub>	NO <sub>2</sub>	CO	PM <sub>10</sub>	O <sub>3</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>	O <sub>3</sub> - z modelu
Kód	Název	Klasifikace	Vlastník	Kvalita ovzduší	1h	1h	8h	1h	1h	24h	1h	1h
					µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>	µg/m <sup>3</sup>
<a href="#">TBKRA</a>	Bílý Kříž	venkovská	ČHMÚ		1,3	3,8			61			
<a href="#">TCERA</a>	Červená hora	venkovská	ČHMÚ			8,2			48,3			
<a href="#">TCTNA</a>	Český Těšín	městská	ČHMÚ	3 - uspokojivá	16	46,5		43		44,8	34	44,5
<a href="#">TFMIA</a>	Frydek-Místek	předměstská	ČHMÚ	2 - dobrá		42,3		36		53,4	20	43,5
<a href="#">THAOA</a>	Havířov	městská	ZÚ, SMHa	2 - dobrá				29		35,3		40,5
<a href="#">THARA</a>	Havířov	městská	ČHMÚ	2 - dobrá				36		63,4	32	41,6
<a href="#">TKAOK</a>	Karviná-ZÚ	dopravní	ZÚ-Ostrava	3 - uspokojivá		57,2		30		50	22	26,5
<a href="#">TKARA</a>	Karviná	městská	ČHMÚ	3 - uspokojivá	8	36,3		56	26,5	70,9	28	
<a href="#">TNSVA</a>	Nošovice	venkovská	ONOS	2 - dobrá		2,1		20,7		18,7	18,2	47,4
<a href="#">TOCBA</a>	Ostrava-Českostratská (hot spot)	dopravní	ČHMÚ	2 - dobrá		32,7	654	24		60,6	18	46,9
<a href="#">TOFFA</a>	Ostrava-Fifejdy	městská	ČHMÚ	2 - dobrá	4,8	16,8		30	47,7	57,9		
<a href="#">TOHBA</a>	Ostrava-Hrabová	průmyslová	ZÚ, MSK	1 - velmi dobrá	5,6	15,3	477	13		47		44
<a href="#">TOKUA</a>	Ostrava-Kunčičky	průmyslová	ZÚ, MSK	1 - velmi dobrá	5,6	12,6	571	18		61,9		43,9
<a href="#">TOMHK</a>	Ostrava-Mariánské Hory	průmyslová	ZÚ, SMOva	1 - velmi dobrá	5,6	15,5	248	15	48,5	48,5		
<a href="#">TOPDA</a>	Ostrava-Poruba, DD	dopravní	ZÚ, SMOva	2 - dobrá		34		20		35,4		45,6
<a href="#">TOPOA</a>	Ostrava-Poruba/ČHMÚ	předměstská	ČHMÚ		3,5	29,1						45,6
<a href="#">TOPRA</a>	Ostrava-Přívoz	průmyslová	ČHMÚ	2 - dobrá	4	31,4		34		71,6	40	46,8
<a href="#">TOREK</a>	Ostrava-Radvanice ZÚ	průmyslová	ZÚ, SMOva		43,7	38,6	1 639		25,3			
<a href="#">TOROK</a>	Ostrava-Radvanice OZO	předměstská	ZÚ, SMOva	1 - velmi dobrá	16,2	23,3		19	42,1	74,7		
<a href="#">TOVKA</a>	Opava-Kateřinky	městská	ČHMÚ	2 - dobrá		13,4		22	49,5	60,3	16	
<a href="#">TOZRA</a>	Ostrava-Zábřeh	městská	ČHMÚ	2 - dobrá				25		46,5	12	45,5
<a href="#">TRYCA</a>	Rychvald	městská	ČHMÚ	2 - dobrá	5,9	18,9		40		77,3	29	42,5
<a href="#">TSTDA</a>	Studénka	venkovská	ČHMÚ				317	24	44,9	64,1	16	
<a href="#">TTRKA</a>	Třinec-Kanada	předměstská	MTŘ					18		32,6	16	52,1
<a href="#">TTROA</a>	Třinec-Kosmos	městská	ČHMÚ	2 - dobrá				21	55,5	41,7	18	
<a href="#">TVERA</a>	Věřňovice	venkovská	ČHMÚ	2 - dobrá	10,4	22,8		40		175,2	24	41,2
<a href="#">TVRTA</a>	Vratimov	průmyslová	ZÚ, MSK		5,6		511	15		36,9		43,5

### 3.1.3 Znečištění kovy a standardní metody detekce

Mezi nejčastější kontaminanty životního prostředí patří kovy pocházející z antropogenní činnosti. Při znečištění půdy je velice obtížné odstranit jejich toxický efekt na rostliny. Kovy mají negativní efekt na biologické a fyzikálně – chemické procesy v půdách. Skrz půdu se kovy dostávají do potravinových řetězců a svými vlastnostmi negativně působí na zdraví člověka (Marešová, 2012).

Rizikové prvky lze rozdělit do tří kategorií:

- Stopové prvky, které jsou přítomny ve velmi nízkých koncentracích (v jednotkách ppm) přirozeně v lidském organismu nebo ŽP – Cr, Fe a Zn.

- Potenciálně toxické kovy jsou kovy, které působí negativně na člověka a ostatní biotické složky ekosystémů. Menší podskupinou jsou polokovy neboli metaloidy, mezi které patří As a Se (Marešová, 2012).

### **3.1.3.1 Metody měření znečišťujících látek emitovaných do ovzduší**

Pro stanovení celé řady kovů je vypracována evropská norma ČSN EN 14385, která je založená na kombinovaném odnímání vzorků odpadních plynů. Z různých zdrojů znečištění (komín, potrubí) se odebere vzorek odpadního plynu o stanoveném objemu. Na filtru se zachytí prachové částice odebraného vzorku. Proud zbylého plynného vzorku je veden přes další absorberů obsahující absorpční roztoky, které zachycují látku procházející filtrem. Absorpční roztok je tvořen peroxidem vodíku a vodným roztokem kyseliny dusičné. V uzavřené PTFE nádobě se mineralizuje filtr a stejně jako absorpční a oplachové roztoky se chystá k vlastní analýze. Pro zjišťování hodnot meze detekce lze používat tyto metody: AAS, ICP – OES nebo ICP – MS. Výsledkem tohoto procesu uspořádání je určení meze detekce pro celou vzorkovací řadu na 5 µg/m<sup>3</sup>. Kupříkladu pro sumu kadmia odpovídá tento výsledek mezním hodnotám 0,05 mg/m<sup>3</sup>. Zkoumané vzorky a poslední výsledky se vyjadřují jako celková hmotnostní koncentrace pro každý náležitý prvek. US EPA je metoda odpovídající evropské normě (IRZ.cz, 2010).

Konkrétně pro stanovení Cd metodou ICP byla zřízena mezinárodní norma ISO 15202 skládající se ze tří částí, které podrobně uvádějí postup úpravy, odběru a analýzy vzorku pro určení obsahu kovů (IRZ.cz, 2010).

### **3.1.3.2 Metody měření znečišťujících látek v půdách**

Extrakční metody (metody rozkladu) jsou specifikovány standardy pro extrakci vzorků půd nebo podobných materiálů jako mechy a lišejníky obsahující méně jak 20 % organického uhlíku. Materiály s vyšším obsahem TOC vyžadují rozklad s následným přidavkem HNO<sub>3</sub>. Výsledkem je příprava roztoku pro následující analýzu AAS pro určení stopového množství prvku. Existují i metody extrakce pomocí mikrovlnného rozkladu, a to různou kombinací směsí kyselin HF, HNO<sub>3</sub>, HCl, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, HClO<sub>4</sub>. Tato metoda reguluje časovou náročnost přípravy vzorku (Sandroni a kol., 2003).

U metod stanovení ICP-OES, ICP – MS a atomové absorpční spektrometrie AAS plamenové (FAAS) nebo elektrotermální (GFAAS, ETAAS) platí různá citlivost k různým prvkům. Tyto metody (především ICP-MS) jsou výhodné pro stopovou analýzu vzhledem ke své malé spotřebě vzorku, dobré detekci a multielementární analýze (Melaku a kol., 2005).

Elektrochemické metody, hlavně volumetrie, jsou založené na využití rtuťové kapkové elektrody MFE. Schopnost kovů vytvářet amalgám je předpoklad pro uskutečnění této analýzy. Při nedostatečném vytvoření amalgámu (některé kovy naprosto nevytváří amalgám) nebo při ireverzibilitě se tento problém řeší použitím jiné techniky nebo přidáním komplexačních činidel (nejčastěji DMG dimethylglyoxim) vytvářející komplex se stanoveným kovem akumulujícím se na povrchu elektrody. Dále už je pak jen stanovena jeho koncentrace (Hutton a kol., 2004).

Další standardizovanou metodou stanovení složení je energiově disperzní rentgenová fluorescenční spektrometrie EDXRF nebo vlnově disperzní rentgenová spektrometrie WDXRF za použití kalibračních standardů. Kvalita výsledků závisí na vhodnosti výběru přístroje k měření. Pro vybrání přístroje je nutné brát důraz na stanovený prvek, požadovanou mez detekce, analyzovanou matici a čas měření (IRZ.cz, 2010).

#### **3.1.4 Metody postavené na využití bioindikátorů**

Bioindikační metody patří k základním metodám ekotoxikologie, což je obor zabývající se výzkumem vlivů látek působících negativně na organismus (toxikanty) a na biosystémy. Princip bioindikace spočívá v určení vlastností prostředí nebo vlastností toxikantů v prostředí jak přírodním, tak umělém na základě vlastností a změn v chování biosystémů. Za ekologický přístup se považuje zjišťování abiotických faktorů (teplota, matrice, živiny, srážky) při určování vlastností prostředí. Ekotoxikologický přístup určuje vlastnosti toxikantů. Bioindikace se vztahuje na hodnocení vlivů toxických a chemických látek. Tyto metody zahrnují širokou škálu od ekotoxikologických testů až po terénní studie (Anděl, 2011).

Biomonitoring se používá ke sledování stavu a změn ŽP pomocí bioindikátorů. Důležité je, aby zkoumané živé organismy byly pravidelně a soustavně sledovány. Pozorovat je nutné nejen početnost, ale prostorové rozložení bioindikačních vlastností. Změny v ŽP jsou vyvolány buď přirozenými ději, nebo člověkem. Díky tlaku vzniklému

změnami podmínek v ekosystému je vyvolána reakce organismu. Za tuto reakci lze považovat změnu v chování, vzhledu nebo ve výskytu a pomocí těchto reakcí jde najít příčiny daných změn v ekosystémech (Kulich a kol., 2002).

## 3.2 Bioindikátory

### 3.2.1 Rozdělení a charakteristika

**Bioindikační organismy** se dají rozdělit do několika skupin podle toho, jak působí na okolí a jak ho vnímají.

- Akumulátory ve svých tělech kumulují hodnocenou látku ve vyšších koncentracích, než jaká je v okolním prostředí. Tyto organismy slouží jako podklad pro chemické analýzy toxikantů.
- Detektory se vyskytují přirozeně a reagují na změnu prostředí na základě vyvolaných reakcí.
- Exploatáři svou přítomností upozorňují na narušení a znečištění prostředí.
- Sentinely jsou organismy, které se pravidelně zavádějí do prostředí, aby indikovaly okamžité změny (Kulich a kol., 2002).

**Bioindikační druhy** mají specifické nároky na podmínky prostředí, kde se vyskytují. Na základě toho se podle jejich přítomnosti hodnotí ekologické podmínky. Druhy vhodné pro bioindikaci se vyznačují úzkou ekologickou valencí a jsou schopné existovat pouze v určitých podmínkách. Jednotlivé bioindikační druhy můžeme dělit do pro ně charakterizujících skupin:

- **Druhy určující přirozenost biotopu** jsou důležité pro rozlišení původně přírodních biotopů od silně ovlivněných biotopů člověkem. Typickými zástupci jsou brouci a pavouci.
- **Druhy určující makrochemické ukazatele** jsou zcela vázány na určité složení substrátu, což ukazuje obsah biogenních prvků.
- **Druhy určující antropogenní toxikanty** reagují velice citlivě na přítomnost toxikantů v nízkých nebo stopových množstvích (Anděl, 2011).

Nejčastějšími druhy používanými pro bioindikaci jsou: cévnaté rostliny, mechorosty, lišejníky, houby, řasy a sinice, živočichové (Kulich a kol., 2002).

### 3.2.2 Vlastnosti bioindikačních druhů

- Vysoká abundance na všech stanovištních podmínkách
- Většina morfologických znaků je stálá, existence malé ekologické tvárnosti
- Včasná reakce na antropogenní činitele nebo procesy v ekosystémech
- Tolerance k dlouhodobému a intenzivnímu působení dané škodliviny
- Rychlý metabolismus pro projevy škodlivin ve stopových koncentracích
- Dlouhá délka života nutná pro odhalování dlouhotrvajících a opakujících se zátěží
- Zjištění genetických změn, vrozených poruch a deformit na základě častého střídání nástupu nových generací stejné populace
- Vztah k lokalitě o nevelké rozloze kvůli odchylkám vztaženým k danému ekosystému
- Snadná dostupnost k získání vzorku
- Optimální velikost pro individuální odběr
- Nutná existence stanovení základních biometrických, fyziologických a populačních hodnot
- Bez ovlivnění působení umělého prostředí
- Znalost všech aspektů (biologické a fyziologické) organismu pro biomonitoring = minimalizování nekontrolovatelné proměnlivosti (Šucman a kol., 2002).

Díky těmto vlastnostem, sloužícím pro hodnocení kontaminace ŽP, se určují odezvy živých organismů na expozici škodlivin. Reakce na projevy škodlivin se mohou týkat jedinců, druhů, společenství nebo ekosystémů (Roesijadi, 1992). Při dostatečném působení kontaminantů, na základě množství vyvolaných reakcí, se mění důležité funkce organismů, které se snažíme pozorovat a hodnotit: teratogenní účinky, poškození DNA, ovlivnění reprodukce a cytochromu P450, inhibice cholinesterázy, ovlivnění imunitního systému, stresově tepelných bílkoviny a hladiny vitamínu A (Elliot a kol., 1995).

### 3.2.3 Mechorosty

Mechorosty mají obecně široký areál rozšíření. Dokáží akumulovat až 10krát více kovů než cévnaté rostliny. Většina z nich žije na kyselých půdách, proto slouží jako ukazatele kyselých vod a půd. Nejcitlivěji reagují epifytické (rostoucí na stromech) mechorosty z rodu játrovek z čeledi rožeňkovitých (*Lejeuneaceae*) a kovancovitých

(*Frullaniaceae*) nebo mechy čeledi šurpkovitých (*Orthotrichaceae*). V posledních letech se díky zlepšení kvality ovzduší začínají epifytické druhy vracet i do oblasti pohraničí, odkud se začaly ve druhé polovině 20. století ztrácet. Bohužel se spolu s rozšířením původních druhů, šíří i druhy invazivní z jiných oblastí (ziva.avcr.cz, 2017).

**Obrázek 2: Šurpek otevřený (*Orthotrichum patens*) (Koval, 2012).**



Díky jejich pomalému mnohaletému růstu a velice omezené schopnosti se aktivně zbavovat cizorodých látek, se používají pro biomonitoring (ziva.avcr.cz, 2017). Také mechorosty přijímají živiny ve větší míře z atmosféry než z půdy, protože postrádají kutikulu a kořenový systém, což je další důvod pro jejich vhodnost k bioindikaci (Motyka, 2010). Nepřijímají tedy prvky z půdy, proto obsah prvků v mechorostech odpovídá atmosférickému spadu. Při znalostech druhu mechu a jeho účinnosti přijímat prvky z atmosférické depozice, je možné na základě obsahu prvku v mechu a ročního přírůstu biomasy, určit průměrný atmosférický spad prvků (Weber, 2007).

Mechorosty akumulují prvky v daleko větší míře, než je potřebné pro jejich fyziologické potřeby. Také mohou pojmout toxické látky obsažené v blízkém okolním prostředí. Množství příjmu a obsahu prvků v mechu závisí na složitosti a počtu lístků, dále na velikosti jejich povrchu, propustnosti vody a prvků pletivem, schopnosti zadržovat vodu a velikosti kationtové výměnné kapacity vzhledem k vazbám vně buněčné stěny. Citlivost ke znečištění závisí kromě stavby mechorostu i na faktorech prostředí např. na vzdušné

vlhkosti, rozpustnosti prvků ve vodě, dostupnosti vody nebo na charakteru substrátu (Rosypal, 1992).

Mechorosty jsou výbornými bioindikátory pro rašelinné stanoviště. Kromě epifyckých druhů jsou citlivé i druhy ektohydričné. Naopak nejméně jsou citlivé suchozemské druhy, zvláště na bazickém substrátu. Nejtypičtěji používanými pro biomonitring jsou velké lesní bokoplodé mechy *Hylocomium splendens* a *Pleurozium schreberi* (AOPK ČR, 2018).

**Obrázek 3, 4: Rokytník světlý (*Hylocomium splendens*) a Travník Schreberův (*Pleurozium schreberi*) (Peters, 2006).**



**Výhody** využívání mechorostů jako bioindikátorů:

- Kosmopolitní rozšíření
- Výskyt v městských a průmyslových oblastech
- Přežití na různých typech stanovišť
- Díky absenci kutikuly a epidermu dokáží kovové ionty lehce proniknout do buněčné stěny
- Látky přijímají jenom z atmosféry vzhledem k nepřítomnosti kořenového systému
- Transporty minerálních látek mezi jednotlivými částmi mechu jsou omezené, z důvodu nedostatku vodivých pletiv
- Některé druhy s vrstevnatou strukturou produkují organické usazeniny (Szczepaniak a kol., 2003).



### 3.2.4 Lišejníky

Lišejníky se převážně využívají pro zjišťování znečištění ovzduší. Dále mohou indikovat složení geologického podloží nebo kovy, které se kumulují ve stélkách lišejníků. Jejich největší neprospěch, vzhledem k vlastnímu přežití, je nadměrné vstřebávání škodlivin. Za to jsou ale velice odolné vůči různým extrémním přírodním podmínkám. Při hydrataci stélky se mnohem škodlivěji projevují částice síry. Stélka se více hydratuje v zimě, proto se v ní koncentruje větší množství škodlivých látek včetně síry, což je také způsobeno menšími ztrátami vody právě v tomto období. Částice obsahující síru mají více škodlivý účinek při hydrataci stélky, což znamená vyšší koncentraci látek v zimě než v létě, protože v zimě dochází k menším ztrátám vody. Také se vyšší obsah sirných částic v ovzduší vyskytuje v zimě z důvodu častých inverzí (Batič, 2002). Z hlediska využití lišejníků jako bioindikátorů je důležitá stavba stélky. Stélka není krytá žádnými ochrannými strukturami a skládá se ze dvou složek (sinice a houby), které jsou v křehké rovnováze, z toho vyplývá jejich snadné porušení vlivem změn prostředí. Nejcitlivější na znečištění ovzduší jsou druhy s keříčkovitou stélkou (vousatec, provazovka). Dále jsou obecně velmi citlivé cyanolišejníky obsahující fotobiont sinicí. Naopak existují i tolerantní druhy (misničky – *Lecanora*) nebo druhy efemérní, což jsou druhy s krátkou, převážně jednoletou, vegetační dobou. Misnička je korovitý druh lišejníku vyskytující se na borce stromů. V současnosti je považován za invazní druh, který se rychle a nekontrolovatelně šíří. (Palice a kol, 2005).

**Obrázek 5: Misnička různotvará (*Lecanora allophana*) (Lindsay, 2004).**



Za největší škodlivinu se považují imise oxidu siřičitého (SO<sub>2</sub>), které narušují vnitřní stabilitu buněk, zabraňují fotosyntéze, a hlavně mají vliv na rozmnožování. Také je redukován jejich růst, blednou a zvětšují se jejich vakuoly (Skalka, 2004). Výskyt lišejníků je ovlivněn mírou koncentrace znečišťujících látek, tedy každý druh má omezenou existenci specifickou koncentrací, např. provazovky (*Usnea*) se vyskytují do 35 µg/m<sup>3</sup> a terčovky (*Parmelia*) do 70 µg/m<sup>3</sup>. Při vyšších koncentracích, než jsou uvedené, lišejníků velice rychle ubývá a při koncentraci nad 170 µg/m<sup>3</sup> se objevují na kůře jen zelené řasy (Rabšteinek a kol., 1987). Právě z absence jednotlivých druhů můžeme určovat hrubé zatížení ovzduší SO<sub>2</sub>. Při klesající zátěži oxidem siřičitým se lišejníky postupně vrací na místa jejich vymizení. Kromě SO<sub>2</sub> mají také na růst lišejníků negativní vliv sloučeniny těžkých kovů, brom, radioaktivní prvky a fluor (Skalka, 2004).

**Obrázek 6, 7: Terčovka (*Parmelia saxatilis*) a Provazovka (*Usnea*) (Lindsay, 2004).**



Synantropní a nitrofilní lišejníky rodu *Physcia*, *Amandinea* a *Xanthoria* se vyskytují často kolem silnic a dalších míst obohacených o dusík. Právě díky zvyšujícím se koncentracím oxidů dusíku se zvyšuje i počet těchto nitrofilních druhů (Skalka, 2004).

Tabulka 4: Citlivost lišejníků k imisím (autor, 2018).

Skupina	Citlivost k imisím	Druh
1	silně toxitolerantní	Lecanora conizaeoides Lepraria sp.
2	málo citlivé	Bacidia chlorococca Lecidea scalaris Hypogymnia physodes
3	středně citlivé	Lecanora subfusca sp. agg. Parmelia sulcata Parmelia saxatilis Parmeliopsis ambigua Parmelia exasperatula Platismatia glauca
4	velmi citlivé	Parmeliopsis hyperopta Cetraria chlorophylla Lecanora varia Pseudoevernia furfuracea Evernia prunastri Ramalina farinacea

**Výhody** využívání lišejníků jako bioindikátorů:

- Široké geografické rozšíření v různých klimatických oblastech
- Jejich morfologie nepodléhá sezonním změnám
- Vhodnost pro aktivní i pasivní monitoring
- Existence standardních metod analýz
- Rychlé získávání materiálů vzorkováním (hlavně keříčkovité a lupenité stélky)
- Zachování počáteční hladiny znečištění a radionuklidů z důvodu velmi pomalého a dlouhodobého růstu
- Pro výzkum lze vybírat různě vývojově odlišné (mladé/staré) části stélek
- Nehrozí napadnutí škůdci a nemocemi
- Nízké náklady na biomonitoring oproti metodě za pomoci přístrojů (Garty, 2002).

**Nevýhody** využívání lišejníků jako bioindikátorů:

- Nedostatečně pěstování člověkem
- Velmi obtížné určení stáří částí stélek
- Obtížné zajištění vhodných podmínek růstu v laboratoři= vzorky spíše získané v přírodě
- Obtížné určení přesného druhu lišejníku
- Neukazují obsah kontaminantů a radionuklidů obsažených v půdě

- Radioaktivita měřena až po poločase rozpadu radionuklidů z důvodu zachycení počáteční kontaminace (Heinrich a kol., 2002).

### 3.2.5 Sníh

Sníh je směs vody, vzduchu, ledu a pevných částic. Fyzikálně-chemické vlastnosti sněhu se mění už v prvních chvílích po dopadu na zem. Sníh lze považovat za indikátor znečištění životního prostředí, protože z jeho obsahu dokážeme identifikovat organické polutanty. Tyto polutanty se pohybují ve sněhu difúzně a dokáží se odloučit pomocí odtoku jako část sněhové vody (Herbert a kol., 2006). Koncentrace látek obsažené ve sněhu nejčastěji pochází ze spalování (hlavně tedy v zimě), ale mohou být také ovlivněny jednorázovými zdroji znečištění jako např. lesní požáry (Ying a kol., 2004).

Velice obtížné je stanovení stáří sněhu, které je zároveň důležité pro vzorkování vzhledem k délce trvání depozice. Pokud dojde k odběru až po delší době trvání depozice (v řádech hodin) může být již u sněhu snížen jeho objem (starší sníh má menší objem než čerstvější sníh) (Novák a kol., 2011). Problém i v neustále se opakujícím padání sněhu, čímž se každý den, každou chvíli (závisí na intenzitě sněhových srážek) tvoří na povrchu nová suchá depozice. Z toho vyplývá, že povrch sněhu obsahuje vyšší koncentraci polutantů, než je pod povrchem. Koncentrace se tedy dá měřit jako akumulace vlivem samotného spadu sněhové vločky anebo za přispění suché depozice (Boom a kol., 1988).

Sníh lze odebírat ze třech různých pozic:

1. Přímou při srážkové události
2. Odběr samotné povrchové vrstvy
3. Odběr určité vrstvy z různých hloubek

Sníh se odebírá za pomoci nerezové teflonové lopatky předem očištěné acetonem a ukládá se do kovových kanystrů nebo do hliníkových nebo plastových nádob (Carrera a kol., 2001).

### 3.2.6 Námraza

Námraza vzniká při teplotě držící se mírně pod bodem mrazu a při vanutí poměrně silného větru. Námraza nevzniká za bezvětrí, opravdu je k ní nutný alespoň částečný vítr (Kopáček a kol., 2009). Při existenci námrazy se určují tzv. špičky, podle kterých se určuje směr vanutí větru. Většinou je orientovaná tím směrem, kam převažuje pohyb větru. Určování směru větru podle vytvořených špiček je typické pro vysokohorské oblasti, kde vane dlouhou dobu vítr jedním směrem. Běžnější je, ale námraza, která daný podklad obaluje rovnoměrně. Právě díky směru špičky lze určit, odkud vítr přinesl nečistoty, tedy odkud pochází umístění možného zdroje znečištění (Erbanová a kol., 2011).

Vzorkování námrazy se provádí pomocí strunových vzorkovačů, na kterých se námraza zachytává a zároveň se zvětšuje její objem. Dále se námraza odebírá poklepem do připravených vzorkovacích vaků, které se ochlazují na teplotu pod 0 °C až do -20 °C (Carrera a kol., 2001).

### 3.3 Metody izotopového stopování

Pro různé izotopy jednoho prvku je typická odlišná rychlost při průběhu reakce, ale zároveň druh izotopu nezávisí na schopnosti vstupu do reakce. Každý prvek se může vyskytovat ve dvou formách: buď jako stabilní izotop nebo v radioaktivní formě (Brož a kol., 1980).

#### 3.3.1 Stabilní izotopy kovů

Analýzy stabilních izotopů se provádí z důvodu přesného stanovení hmotnosti izotopu, tím se dokáže stanovit jeho zastoupení v dané sloučenině. (Cabicar, 1983).

Analýza stabilních izotopů těžších kovů se provádí výhradně na hmotnostním spektru s indukčně vázaným plazmatem nebo termální ionizací, ale vždy v multikolektorovém uspořádání, umožňujícím současné stanovení dvojic izotopů.

Do skupiny tradičních izotopů využívající se pro sledování šíření polutantů v atmosféře, pro určení depozice, identifikaci zdrojů, odbourávání polutantů v půdě a vodě vzhledem k monitorování stavu životního prostředí řadíme Sr, Nd, Pb a Os (geology.cz, 2017). Dalším znakem tradičního izotopů je jejich využití pro analýzu v hmotnostní spektrometru s plynným zdrojem (Chrastný a Šillerová, 2016).

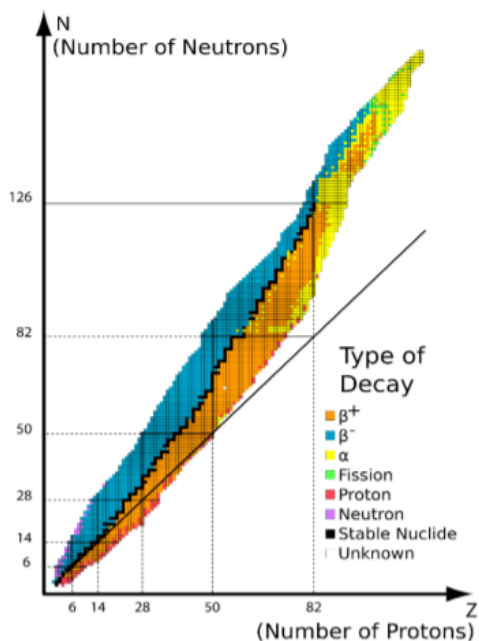
Do skupiny netradičních izotopů řadíme Cd, Cr, Cu, Zn (geology.cz, 2017). V posledních letech obor izotopové geochemie posílil a přidal do této kategorie převážně veškeré prvky zbývající v periodické soustavě prvků. Jsou to prvky, které mají většinou 2 a více stabilních izotopů (Chrastný a Šillerová, 2016).

Stabilní izotopy vznikají při nukleosyntéze nebo po radioaktivním rozpadu a dále se již nepřeměňují. Existuje zhruba 300 izotopů stabilních (Fry, 2006). Stabilní izotopy se v přírodě vyskytují ve určitém poměru a dlouhodobě ve stejné kvantitě (Chrastný a Šillerová, 2016). V přírodě mají častější výskyt izotopy, kdy je jejich hmotnostní číslo dělitelné 4:  $^{16}\text{O}$  99.76 %,  $^{17}\text{O}$  0.04 %,  $^{18}\text{O}$  0.20. Přírodní poměr stabilních izotopů se může v průběhu různých reakcí a procesů nepatrně měnit.

Oblast stability je zřetelná řada zobrazených stabilních izotopů v souřadnicích N-Z. Lehké izotopy mají oblast největší stability při shodném počtu protonů a neutronů,  $Z=N$ .

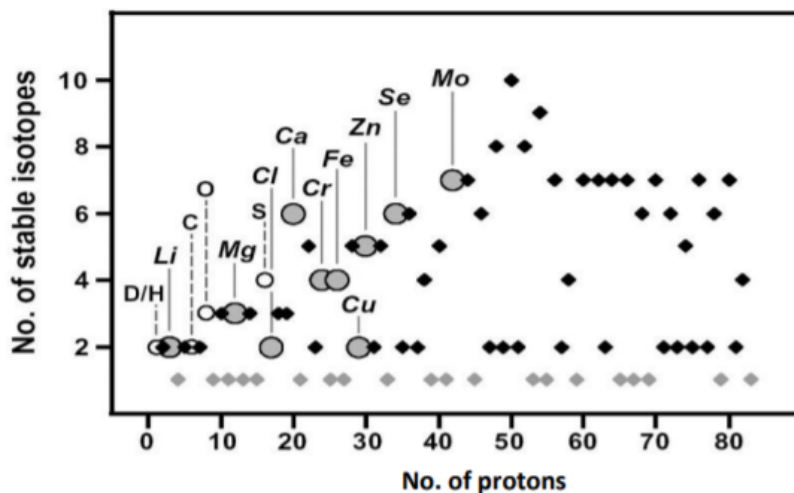
Maximální hodnota stabilního poměru neutronů a protonů může vystoupat až k hodnotě  $N/Z=1,5$  (Chrastný a Šillerová, 2016).

Obrázek 8: Oblasti stabilních a radioaktivních izotopů (IAEA – Nuclear Data Section).



**Izotopová abundance** neboli četnost výskytu izotopu v přírodě, je podíl v jednotkách procent izotopu vzhledem k celkovému množství všech stabilních izotopů vybraného prvku. Hodnoty abundance určují rozdělení prvků na majoritní (vyšší procentuální podíl) a minoritní (nižší procentuální podíl) (Chrastný a Šillerová, 2016).

Obrázek 9: Stabilní izotopy vybraných prvků a jejich abundance v závislosti na počtu protonů (Johnson, 2004).



Pro kvantifikaci stabilních izotopů se používají veličiny, které je pomáhají definovat. **Izotopový poměr, R**, odpovídá poměru četnosti těžšího (minoritního) izotopu k četnosti lehčího (majoritního) izotopu. Poměr má bezrozměrnou jednotku, ale za hodnoty četnosti lze dosadit jakékoliv jednotky, avšak musí být v poměru stejné. U výskytu biogenních prvků se zastoupení těžších izotopů pohybuje maximálně okolo 1 %, proto se u těchto látek vyjadřuje izotopový poměr relativně (Urey, 1948).

**Poměrné izotopové složení,  $\delta$** , vzorku se určuje k mezinárodně stanovenému standardnímu vzorku v jednotkách promile (Fry, 2006).

Různá hmotnost izotopů v molekulách reaktantu ovlivňuje rychlost chemické reakce a transport mezi molekulami, proto může být na konci reakce transportní dráhy odchylka. Této veličině se říká **izotopový efekt,  $\alpha$** , kdy tedy produkt reakce má jiné izotopové složení než reaktant na začátku. Je to poměr izotopových poměrů a z něho získáváme informace o procesech, při kterých dochází k frakcionaci.

V praxi se více používá odvozená veličina **izotopové diskriminace,  $\Delta$** , která vyjadřuje izotopovou změnu během reakce (Farquahar a kol., 1989).

**Atomprocento, A**, je veličina, která popisuje procentuální zastoupení minoritního stabilního izotopu v daných vzorcích. Tato veličina souvisí s určením počtu elektronů a neutronů a tím pádem i hmotnosti jader atomů.

$$A = (\text{četnost minorit. izotopu}) / (\text{četnosti minorit.} + \text{majorit. izotopu}) \cdot 100 [\%].$$

**Atomprocentický nadbytek, E**, je doplňující veličina k veličině Atomprocento udávající procentuální přebytek minoritního izotopu nad jeho zastoupením v pozadí.

**Frakční zlomek, F**, je veličina odpovídající veličině Atomprocento, pouze se ze vzorce pro výpočet vypouští násobení 100.

$$F = (\text{četnost minorit. izotopu}) / (\text{četnosti minorit.} + \text{majorit. izotopu}) [-] \text{ (Fry, 2006).}$$

### 3.3.2 Radiogenní a neradiogenní systémy

Všechny látky se skládají z atomů, které se dále skládají ze tří druhů částic: protonů a neutronů uložených v jádře atomu a z elektronů uložených v obalu. V jádře je soustředěna většina celkové hmotnosti atomu. Elektrony obíhají po zhruba stejně



vzdálených drahách kolem jádra. Protony a neutrony spolu dohromady tvoří jádro, které ne vždy je stabilní. V lehčích jádrech, s hodnotou  $A < 20$ , se objevuje přibližně stejné množství protonů a neutronů. Naopak těžší jádra jsou z důvodu vyššího počtu neutronů, které mají vyšší hmotnost, než mají protony (Hála, 1998).

Kladně nabitě protony se v jádře díky působení elektrostatických sil silně odpuzují, proto je potřeba nadbytek neutronů v jádře vytvářející přitažlivé síly. K nadměrnému odpuzování dochází již v jádře s více jak deseti protony. Prvek bismut  ${}_{83}\text{Bi}^{209}$  je poslední hraniční prvek, u kterého mají pořád neutrony schopnost udržet stabilní (radiogenní) jádro, je to tedy nejtěžší stabilní nuklid. Všechna další těžší jádra jsou již nestabilní (neradiogenní) a rozpadají se na lehčí jádra, kterou jsou dále stabilní nebo se postupně stanou stabilními. Tento jev se označuje jako **přirozená radioaktivita**. Radioaktivní rozpad má tři vždy platné charakteristiky: mění chemickou podstatu dané látky, nezávisí na vnějších podmínkách (např. teplota, tlak, horotvorné pochody a vlhkost), je doprovázena emisí tří typů záření (alfa, beta a gama) (Hála, 1998).

### 3.3.3 Důvody izotopové heterogenity radiogenních systémů

Radiogenní izotopy většinou těžkých a středně těžkých prvků vytvářejí heterogenní prostředí. Heterogenita vyjadřuje různou četnost nestabilních izotopů s různou četností výskytu. Izotopy se neliší chemicky, ale fyzikálně (Chrastný a kol., 2015). Rychlost přeměny jader a samotný proces nelze ničím ovlivnit. Izotop vyskytující se na začátku přeměny se nazývá mateřský a izotop vyskytující se na konci procesu jako dceřiný (Chrastný a Šillerová, 2016).

Existuje zákon radioaktivního rozpadu, který platí pro radioaktivní izotopy. Z celkové počtu prvotních jader  $r N_0$  (v čase  $t = 0$ ) se za určité časové období  $dt$  rozpadne počet jader  $dN$ . Tento rozpad probíhá rychlostí  $\lambda$ .

$$(1.) \quad dN/dt = -\lambda * N$$

Další veličinou je poločas rozpadu,  $T$ .  $T$  vyjadřuje dobu potřebnou pro rozpadnutí poloviny původního množství jader,  $N=N_0/2$ .

$$(2.) \quad T = \ln 2 / \lambda$$

Existují čtyři radioaktivní řady rozpadu popisující řetězec přeměn odehrávající se v nuklidech. Ty se totiž nerozpadají přímo na jádro stabilní s nižší energií, ale rozpadají

se dál, dokud nedosáhnou až na stabilní jádro. Podle jednotlivých prvků jsou zobecněny pravidla pro rozpadové řady a veličinu A. Všechny tyto řady se považují za přírodní, protože jejich nuklidy lze nalézt v přírodě (Svoboda a kol., 2003).

- Uran – radiová rozpadová řada začíná od radioaktivního izotopu  $U_{92}^{238}$  a končí u stabilního izotopu  $Pb_{82}^{206}$ , pro A platí:  $A=4n+2$ .
- Uran – aktiniové rozpadové řady je začátek stanoven od izotopu  $U_{92}^{235}$  do izotopu  $Pb_{82}^{207}$ , s tím že platí:  $A=4n+3$ .
- Thoriová rozpadová řada začíná izotopem  $Th_{90}^{232}$  a končí  $Pb_{82}^{208}$ , a platí podmínka:  $A=4n$ .
- Neptuniová rozpadová řada má začátek od  $Np_{93}^{237}$  až po poslední radioaktivní izotop  $Bi_{83}^{209}$  a zároveň platí:  $A=4n+1$  (Svoboda a kol., 2003).

### 3.3.4 Důvody izotopové frakcionace neradiogenních systémů

Ke změně přírodního zastoupení izotopů dochází v důsledku působení fyzikálních jevů nebo jednosměrných chemických reakcí. K frakcionaci dochází spíše u lehčích prvků, které díky určitým procesům mění izotopové poměry. Změny těchto poměrů se projevují v rozdělení mezi fáze, ve kterých se daný prvek/ izotopová směs nachází. Frakcionace je dána rozdílnými fyzikálními vlastnostmi izotopů a rozdílnou chemickou reaktivitou izotopů. Stupeň změny poměru při frakcionaci závisí na rozdílu hmot daných izotopů, proto se zmenšuje se zvyšující se atomovým číslem (Košler a kol., 1997).

Frakcionace má několik příčin:

- **Chemické** – při kinetických pochodech reagují mnohem rychleji molekuly s lehčími izotopy, vazby vytvořené těžšími izotopy jsou pevnější, na hmotnosti atomů závisí termodynamické parametry reakcí (Pačes, 1983).

Rovnovážné izotopické výměnné reakce jsou procesy s různým mechanismem, při kterých nedochází ke změnám koncentrací reagujících látek. Izotopy se mezi sebou mění v různé chemické sloučeniny. Dochází k redistribuci stabilních izotopů – izotopové výměně. K výpočtu dochází pomocí rovnovážné konstanty, **K**. Častěji se, avšak používá koeficient frakcionace stabilních izotopů,  **$\alpha$** , který vyjadřuje vztah dvou izotopů prvku ve sloučenině jedné A podělené stejným vztahem ve sloučenině druhé B:

$$(3.) \quad \alpha(A-B) = R_A / R_B,$$

tento koeficient je spojen s rovnovážnou konstantou pomocí vzorce:

$$(4.) \quad \alpha = K * 1/n,$$

kdy n je maximální počet atomů v prvku způsobilého k výměně (Marshall a kol., 1999).

Hodnoty frakcionačního faktoru se přibližují k hodnotě 1, což může způsobovat nepřesnosti, a proto se používá přesnější veličina hodnoty **epsilon,  $\epsilon$** .

$$(5.) \quad \epsilon_{A-B} = (\alpha - 1) * 1000 (\text{‰})$$

V přírodních vzorcích se rozdíly v izotopovém složení vyjadřují pomocí **delta hodnoty,  $\delta$** . Je to relativní odchylka vzhledem k izotopovému složení referenčního materiálu.

$$(6.) \quad \delta^{i*E} = (R^{i/j} - R_{STD}^{i/j} / R_{STD}^{i/j}) * 10^3 (\text{‰}),$$

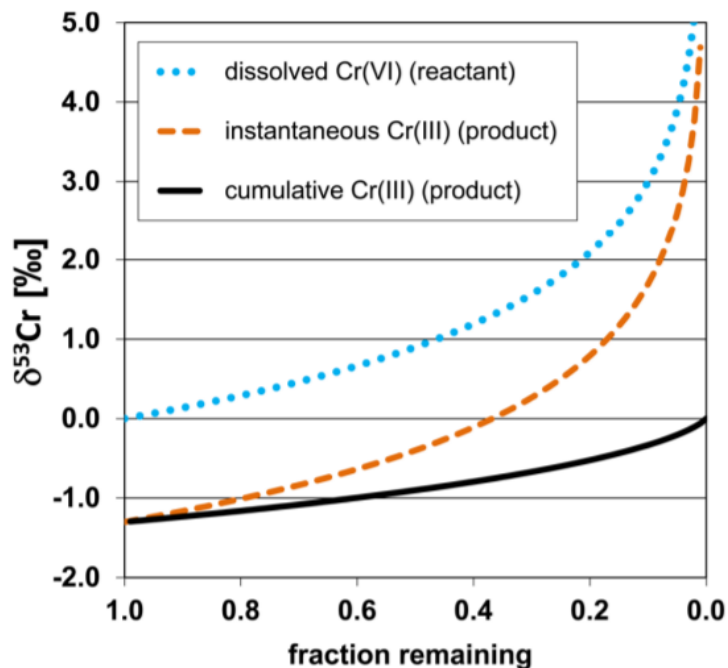
kde i a j znamenají konkrétní hodnoty izotopů pro stabilní prvek E. Hodnota R označuje poměr ve vzorku a hodnota  $R_{STD}$  je poměr v referenčním materiálu.

Z tohoto vzorce vyplývá:

- $\delta > 0$  ve vzorku je vyšší obsah těžšího (minoritního) izotopu než ve standardním vzorku
- $\delta < 0$  ve vzorku je vyšší obsah lehčího (majoritního) izotopu ve standardním vzorku
- $\delta = 0$  ve vzorku je stejný obsah těžšího izotopu jako ve standardním vzorku (Chrastný a Šillerová, 2016).

Kinetické izotopické efekty ovlivňují různými reakčními rychlostmi molekul obsahující lehké i těžké izotopy frakcionaci, která je tedy ovlivněna redukcí nebo oxidací prvků (např. u chromu redukcí Cr (VI) na Cr (III)) za účelem obohacení nezredukované frakce o těžší izotop. Část, která se na reakci nepodílí, má těžší izotop oproti původnímu složení reaktantu. V reakčních produktech se hromadí lehčí izotopy. Model izotopové frakcionace kopíruje teoreticky Rayleighův kinetický model (Chrastný a kol., 2015). Teto model lze využít při modelaci v uzavřeném systému jednosměrné reakce pro složení zbytkového reaktantu. Používá se při určení frakcionačního faktoru specifického procesu a při určení rozsahu probíhajícího procesu z přítomného izotopového složení (Chrastný a Šillerová, 2016).

Obrázek 10: Rayleighova frakcionace vývoje izotopů Cr v průběhu jednosměrné reakce (Wiederhold, 2015).



- **Fyzikální** – kondenzace, difúze, vypařování, teplota prostředí, adsorpce a desorbce. U vypařování a kondenzace hrají hlavní roli rozdíly v napětí par sloučenin s obsahem různých izotopů. Z toho vyplývá, že molekuly mající lehčí izotopy se snáze vypařují, a naopak molekuly s těžšími izotopy se snadněji kondenzují. Lehčí izotopy se koncentrují do plynné složky a těžší izotopy do kapalné složky (Bouška a kol., 1980).
- **Biologické** – izotopy se váží na rozdílnou organickou hmotu a s tím je spojená různá doba procesu rozpadu organické hmoty (Degens, 1989).

Většina procesů, které ovlivňují frakcionaci v přírodě, je hmotově závislá. Výjimečně se vyskytuje **hmotově nezávislá frakcionace** definující se jako měřitelná odchylka od hmotově závislé frakcionace. Tento jev se dá vysvětlit dvěma principy: efektem objemu jádra a magnetickým izotopovým efektem.

- **Efekt objemu jádra** – množství neutronů ovlivňuje sílu, která působí na elektronový obal, což dále ovlivňuje výslednou rozdílnou reaktivitu izotopů.
- **Magnetický izotopový efekt** – je kinetický proces, u kterého je potřeba reakce, při které má dojít k vytvoření reaktivních intermediátů vyskytujících se ve formě

radikálů. Za tuto reakci je zodpovědný magnetický moment jádra (jen jádra s lichým počtem neutronů) a elektrony (Chrastný a Šillerová, 2016).

### 3.3.5 Izotopy Cd

Přírodní Cd má 8 různých izotopů. Největší četnost výskytu v přírodním kadmii zaujímá izotop  $^{114}\text{Cd}$  s 28,72 % a  $^{112}\text{Cd}$  s obsahem 24,13 %. U dvou izotopů byla pozorována radioaktivní přeměna. Tři izotopy z těchto 8 jsou považovány za stabilní. Tři jsou považovány za izotopy radioaktivní, s pravděpodobně vysokým poločasem rozpadu, který nikdy nebyl pozorován (Wieser, 2006). Uměle celkem bylo vyrobeno dalších 32 nestabilních radioaktivních izotopů s nukleonovými čísly pohybujícími se mezi hodnotami 95 a 134, a dále také několik jaderných izomerů (přibližně s poločasem rozpadu 14,1 let), které jsou energeticky bohatší oproti původnímu stavu jádra. Uvolňují přebytečnou energii a zpět se vrací do původního stavu. Nejvíce stabilní izotopy z těchto umělých izotopů jsou  $^{109}\text{Cd}$  s poločasem přeměny 461,4 dne,  $^{115}\text{Cd}$ , které se přeměňuje 53,46 hodin,  $^{107}\text{Cd}$ , kde je poločas přeměny 6,50 h a  $^{117}\text{Cd}$  s poločasem přeměny 2,49 h (Holden., 2004). Ostatní izotopy mají poločas přeměny kratší než 58 minut, některé dokonce pod 2 minuty. Radioizotopy s nukleovým číslem pod 109 a včetně se přeměňují beta plus změnou na izotopy stříbra. Naopak radioizotopy s nukleovým číslem 113 včetně a těžších izotopů se přeměňují beta minus změnou na prvek indium (Audi a kol., 2003). U kadmia s nukleovým číslem 107 se vyskytuje hyperdeformace, která se projevuje protáhlým tvarem atomového jádra. (Adamian a kol.).

### 3.3.6 Izotopová frakcionace Cd u průmyslových zdrojů

Za nejzávažnější antropogenní zdroj lze považovat spalování fosilních paliv a olejů při energetice a dopravě, dále vzniká při průmyslové výrobě kovů a jejich sloučenin – pokovování, výrobě plastů a akumulátorů a také z metalurgie (Třebichavský a kol., 1998). V zemědělství se kadmium dostává do půdy z důvodu používání fosfátů, manipulace s čistírenskými kaly a pesticidy. Kadmium uvolněné do ovzduší se hromadí v půdě a vodě, a tak se lehce stává součástí potravinových řetězců (Bencko a kol., 1995).

Potrava je hlavním přirozeným zdrojem příjmu Cd pro člověka. Nepřirozeně se dostává kadmium do těla kouřením a dýcháním výfukových plynů automobilů. Důležité je, že kadmium není nezbytné pro existenci živých organismů. Čím je člověk starší, tím více se mu s věkem akumuluje Cd v ledvinách (Beneš, 1994).

Hmotově závislá frakcionace izotopů Cd nastává v důsledku fyzikální nebo chemické reakce. Kondenzace a odpařování je hlavní příčina frakcionace způsobená antropogenními činiteli a biologická absorpce je důvod frakcionace přirozených procesů (Ripperger a kol., 2007). Pro zjištění míry frakcionace se vždy srovnává hodnota izotopového složení z určitého sebraného vzorku s hodnotou původního zdroje v interpolaci na vzdálenost od daného zdroje a směru proudu větru od zdroje. Rozsah frakcionace Cd závisí na způsobu provozu a technologie podniku, např. při spalování komunálního odpadu je rozhodující poloha chladného bodu v kouřovodném systému při přenosu tepla, tedy teplotním gradientu a kondenzačních procesech (Cloquet a kol., 2005).

Složení izotopů Cd v půdách podléhající frakcionaci z průmyslových zdrojů se liší využíváním půdy (louka, les, sad), s čímž také souvisí rozdílné pH mezi různými druhy půd. Dále se liší vzdáleností od zdroje, charakterem půdního profilu (minerální, organický), hloubkou půdního profilu a probíhajícími procesy v půdě (Chrastný a kol., 2015)

### **3.3.7 Izotopová frakcionace stabilních izotopů Cd u nižších rostlin**

Kadmium se přirozeně vyskytuje ve vyvřelých a sedimentárních horninách, kde jeho obsah nepřekračuje hodnotu 0,3 mg.kg<sup>-1</sup>. Průměrný obsah v půdě, kde je Cd obsažené v primárních minerálech jako sloučenina hydratovaných oxidů Fe, Mn a Al, se drží mezi 0,7-1,1 mg.kg<sup>-1</sup>. Tyto sloučeniny jsou vázány na půdní roztok, což způsobuje pohyb Cd v půdě. Jeho pohyb je ovlivněn hodnotou pH, obsahem jílových částic, kvalitou humusových látek a koncentrací Cl aniontů (Richter a kol., 1999). Kadmium se v půdě vyskytuje v různých formách, záleží totiž na kontaminaci půdy. V těch kontaminovaných se kadmium vyskytuje ve výměnné formě a v těch nekontaminovaných je vázáno na oxidy Fe a Mn (IRZ. cz, 2010).

Limit toxického působení Cd na rostliny a bakterie je 4-13 mg.kg<sup>-1</sup>. Běžný obsah kadmia v půdě České republiky je 0,2 - 1,5 mg/kg půdy. Nejvíce se kadmium hromadí

ve vrstvě 0–5 cm půdy a s přibývajícím hloubkou se jeho koncentrace snižuje (Richter, 2009).

V minulosti byl obsah kadmia zvýšen používáním fosforečných hnojiv, v dnešní době se jejich používání klesá a spolu s tím i obsah Cd v půdě. Nyní je za největšího původce Cd v půdách považován průmyslový a městský odpad. Pohyb Cd je zvyšován nízkým pH půd, např. kyselými dešti. Naopak nízký podíl kadmia je v písčitéch půdách, kde je malý obsah jílovitých částic (Třebichavský a kol., 1998).

Kadmium je běžnou součástí rostlinných tkání v nízkých koncentracích. Rostlina přijímá Cd z atmosféry nebo z půdy ve formě  $Cd^{2+}$ . Častěji rostlina kadmium přijímá z atmosféry. Z půdy ho přijímá jen v případě jeho vysokého výskytu nebo kyselém pH půdy (Richter a kol., 1999). Nejvíce Cd je obsaženo v kořenech rostlin, protože je přijímáno kořeny z půdního roztoku. Houby jsou dalším vysokým akumulantem kadmia. Některé druhy mohou akumulovat až desítky mg Cd  $kg^{-1}$  (Ryant a kol., 2003).

Nejvíce ohroženy jsou zemědělské rostliny, převážně plodiny pěstované na půdě o kyselém pH 4–5,5. U takovéto půdy je až z 80 % možná mobilita kadmia. Proti míře jeho pohybu se doporučuje jeho migraci a asimilaci snížit vápněním půdy nebo aplikováním vyzrálých kompostů bez přítomnosti Cd s cílem navýšení obsahu huminových kyselin nad fulvokyselinami, které zvyšují pohyblivost kadmia (Beneš, 1994).

## 4 Metodika

Praktická, experimentální, část je tvořena analýzou vzorků lišejníků z vybraných 13 lokalit nacházejících se na Ostravsku. Výzkum proběhl v laboratoři České zemědělské univerzity v roce 2019 na fakultě životního prostředí.

### 4.1 Lokalizace míst

Materiál sebraný pro analýzu byl odebrán v Moravskoslezském kraji, na Ostravsku v rozmezí pár desítek kilometrů. Každá jednotlivá lokalita se nachází na různém typu krajiny a je do ní zasaženo různou mírou antropogenního ovlivnění.

Vzorky lišejníku se odebíraly v těchto lokalitách:

**Tabulka 5: Místa odběru vzorků.**

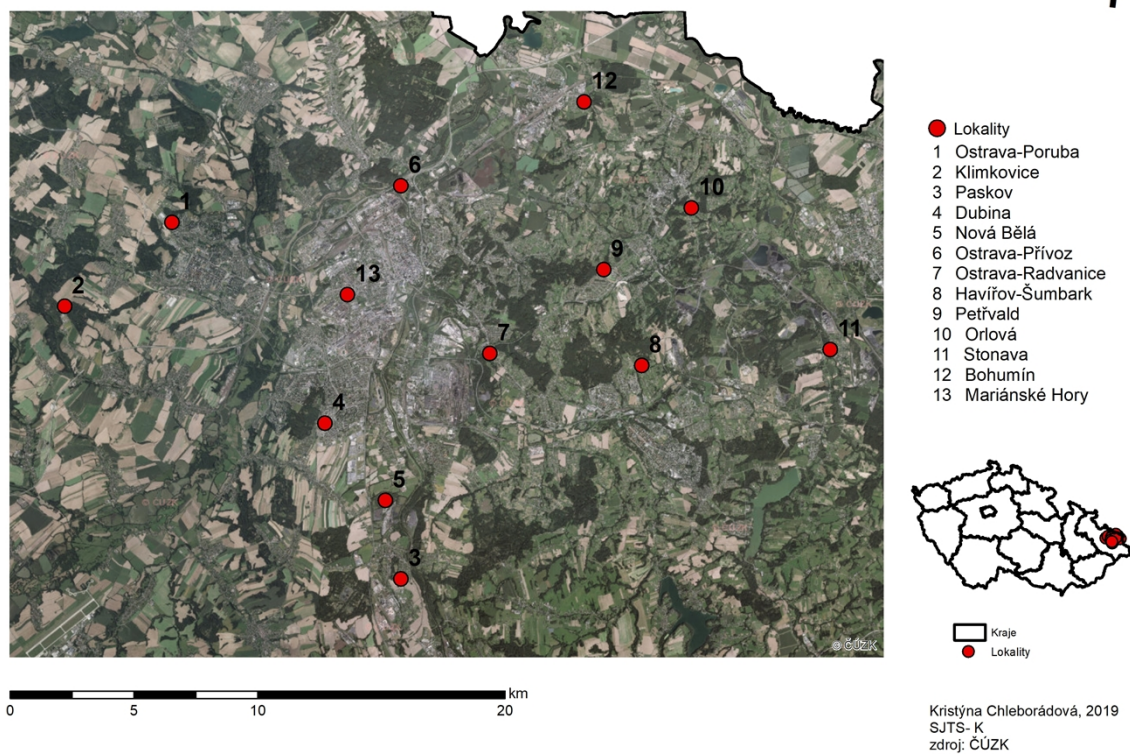
	<b>Lokalita:</b>	<b>Souřadnice:</b>
1	<b>Ostrava-Poruba</b>	49°83'98.386"N, 18°15'53.100"E
2	<b>Klimkovice</b>	49°80'53.281"N, 18°09'67.450"E
3	<b>Paskov</b>	49°71'92.244"N, 18°29'32.219"E
4	<b>Dubina</b>	49°77'83.772"N, 18°25'70.786"E
5	<b>Nová Bělá</b>	49°74'88.875"N, 18°27'41.678"E
6	<b>Ostrava-Přívoz</b>	49°85'89.356"N, 18°27'04.661"E
7	<b>Ostrava-Radvanice</b>	49°80'71.675"N, 18°34'09.528"E
8	<b>Havířov-Šumbark</b>	49°80'32.906"N, 18°41'61.542"E
9	<b>Petřvald</b>	49°83'09.908"N, 18°38'82.592"E
10	<b>Orlová</b>	49°86'76.861"N, 18°43'96.347"E
11	<b>Stonava</b>	49°81'82.061"N, 18°53'22.292"E
12	<b>Bohumín</b>	49°90'48.811"N, 18°37'90.806"E
13	<b>Mariánské Hory</b>	49°82'29.491"N, 18°26'49.220"E



Ze zaznamenaných souřadnic byly lokality zobrazeny v mapě prostřednictvím prostředí ArcGIS:

**Obrázek 11: Lokalizace sběrných míst jednotlivých vzorků v Moravskoslezském kraji.**

**Lokalizace sběrných míst jednotlivých vzorků v Moravskoslezském kraji, 2019**



#### 4.1.1 Popis jednotlivých území

Následující území byly vybrána z důvodu nedalekého umístění zdroje znečištění a z blízké polohy měřicích stanic Zdravotnického ústavu pro Ostravu zabývajících se ochranou veřejného zdraví.

- 1. Ostrava-Poruba** – na tomto území je významným zdrojem znečištění uhelná elektrárna Třebovice, jejíž majitel je společnost Veolia Energie ČR. Během roku 2013 došlo k výraznému snížení emisí oxidů dusíku a oxidu siřičitého na dvou hlavních kotlích náležících elektrárně K13 a K14. Dále bylo nutné snížit emise síry a dusíku o 15 %, což vyžadovala i česká legislativa. Podmínka byla splněna, limity podléhají normám. V současnosti je potřeba kotle odsířit a odprášit (ENGIE Services a.s., 2017).

2. **Klimkovice** – zde se předpokládá nejmenší míra znečištění z důvodu vzdálenějšího umístění před Ostravou a zároveň umístění proti směru vanutí větru. Lokalita se nachází uprostřed hlavně listnatých lesů.
3. **Paskov** – v okolí této lokality se nachází důl, ve kterém již neprobíhá těžba a je uzavřen. Dalším znečišťovatelem je firma Biocel, zabývající se vyráběním sulfitové buničiny. Největším problémem je znečišťování vod vypouštěním polutantů do zdejší řeky Olešná v povodí Odry. Firmě Biocel byla poskytnuta dotace na omezení emisí oxidu siřičitého o 25 % z Programu omezování průmyslového znečišťování a snižování environmentálních rizik (Podmolík, 2016).
4. **Dubina** – je městská část Ostravy, jejíž součástí je rozsáhlá panelová zástavba. Z důvodu vysoké koncentrace obyvatel je zde vysoká hustota dopravy, která způsobuje největší znečištění množstvím polutantů a nadměrným hlukem.
5. **Nová Bělá** – na tomto území se nachází uzavřený důl od roku 2010. Koncentrace polutantů jsou v současnosti o mnoho nižší než v době probíhající těžby. Mechy, které můžeme považovat za vývojově nejstarší bioindikátor, v sobě akumulují nejvíce polutantů, protože zde rostly ještě před uzavřením dolu.
6. **Ostrava-Přívoz** – největším narušitelem této městské části je koksovna Svoboda vyrábějící z černého uhlí koks. Koksovna je nepřívětivá nejen pro ovzduší svými exhalacemi při výrobě, ale také svými imisemi pro půdu a zejména pro vodu. Řeka Ostravice protékající areálem v sobě nese kontaminanty, které se dále vsakují do vod podzemních. Další zvýšení znečištění podzemních vod způsobuje 400 tun uložených toxických látek nacházejících se pod koksovnou (Grůza, 2014).
7. **Ostrava-Radvanice** – poblíž této části se nachází největší podnik Moravskoslezského kraje, společnost Arcelormittal, která produkuje ocel a železo. Veškerá činnost této společnosti podléhá ekologické legislativě, dokonce se společnost sama od sebe snaží snížit negativní vliv jejich výroby na životní prostředí nad rámec požadavků přicházejících z EU ([ostrava.arcelormittal.com](http://ostrava.arcelormittal.com)). Tato společnost je považována za jednoho z největších, dokonce největšího

znečišťovatele v rámci ČR. hlediska mého výzkumu považuju toto místo za nejdůležitější. Nejvíce škodlivými kontaminanty jsou karcinogenní látky jako arsen a benzo(a)pyren, které mají negativní dopad na zdraví obyvatel (Šrytr, 2008).

- 8. Havířov-Šumbark** – se nachází po směru vanutí jihovýchodně od společnosti Arcelormittal. Polutanty vzniklé při výrobě ocele a železa se mohou nejlépe šířit právě tímto směrem díky vanutí větru. Podle ČHMÚ se zde pravidelně vyskytují nejvyšší hodnoty znečištění, konkrétně hodnoty polévatého prachu PM<sub>10</sub>, které jsou pravděpodobně způsobeny vzdálenější metalurgickou činností.
- 9. Petřvald** – je území, které se tentokrát nachází severovýchodně po proudu vanutí větru od společnosti Arcelormittal, proto opět očekáváme vyšší výsledky hodnot znečištění z důvodu šíření polutantů větrem. Z analýz zveřejněných Českým statistickým úřadem vyplývá, že na tomto území a potom dále i v Orlové se mnohem více topí uhlím a dřevem, a to znamená vyšší míru znečištění ovzduší zapříčiněnou domácnostmi než v samotném městě hlavního Moravskoslezského kraje – Ostravě (czso.cz, 2015).
- 10. Orlová** – tato lokalita leží nedaleko Petřvaldu, což znamená že i sem dopadají větry vanuté ze severovýchodní části Ostravska, kde se nachází společnost Arcelormittal. V Orlové se nenachází žádné lokální znečištění. Z dat zveřejněných Českým hydrometeorologickým úřadem vyplývá časté překročení limitů v obsahu pevných částic vyskytujících se v ovzduší (portal.chmi.cz, 2019).
- 11. Stonava** – toto území je známé působením společnosti OKD – Ostravsko – karvinské doly, které jsou jediné v České republice zabývající se těžbou černého uhlí. V této lokalitě probíhá těžba, se kterou je spojena i nakládka, která daleko více narušuje a poškozují ráz tamější krajiny než samotná těžba. Společnost OKD se každoročně významně účastní rekultivací a sanací krajiny, které zároveň i finančně zaštituje (OKD.cz, 2018).

**12. Bohumín** – v okolí této lokality stojí nejvýkonnější elektrárna ČR – Dětmarovice spalující černé uhlí. Jejím majitelem je společnost ČEZ, která pravidelně finančně podporuje investice do zlepšení životního prostředí poškozované elektrárnou. V nedávné době společnost investovala do nízkouhlíkových technologií, což zajistilo snížení emisí o 30 % (ČEZ.cz, 2016).

**13. Mariánské Hory** – tato oblast je součástí průmyslové zóny části Moravskoslezského kraje, ale i přesto je podle Českého hydrometeorologického ústavu zjištěno zkvalitnění hodnot životního prostředí v předcházejících letech. Nejkritičtější hodnoty složek obsažených v ovzduší jsou u pevných částic PM<sub>10</sub>, kde nad rámec překračují stanovené limity (portal.chmi.cz, 2018).

#### 4.1.2 Materiál vybraný pro analýzu

Analýza této diplomové práce byla provedena na vzorcích lišejníku, konkrétně na jednom druhu lišejníku – terčovníku tenounkém (*Physcia tenella*).

**Obrázek 12:** Terčovník tenounký (*Physcia tenella*) (Schmidt, 2012).



**Tabulka 6: Popis míst sběru lišejníku.**

Číslo vzorku	Místo sběru	Okolí
1	rumiště na okraji města	industriální zóna
2	les	lesy
3	zeleň na okraji města	průmyslová zóna
4	zeleň na sídlišti	hustá zástavba
5	niva potoka u silnice	vesnická zástavba
6	meziměstská zeleň	zástavba
7	remízek	pole
8	zeleň	sídliště
9	park	zástavba
10	listnatý les	zástavba (venkovský charakter)
11	zeleň u potoka	zástavba (venkovský charakter)
12	extenzivní sad	zástavba
13	lesopark	městská zástavba

## 4.2 Popis analýzy

Vzorky lišejníků byly po preparaci vysušeny, nadrceny na analytickou jemnost a naváženy na 250 mg. Navážka byla přenesena do teflonových rozkladných nádob a podrobena mikrovlnnému rozkladu (Antom Paar) za zvýšené teploty a tlaku (teplota okolo 175 °C a tlak do 20 Bar) dle certifikované metodiky EPA 3051 A ve směsi kyselin HNO<sub>3</sub>, HCl a HF (9:3:1).

Po rozkladu byl alikvót vzorku převeden do teflonové nádobky a na horké plotně odpařen do sucha. Následně byl vzorek rozpuštěn v 2 % HNO<sub>3</sub> a připraven ke koncentrační analýze na ICP MS (iCAP-q, Thermo, Německo). Pro koncentrační analýzu byl přístroj kalibrován pomocí vodných standardů CertiPUR, Merck, Německo.

Pro izotopovou analýzu bylo nutné provést separaci matrice vzorku pomocí kolonové chromatografie ve dvou krocích. V prvním kroku byla odseparována matrice na ionexu BioRad AG 1 x 8 (anex v Cl-cyklu). Postup spočívá v odpaření alikvótního podílu vzorku obsahujícího 1 µ Cd a jeho rozpuštění v 1 ml 3 M HCl. Následující postup spočívá v sekvenčním nanášení kyselin (viz tabulka č. 7) s nimiž tvoří různé ionty kovů různě stabilní komplexy. Snížením koncentrace kyselin tak dochází k následnému vymytí dané kovové frakce. Poslední frakce obsahující čisté Cd je vymyta z kolony pomocí 2 M HNO<sub>3</sub>.

**Tabulka 7: Nanášené kyseliny tvořící s kovy různě stabilní komplexy.**

Kyselina	Množství (ml)
0, 5 M HCl	30
1 M HCl	10
2 M HCl	10
8 M HCl	12
0,5 M HNO <sub>3</sub> - 0, 1 M HBr	12,5

Čistá kovová frakce Cd může dále obsahovat stopy Sn, které je nutné oddělit v druhém kroku kolonové separace na iontoměničích TRU Spec.

Po odseparování čisté Cd frakce byl vzorek odpařen do sucha, opětovně rozpuštěn ve 2 % HNO<sub>3</sub> a nanesen v objemu 5 µl na Re vlákno hmotnostního spektrometru s termální ionizací, TIMS (Triton).

Ke vzorkům byla přidána koncentrovaná kyselina H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub>, roztok Al a roztok SiO<sub>2</sub>, vlákno bylo zahřáto do ruda, aby došlo k vytvoření borátového skla, z nějž je Cd odpařováno pomalu tak, aby bylo možné provést izotopovou analýzu.

Vzorek Cd byl obohacen o roztok dvojitého izotopového přídatku (tzv. double spike) obsahujícího izotop <sup>106</sup>Cd a <sup>116</sup>Cd v ideálním poměru. Double spike slouží ke korekci hmotové odchylky přístroje. Izotopové složení Cd bylo počítáno relativně vzhledem k mezinárodně uznávanému standardu NIST 3108 Cd.

Složení double spike bylo od vzorků odečteno pomocí mnohonásobné matematické iterace. Izotopové složení Cd je vyjádřeno pomocí tzv. delta notace (rovnice 6.).

## 5 Výsledky

Výsledné hodnoty z odborné analýzy izotopového složení Cd byly zaznamenány do tabulek a grafu.

### 5.1 Koncentrace Cd

Hodnoty v tabulce č. 7 vyjadřují koncentrace kadmia v lišejnících na jednotlivých lokalitách. Hodnoty jsou uvedeny mg kg<sup>-1</sup>. Nejvyšší hodnota 0,92 byla zaznamenána v Mariánských horách, a naopak nejnižší hodnota 0,05 v Klimkovicích. Tyto hraniční hodnoty jsou zvýrazněny červenou barvou. Dalších nízkých hodnot, oproti ostatním lokalitám, bylo naměřeno v Dubině (0,11), Nově Bělé (0,25), Ostravě – Přívoz (0,23), Havířově – Šumbarku (0,28), Petřvaldě (0,26), Orlové (0,15), Stonavě (0,22) a Bohumíně (0,24). Vyšších hodnot bylo naměřeno v Ostravě – Porubě (0,36), Paskově (0,73) a Ostravě – Radvanicích (0,47). Průměrná hodnota koncentrace kadmia, vyplývající z námi naměřených hodnot, v Moravskoslezském kraji dosahuje hodnoty 0,329 mg/kg. Většina zjištěných hodnot je nižších než vypočítaný průměr. Nadprůměrné jsou pouze 3 hodnoty (0,47, 0,73 a 0,92) významně se vychylující od průměru. Hodnota v Ostravě – Porubě (0,36) se jen zanedbatelně vyvýšila od průměru (0,32).

**Tabulka 8: Hodnoty koncentrací Cd v mg/kg pro jednotlivé lokality v obsahu lišejníků.**

Lokalita		Cd (mg/kg)
1	Ostrava – Poruba	<b>0,36</b>
2	Klimkovice	<b>0,05</b>
3	Paskov	<b>0,73</b>
4	Dubina	<b>0,11</b>
5	Nová Bělá	<b>0,20</b>
6	Ostrava – Přívoz	<b>0,23</b>
7	Ostrava – Radvanice	<b>0,47</b>
8	Havířov – Šumbark	<b>0,28</b>
9	Petřvald	<b>0,26</b>
10	Orlová	<b>0,15</b>
11	Stonava	<b>0,22</b>
12	Bohumín	<b>0,24</b>
13	Mariánské hory	<b>0,92</b>

## 5.2 Izotopové složení Cd

Tabulka č. 8 znázorňuje výsledné hodnoty izotopových poměrů v ‰ pro jednotlivé lokality na území Moravskoslezského kraje. Červenou barvou je zvýrazněná maximální a minimální zjištěná hodnota. Nejvyšší hodnota 1,35 byla naměřena v Ostravě – Porubě. Naopak nejnižší hodnoty -0,93 bylo zjištěno v Havířově – Šumbarku. Hodnoty pohybující se v intervalu 0,2 až 0,3, spíše vypovídají o lokalitě, kde se vyskytuje přírodní složení Cd – hodnoty 0,29 (Klimkovice), 0,26 (Dubina), 0,24 (Stonava) a 0,24 (Bohumín). Izotopově lehčí hodnoty byly zjištěny na lokalitě Ostrava – Radvanice s – 0,10. Lokality Paskov (0,41), Nová Bělá (0,45) a Orlová (0,57) nabývají naopak izotopově těžších hodnot.

V případě Havířova a Ostravy – Radvanic byly zjištěny izotopově lehčí hodnoty složení Cd. U zbytku je to naopak.

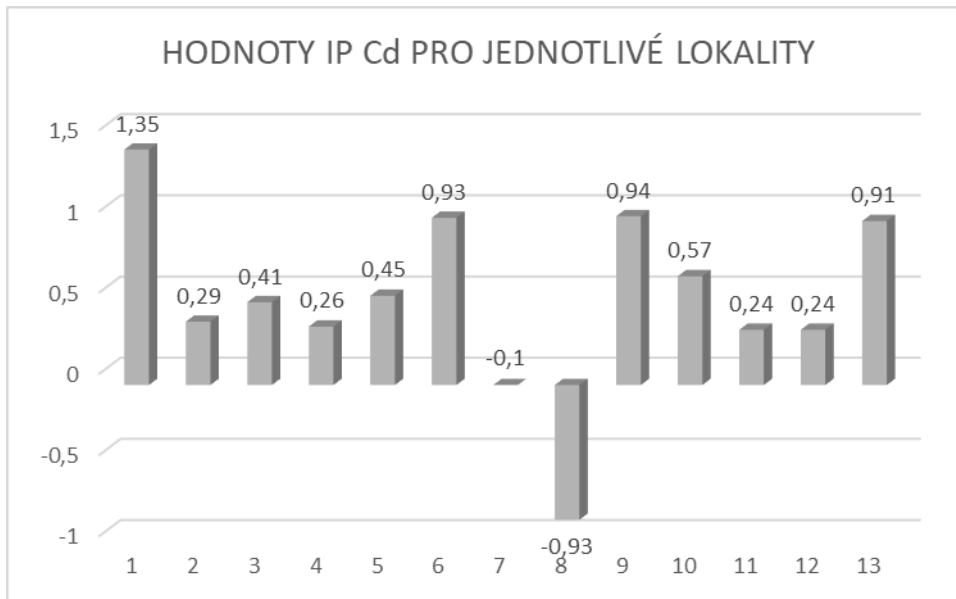
**Tabulka 9: Hodnoty izotopových poměrů Cd v pro jednotlivé lokality.**

Lokalita		d114 Cd (‰)
1	Ostrava-Poruba	<b>1,35</b>
2	Klimkovice	<b>0,29</b>
3	Paskov	<b>0,41</b>
4	Dubina	<b>0,26</b>
5	Nová Bělá	<b>0,45</b>
6	Ostrava-Přívoz	<b>0,93</b>
7	Ostrava-Radvanice	<b>-0,10</b>
8	Havířov-Šumbark	<b>-0,93</b>
9	Petřvald	<b>0,94</b>
10	Orlová	<b>0,57</b>
11	Stonava	<b>0,24</b>
12	Bohumín	<b>0,24</b>
13	Mariánské Hory	<b>0,91</b>

Graf č. 1 zobrazuje získané hodnoty jednotlivých lokalit Moravskoslezského kraje. Tento graf je vytvořený z hodnot tabulky č. 8, znázorňující izotopové poměry  $\delta^{114}\text{Cd}$ . Na ose x jsou zachycené jednotlivé lokality výzkumu a na osa y výsledné hodnoty izotopových poměrů. Hodnoty pod osou x u lokalit 7 a 8 dosahují záporných hodnot. Zbytek hodnot je kladných, u kterých převažuje těžší izotop nad lehčím izotopem.

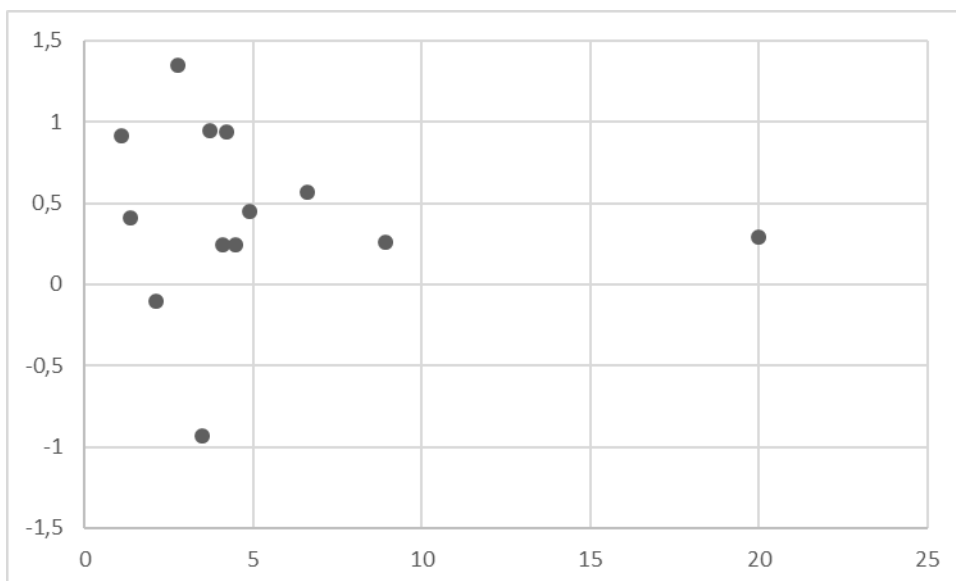


**Graf 1: Hodnoty izotopových poměrů Cd pro jednotlivé lokality.**



Graf č. 2 zobrazuje závislost koncentrace, zaznamenané v její převrácené hodnotě, a izotopového složení. Lokality jako Paskov, Dubina a Havířov – Šumbark jsou ovlivněné přírodním výskytem uhlí a jeho těžbou. Další lokality jsou ovlivněné vanutím větru z průmyslových a těžařských oblastí nebo jsou jejich hodnoty pouze průměrné.

**Graf 2: Graf závislosti koncentrace a izotopových poměrů Cd v lišejnících.**



## 6 Diskuze

### 6.1 Zhodnocení výsledků

Z výsledků získaných měření lze určit váhu izotopů. Lehčí izotopy, mají díky své nižší hmotnosti schopnost putovat do vyšších atmosférických partií a dostávat se do vzdálenějších míst od místa jejich emise. Oproti tomu těžší izotopy, klesají blízko od zdroje a nerozptylují se na velké vzdálenosti. Snadno se usazují v lišejnících, právě protože se nešíří tak daleko od primárního zdroje. Těžší izotopy Cd jsou obsažené např. v popelu, kdežto lehčí např. v popílku.

Z celkových výsledků můžeme určit míru ovlivnění blízkého zdroje znečištění jednotlivých lokalit. U lokalit, kde se vyskytují lehčí izotopy je prokázáno jejich snazší šíření. Izotopově lehčí materiál může pocházet ze zdroje, kde dochází k tepelnému působení na primární materiál, např. spalování uhlí. Z fyzikálních důvodů dochází k přednostnímu odpaření lehčího izotopu. Naopak těžší hodnoty přísluší zbytkové frakci, např. při metalurgické výrobě (struska) nebo popelu při spalování uhlí v klasických topeništích po úniku izotopově lehčího Cd.

V tabulce č. 10 jsou seřazené výsledné hodnoty izotopového složení  $\delta^{114}\text{Cd}$ , podle kterých je dále stanoven charakter zdroje znečištění nebo přímý zdroj znečištění.

**8. Havířov – Šumbark** – nejnižší hodnota izotopového poměru vypovídá o prokazatelnosti statistik ČHMÚ o nejvyšší míře znečištění polétavým prachem PM10 v Moravskoslezském kraji, který obsahuje zastoupení Cd, avšak z větší části právě jen lehkých izotopů, které se na tuto lokalitu dostávají díky jihovýchodním proudům větru právě ze společnosti Arcellormittal, která je považována za největšího znečišťovatele celého kraje. Jiný znečišťovatel na tomto území není známý.

**7. Ostrava – Radvanice** – na tomto území se nachází největší znečišťovatel Moravskoslezského kraje společnost Arcelormittal, která zpracovává specifický materiál generující lehké izotopové hodnoty. Lehké izotopy kadmia, vzniklé v důsledku spalování a obsažené v popílku a jiných lehce šířitelných látkách, se díky své nízké hmotnosti snadněji dostávají do širokého okolí, což způsobuje kontaminaci na jiných měřených lokalitách. Proto toto místo, i když nemá vysoký izotopový poměr, považujeme

za nejkritičtější z celého kraje. Lehké izotopy kadmia nejsou schopné akumulace u zdroje znečištění a pomocí působení větrů postupují na vzdálenější místa od zdroje.

**12. Bohumín** – představuje pozadřovou lokalitu. Není zde žádný významný zdroj znečištění a ani výrazné zastoupení lokálních topenišť, které by způsobovalo negativní ovlivnění ovzduší krajiny.

**11. Stonava** – je místo, kde z velké míry probíhají rekultivace a sanace. Díky společnosti OKD, zabývající se těžbou černého uhlí, se zde významně manipuluje s černým uhlím, což ovlivňuje hodnotu koncentrace Cd. Samotné průmyslové spalovací procesy zde nepřicházejí v úvahu.

**4. Dubina** – u této lokality se nenachází žádný výrazný zdroj znečištění. Jediným možným zdrojem jsou lokální topeniště, protože tato oblast odběru leží ve středu s nejhustší mírou zalidnění. Na výslednou hodnotu může mít vliv i uhlí a jeho nedaleká těžba.

**2. Klimkovice** – se nachází v městském pozadí. Tato oblast, převážně lesnatá, je nezatížená polutanty. Jediným možným, avšak i tak minimálním zdrojem znečištění je působení větrů z východu Moravskoslezského kraje.

**3. Paskov** – hodnota izotopového složení Cd může být dána uhelným prachem šířícím se z dolů pod touto lokalitou. Dalším potenciálním znečišťovatelem je nedaleká společnost Biocel.

**5. Nová Bělá** – tato lokalita nemá ve své blízkosti žádný významný zdroj znečištění. Jediným možným zdrojem jsou lokální topeniště z okolních domácností.

**10. Orlová** – u této lokality je určující vzdálenost od zdroje. I přes to, že se Orlová nachází nejdál od společnosti Arcelormittal ze všech míst po směru převažujících větrů, je zde poměrně vysoká míra výskytu polétavého prachu, i když se zde nenachází žádný výrazný zdroj znečištění kromě velkého množství lokálních topenišť.

**13. Mariánské hory** – oblast tohoto místa odběru je ovlivněna všemi možnými zdroji znečištění. Nachází se v centru průmyslové zóny, kde se přichází v úvahu zdroje Cd ze spalovacích procesů a lokálních topenišť, proto jsou zde nejvyšší hodnoty koncentrace Cd.

**6. Ostrava – Přívoz** – hlavním zdrojem znečištění zde je koksárna Svoboda. Na této lokalitě bylo zjištěno izotopově těžší Cd. Tento fakt může být zapříčiněn i samotným uhlím a jeho zpracováním a manipulací v koksárně.

**9. Petřvald** – tato oblast může být částečně ovlivněna polutanty vypouštěnými ze společnosti Arcelormittal nebo lokálními topeništi z domácností.

**1. Ostrava – Poruba** – znečištění zde může být způsobené převážně dopravou a blízkostí elektrárny Třebovice.

**Tabulka 10: Hodnoty izotopových poměrů Cd na jednotlivých lokalitách od nejnižší hodnot po nejvyšší.**

Lokalita		d114 Cd (‰)
8	Havířov – Šumbark	<b>-0,93</b>
7	Ostrava – Radvanice	<b>-0,10</b>
12	Bohumín	<b>0,24</b>
11	Stonava	<b>0,24</b>
4	Dubina	<b>0,26</b>
2	Klimkovice	<b>0,29</b>
3	Paskov	<b>0,41</b>
5	Nová Bělá	<b>0,45</b>
10	Orlová	<b>0,57</b>
13	Mariánské hory	<b>0,91</b>
6	Ostrava – Přívoz	<b>0,93</b>
9	Petřvald	<b>0,94</b>
1	Ostrava – Poruba	<b>1,35</b>

## **SHRNUTÍ:**

Vyšší izotopový poměr – těžší izotop, než je standard – U lokálních topenišť zůstává v reziduu z hoření, popelu, kde se může při manipulaci dál šířit, ale na relativně kratší vzdálenost od zdroje – často zdroj lokální topeniště, průmysl, doprava.

Nižší izotopový poměr – lehčí izotop, než je standard – odpařuje se a kondenzuje na lehčích částicích, se kterými se šíří dál od zdroje znečištění – popílek, uhelný prach z velkých zdrojů znečištění nebo lokálních topenišť.

## **6.2 Zdroje Cd v životním prostředí**

Porovnávaná studie (Martínková a kol., 2016) hodnotí materiály vznikající při antropogenních činnostech jako je spalování uhlí, tavení, rafinace, povrchová úprava kovů a sklářský průmysl. Obecně všechny studované průmyslové procesy byly doprovázeny frakcionací izotopů Cd a většina studovaných průmyslových materiálů byla jasně odlišitelná od vzorků použitých jako primární zdroj. Z výsledků vyplývá, že hodnoty izotopových poměrů závisí na technologických procesech stejně tak, jako to vyplývá z našich výsledků. Při přechodu ze zdroje na konečný produkt každá průmyslová činnost vytváří rozdíly ve složení izotopů Cd. Tato analýza i analýza této diplomové práce dokazuje, že izotop Cd je slibným nástrojem pro sledování původu průmyslových odpadních produktů.

Výsledky se zjišťovaly zkoumáním 3 vzorků rud a 2 vzorků odpadních materiálů z hoření. Pro správné určení výsledků je potřeba znát hodnoty výchozích materiálů, které jsou zpracovány v tepelných zařízeních. Výzkum probíhal na 4 lokalitách. Zkoumané byly materiály: popílek, hlušiny, struska, ruda (galena) a gravitační písek vznikající při procesu zpracování rud, a to pouze flotací a drcením. Pozorovaný izotopový posun je výsledkem frakcionace Cd během zpracování standardními gravitačními metodami. Všechny zkoumané materiály až na gravitační písek prošel tepelnými procesy. Předpokládá se, že hodnota izotopového poměru je ovlivněna povětrnostními a půdními podmínkami, mikrobiální aktivitou, působením rostlin a možným emitováním částic mokré a suché depozice. Hodnoty izotopových poměrů může dále ovlivnit směsování mezi původním složením kadmiové Rudy a popílkem z recyklace. Výsledky ale dokazují, že aktivita tavení vytvořila frakcionovanou strusku, kterou lze odlišit od primárních vzorků.

Těžba, tavení, spalování uhlí a výroba skla jsou aktivity, při kterých Cd frakcionuje. Přestože zavádění nových technologií výrazně snížilo znečištění atmosféry a uvolňování Cd, tak neustále dochází k znečištění a uvolňování negativních látek do atmosféry. I přes to, že ukládání odpadních látek podléhá normám, tak i za takové situace stále emitované látky obsahují malá množství škodlivých sloučenin, což vede k jejich šíření do životního prostředí.

Ze studie vychází to, že záleží na druhu použité technologie při frakcionaci Cd. Nejvíce frakcionované materiály, u kterých se objevuje nejvyšší izotopový poměr a mají tedy nejtěžší izotopy, pochází z rafinace Pb (-2,3) tedy ze spalování uhlí – obsažené ve strusce (5,8). Primární hodnoty (přírozené zdroje) byly zdroje rud Sn (sfalerity, galen, uhlí a pigment). Výsledné hodnoty tedy jasně dokazují rozdíl mezi primárními zdroji a zdroji prošlými průmyslovými procesy (tabulka výsledků této studie v příloze 2, graf výsledků této studie bude v příloze 3) (Martinková a kol., 2016).

Poznámka: hodnoty uvedené v článku jsou v jednotkách epsilon, kdežto v diplomové práci v jednotkách promile. Převodní jednotek tkví ve vydělení deseti jednotky epsilon k získání jednotky promile.

Po srovnání hodnot článku a diplomové práce dochází k zjištění stejného závěru. Nejmenších hodnot izotopových poměrů je naměřeno v popílků, který je složen z nejlehčích izotopů. Dále potom je nízká hodnota izotopového poměru v uhlí, které je bráno jako přírodní materiál neprošlý tepelným procesem, tedy jako materiál nefrakcionovaný. Přírodní složení (kolem 0) se vyskytuje u energetické sádky a jiných stabilizovaných materiálů a na závěr nevyšších izotopových poměrů je dosaženo ve strusce a v uložených sedimentech blízko zdroje znečištění.

Další studie, které se zabývá koncentracemi Cd, zkoumá vzorky jemnozrnných hutních odpadů ze starých ekologických zátěží – vysokopecní kaly a ocelářské kaly. Tato studie (Kursa a kol., 2015) neprobíhala z odběru vzorků bioindikátorů, ale kalů z odkališť. Kromě celkové chemické analýzy se měřila i radioaktivita a vyluhovatelnost. Obsahy kadmia mají výrazně klesající tendenci s rostoucí hloubkou odběrů. Významné rozdíly se projevily mezi 2 zkoumanými lokalitami – ocelářské kaly obsahovaly nižší koncentrace než kaly vysokopecní. Rozsahy stanovených koncentrací jsou zaznamenány v příloze 4.

Dále se studie zabývá konečnými koncentracemi obsažených v kalech, které se dostávají na území skládek a zkoumá překročení limitních hodnot (viz příloha 5). Právě díky vysoké koncentraci určitých prvků v odpadech je nutné, namísto ukládání, tyto odpady zpracovávat tavením (tedy dochází k frakcionaci Cd), proto je nutné vzniklé odpadní produkty zachytit a zpracovat. Při nedostatečném zachycení polutantů na filtrech např. v komínech dochází k šíření izotopů, tak jak je tomu popsáno výše v diplomové práci. Tato studie dokazuje nutnost správného nakládání s kaly (Kursa a kol., 2015).

Analýzy za použití bioindikátorů probíhají na různých místech po světě. Ve velice podobné studii, která proběhla na území Ekvádoru, bylo využito ke stopování znečištění kromě mechu také lišejníku, ale jiného druhu než v diplomové práci. Použitý lišejník *Parmotrema arnoldii* má keříčkovitou stélku a je to druh nejcitlivější na znečištění. Jako zkoumané lokality byly vybrány okolní části lesa a městské centrum. Nejvyšších koncentrací bylo zachyceno právě v centru města, což potvrzuje účinnost pasivního monitoringu za použití lišejníků pro hodnocení depozic kovů souvisejících s urbanizací. Autoři (Benítez a kol., 2019) popisují zvýšení spotřeby nekvalitních pohonných hmot v posledních letech. U lišejníku se hladiny Cd pohybovaly od 0,6 mg/g (lesy) do 34,7 mg/g (centrum), což vykazuje velký rozdíl mezi zkoumanými lokalitami (viz příloha 6). Výsledky studie dokazují hromadění kovů (Cd) na území se zvýšeným automobilovým provozem. Znečištění ovzduší způsobené depozicí kovů má obvykle tendenci být vyšší v městských zónách než ve venkovských oblastech, kde je nižší provoz. Město Loja, nemá žádné velké průmyslové podniky, proto opravdu vyšší koncentrace určuje doprava. Závěrem lze říci, že studie dokazuje využití lišejníků a mechu jako účinných stopovačů znečištění (Benítez a kol., 2019).

### **6.3 Vhodnost lišejníku jako bioindikátoru pro detekci znečištění atmosféry Cd**

Lišejníky jsou právě jako bioindikátory nejvíce používané pro zjišťování znečištění ovzduší, protože vstřebávají vysoké množství škodlivých látek. Vyskytují se i na extrémních stanovištích, která jsou znehodnocena právě šířícími polutanty anebo chybějícími či nadbytečnými přírodními faktory (Batič, 2002). U lišejníků je důležitá stélka a její stavba, která nemá žádnou ochrannou vrstvu. Nejcitlivější na znečištění

ovzduší jsou druhy s keříčkovitou stélkou (Palice a kol, 2005), kterou má zrovna terčovník tenounký využitý pro analýzu diplomové práce.

Za největší škodlivinu se považují imise oxidu siřičitého ( $\text{SO}_2$ ) a kovy (jako zkoumané kadmium), které narušují vnitřní stabilitu buněk, zabraňují fotosyntéze, a hlavně mají vliv na rozmnožování. Lišejník se dále nemůže šířit a tím se zároveň i redukuje jeho růst a bledne (Skalka, 2004). Tím, že pomalu a dlouho roste, se uchovává počáteční hodnota znečištění a lze pro výzkum vybrat jednotlivá stadia vývoje lišejníku. Tím lze snad zjistit dobu ovlivnění polutantem. Lišejník je druh, který je rozšířený v různých klimatických oblastech, což způsobuje jeho vysokou odolnost vůči nemocem a značnému množství škůdců. Velkou výhodou využití lišejníku jako bioindikátoru spočívá v jeho rychlém získávání pro standardní metody analýz (Garty, 2002).

Lišejníky jsou vhodným bioindikátorem pro zkoumání znečištění atmosféry Cd. Dokážou ho v sobě zachytit a uchovat a pomocí izotopového složení lze usuzovat na typ potenciálního zdroje znečištění. V případě lehčího izotopu je jeho výskyt spíše způsoben vzdálenějším zdrojem znečištění, který může být jak průmyslového charakteru, tak i z lokálních topenišť. Těžké izotopy se objevují v reziduu hoření, v popelu, který se při manipulaci může šířit a akumulovat se jen v blízkosti zdroje znečištění, kdežto popílek se dokáže šířit mnohem dál od zdroje, a navíc ho lze zachytit na filtrech v komínech pomocí elektrostatického lapače.



## 7 Závěr

Využití metody stanovení znečištění atmosféry pomocí bioindikátorů je vhodný vědecký postup pro určení kontaminace Cd a zjištění možných zdrojů znečištění z biologického hlediska. Použití bioindikátorů se jeví jako nadějná metoda stopování do budoucna. Vzorke lišejníků, odebrané v Moravskoslezském kraji, v rámci této diplomové práce dokazují možnost určování koncentrace Cd. Detailnějších výsledků stopování Cd by bylo možné dosáhnout hustší sítí vzorkování po celém zkoumaném území, což by sice zapříčinilo vyšší přesnost výsledků, ale zároveň vyšší časovou náročnost výzkumu způsobenou nejen déletrvajícimi odběry bioindikátorů, ale také delší dobou zpracování sesbíraných vzorků.

Kadmium se vyskytuje v životním prostředí přirozeně, což může do jisté malé míry ovlivnit výsledné hodnoty a následné určování zdroje znečištění. Izotopy kadmia jsou nejvíce obsažené v popílku a popelu, které už prošly antropogenně zapříčiněným spalovacím procesem (jsou frakciované), a právě z nich se určuje původ znečištění.

Shrnutím výsledků odborné analýzy lze identifikovat nejméně a nejvíce znečištěné části Moravskoslezského kraje lehkými nebo těžkými izotopy kadmia. Lehké izotopy kadmia se vyskytují na místech, kde se v důsledku průmyslového spalování pravděpodobně generují lehké polétavé částice (popílek), které byly následně transformovány větrem na rozdílné místo, než je původní zdroj znečištění. Těžké izotopy, šířící se při dopravě anebo také při průmyslovém spalování, jsou na rozdíl od těch lehkých izotopů akumulované v popelu.

V Ostravě – Radvanice se nachází společnost Arcelormittal, která je největším znečišťovatelem kraje, a i přes to se v blízkosti u zdroje nenachází tak velká koncentrace polutantů, jak by se přepokládalo. Problém spočívá v tom, že kadmium spolu s ostatními polutanty je šířeno do dalších lokalit (Nová Bělá, Petřvald a Orlová) po směru vanutí větrů, kde se akumulují.

Izotopově lehčí Cd bylo stanoveno na území Havířova – Šumbarku, kde i ČHMÚ uvádí nejvyšší míru znečištění polétavým prachem. Nejvyšší zasažení těžkými izotopy je v oblasti Ostravy – Poruby, kde je silná koncentrace dopravy a nadměrně se tu uvolňuje popel z elektrárny Třebovice.

## 8 Přehled literatury a použitých zdrojů

- ADAMEC V. a kol., 2008: Doprava, zdraví a životní prostředí, GRADA, ISBN 978-80-247-2156-9.
- ADAMIEN G. G. a kol., 2007: Nuclear Molecular Structure. Collective Motion and Phase Transitions in Nuclear Systems: Proceedings of the Predeal International Summer School in Nuclear Physics, World Scientific. s. 483., ISBN 981-270-083-8.
- AIR SILESIA, 2013: Projekt – informační systém kvality ovzduší v oblasti Polsko-Českého pohraničí ve Slezském a Moravskoslezském regionu, online: <http://www.cistenebe.cz/nase-projekty/politicke-watchdog/hlidka-barona-prasila/414-mytus-za-ovzdusi-na-ostravsku-muzou-polaci>, cit. 11.11.2018.
- ANDĚL P., 2011: Ekotoxikologie, bioindikace a biomonitoring. Vyd. 1. Liberec: Evernia, 243, str. 22, ISBN 978-80-903787-9-7.
- AUDI G. a kol., 2003: The NUBASE evaluation of nuclear and decay properties." s. 729, s. 3–128.
- AVCR. CZ., 2018: Akademie věd České republiky. online: <http://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/mechorosty-ceske-republiky.pdf>, cit. 15.11. 2018.
- BATIČ F. a kol., 2002: Bioindication of Sulphur dioxide pollution with lichens. In: Protocols in Lichenology, Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Hong Kong, London, Milan, Paris, Tokyo: Springer, s. 483–507.
- BENCKO V. a kol, 1995: Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. 2. přepracované a doplněné vyd. Praha: Grada, s. 282, ISBN 80-7169-150-X.
- BENEŠ S., 1994: Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí. II. Část, Ministerstvo zemědělství České republiky, Praha, s. 159.
- BENEŠ S., 1994: Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí. Část 2, Vstupy prvků do půd zvětráváním hornin, atmosférickými spady, aplikací hnojiv a ostatních surovin ve srovnání s výstupy erozní činností, podzemními vodami a sklizní zemědělských plodin, Praha: Agrospoj, s. 159, ISBN 80-7084-090-0.
- BENITÉZ A. a kol, 2019: Lichens and Bromeliads as bioindicators of heavy metal deposition in Ecuador. Sección de Ecología y Sistemática, Departamento de Ciencias Biológicas, Diversity, s. 11–28.

- BOOM A., 1988: Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in an urban snowpack. *The Science of the Total Environment*, s. 133-148.
- BOUŠKA V. a kol., 1980: *Geochemie*, Academia, Praha 1980, 1. vydání, 556 stran, s. 325-330.
- BRANIŠ M., HÚNOVÁ I. a kol., 2009: *Atmosféra a klima. Aktuální otázky ochrany ovzduší*, Univerzita Karlova v Praze, ISBN 978-80-246-3118-9.
- BROŽ J. a kol., 1980: Nuklidy. In: *Fyzikální a matematické tabulky*, Nakladatelství technické literatury, Praha, s. 152-168.
- CABICAR J., 1983: Vlastnosti stabilních izotopů a jejich význam. In: *Stabilní izotopy*, Academia, Praha, s. 13-28.
- CARRERA G., 2001: Persistent organic pollutants in snow from European high mountain areas, *Atmospheric Environment* ISBN 245-254.
- CLOQUET C. a kol., 2005: Kinetic isotopic fractionation of Cd and Zn during condensation. American Geophysical Union, Fall Meeting 2005, ISBN-V41F-1523.
- CLOQUET C., a kol., 2005: Natural cadmium isotopic variations in eight geological reference materials (NIST SRM 2711, BCR 176, GSS-1, GXR1, GXR-2, GSD-12, Nod-P-1, Nod-A-1) and anthropogenic samples, measured by MC-ICP-MS. *Geostand. Geoanal. Res.* 29, s. 95–106.
- CZSO, 2015: Sčítání lidu. Český statistický úřad, online: <https://www.czso.cz/csu/czso/scitani-lidu-domu-a-bytu>, cit. 20.2. 2019
- ČEZ, 2016: Snižování znečištění ovzduší. ČEZ a.s., online: <https://www.cez.cz/cs/odpovedna-firma/zivotni-prostredi/programy-snizovanizateze-zp/snizovani-znecisteni-ovzdusi/aktivity-cez.html>2016, cit. 20.2.2019.
- ČHMÚ, 2018: Generátor znečištění. Český hydrometeorologický úřad, online: [http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/web\\_generator/actual\\_hour\\_data\\_CZ.html](http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/web_generator/actual_hour_data_CZ.html), Informace o kvalitě ovzduší v ČR, cit. 6.12.2018.
- ČHMÚ, 2018: Generátor znečištění. Český hydrometeorologický úřad, online: [http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/info/limity\\_CZ.html](http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/info/limity_CZ.html), cit. 15.12.2018.
- DEGENS E. T., 1989: *Perspectives on Biogeochemistry*, ISBN 978-3-642-48879-5, s. 53.

- EEA, 2018: Evropská agentura pro životní prostředí, online: <https://www.eea.europa.eu/cs/themes/air/intro>, cit. 10.11.2018.
- ELLIOT S. E., 1991: Polychlorinated biphenyl (PCB) effects on hepatic mixed function oxidases and porphyria in birds. *Comp. Biochem. Physiol.*, s. 141.
- ENGIE, 2017: Energetická infrastruktura. ENGIE Services a.s., Praha, online: <http://www.engie.cz/energeticka-infrastruktura>, cit. 22.2. 2019.
- ERBANOVÁ L. a kol., 2011: Vliv směru větru na obsahy stopových prvků v atmosférické depozici na vrcholcích příhraničních hor ČR. Praha, s. 28-32.
- FARQUHAR G. D. a kol., 1989: Carbon isotope discrimination and photosynthesis. *Ann. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.*40, s. 503-537.
- FRY B., 2006: Isotope notation and measurement. In: *Stable isotope ecology*. Springer, New York., s. 1-39.
- GARTY J., 2002: Biomonitoring heavy metal pollution with lichens. In: *Protocols in Lichenology*. Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Hong Kong, London, Milan, Paris, Tokyo: Springer, s. 458–483.
- GEOLOGY.CZ, 2017: Česká geologická služba. Vývoj geochemických a mineralogických metod, online: <http://www.geology.cz/extranet/vav/metody>, cit. 24.10.2018.
- GRŮZA D., 2014: Česká inspekce životního prostředí. Ostravici hrozí znečištění z koksovny. Česká televize, online: <http://m.ceskatelevize.cz/zpravodajstviostrava/zpravy/254635-ostravici-hrozi-znecistenim-z-koksovny/>, cit. 18.2. 2019.
- HÁLA J., 1998: Radioaktivita, ionizující záření, jaderná energie. *Konvoj*, Brno, s. 65-67
- HEINRICH G. a kol., 2002: Biomonitoring radionuclide deposition with Lichens. In: *Protocols in Lichenology*. Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Hong Kong, London, Milan, Paris, Tokyo: Springer, s. 412–125.
- HERBERT B. a kol., 2006: Chemical interactions with snow: Understanding the behavior and fate of semi-volatile organic compounds in snow. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, s. 3-16.
- HOLDEN E., 2004: Table of the Isotopes. *CRC Handbook of Chemistry and Physics*, 85th ed., ISBN 978-0-8493-0485-9.

- HUTTON E, A., 2004: Validation of bismuth film electrode for determination of cobalt and cadmium in soil extracts using ICP-MS. *Talanta* 63, s. 849–855.
- CHRASTNÝ V. a kol., 2015: Cadmium isotope fractionation within the soil profile complicates source identification in relation to Pb–Zn mining and smelting processes, *Chemical Geology*.
- CHRASTNÝ V. a kol., 2016: Analýza stabilních izotopů. Praha, s. 1-32.
- IAEA, 2016: Nuclear Data Section, Live Chart of Nuclides. online: <https://www-nds.iaea.org/relnsd/vcharthtml/VChartHTML.html>, cit. 15.1. 2019.
- IRZ.CZ, 2010: Integrovaný registr znečištění. online: [https://www.irz.cz/irz/metody-mereni/kadmium\\_a\\_sl.html](https://www.irz.cz/irz/metody-mereni/kadmium_a_sl.html), cit. 18. 9. 2018.
- JOHNSON C.M. a kol., 2004: Overview and General Concepts. In: *Geochemistry of Non-Traditional Stable Isotopes*, Washington: The Mineralogical Society of America, s. 1-13. ISBN 093995067-7.
- KLENER P., 2002: *Klinická onkologie*. 1. vydání, Praha: Galén, ISBN 80-7262-151-3.
- KOPÁČEK J. a kol., 2009: *Jak vzniká počasí*. Praha: Karolinum, s. 226, ISBN 978-80-246-1002-3.
- KOŠLER J. a kol., 1997: *Základy izotopové geologie a geochronologie radiogenní izotopy*. Univerzita Karlova, Praha, s. 36-38.
- KOVAL J., 2012: Ecology of Commanster. *Orthotrichum patens*, CC BY-SA 3.0, cit. 15.11.2018.
- KULICH J. a kol., 2002: *Bioindikace a biomonitoring, aneb, jak poznat, v jakém prostředí žijeme*. Horní Maršov: Středisko ekologické výchovy a etiky Rýchory SEVER, s. 75, ISBN 80-902-9767-6.
- KURSA M., 2015: Charakteristika jemnozrných hutních odpadů z hlediska jejich vlivu na životní prostředí a využití jako suroviny na výrobu kovů. *Metal 2002: Vysoká škola báňská – TU Ostrava*, cit. 1.4.2019.
- LINDSEY J., 2004: Ecology of Commanster. *Lecanora allophana*, CC BY-SA 3.0, cit. 15. 11. 2018.
- LINDSEY J., 2004: Ecology of Commanster. *Parmelia saxatilis*, CC BY-SA 3.0, cit. 15. 11. 2018.

- MAREČEK A. a kol., 1998: Chemie pro čtyřletá gymnázia. 3. vydání, Praha: Nakladatelství Olomouc s. r. o., s. 242, ISBN 80-7182-055-5.
- MAREŠOVÁ V., 2012: Ekotoxikologie. Kovy, průmyslové látky, online: <https://el.lf1.cuni.cz/p79657934/>, cit. 15.11. 2018.
- MARSHALL C.P. a kol., 1999: Encyclopedia of Geochemistry Kluwer Academic Publishing, ISBN 978-1-4020-5111-1.
- MARTINKOVÁ a kol., 2016: Cadmium isotope fractionation of materials derived from various industrial processes. *Journal of Hazardous Materials* 302, s. 114-119.
- MELAKU S. a kol., 2005: *Microchim Acta*. Comparison of pyrolysis and microwave acid digestion techniques for the determination of mercury in biological and environmental materials. 142, s. 7-12.
- MOTYKA O., 2013: Jak to vidí mechy: biomonitoring znečištění ovzduší. online: [http://old.chmi.cz/OS/metspol/prednasky/Motyka\\_mechy.pdf](http://old.chmi.cz/OS/metspol/prednasky/Motyka_mechy.pdf), cit. 25. 11. 2018.
- MŽP, 2016: Zprávy životního prostředí kraje. Ministerstvo životního prostředí, [https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/zpravy\\_zivotni\\_prostredi\\_kraje\\_2016/\\$FILE/SOPSZ-Moravskoslezsky\\_kraj-20180115.pdf](https://www.mzp.cz/C1257458002F0DC7/cz/zpravy_zivotni_prostredi_kraje_2016/$FILE/SOPSZ-Moravskoslezsky_kraj-20180115.pdf), cit. 12.1.2019.
- NOVÁK M. a kol., 2011: Monitoring trendů v přenosu znečišťujících látek přes státní hranice ČR s užitím nové monitorovací sítě na hřebenech hor a identifikace zdrojů prachových částic pomocí netradičních izotopů. Praha, s. 12-14.
- OKD, 2017: Životní prostředí. Ostravsko-karvinské doly, online: <http://www.okd.cz/cs/zivotni-prostredi>, cit. 17.2. 2019.
- PAČES L., 1983: Základy geochemie vod, Academia, Praha, 300 str., s. 158-161.
- PALICE Z. a kol., 2005: Neviditelný svět mikrolišejníků. *Živa*, roč. LIII, čís. 2, s. 57–59, ISSN 0044-4812.
- PETERS K., 2006: Fagelfroh. UTC, Etagenmoos *Hylocomium splendens*, Rostock, CC BY-SA 3.0, cit. 15. 11. 2018.
- PODMOLÍK V., 2016: člen představenstva, zodpovědný za výrobu a techniku, FM deník, Frýdek – Místek, online: [http://fm.denik.cz/zpravy\\_region/paskovstizpovidalizastupce-biocelu20110128.html](http://fm.denik.cz/zpravy_region/paskovstizpovidalizastupce-biocelu20110128.html), cit. 20.2. 2019.
- RABŠTEINEK O a kol., 1987: Lišejníky, mechorosty a kaprad'orosty ve fotografii. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, s. 224.

- REHKAMPER M. a kol., 2011: Natural and anthropogenic Cd isotope variations. In: Baskaran Handbook of Environmental Isotope Geochemistry, Advance in Isotope Geochemistry, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, s. 125–154.
- REICHL J. a kol., 2010: Encyklopedie fyziky. Radioaktivita, online: <http://fyzika.jreichl.com/main.article/view/802-radioaktivita>, cit. 12.12.2018.
- RICHTER R. a kol., 1999: Výživa a hnojení rostlin (I. Obecná část). Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, s. 177.
- RICHTER R., 2004: Multimediální učební stránky z výživy rostlin. MZLU v Brně, s. 35-37.
- RIPPERGER S. a kol., 2007: Cadmium isotope fractionation in seawater — a signature of biological activity. Earth Planet. Sci. Lett., s. 670–684.
- ROESIJADI G., 1992: Metallothioneins in metal regulation and toxicity in Aquatic animal. Aquat. Toxicol, S. 22, 81.
- ROSYPAL S., 1992: Fylogeneze, systém a biologie organismů. 1. vyd. Praha: Státní pedagogické nakladatelství, s. 744, ISBN 80-042-2815-1.
- SANDRONI V., 2003: Microwave digestion of sediment, soils and urban particulate matter for trace metal analysis. Talanta 60, s. 715–723.
- SCHMIDT U., 2012: Zarte Schwielenflechte, Lichenes, Deutschland, cit. 11.3.2019.
- SKALKA M., 2004: Lišejníky jako bioindikátory. Živa, , roč. 79 (130), čís. 3, s. 107–108. ISSN 0044-4812.
- SVOBODA E. a kol., 2003: Přehled středoškolské fyziky. 3. vydání, Praha: Prometheus, ISBN 80-7196-116-7.
- SZCZEPANIAK K. a kol., 2003: Aspects of the biomonitoring studies using mosses and lichens as indicators of metal pollution. Environmental Research: 2003, roč. 93, č. 3, s. 221-230, ISSN 00139351.
- ŠRYTR J., 2008: Nově vytvořená aliance Nebe nad Ostravou dnes veřejně vyzvala hutní gigant Arcelormittal Ostrava k okamžitému snížení emisí. Ekolist.cz, online: [http://ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/zpravy/nove-vytvorena-aliance-nebe-nad-ostravoudnes-verejne-vyzvala-hutni-gigant-arcelormittal-ostrava-kokamzitemu-snizeniemisi?add\\_disc=1](http://ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/zpravy/nove-vytvorena-aliance-nebe-nad-ostravoudnes-verejne-vyzvala-hutni-gigant-arcelormittal-ostrava-kokamzitemu-snizeniemisi?add_disc=1), cit. 18.1. 2019.

- ŠUCMAN E., 2002: Study for transfer of risk elements from feed to chicken tissues. IN: book of papers „Macro and trace elements“, SCHUBERT VERLAG: Leipzig, s. 60-62.
- TŘEBICHA VSKÝ J. a kol., 1998: Toxické kovy. NSO – Ing. František Nekvasil, Kutná hora, s. 509.
- UREY H. C., 1948: Oxygen isotopes in nature and in the laboratory. Science 108, s. 489-496.
- WEBER J., 2007: Příroda Východního Krušnohoří. 1. vyd. Dresden: Grüne Liga Osterzgebirge e.V., ISBN 978-394-0319-197.
- WIEDERHOLD J. G., 2015: Metal stable isotope signatures as tracers in environmental geochemistry. Environmental Science and Technology, s. 49, ISBN-2606-2624.
- YING D., 2004: Is rain or snow a more efficient scavenger of organic chemicals, Atmospheric Environment, ISBN 3557-3571.
- ZÁKON č. 201/2012 Sb., o ovzduší a vyhláška o způsobu posuzování a vyhodnocení úrovně znečištění, rozsahu informování veřejnosti o úrovni znečištění a při smogových situacích 330/2012 Sb., v platném znění.



## 9 Seznam tabulek a obrázků

### 9.1 Seznam tabulek

Tabulka 1: Faktory ovlivňující kvalitu ovzduší

Tabulka 2: Imisní limity

Tabulka 3: Informace o kvalitě ovzduší v Moravskoslezském kraji

Tabulka 4: Citlivost lišejníků k imisím

Tabulka 5: Místa odběru vzorků

Tabulka 6: Popis míst sběru lišejníku

Tabulka 7: Nanášené kyseliny tvořící s kovy různě stabilní komplexy

Tabulka 8: Hodnoty koncentrací Cd v mg/kg pro jednotlivé lokality v obsahu lišejníků

Tabulka 9: Hodnoty izotopových poměrů Cd pro jednotlivé lokality

Tabulka 10: Hodnoty izotopových poměrů Cd na jednotlivých lokalitách od nejnižší hodnot po nejvyšší

### 9.2 Seznam obrázků

Obrázek 1: Oblasti kraje s překročením imisních limitů

Obrázek 2: Šurpek otevřený

Obrázek 3: Rokytník světlý (*Hylocium splendens*)

Obrázek 4: Travník Schreberův (*Pleurozium schreberi*)

Obrázek 5: Misnička různotvará (*Lecanora allophana*)

Obrázek 6: Terčovka (*Parmelia saxatilis*)

Obrázek 7: Provazovka (*Usnea*)

Obrázek 8: Oblasti stabilních a radioaktivních izotopů

Obrázek 9: Stabilní izotopy vybraných prvků a jejich abundance v závislosti na počtu protonů

Obrázek 10: Rayleighova frakcionace vývoje izotopů Cr v průběhu jednosměrné reakce

Obrázek 11: Lokalizace sběrných míst jednotlivých vzorků v Moravskoslezském kraji

Obrázek 12: Terčovník tenounký (*Physcia tenella*)

### **9.3 Seznam grafů**

Graf 1: Hodnoty izotopových poměrů Cd pro jednotlivé lokality

Graf 2: Graf závislosti koncentrace a izotopových poměrů Cd v lišejnících

## 10 Přílohy

Příloha 1:

Tabulka koncentrací zkoumaných prvků na vybraných lokalitách Moravskoslezského kraje v lišejníku – terčovníku tenounkém.

Site	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	As	Fe
Ostrava - Poruba	0,361	3,519	5,427	1,585	9,922	108,103	7,351	3329
Klimkovice	0,050	2,163	1,649	0,520	1,829	18,405	1,335	786
Paskov	0,736	8,632	5,084	3,135	9,084	47,980	6,162	5022
Dubina	0,112	6,033	3,803	1,474	5,256	27,621	3,243	3001
Nová Bělá	0,205	9,729	10,064	3,558	39,827	70,532	44,241	4033
Ostrava - Přívoz	0,238	6,087	5,229	1,597	11,779	36,018	3,677	2758
Ostrava - Radvanice	0,476	30,413	13,831	5,486	35,541	84,962	23,489	58146
Haviřov - Šumbark	0,287	2,584	2,778	0,927	10,677	26,380	5,318	3433
Petřvald	0,268	8,505	4,114	1,614	9,735	32,107	4,586	14432
Orlová	0,151	4,395	3,270	1,009	6,857	17,662	3,299	11184
Stonava	0,224	2,372	4,210	1,157	14,703	31,667	7,272	1116
Bohumín	0,245	12,678	8,382	3,685	14,834	52,342	3,745	4639
Mariánské hory	0,927	42,811	13,338	4,555	43,562	140,911	15,389	9846

Příloha 2:

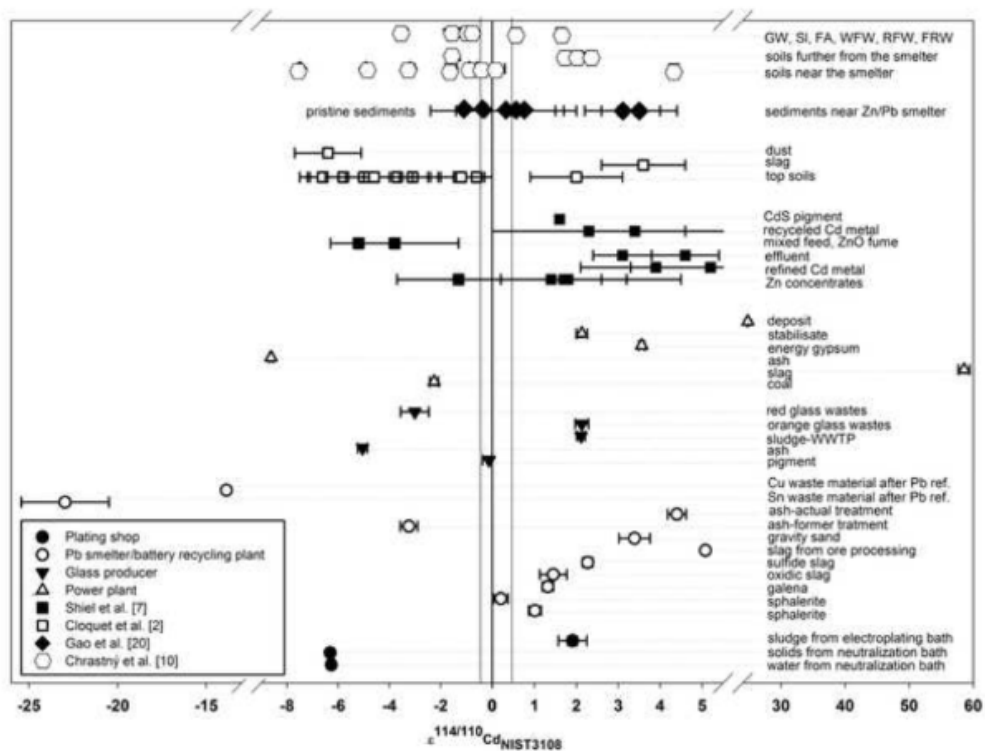
Tabulka kadmiové koncentrace průmyslových odpadů pocházejících z různých průmyslových procesů.

	$\epsilon^{114/110}\text{Cd}_{\text{NIST3108}}$	SD	Cd (mg kg <sup>-1</sup> )
Rinse water from neutralization bath	-6.3	0.1	-
Solids from neutralization bath	-6.3	0.1	-
Sludge from neutralization bath	1.9	0.3	10875.63
Sphalerite	1.0	0.2	4311.05
Sphalerite	0.2	0.2	4465.12
Galena	1.3	0.1	880.3
Oxidic slag	1.5	0.3	11.68
Sulfide slag	2.3	0.1	22.63
Slag from ore processing	5.1	0.04	19.27
Gravity sand	3.4	0.4	300.64
Ash - former treatment (soda slag)	-3.2	0.3	608.81
Ash - actual treatment	4.4	0.2	24327.75
Sn waste material after Pb refinement	-23.0	2.5	578.84
Cu waste material after Pb refinement	-13.9	0.1	352.13
Pigment	-0.1	0.3	712407.16

<b>Ash</b>	<b>-5.1</b>	<b>0.2</b>	<b>49512.54</b>
<b>Sludge - WWTP</b>	<b>2.1</b>	<b>0.1</b>	<b>180.18</b>
<b>Orange glass wastes</b>	<b>2.1</b>	<b>0.2</b>	<b>1389.36</b>
<b>Red glass wastes</b>	<b>-3.0</b>	<b>0.6</b>	<b>2318.39</b>
<b>Coal</b>	<b>-2.3</b>	<b>0.2</b>	<b>24.79</b>
<b>Slag</b>	<b>58.6</b>	<b>0.9</b>	<b>14.97</b>
<b>Ash</b>	<b>-8.6</b>	<b>0.1</b>	<b>16.49</b>
<b>Energy gypsum</b>	<b>3.6</b>	<b>0.1</b>	<b>10.06</b>
<b>Stabilisate</b>	<b>2.1</b>	<b>0.1</b>	<b>5.68</b>
<b>Deposit</b>	<b>24.8</b>	<b>0.1</b>	<b>5.24</b>

Příloha 3:

Graf kadmiové koncentrace průmyslových odpadů pocházejících z různých průmyslových procesů.



Příloha 4

Rozsahy stanovených koncentrací vybraných prvků u jednotlivých skupin JHO (hm. %).

položka	skupiny vzorků		
	R, vz. 1 – 6	R, vz. 7 - 15	B, vz. 16 - 25
Fe <sub>celk.</sub>	47,5 – 54,8	32,8 – 56,2	32,8 – 62,0
C	4,5 – 9,2	2,7 – 12,5	0,37 – 1,30
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	0,64 – 1,02	0,43 – 2,53	0,15 – 5,30
Zn	4,5 – 4,9	0,7 - 4,0	1,6 – 5,8
Pb	1,11 – 1,28	0,12 – 0,88	0,38 – 1,55
Cd	0,039 – 0,057	0,007 – 0,036	0,013 – 0,280
Cu	0,077 – 0,085	0,010 – 0,077	0,044 – 0,086
Cr	0,077 – 0,103	0,02 – 0,13	0,07– 0,21

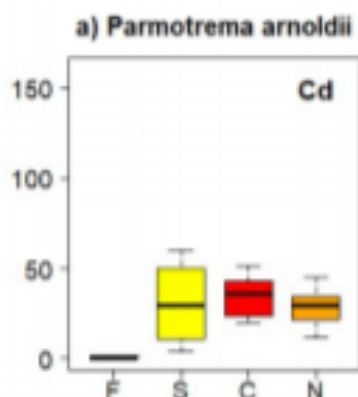
Příloha 5

Obsah vybraných neželezných kovů ve vzorcích pro stanovení ekotoxicity.

označení vzorku	typ odpadu	obsah kovu [ hmot. %]					
		Zn	Pb	Cd	Cu	Cr	Mn
B1/2	ocelářenský kal	5,8	1,55	0,28	0,0080	0,14	1,05
B4/VPO	vysokopecní kal	2,9	1,02	0,060	0,050	0,07	0,53
R1/4	vysokopecní kal	4,0	0,88	0,036	0,062	0,108	0,93
R3/2	vysokopecní kal	3,7	0,84	0,032	0,077	0,13	1,03

Příloha 6

Výsledné hodnoty koncentrace kadmi v lišejníku na jednotlivých 4 lokalitách odběru- les, jižní část města, centrum a severní část města.



## **11 Datový nosič CD/ DVD**